

MARCONDES ALBUQUERQUE DE OLIVEIRA

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITATS SOBRE AS ÁRVORES EM TRECHO
DE FLORESTA ATLÂNTICA NORDESTINA**

RECIFE – PE

2003

MARCONDES ALBUQUERQUE DE OLIVEIRA

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITATS SOBRE AS ÁRVORES EM TRECHO
DE FLORESTA ATLÂNTICA NORDESTINA**

Dissertação defendida e apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em

ORIENTADOR: Profº. Dr. MARCELO TABARELLI

RECIFE – PE

2003

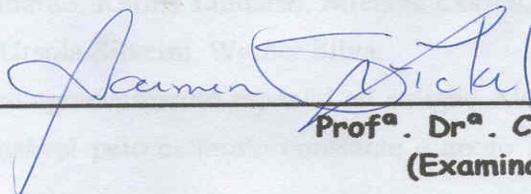
MARCONDES ALBUQUERQUE DE OLIVEIRA

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITATS SOBRE AS ÁRVORES EM TRECHO DE
FLORESTA ATLÂNTICA NORDESTINA**

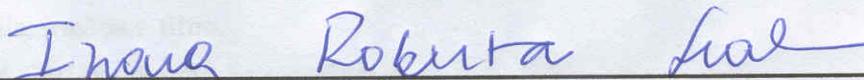
Dissertação defendida e aprovada à seguinte banca examinadora:



**Prof^o. Dr. Marcelo Tabarelli
(Orientador)**



**Prof^a. Dr^a. Carmen Zickel
(Examinadores)**



**Prof^a. Dr^a. Inara Leal
(Examinadores)**

Oliveira, Marcondes Albuquerque de
Efeito da fragmentação de habitats sobre as
árvores em trecho de Floresta Atlântica Nordestina /
Marcondes Albuquerque de Oliveira. - Recife : O
Autor, 2003.

79 folhas : il., fig., tab., gráf., mapa.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal
de Pernambuco. CCB. Biologia Vegetal, 2003.

Inclui bibliografia e anexo.

0

1. Biologia vegetal – Ecologia de comunidades. 2.
Floresta Atlântica – Fragmentação de habitats –
Espécies arbóreas. I. Título.

581.5

581.5247

CDU (2.ed.)

CDD (20.ed.)

UFPE

BC2004-243

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudo. Aos proprietários da Usina Serra Grande e a Conservation International do Brasil.

À coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, juntamente com os professores, os quais foram responsáveis pela ampliação de meus conhecimentos. Um agradecimento especial aos funcionários Giovana Gutters e Hidelbrando Silva, pela gentileza e cordialidade sempre prestada.

Ao Prof^o. Marcelo Tabarelli pela grande oportunidade de trabalharmos juntos, pelo conhecimento transmitido e estímulo constante.

À Prof^a. Carmen Zickel por iniciar-me nos estudos científicos com sua imensa paciência e simpatia.

Aos amigos sempre presentes nas horas mais difíceis, Ailton Pereira, Ana Paula, André Laurênio, Bernadete Costa e Silva, Claudia Eugênio, Elba Ferraz, Fátima Lucena, Wbaneide Andrade, Mauricéia Tschá, Marcos Silva, Margareth Sales, Marlene Barbosa, Paulo Germano, Ronaldo Silva, Socorro Souto, Simone Lira.

Aos colegas de turma, pelos maravilhosos momentos de convivência e troca de conhecimentos: André Santos, Ana Virgínia, Conceição Luna, Deyvson Cavalcanti, Flávia Carolina, Giane Souza, Marcelo Lopes, Maura Mendes, Ruth Raquel, Sérgio Xavier.

Aos mais novos amigos, quero expressar meu sincero apreço, além dos inesquecíveis momentos de campo e extra campo: Amaro Fernandes, Bruno Xavier, Clarissa Knoechelamnn, Felipe Camarão, Karina Linhares, Michele Corrêa, Patrícia Raizer, Patriota, Pillé Urbas, Raymundo Sá Neto, Úrsula Silveira, Werber Silva.

Um agradecimento especial ao amigão Alexandre Grillo, por sua amizade sincera e cordial. Foi responsável pelo estímulo constante e apoio indispensável à realização de várias etapas deste trabalho.

O convívio familiar é, sem dúvida, o alicerce para uma vida equilibrada; por isto agradeço a meus pais, irmãos e filho.

A DEUS pela minha existência.

Dedicatória

A experiência de estar em outro convívio, como foi o de trabalhar em Coimbra, Ibataguara/AL, fizeram-me refletir sobre muitos valores de minha vida, antes despercebidos. A simplicidade de um povo, sua cultura, seus estilos próprios, seu linguajar. A beleza e a pureza de suas crianças, sua confiança num futuro que ainda virá. A bravura do “Novo” e o conhecimento inesgotável do “sábio” Sr. Heleno, ambos mateiros, a quem devo parte desta obra.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|-----------|
| Figura 1. Localização geográfica da área de estudo | 68 |
| Figura 2. Percentual das espécies arbóreas em áreas de borda e núcleo em relação à síndrome de dispersão, nicho de regeneração e estratificação no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL..... | 69 |
| Figura 3. Percentual de indivíduos em classes de alturas no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL | 70 |
| Figura 4. Percentual de indivíduos em classes de DAP no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL | 71 |
| Figura 5. Percentual das espécies arbóreas mais abundantes nas áreas de borda no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL | 72 |
| Figura 6. Percentual das espécies arbóreas mais abundantes nas áreas de núcleo no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL | 73 |
| Figura 7. Percentual das espécies arbóreas mais freqüentes nas áreas de borda no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL | 74 |
| Figura 8. Percentual das espécies arbóreas mais freqüentes nas áreas de núcleo no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL | 75 |

| | |
|---|------------|
| AGRADECIMENTOS | III |
| LISTA DE FIGURAS | V |
| 1. INTRODUÇÃO | 08 |
| 2. REVISÃO DE LITERATURA | 10 |
| 2.1. Floresta Atlântica Brasileira | 10 |
| 2.2. Efeitos da Fragmentação de Habitats nas Floresta Neotropicais..... | 17 |
| 3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 26 |
| 4. MANUSCRITO | |
| 4. 1. Efeito da fragmentação de habitats sobre as árvores em trecho de floresta Atlântica nordestina | 41 |
| Abstract..... | 42 |
| Resumo | 42 |
| Introdução..... | 44 |
| Material e Métodos..... | 46 |
| Área de estudo | 46 |
| Riqueza e diversidade de espécies..... | 46 |
| Grupos ecológicos | 47 |
| Distribuição de indivíduos por classe de altura e DAP | 48 |
| Abundância de indivíduos/espécies..... | 48 |
| Análise estatística | 48 |
| Resultados | 49 |
| Discussão | 50 |
| Referências bibliográficas | 56 |
| Apêndice..... | 63 |
| 5. CONCLUSÕES | 76 |

| | |
|----------------------------|-----------|
| 6. RESUMO | 77 |
| 7. CONCLUSÕES | 78 |
| ANEXO | 79 |

1. INTRODUÇÃO

=====

As florestas Neotropicais são consideradas as maiores, mais ricas e diversas do planeta em relação às formas de vida, sendo consideradas como áreas prioritárias para a conservação, por possuírem alto grau de endemismo, com 44% de todas as espécies de plantas vasculares e ocupando cerca de 1,4% da superfície da terra (Myers et al., 2000). No entanto, o contínuo aumento da devastação sofrida por estas florestas, provoca uma séria ameaça à diversidade biológica, que é a principal causa da presente crise de extinção de espécies (Wilcox & Murphy, 1985).

A fragmentação florestal traz inúmeros prejuízos aos sistemas naturais, sendo o de maior importância à perda da biodiversidade. As consequências imediatas da fragmentação são a redução e subdivisão da área de habitat disponível, um maior efeito de borda e uma maior influência da matriz circundante (Gascon & Lovejoy, 1998; Sizer & Tanner, 1999). Tais processos levaram a uma drástica redução na diversidade biológica local (Turner, 1996; Benitez-Malvido, 1998; Tabarelli et al., 1998; 1999), seja imediatamente, através da perda da área, ou em longo prazo, através dos efeitos da insularização (Wilcox, 1980; Fernandez, 1997). Por reduzir a biodiversidade, o processo de fragmentação prejudica o equilíbrio e estabilidade dos ecossistemas, além de reduzir o potencial de uso econômico da região.

No Brasil, a floresta Atlântica apresentava cerca de 12.000.000 km² de superfície à época da ocupação pelos portugueses (Coimbra-Filho & Câmara, 1996), abrangendo todo o corpo territorial no contorno atlântico da costa brasileira desde o estado do Rio Grande do Sul até o Amapá (Fernandes & Bezerra, 1990). O estado de devastação desta floresta resulta de quase cinco séculos de ocupação que testemunharam diversos ciclos exploratórios em prol do desenvolvimento econômico brasileiro. Apesar de ser uma área fortemente degradada, a floresta Atlântica ainda apresenta elevados níveis de biodiversidade e endemismo (Coimbra-Filho & Câmara, 1996), o que justifica considerá-la como uma área prioritária para a conservação (ver Myers et al., 2000). Atualmente, os fragmentos da floresta Atlântica brasileira apresentam-se, principalmente, sob a forma de antigos fragmentos (idade superior a 50 anos) e apresentam um dos mais altos endemismos de plantas e animais, não observados em qualquer outra floresta tropical continental, sendo em alguns casos igual ou superior a diversidade estimada para a floresta Amazônica (Klein, 1980; *apud* Fernandes & Bezerra, 1990; Mori et al., 1983; Brown Jr, 1987; Brown Jr & Brown, 1992; Leitão-Filho, 1994; Thomas et al., 1998).

Este estudo tem como objetivo compreender os efeitos da fragmentação sob componente arbóreo de diferentes sítios em áreas de borda da floresta e áreas nucleares de mata madura. Foram examinados: (1) a diversidade e riqueza de espécies; (2) os ecológicos com seus respectivos (síndromes de dispersão, nicho regeneração e estratificação); (3) classes de altura e DAP (diâmetro a altura do peito). Por fim, discutimos as implicações dos resultados em possíveis cenários de regeneração para os fragmentos de floresta Atlântica nordestina.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Floresta Atlântica Brasileira

O conceito de floresta Atlântica tem variado bastante através dos tempos, muitas vezes, atrelado a sua expansão territorial. Por isto, sendo denominada “Mata Costeira”, “Mata Atlântica”, “Província Atlântica”, “Floresta pluvial” por diversos autores. Segundo Andrade Lima (1966) a floresta Atlântica pode ser compreendida como uma floresta perenifólia, latifoliada, higrófila costeira. Trata-se de uma floresta sempre-verde, geralmente com folhas largas, com bastante umidade durante todo ano e que é vizinha à costa ou acompanha a costa (o atlântico). Desta vizinhança decorre a umidade, que aliada às altas temperaturas, garante o caráter de vegetação perenifólia.

A primeira tentativa de classificação geográfica da Flora Brasileira foi tomada por iniciativa de Martius, o qual propôs a subdivisão do país em cinco províncias botânicas: Náíades, Hamadriades, Driades, Oréades e Napéias, baseando-se nos diversos aspectos fisionômicos da flora considerada (Ferri, 1980). Posteriormente, baseados em critérios e objetivos distintos, vários foram os sistemas de classificação da vegetação brasileira, alguns deles citados por Ferraz (2002): Martius, 1824; Sampaio, 1945; Aubréville, 1961; Rizzini, 1963; Andrade-Lima, 1966 e Romariz, 1972.

Dentre os sistemas de classificação mais recentes destacam-se: (Veloso & Góes Filho (1982), Veloso et al., (1991), Veloso (1992), onde são encontradas revisões das diversas classificações vegetacionais propostas por inúmeros fitogeógrafos. Estes trabalhos tentam criar uma terminologia fitogeográfica da vegetação brasileira integrada a um sistema universal, através de aspectos fisionômico-ecológicos. Sendo assim, a vegetação Atlântica inclui várias fácies: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista; Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual. Estas fácies subdividem-se ainda em outras categorias.

Fernandes & Bezerra (1990), com base nos aspectos ecológicos relacionados com as condições climáticas, padrões geomorfológicos e seus modelos fisiográficos distintos, assim como a interdependência da vegetação com a natureza do substrato e topografia, subdividiram a Província Atlântica em duas regiões: **Subprovíncia Serrana ou Driádica** (Setor da Cordilheira Marítima, Setor do Planalto Meridional, Subsetor da Araucária, subsetor Periférico) e **Subprovíncia Litorânea ou Costeira** (Setor Talássico ou Marinho, Setor Praiano ou Arenoso, Setor do Mangue ou Paludoso).

De acordo com Câmara (1991), a floresta Atlântica, *lato sensu*, abrange três conjuntos

florísticos díspares em sua fitofisionomia e composição: **Floresta Ombrófila densa** (matas de encostas e matas de altitude das regiões Sul e Sudeste, matas de tabuleiros e de encostas da região Nordeste e manchas de floresta ombrófila no topo das elevações nordestinas - brejos e chãs); **Florestas Estacionais Semidecíduais e Decíduais** (regiões Sul e Sudeste, áreas limitadas da região Centro Oeste e Sul do Mato Grosso do Sul, incluindo as matas ciliares e florestas em manchas “capões”, também áreas limitadas de matas semidecíduais contíguas às formações ombrófilas do litoral nordestino); **Florestas Ombrófilas Mistas** (região Sul, com predominância de coníferas - Araucárias e Podocarpus -, também representadas em encaves residuais na região sudeste). Este autor reúne ainda, outras formações florísticas associadas à floresta Atlântica: encaves de campo, cerrados e campos de altitude do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo; a vegetação das restingas, dunas, manguezais, ilhas costeiras, as matas isoladas de topo de morro e encostas no Nordeste (Brejos, Chãs, Tabuleiros); adentrando até o continente, as Serras de Ibiapaba, Baturité e Chapada do Araripe e, finalmente, formações vegetais nativas da Ilha de Fernando de Noronha.

Segundo Ferri (1980), as matas costeiras ou floresta Atlântica, estendem-se ao longo do litoral brasileiro, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, numa faixa que penetra para o interior até distâncias maiores ou menores, conforme a localização e principalmente o relevo. Rizzini et al. (1998) englobam as florestas caducifólias e semicaducifolia das regiões Sul e Sudeste, podendo partir da Serra do Mar e da Mantiqueira, estendendo para o Nordeste em direção à Argentina. Fernandes & Bezerra (1990) propõem que os limites da floresta atlântica brasileira se estendem até o Estado do Amapá (rio Oiapoque).

Dentro dos limites da província atlântica, as ilhas costeiras mais próximas do litoral, dependendo de sua extensão e topografia, exibem cobertura vegetal mais ou menos semelhantes às das regiões costeiras vizinhas, porém apresentam vegetação floristicamente pobre em relação às áreas continentais. Câmara (1991) destaca o arquipélago de Fernando de Noronha, cuja flora nativa, apesar de degradada e alterada pela ocupação humana durante séculos, apresenta manchas de vegetação primitiva, inclusive manguezal.

Ainda dentro dos limites deste ecossistema, no Nordeste do Brasil, em regiões interioranas, especialmente na porção oriental, existem manchas de florestas úmidas ou secas, localmente denominadas de “brejos” (Tavares et al., 1967; Andrade Lima, 1970). Estão assentados, na sua maioria na província da Borborema, abrangendo parte dos estados de Alagoas,

Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte e Ceará, em elevações e platôs com quotas que variam de 700 a 1200 m (Rodal et al., 1998; Sales, 2002 *apud* Araújo et al., 2002). Nelas as árvores podem atingir 30 - 35 m. As localidades mais conhecidas são escarpas do Chapadão da Serra do Ibiapaba (CE), Serra do Baturité (CE), Chapada do Araripe (PE/CE), Serra Negra de Floresta, Brejo dos Cavalos (PE) (Câmara, 1991). Recentemente inúmeros estudos foram realizados com objetivo de se conhecer melhor a flora destes remanescentes, cujo quadro de devastação já se tornara preocupante perante a comunidade científica (Mayo & Fevereiro, 1982; Correia, 1996; Moura, 1997; Ferraz et al., 1998; Tavares et al., 2000; Nascimento, 2001).

A floresta Atlântica apresenta grande variedade de climas, variando de sub-úmido, com curtas estações secas, no Nordeste, à extremamente úmido na Serra do Mar, com precipitações de até 4.000 mm anuais. De acordo com Ferri (1980) e Câmara (1991), os ventos úmidos sopram do mar para o continente, e as nuvens, ao subirem, condensam e precipitam, principalmente nas partes mais altas da Serra, em forma de nevoeiro ou chuva. Por isso os ambientes contêm bastante umidade para sustentar as florestas costeiras densas, com árvores de 20-30 metros de altura. O relevo é extremamente variado, indo do nível do mar até altitudes superiores a 2.700 m, nas serras da Mantiqueira e do Caparaó. Há uma importante cadeia de montanha que acompanha a costa oriental brasileira, desde o nordeste do Rio Grande do Sul até do Estado da Bahia, com destaque para a serra do mar, onde apresenta altitude média de 900 m. Na porção setentrional as maiores altitudes encontram-se entre os Estados de Alagoas, Pernambuco e Rio Grande do Norte, em cotas de 500 a 800 metros de altitude (Ferri, 1980).

Os solos são provenientes das rochas cristalinas pré-paleozóicas (granitos, gnaisses, etc) e de rochas sedimentares ou eruptivas. Em algumas áreas, o manto de intemperismo pode atingir dezenas de metros de profundidade; noutras, restringe-se a uma delgada camada (Câmara, 1991). Por outro lado, de uma maneira geral, Cortesão et al. (1991 *apud* Pavan-Fruehauf, 2000) consideram os solos da floresta Atlântica como sendo rasos, arenosos e de baixa fertilidade, sendo favorecida por uma rápida ciclagem de nutrientes devido à elevada precipitação e temperatura.

A rede hidrográfica da floresta Atlântica, em épocas remotas recobriu todas as bacias inferiores dos baixos cursos até as embocaduras dos rios que vertem para o oceano, em toda a costa brasileira. Sendo assim, essas florestas cortadas por grandes rios, entre os quais o Paraíba, o São Francisco, o Jequitinhonha, o Doce e o Paraíba do sul, abrangem a totalidade das bacias dos rios que nascem nas encostas da Serra do Mar ou nos tabuleiros costeiros (Magnanini, 1984 *apud*

Pavan-Fruehauf, 2000). Segundo Câmara (1991), esta rede abrange, primordialmente, as bacias do Paraná, do sudeste e do Leste, estendendo-se de forma secundária por pequenas partes das bacias do Uruguai e do São Francisco. Este mesmo autor chama atenção para as consequências provocadas pelos diversos projetos de geração de energia elétrica, os quais alteram os regimes dos rios e, por vezes, suprimem áreas de mata, causando desequilíbrios ecológicos.

Um dos elementos dominantes desta floresta são árvores, distribuídas em dois ou mais estratos, atingindo até 30 metros de altura (Ferri, 1980), não havendo grande desenvolvimento dos troncos, que se apresentam relativamente delgados. Os troncos são recobertos por musgos, hepáticas, líquens, filicíneas, grande variedade de epífitas (bromeliáceas, gesneriáceas, orquídeas, aráceas e piperáceas) e inúmeras trepadeiras. Pavan-Fruehauf (2000) destaca como um dos aspectos fisionômicos expressivos da floresta Atlântica a grande riqueza em espécies de epífitas, sendo o Sudeste brasileiro o maior centro de diversidade de bromélias, as quais são abundantes, tanto na floresta úmida quanto na restinga. Apresenta folhas de pontas muito longas (pontas goteiras) para facilitar o escoamento da água impedindo sua permanência prolongada na superfície foliar. São comuns nesta mata as raízes escoras, várias espécies madeireiras, araucárias, palmeiras e pteridófitas. Os solos são recobertos não só por inúmeras plantas herbáceas, mas também por um grande número de plantinhas de diferentes espécies e idades. Sobre esse solo ocorre uma camada (serrapilheira) que pouco a pouco se decompõe em húmus e se mistura com a camada superficial de solo.

Na opinião de Veloso & Góes Filho (1982), a floresta Atlântica é constituída de árvores perenifólias geralmente com brotos foliares sem proteção a seca. Câmara (1991) cita diversas madeiras de excelente qualidade como cedro (*Cedrela*), pau-marfim (*Balfurodendron*), jatobá (*Hymenea*), cabriúva (*Myroxilon*), jacarandás (*Dalbergia*, *Machaerium*), imbua (*Phoebe*), canafístula (*Cassia*) e canelas (*Nectandra*, *Ocotea*). Floristicamente, as famílias com maior representatividade são: Sapotaceae, Leguminosae, Vochysiaceae, Myrtaceae, Moraceae, Lauraceae, Rubiaceae, e Palmae (Governo do Estado de São Paulo 1992, *apud* Pavan-Fruehauf, 2000). Mantovani (1990) cita ainda como as famílias mais expressivas para a flora arbórea da floresta Atlântica; Annonaceae, Arecaceae, Bignoniaceae, Chrysobalanaceae, Fabaceae, Melastomataceae, Meliaceae, Mimosaceae, Moraceae, Myrtaceae, Rubiaceae, Sapindaceae e Sapotaceae. Das 10.000 espécies de plantas pertencentes à floresta Atlântica, são exclusivas a este ecossistema cerca de 53% das espécies de plantas arbóreas, 74% das bromélias e 49% das

palmeiras (Fundação SOS Mata Atlântica, 1992). Barbosa (2002 *apud* Araújo et al., 2002), por exemplo, encontrou cerca de 32% de espécies endêmicas na floresta Atlântica paraibana, sendo 24,5% restritas às matas de Tabuleiros.

Apesar de ser pouco estudada, sabe-se que a floresta Atlântica nordestina apresenta similaridade com as florestas pluviais da Amazônia Oriental (Andrade-Lima, 1966; Rizzini, 1963, 1979). Esta floresta assemelha-se as matas amazônicas em fisionomia e em composição florística (Ferri, 1980), porém com uma grande porcentagem de espécies endêmicas (Mori et al., 1981; Thomas et al., 1998). Pesquisas mais recentes (Thomas & Carvalho, 1993) apontam uma alta diversidade de árvores na floresta Atlântica Sul-bahiana, apresentando 458 espécies/hectare, acima de 5cm de DAP, com semelhança à diversidade encontradas em algumas matas da Amazônia. Existe farta indicação de que os ecossistemas amazônico e atlântico estiveram interligados em passado relativamente recente (Coimbra-Filho & Câmara, 1996) através do paralelismo florístico e faunístico, onde táxons botânicos e zoológicos de ambas as províncias misturam-se.

Fernandes & Bezerra (1990) acreditam que toda a variedade de fisionomias encontradas na floresta Atlântica, e que raramente são encontradas em outros conjuntos florestais do Brasil, possam constar de um relicto paleobotânico reduzido a poucas espécies derivadas de mudanças climáticas processadas mais intensamente no Quaternário. Da mesma forma, a presença de espécies amazônicas encontradas sobre a floresta pluvial do leste, sobre os Tabuleiros litorâneos (Hiléia baiana), poderia justificar os variados acontecimentos geográficos e climáticos remotos, responsáveis por esta distribuição.

A distribuição da flora atual pode servir como ponto de partida para interpretações especulativas ligadas à dinâmica, ao comportamento e à história das formações vegetacionais do passado, desde o Paleozóico até o Quaternário. Assim como uma ligação pretérita do gigantesco continente Gondwânico entre a flora atlântica/africana de alguns trechos. Podem ser encontradas cerca de duas centenas de gêneros em comum (*Trema*, *Zornia*, *Acacia*, *Pterocarpus*, *Adiantum*, *Selaginella*, etc.), assim como cerca de 50 espécies comuns (Scchnell, 1976 *apud* Fernandes & Bezerra, 1990). Dada a existência de espécies comuns às formações amazônicas e atlânticas, através de alguns componentes, também presentes na vegetação da costa africana, Fernandes & Bezerra (1990) acreditam que caminhos ou rotas migratórias podem ser encontrados justificando as afinidades entre os dois corpos florísticos brasileiros, hoje bastante separados, possivelmente

desde o período do Jurássico-Cretáceo. Uma outra visão também é cogitada a respeito desta miscelânea de floras. Klein (1980 *apud* Fernandes & Bezerra, 1990) relata a ocorrência de alguns gêneros andinos presentes na floresta Araucariana do Brasil (*Gunnera*, *Weinmannia*, *Berberis*, *Clethra*, *Cridodendron* e *Griselina*), assim como *Terminalia triflora*, encontrada no Brasil, apenas na Ilha de Santa Catarina reforça ainda mais a conexão entre vegetação atlântico-sul com a andina a partir do Cenozóico.

Câmara (1991) reporta o histórico da floresta Atlântica como tendo uma cobertura florestal contínua, bastante diversificada, tanto fitofisionômica como floristicamente. Porém, o desmatamento levou à extinção de muitas plantas e animais, muitos ainda desconhecidos para ciência. A floresta Atlântica é uma das formações florestais mais ameaçadas no Brasil devido ao estabelecimento contínuo de cinco séculos de ciclos econômicos exploratórios. Grandes foram os impactos sofridos por esta floresta: os ciclos de expansão agrícola como a cana-de-açúcar, plantio de cacau, café, banana, agricultura de subsistência, as monoculturas de espécies exóticas como o trigo, algodão e soja; retirada de madeira para carvão, os incêndios; substituição das áreas de mata por pastagens; aterros dos manguezais para fins imobiliários e turísticos desordenados; principalmente ao longo de todo o litoral. A criação de gado e outras atividades pecuárias, também contribuíram para promover a redução da diversidade e do espaço territorial da floresta Atlântica (Coimbra-Filho & Câmara, 1996).

Segundo observações de Câmara, (1991) o primeiro levantamento das espécies vegetais raras ou ameaçadas de extinção data de 1968, onde relaciona 13 espécies das quais 12 ocorrem na área da floresta Atlântica e, devido à extrema devastação ocorrida neste ecossistema, uma nova lista foi elaborada em 1999, pela WWF/Brasil, onde reúne cerca de 500 espécies vegetais e animais, das quais 63 pertencem ao ecossistema Atlântico. Em relação a nossa fauna, temos: Primatas: 10 spp; Carnívora: 10 spp; Xenartha: 3 spp; Rodentia: 5 spp; Artiodactyla: 2 spp; Aves: 77 spp; Répteis: 3 spp; Insetos: 22 spp.

A floresta Atlântica do Nordeste do Brasil inclui todas as florestas localizadas ao norte do rio São Francisco, totalizando uma área de cerca de 356.000 km². O grau de degradação das áreas de floresta Atlântica no nordeste do Brasil é ainda maior do que aquele observado em outros setores do Brasil (Silva & Tabarelli, 2000). Estas matas foram muito devastadas desde os primórdios de nossa história; atribuindo este fato, inicialmente pelos indígenas e logo a seguir pelos portugueses, franceses e holandeses (Ferri, 1980).

No Estado de Alagoas, inúmeros inventários florestais foram realizados. Apesar de datados de décadas passadas (Tavares, 1959, 1968a; Tavares et al., 1967, 1968b, 1969, 1971a,b), esses inventários tiveram como objetivo subsidiar pesquisas para uma política florestal, quantificar a reserva disponível de madeira e definir uso adequado das madeiras pouco estudadas, preocupando-se com a correta identificações dos taxa. Através dos inúmeros nomes vulgares atribuídos às diversas espécies vegetais arbóreas, verificou-se que estes nomes vulgares, quase na sua totalidade, conduzem a erros grosseiros, atingindo até 100% do volume e da frequência das espécies estudadas.

Mesmo com escassez de trabalhos realizados no domínio da floresta Atlântica nordestina, podemos destacar àqueles de cunho florísticos e/ou fitossociológicos no Estado de Pernambuco (Andrade-Lima & Lira, 1974; Medeiros-Costa, 1979, 1996; Lyra, 1982; Cavalcanti, 1985; Borges, 1992; Guedes, 1992; Correia, 1996; Lins & Silva, 1996; Moura, 1997; Siqueira, 1997; Sacramento, 2000; Nascimento, 2001; Ferraz, 2002; Andrade, 2002) e Paraíba (Barbosa, 1996).

Como importante contribuição para o entendimento das dinâmicas dos processos ecológicos em floresta Atlântica Nordeste, podemos citar o trabalho de Machado et al. (1998), que reúne vários estudos de diversos grupos biológicos (algas, fungos, briófitas, pteridófitas, fanerógamos, primatas, aves e anfíbios), fatores abióticos, estudos de polinização, síndromes de dispersão, conservação, educação ambiental e estudos climáticos, geológicos, geomorfológicos, geotécnicos e hidrológicos. Recentemente, numa iniciativa da Secretaria de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente, juntamente com vários pesquisadores, foi realizada uma compilação de diversos trabalhos sobre a Biodiversidade de Pernambuco (Tabarelli & Silva, 2002).

Ferraz (2002) analisou 34 trabalhos realizados na floresta Atlântica (*lato sensu*) do Nordeste brasileiro. Este autor destaca a necessidade de uma comparação florística mais refinada entre as florestas de terras baixas e montanas da região Nordeste. Ferraz (2002), observando a composição florística de diversas subunidades, verificou que na Bahia e Alagoas, *Caesalpinaceae* e *Sapotaceae* foram as famílias com maior densidade e/ou de volume de madeira. Nas florestas de terras baixas da Paraíba e Pernambuco destacaram-se as famílias *Anacardiaceae*, *Euphorbiaceae*, *Lauraceae*, *Mimosaceae* e *Moraceae*. Nas florestas montanas observou-se dois grupos distintos: um pertencente às florestas montanas mais próximas da costa e outro das situadas mais no interior do semi-árido, destacando-se nos dois grupos as famílias *Myrtaceae*, *Bombacaceae* e *Lauraceae*. Para as Florestas de Tabuleiros, registrou-se a presença das: *Sapotaceae*, *Mimosaceae*, *Lauraceae*,

Euphorbiaceae e Myrtaceae.

Num contexto geral, todos os pesquisadores são unânimes em afirmar que, apesar de muito devastada, a floresta Atlântica é altamente diversa (Fernandes & Bezerra, 1990) e que muito há ainda que se investigar.

2.2. Efeitos da fragmentação de habitats sobre as florestas neotropicais

As florestas Neotropicais são consideradas as maiores, mais ricas e diversas do planeta em relação às formas de vida, sendo consideradas como áreas prioritárias para a conservação, por possuírem alto grau de endemismo, com 44% de todas as espécies de plantas vasculares e ocupando cerca de 1,4% da superfície da terra (Myers et al., 2000). No entanto, o contínuo aumento da devastação sofrida por estas florestas, provoca uma séria ameaça à diversidade biológica, que é a principal causa da presente crise de extinção de espécies (Wilcox & Murphy, 1985).

Apesar de existirem registros esporádicos de fragmentação de habitats desde a Grécia antiga (Shafer, 1990), uma documentação mais detalhada desse processo só passou a ser feita nas últimas décadas e atualmente a fragmentação já é considerada como uma das maiores ameaças à biodiversidade global. Além da redução da área, que já seria suficiente para que espécies com grandes requerimentos espaciais fossem perdidas, outros processos que ocorrem em fragmentos florestais como os “Efeitos de Borda”, também são responsáveis pela presença ou ausência de determinadas espécies. Uma consequência inevitável da fragmentação florestal é um drástico aumento no total de bordas de habitats. Conseqüentemente, as populações animais e vegetais presentes nos fragmentos não estão apenas reduzidas e subdivididas, mas também são expostas a mudanças abióticas e bióticas associadas à borda das florestas (Wilcox, 1980; Laurance & Bierregaard, 1997; Lovejoy et al., 1986).

A expansão das atividades sócio-econômicas tem sido a principal responsável pela modificação e/ou destruição de uma série de habitats. Em todo o mundo a retirada da vegetação nativa, seja para a exploração de madeira ou para uso da terra, tem atingido níveis alarmantes. Tal degradação ambiental é ainda mais acentuada nos trópicos (Myers, 1988 *apud* Pires, 2000), onde as taxas de desmatamento são mais intensas. A grande maioria dos tipos vegetacionais, assim como outras paisagens exploradas no mundo, têm em comum o fato de já terem sido áreas de

vegetação contínua. Hoje esses habitats estão relegados a pequenos pedaços remanescentes e isolados, mergulhados numa paisagem de mosaico transformada pelo homem, devido a um processo conhecido como fragmentação de habitats (Pires, 2000).

Um fragmento florestal pode ser definido como qualquer área de vegetação natural contínua, interrompida por barreiras antrópicas (estradas, culturas agrícolas, etc.) ou naturais (lagos, outras formações vegetais, etc.) capaz de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen, e/ou sementes (Viana, 1990). Logo após o desmatamento, a vegetação remanescente é exposta a condições microclimáticas drasticamente distintas. Isso se deve a uma maior penetração da radiação solar e à exposição direta aos ventos quentes e secos que se originam no habitat ao redor, criando geralmente um gradiente borda-interior de variáveis ambientais. Entre as alterações mais frequentes estão o aumento da temperatura e a diminuição da umidade no ar no solo, que pode alcançar até dezenas de metros para o interior dos fragmentos (Kapos, 1989; Saunders et al., 1991; Stevens & Husband, 1998).

Alguns modelos têm sido desenvolvidos a fim de que se possa estimar o quanto os efeitos de borda penetram nos fragmentos florestais (Laurance & Yensen, 1991; Malcolm, 1994). Entretanto, alguns efeitos interagem entre si, de forma que não deveria ser esperado que todos os efeitos variassem da mesma forma com a distancia da borda. Todavia, conforme visto acima, estudos têm demonstrado que as espécies respondem diferentemente à borda. Sendo assim, a medida dos efeitos de borda deve considerar quais escalas temporais e espaciais são mais relevantes para cada espécie (Murcia, 1995). Tais conhecimentos, aliados aos padrões gerais já descritos, são importantes para que se possa atenuar os efeitos negativos das bordas em remanescente florestais, ou mesmo escolher entre diferentes opções de manejo para uma determinada área. Para esse mesmo autor, os efeitos de bordas em fragmentos de habitat podem ser classificados em três diferentes tipos: (1) efeitos abióticos, envolvendo mudanças nas condições ambientais resultantes da proximidade de um habitat estruturalmente distinto; (2) efeitos biológicos diretos os quais envolvem alterações na abundância e distribuição de espécies causadas diretamente pelas condições físicas próximas à borda e determinadas pela tolerância fisiológica das espécies às condições na borda e próximo a ela; e (3) efeitos biológicos indiretos, os quais envolvem mudanças nas interações ecológicas tais como predação, dispersão de sementes, competição e etc. Na opinião de Murcia (1995, *op.cit.*), após a criação das bordas o que ocorre é uma série de “efeitos em cascata”, onde a maior entrada de luz vai favorecer o

crescimento da vegetação, a qual vai atrair animais folívoros e seus predadores, e estes vão interagir com as espécies presentes anteriormente nos fragmentos.

Variações microclimáticas e estruturais podem ser observadas em cerca de 60m de borda (Laurance et al., 1998). Dentre os inúmeros efeitos provocados pela fragmentação, estes autores observaram que do interior da floresta até a borda, os números de plântulas, de indivíduos jovens e árvores secundárias aumentaram, enquanto o número de árvores de floresta madura diminuiu; os efeitos são expressos ainda, numa redução de altura da cobertura e no aumento da estatura do dossel. Oosterhoorn & Kapelle (2000) registram que altas temperaturas e taxas elevadas de evapotranspiração estão associadas às camadas mais baixas de serrapilheira (Didham & Lawton, 1999). Os fragmentos florestais são muito vulneráveis, pois têm bordas secas, que sofrem pressão da matriz circundante formada por criação de pasto, levando-as, com isto, a serem mais propensas ao fogo (Cochrane & Schultze, 1999; Laurance & Williamson, 2001). Euskirchen et al. (2001) estudando florestas de coníferas, nos Estados Unidos, observaram que os efeitos de borda afetam a riqueza e distribuição de espécies e, de acordo com a extensão da borda, que pode atingir até 30 m, alguns grupos de plantas têm habitats preferenciais (borda, clareira e interior).

A caça, o desmatamento e os incêndios não são as únicas ameaças à sobrevivência de plantas e animais. O processo de fragmentação das florestas também põe espécies em risco de extinção. Assim, animais respondem de diferentes maneiras, quando se trata da exploração da matriz circundante. A habilidade de espécies para usar a matriz de habitats modificados ao redor de fragmentos florestais pode afetar sua vulnerabilidade e as paisagens fragmentadas. Gascon et al. (1999), estudando quatro grupos de animais (aves, anfíbios, pequenos mamíferos e antas) na Amazônia central, detectou variadas respostas globais à fragmentação: a riqueza de espécies de pequenos mamíferos e sapos aumentou depois do isolamento do fragmento, ao passo que a de aves e antas diminuiu. Houve uma alta proporção de espécies de floresta primária explorando a matriz e os três grupos (aves, pequenos mamíferos e sapos) exibiram correlações positivas e significativas entre a abundância da matriz e vulnerabilidade à fragmentação, sugerindo que espécies que evitam a matriz tendem a declinar ou desaparecer nos fragmentos, enquanto aquelas que toleram ou exploram a matriz, sempre permanecem estáveis ou aumentam. Estes resultados merecem maiores observações em termos de importância da matriz circundante, ser importante ou não, quando se aplicado ao manejo de paisagens fragmentadas (Gascon & Lovejoy, 1998). Entretanto, ainda são poucos os estudos que focalizam nos efeitos biológicos indiretos das bordas

e a maior parte deles tem se concentrado na predação de ninhos de aves. Habitats de borda foram considerados por Gates & Gysel (1978) como “armadilhas ecológicas” para aves, pelo fato das mesmas serem atraídas pelas condições aparentemente favoráveis de aninhamento, enquanto ocorrem nessas áreas altos níveis de predação. Alguns estudos têm mostrado que os níveis de predação de ninhos naturais e artificiais de aves são maiores próximos à borda do que no interior das florestas (Wilcove, 1985; Wilcove et al., 1986; Burkey, 1993; Marini et al., 1995; Tabarelli & Mantovani, 1997). Entretanto, alguns estudos não têm encontrado tal diferença (Santos & Telleria, 1992; Pasitschniak-Arts et al., 1998).

Na floresta Atlântica, espécies de Arecaceae, Leguminosae, Sapotaceae, Lecythidaceae, Lauraceae, Myrtaceae, Melastomataceae são dispersas por frugívoros de médio e grande porte como aves, primatas, roedores e morcegos, que estão desaparecendo em função da caça. (Mori et al., 1981; Moraes, 1992; Morellato & Leitão-Filho, 1995). Em conjunto, espécies destas famílias são responsáveis pela maior parte da diversidade de árvores nesta floresta (Mori et al., 1983; Mantovani, 1990; Tabarelli & Mantovani, 1997).

Estudos que mostram a relação “espécie-específica” também têm sido usados na identificação das espécies que estariam mais sujeitas a declinar em sistemas fragmentados (Dale et al., 1994; Offerman et al., 1995). A maior parte dessas características refere-se à habilidade que as espécies vão ter em lidar com as alterações espaciais e estruturais da paisagem e envolvem tamanho de área de vida, grau de territorialidade, preferência de habitat e habilidade para permear entre manchas de floresta. O reconhecimento de que as populações estavam mais ameaçadas quanto menores e mais isoladas fossem, levou ao questionamento de qual seria o tamanho populacional mínimo para que as mesmas estivessem a salvo da extinção em remanescentes florestais. Isso por sua vez, gerou um campo de pesquisa conhecido como Análise de Viabilidade de Populações (AVS), o qual já começou a ser usado na escolha entre diferentes opções de manejo para algumas espécies. Como existe uma relação negativa entre a densidade populacional e o tamanho das áreas de vida. Delany (1982) e Bergallo (1990) observaram que indivíduos que requerem grandes áreas vão ter pequenos tamanhos populacionais em fragmentos de habitat, facilitando assim a extinção local de sua população. Além disso, para algumas espécies com requerimentos de áreas extremamente grandes (e.g. predadores de topo), o próprio tamanho do fragmento pode ser menor do que a área necessária para a sobrevivência de um único indivíduo. Lovejoy et al. (1986), por exemplo, encontraram fragmentos amazônicos de 100 hectares que não

foram capazes de comportar duas espécies de primatas (*Ateles paniscus e chiropotes satanas*) as quais eram encontradas em matas contínuas.

Machado & Bezerra (2002) atribuem o baixo percentual de frutos (23,3%) formados em relação à alta produção de grãos/flores 3.360, além da polinização por xenogamia, como reflexo dos impactos ecológicos que os remanescentes de floresta Atlântica vem sofrendo, uma vez que a fragmentação de habitats diminui a diversidade de abelhas e conseqüentemente o sucesso reprodutivo das espécies por elas polinizadas. Outros estudos envolvendo relações mutualistas entre plantas x animais (Aizen & Feinsinger, 1994) refletem os efeitos provocados pela fragmentação, pondo em risco estes processos.

A vegetação e a fauna silvestre estão cada vez mais ilhados entre cidades, lavouras, estradas e pastagens e há uma relação inversa entre tamanho destas ilhas (ou fragmentos florestais) e a sobrevivência à longo prazo. Devido ao isolamento a que estão sujeitos e ao fato de estarem cercados por um tipo de habitat diferente ao qual são compostos, fragmentos florestais tem sido considerados como “ilhas de habitat”. Através dos conhecimentos adquiridos com as investigações das biotas insulares, MacArthur & Wilson (1967) propuseram a criação da “Teoria de Biogeografia de Ilhas”, onde a aplicabilidade dos princípios abordados por essa teoria, à remanescentes florestais, fossem posteriormente usados como recomendações para o design de reservas naturais.

Nos fragmentos de floresta Amazônica, Lovejoy et al. (1986) observaram que após o isolamento, houve uma invasão de espécies de borboletas características de áreas abertas e vegetação de crescimento secundário (light-loving), Tais borboletas foram encontradas a até 300 m para o interior do fragmento e de acordo com os autores estariam competindo com as espécies de sub-bosque (shade-loving) por fontes de néctar e locais para ovoposição, além de interferir no comportamento reprodutivo das mesmas.

A perda de espécies de aves em fragmentos florestais após o processo de isolamento é bem documentada (Lovejoy et al., 1986; Andrén & Angelstam, 1988; Bierregaard Jr et al., 1992; Soulé et al., 1992; Offerman et al., 1995; Turner, 1996) e a predação de ninhos tem sido considerada como um dos principais fatores responsáveis por esse declínio (Yahner & Veloso, 1988; Sieving & Karr, 1997).

As alterações estruturais, entretanto, tendem a permanecer por várias décadas após o isolamento ou mesmo indefinidamente, uma vez que são decorrentes das mudanças no ambiente

físico causadas pela exposição às condições abióticas da borda. A maior penetração de luz vai promover o crescimento de uma vegetação mais densa, característica de áreas perturbadas, rica em lianas e trepadeiras. Além disso, a exposição aos ventos faz com que a queda de árvores, troncos e folhas seja maior na borda, favorecendo também uma redução na cobertura do dossel (Lovejoy et al., 1986; Saunders et al., 1991; Laurance & Yensen, 1991; Bierregaard Jr. et al., 1992; Malcolm, 1994; Murcia, 1995; Turner, 1996; Laurance & Bierregaard, 1997; Didham & Lawton, 1999). Uma implicação dessas alterações estruturais é a facilitação da entrada de incêndios que estejam ocorrendo nos habitats ao redor. Geralmente, esses incêndios afetam principalmente a borda dos fragmentos, devido a estas serem mais inflamáveis, pode também penetrar no interior dos mesmos. De acordo com Janzen (1986), na próxima estação de crescimento, essa borda danificada terá seu estrato herbáceo aumentado, estendendo assim a margem da área inflamável para o interior do fragmento.

Segundo Lovejoy et al. (1986), cinco anos após o isolamento, os interiores de pequenos fragmentos na floresta Amazônica estavam mais úmidos e escuros do que nos primeiros anos após o desmatamento. Sendo assim, a “idade da borda” também deve ser levada em conta ao se avaliar a intensidade de determinados efeitos em diferentes áreas (Kapos et al., 1997).

Ranta et al. (1998) mapearam 1839 fragmentos de floresta Atlântica de terras baixas, no litoral Sul de Pernambuco, chamando atenção para o reduzido tamanho das áreas remanescentes no nordeste, onde 48% destes com menos de 10 hectares e apenas 7% acima de 100 hectares, com distâncias relativamente grandes. Segundo dados recentes, estima-se que a área remanescente esteja em cerca de 1% da área original de floresta Atlântica em Pernambuco (SECTMA, 2002).

A necessidade de preservação das florestas, que, além de conterem patrimônio genético de valor incalculável, ainda não inteiramente avaliado, é importante para o equilíbrio de ecossistemas, proteção de recursos hídricos, da fauna, entre outras finalidades.

Além dos enfoques nos efeitos ecológicos da fragmentação (especialmente no que se refere a mudanças na riqueza e composição de espécies e alterações na dinâmica populacional), uma atenção maior passou a ser dada para as conseqüências genéticas da fragmentação e suas implicações para a conservação. Parte do interesse por esse enfoque foi gerado depois do reconhecimento dos principais processos que ameaçam de extinção as pequenas populações (Gilpin & Soulé, 1986). Tais efeitos, entretanto, podem ser atenuados se as populações não estiverem completamente isoladas umas das outras. A formação de metapopulações (conjuntos de

populações locais ligadas por indivíduos que dispersam) (Hanski & Gilpin, 1991), pode impedir a perda de uma espécie em uma certa área, livrando-a de uma possível extinção local ou mesmo permitindo a recolonização em outros fragmentos.

A perda da flexibilidade evolutiva vem como decorrência da redução da variabilidade genética, que por sua vez, provoca uma diminuição da população em responder adaptativamente às flutuações e mudanças ambientais. Isto influencia, então, a probabilidade de sobrevivência em longo prazo de uma população, já que a variabilidade genética é um requisito básico para adaptação evolutiva em ambientes sujeitos a perturbações (Lande & Barrowclough, 1987).

A documentação sobre as perdas de espécies animais em remanescentes florestais cresce a cada ano (Lovejoy et al., 1986; Newmark, 1987; Soulé et al., 1992; Turner, 1996; Sieving & Karr, 1997) de forma que o entendimento de como cada espécie vai ser afetada por esse processo, torna-se essencial, para que novas perdas possam ser evitadas. O primeiro passo, portanto, é entender como o processo de fragmentação põe em risco a persistência dessas espécies (Pires, 2000).

Através de uma revisão de literatura Turner (1996) mostra que, na grande maioria dos casos a fragmentação em floresta pluvial tropical conduz a perda local de espécies, onde fragmentos isolados sofrem reduções na riqueza. Para este autor, fragmentos menores apresentam sempre uma baixa diversidade de espécies (registradas para o mesmo esforço amostral), quando relacionados em grandes fragmentos ou em áreas de floresta contínua; sendo as aves o grupo taxonômico mais freqüentemente estudado. Tais efeitos permeiam os mecanismos de extinção acometidos durante e depois da devastação, redução do tamanho das populações, redução de razões de imigração, efeitos de bordas, mudanças na estrutura das comunidades (secundária e efeitos de alta-ordem) e a imigração de espécies exóticas, etc. Debinski & Holt (2000), estudando causas já mencionadas antes, principalmente interações intraespecíficas, ressalta que são necessários resultados homogêneos, especialmente em relação à riqueza e abundância de espécies e sua relação com o tamanho dos fragmentos.

A perda da área através da fragmentação pode excluir imediatamente algumas espécies se as mesmas forem raras ou estiverem distribuídas em manchas. Além disso, os pequenos tamanhos populacionais das espécies remanescentes aumentam sua probabilidade de extinção por uma série de motivos. Já o isolamento pode diminuir ou mesmo eliminar a colonização por espécies presentes em áreas vizinhas, além de impedir o acesso das espécies aos recursos que se encontram fora de uma determinada área (Shafer, 1990). Sendo assim, o tamanho da área remanescente, o

tempo de isolamento, à distância entre os fragmentos e o grau de conectância, são alguns dos fatores que vão determinar a maioria das respostas bióticas à fragmentação (Saunders et al., 1991).

Efeitos de fragmentação na estrutura de guildas e composição de plantas lenhosas foram examinadas por Tabarelli et al. (1999) em cinco fragmentos de floresta Montana no Sudeste do Brasil, onde foi observado um aumento de espécies ruderais, predominando as famílias Asteraceae, Euphorbiaceae, Solanaceae e Leguminosae, declinando (9% em média) as famílias Myrtaceae, Lauraceae, Sapotaceae e Rubiaceae, as quais são os principais recursos de frutos carnosos para frugívoros vertebrados. Essas mudanças ocorrem quando as áreas de fragmentos florestais são reduzidas, tornando-se dominadas por bordas, além de sofrer grande pressão da matriz circundante. Tudo isto promove uma substituição na estrutura de guildas de suas plantas, abrindo espaço para outras oportunistas e pioneiras se instalem.

Urbas et al. (2002) relata que a densidade de formigas cortadeiras (*Acromyrmex* e *Atta* spp.) aumenta com perturbações e fragmentação de florestas. As formigas cortadeiras são herbívoros dominantes em florestas tropicais e sua atividade afeta desde uma planta individual até toda a comunidade. Como fragmentos contêm mais espécies pioneiras que em áreas contínuas e estas formigas coletam preferencialmente espécies pioneiras, existe mais recursos disponíveis para elas, aumentando a densidade de colônias.

Infelizmente, em países como o Brasil, rico em espécies endêmicas, a devastação das florestas põe em risco à sua diversidade (Myers et al., 2000; Wilcox & Murphy, 1985). No entanto, torna-se urgente compreender como a fragmentação florestal e outros processos associados tais como, corte seletivo de madeira, caça predatória, queimadas, etc., afetam a dinâmica e manutenção das espécies; a fim de propor medidas conservacionistas adequadas.

3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aizen, M., Feisinger, P., 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75, 330–351.
- Andrade, K.S.A.A., 2002. Fisionomia e Estrutura de um Remanescente de Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica do Tapacurá, Município de São Lourenço da Mata, Pernambuco - Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Andrade-Lima, D., 1966. Contribuição ao estudo do paralelismo da flora amazônico- nordestina. *Boletim do Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco* 19, 1--30.
- Andrade-Lima, D., 1970. Recursos vegetais de Pernambuco. *Boletim do Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco* 41, 1–32.
- Andrade-Lima, D., Lira, O.C., 1974. Capacidade madeireira de três propriedades no município de Água Preta, PE e Porto Calvo, AL. *Memórias do Instituto de Biociências* 1, 329–356.
- Andrén, H., Angelstam, P., 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat island: experimental evidence. *Ecology* 69, 544–547.
- Araújo, E.L., Moura, A.N., Sampaio, E.V.S.B., Gestnari, L.M.S., Carneiro, J.M.T., 2002. Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil. Imprensa Universitária da UFRPE, Recife.
- Barbosa, M.R.V., 1996. Estudo florístico e Fitossociológico da Mata do Buraquinho, Remanescente de Mata Atlântica em João Pessoa-PB. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- Benitez-Malvido, J., 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12 (2), 380–389.
- Bergallo, H.G., 1990. Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. *Ciência e Cultura* 42, 1067–1072.
- Bierregaard Jr., R.O., Lovejoy, T.E., Kapos, V., Santos, A.A., Hutchings, R.W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. A prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience* 42, 859–866.
- Borges, M.S., 1992. *Composição Florística e Estrutura da Mata de Dois Irmãos*. Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Brown Jr., K.S., 1987. Conclusion, synthesis and alternative hypotheses. In *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*, eds. T.C. Whitmore, G.T. Prance, pp. 175–196. Clarendon Press, Oxford.
- Brown Jr, K.S., Brown, G.G., 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In *Tropical Deforestation and Species Extinction*, eds. T.C. Whitmore, J.A. Sayer, pp. 129–142. Chapman and Hall, London.
- Burkey, T.V., 1993. Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. *Biological Conservation* 66, 139–143.
- Câmara, I.G., 1991. *Plano de Ação para a Mata Atlântica*. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Cavalcanti, M.S., 1985. *Aspectos da Vegetação da Mata do Jardim Botânico do Curado*. Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Cochrane, M.A., Schultze, M.D., 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern

- Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31, 2–16.
- Coimbra-Filho, A.F., Câmara, I.G., 1996. Os Limites Originais do Bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN), Rio de Janeiro.
- Correia, M.S., 1996. Estrutura da Vegetação da Mata Serrana de um Brejo de Altitude de Pesqueira- PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Dale, V.H., Pearson, S.M., Offerman, H.L., O’Neil, R.V., 1994. Relating patterns of land- use change to faunal biodiversity in the central Amazon. *Conservation Biology* 8, 1027–1036.
- Delany, M.J., 1982. *Mammal Ecology, Tertiary Level Biology*. Blackie & Son Limited, Glasgow.
- Debinski, D.M., Holt, R.D.. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation biology* 14, 342–355.
- Didham, R.K., Lawton, J.H., 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31, 17–30.
- Euskirchen, E.S., Chen, J., BI, R., 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in Northern Wisconsin. *Forest Ecology and Management* 148, 93–108.
- Fernandes, A., Bezerra, P., 1990. *Estudo Fitogeográfico do Brasil*. Stylus Comunicações, Fortaleza.
- Fernandes, F.A.S., 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. In Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, pp. 48–68. Paraná, Curitiba.
- Ferraz, E.M.N., Rodal, M.J.N., Sampaio, E.V.S.B., Pereira, R.C.A., 1998. Composição florística em trecho de vegetação de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú,

Pernambuco. *Revista Brasileira de Botânica* 21, 7–15.

Ferraz, E.M.N., 2002. Estudo florístico e Fitosociológico de um Remanescente da Floresta Ombrófila Montana em Pernambuco, Nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

Ferri, M.G., 1980. *Vegetação Brasileira*. Ed. Itatiaia Ltda, EDUSP, São Paulo.

Fundação SOS Mata Atlântica, 1992. Contribuição ao IV Encontro Nacional do Fórum de ONGs para 92 - Grupo Temático Mata Atlântica. São Paulo, Brasil.

Gascon, C., Lovejoy, T.E., 1998. Ecological impacts of fragmentation in Central Amazonia. *Zoology* 101, 273–280.

Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S., 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological conservation* 91, 223–229.

Gates, J.E., Gysel, L.W., 1978. Avian nest dispersion and fledging success in filled-forest ecotones. *Ecology* 59, 871–883.

Gilpin, M.E., Soulé, M.E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In *Conservation Biology, The Science of Scarcity and Diversity*, ed. M.E. Soulé, Sinauer, Sunderland.

Guedes, M.L.S., 1992. Estudo Florístico e Fitosociológico de um Trecho de Reserva Ecológica da Mata de Dois Irmãos. Recife - PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

Hanski, I., Gilpin, M.E., 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. In *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*, eds. M.E. Gilpin, I. Hanski, Academic Press, London.

- Janzen, D.H., 1986. The eternal external threat. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, ed. M.E. Soulé, pp. 286-303. Sinauer Associates, Sunderland.
- Kapos, V., 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5, 173–185.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J.L., Ganade, G., 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, eds. W.F. Laurance, R.O. Bierregaard, pp. 33–44. University of Chicago Press, Illinois.
- Lande, R., Barrowclough, G.F., 1987. Effective population size, genetic variation and their use in population management. In *Viable population*, ed. M.E. Soulé, Cambridge University Press, Cambridge.
- Laurance, W.F., Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edges effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55, 77–92.
- Laurance, W.F., Bierregaard, R.O., 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*, University of Chicago Press, Illinois.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J., Laurance, S.G., 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79, 2032–2040.
- Laurance, W.F., Williamson, G.B., 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology* 15, 1529–1535.
- Leitão-Filho, H.F., 1994. Diversity of arboreal species in Atlantic rain forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 66, 91–96.

- Lins e Silva, A.C.B., 1996. Florística e fitossociologia do componente arbóreo em um fragmento de mata atlântica na região metropolitana do Recife/PE. Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown Jr., K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R., Hays, M., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, ed. M.E. Soulé, pp. 257–285. Sinauer Associates, Sunderland.
- Lyra, A.L.R.T., 1982. Efeito do relevo na vegetação em duas áreas do município de Brejo da Madre de Deus, PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- Machado, I.C., Lopes, A.V., Porto, K.C., 1998. Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um Remanescente de Mata Atlântica em Área Urbana (Recife – Pernambuco -Brasil), 1ed. Editora Universitária-UFPE, Recife.
- Machado, I.C., Bezerra, E.L.S., 2002. Polinização de *Dalechampia pernambucensis* (Euphorbiaceae): uma espécie ameaçada com a fragmentação. In Resumos do XLIII Congresso Nacional de Botânica. Recife/ Pernambuco, Brazil.
- Malcolm, J.R., 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75, 2438–2445.
- Mantovani, W., 1990. A dinâmica das florestas na encosta atlântica. In *Anais do Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo* 2. Águas de Lindóia, Academia de Ciências do Estado de São Paulo, Brazil.

- Marini, M.A., Robinson, S.K., Heske, E.J., 1995. Edge effects on nest predation in the shanee national forest, southern Illinois. *Biological Conservation* 74, 203–213.
- Mayo, S.J., Fevereiro, V.P.B., 1982. Mata de Pau Ferro - A Pilot Study of the Brejo Forest of Paraíba, Brazil, Royal Botanic Gardens, London.
- Medeiros-Costa, J.T., 1979. Aspectos da vegetação de Suape: O espaço da futura barreira florestal. In Programa Ecológico e Cultural do Complexo Industrial e Portuário de Suape, PECCIPS, CONDEPE, Recife.
- Medeiros-Costa, J.T., 1996. Aspectos da Flora e Vegetação da Área do Engenho Uchoa Incluindo Análise Fitossociológica da Vegetação Arbórea Densa, Primeiro relatório nacional para conservação da diversidade biológica. Prefeitura da Cidade do Recife/SEPLAM/DIRBAM/MMA, Recife.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), 1998. Plano de ação para a mata atlântica.
- Moraes, P.L.R., 1992. Dispersão de sementes pelo monocarvoeiro (*Brashyteles aracnoides* Geoffroy, E. 1806) no Parque Estadual de Carlos Botelho. In II Congresso Nacional sobre Essências Nativas, São Paulo.
- Morellato, P.C., Leitão-Filho, H.F., 1995. Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva de Santa Genebra, 1ed. Unicamp, Campinas.
- Mori, S.A., Boom, B.M., Prance, G.T., 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* 33, 233–245.
- Mori, S.A., Boom, B.M., Carvalino, A.M., Santos, T.S., 1983. Ecological importance of Myrtaceae in a eastern Brazilian wet forest. *Biotropica* 15, 68–70.
- Moura, F.P.B., 1997. Fitossociologia de uma Mata Serrana Semidecidua no Brejo de Jataúba, PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

- Murcia, C., 1995. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. In *Forest Patches in Tropical Landscapes*, eds. J. Schellar, L.R. Greenberg, pp. 19–36. Island Press, London.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853--858.
- Newmark, W.D., 1987. A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North America parks. *Nature* 325, 430–432.
- Nascimento, L.M., 2001. Caracterização Físico-estrutural de um Fragmento de Floresta Montana no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Offerman, H.L., Dale, V.H., Pearson, S.M., Bierregaard Jr., R.O., O'Neil, R.V., 1995. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Reviews* 3, 191–211.
- Oosterhoorn, M., Kappelle, M., 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Biological Conservation* 126, 291–307.
- Pasitschniak-Arts, M., Clarck, R.G., Messier, F., 1998. Duck nesting success in a fragmented prairie landscape: is edge effect important? *Biological Conservation* 85, 55–62.
- Pavan-Fruehauf, S., 2000. *Plantas Medicinais de Mata Atlântica: Manejo Sustentado e Amostragem*, 1ed., Annablume, FAPESP, São Paulo.
- Pires, A.S., 2000. *Efeitos da Fragmentação Florestal Sobre Populações Animais*. (Apostila: Deptº. Ecologia/IB/CCS/UFRJ).

- Ranta, P., Brom, T., Joensuu, E., Mikko, S., 1998. The fragmented Atlantic forest of Brazil: size, shape, and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7, 385–403.
- Rizzini, C.T., 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia* 25 , 3–55.
- Rizzini, C.T., 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil*, Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Rizzini, C.T., Coimbra-Filho, A.F., Houniss, A., 1998. *Ecosistemas Brasileiros*, Editora Index.
- Sacramento, A.C.S., 2000. Levantamento Florístico da Restinga da Praia do Paiva – Ponte dos Carvalhos, Cabo de Santo Agostinho, PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Siqueira, D.R., 1997. Estudo Florístico e Fitossociológico de um Trecho da Mata de Zumbi, Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Rodal, M.J.N., Sales, M.F., Mayo, S.J., 1998. *Florestas Serranas de Pernambuco*, Imprensa da UFRPE, Recife.
- Santos, T., Telleria, J.L., 1992. Edge effects on predation in Mediterranean and the immune response in natural populations of pocket gophers. *Conservation Biology* 6,1–5.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of the white-ailed black cockatoo *Calyptorhynchus funereus*. *Ibis* 124, 422–455.
- SECTMA (Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente), 2002. *Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade em Pernambuco*, Recife.

- Shafer, C.L., 1990. *Nature Reserves: Island theory and Conservation Practice*, Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Silva, J.M.C., Tabarelli, M., 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeastern Brazil. *Nature* 404, 72--74.
- Sizer, N., Tanner, E.V.J., 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest Amazonia. *Biological Conservation* 91, 135–142.
- Sieving, K.E., Karr, J.R., 1997. Avian extinction and persistence mechanism in lowland Panama. In *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, eds. W.F. Laurance, R.O. Bierregaard, pp. 156–170. University of Chicago Press, Illinois.
- Soulé, M.E., Alberts, A.C., Bolger, D.T., 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* 63, 39–47.
- Stevens, S.M., Husband, T., 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85, 1–8.
- Tabarelli, M., Mantovani, W., 1997. Predações de ovos e remoção de propágulos em um fragmento de floresta Atlântica, ES. *Revista brasileira Biologia* 57, 699–707.
- Tabarelli, M., Baider, C., Mantovani, W., 1998. Efeitos da fragmentação na floresta atlântica da bacia de São Paulo. *Hoehnea* 25, 169–186.
- Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, C.A., 1999. Effects of habitat fragmentation and plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91, 119–127.

Tabarelli, M., Silva, J.M.C., 2002. Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente/Fundação Joaquim Nabuco. Editora Massangana, Recife.

Tavares, M.C.G., Rodal, M.J.N., Melo, A.L., Lucena, M.F.A., 2000. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de floresta montana do Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco. *Naturalia* 25, 243–270.

Tavares, S., 1959. Madeiras do Nordeste do Brasil. Monografia V, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Tavares, E.J., Machado, O.F., 1967. Primeira contribuição para a identificação das madeiras de Alagoas. *Boletim Técnico da Secretaria de Obras e Serviços Públicos (Recife)* 87, 24–29.

Tavares, S., 1968a. Determinação da potencialidade madeireira do Município de São Miguel dos Campos (AL). In XIX Congresso Nacional de Botânica/Fortaleza, Brazil.

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Tavares, E.J.S., Neves, M.A., Lima, J.L.S., 1968b. Inventário Florestal de Alagoas. I Estudo preliminar da Mata das Carobas, município de Marechal Deodoro. *Boletim Técnico da Secretaria de Obras e Serviços Públicos* 88/89, 17–30.

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Tavares, E.J., Neves, M.A., Lima, J.L.S., 1969. Inventário Florestal de Alagoas III - Estudo preliminar da Mata do Varrela, Município de Barra de São Miguel. Relatório técnico 3. SUDENE.

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Tavares, E.J., Machado, O.F., Lima, J.L.S., Souza, S.A., 1971a. Inventário florestal de Alagoas - Nova contribuição para o estudo preliminar das Matas remanescentes do estado de Alagoas. *Boletim Recursos Naturais (SUDENE)* 9 (1/2), 5–122.

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Carvalho, G.H., Tavares, E.J., Machado, O.F., Lima, J.L.S., Souza,

S.A., 1971b. Inventário florestal em Alagoas - Contribuição para a determinação do potencial madeireiro dos municípios de São Miguel dos Campos, Chã do Pilar, Colônia de Leopoldina União dos Palmares. *Boletim Recursos Naturais (SUDENE)* 9, 123–231.

Thomas, W.W., Carvalho, A.M.V., 1993. Estudo fitossociológico de Serra Grande, Uruçuca, Bahia, Brasil. In *Resumos do XLIV Congresso Nacional de Botânica, São Luis/Maranhão, Brazil*.

Thomas, W.W., Carvalho, A.M.A., Garrison, J., Arbelaez, A.L., 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 7, 311--322.

Turner, I.M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest; a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33, 200–209.

Urbas, P., Falcão, P., Almeida, W., Vieira Jr., M.A., Barbosa, V., Knoechelmann, C.M., Silveira, V.A., Leal, I.R., Wirth, R., 2002. Processo de fragmentação aumenta a densidade de formigas cortadeiras. In *Resumos do XLIII Congresso Nacional de Botânica. Pernambuco, Recife, Brazil*.

Veloso, H.P., Góes Filho, L., 1982. Fitogeografia brasileira, classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. *Boletim Técnico do Projeto RADAMBRASIL (Série Vegetação)* 1.

Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. *Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro.

Veloso, H.P., 1992. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) Rio de Janeiro.

Viana, V.M., 1990. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In *Resumos do VI Congresso Florestal Brasileiro. Sociedade Brasileira de Silvicultura e Sociedade de Engenheiros Florestais. Campos do Jordão, São Paulo*.

- Wilcove, D.S., 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66, 1211–1214.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson, A.P., 1986. *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. ed. M.E. Soulé, pp. 584.
- Wilcox, B.A., 1980. Insular ecology and conservation. In *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, eds. M.E. Soulé, B.A. Wilcox, pp. 237–256. Sinauer, Sunderland.
- Wilcox, B.A., Murphy, D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125, 879–887.
- Yahner, R.H., Veloso, H.P., 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2, 333–339.

4. MANUSCRITO

ARTIGO A SER ENVIADO AO PERIÓDICO BIOLOGICAL CONSERVATION

4.1. Título: EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITATS SOBRE AS ÁRVORES EM TRECHO DE FLORESTA ATLÂNTICA NORDESTINA

Palavras-chave: efeito de borda, fragmentação, floresta Atlântica nordestina, grupos ecológicos, guildas, riqueza de espécies

Autores: Oliveira, M.; Grillo, A.; Tabarelli, M.

Instituição: Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Botânica

Endereço para correspondência: Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Av. Prof^o Moraes Rego, s/n, Cidade Universitária, Recife, PE, Brasil. CEP: 50670-901.

E-mail: marcondesoliveira@yahoo.com.br.

Abstract. The fragmentation process and its perturbation in biotics and abiotics patterns of the mature forest is the main responsible by the biodiversity loss on the Tropical forest. One of these perturbation is associated to the edge effect, where ecological and taxonomic groups undergo differentiation forward fragment core. Here we performed an analysis on the plant guild structure of the edge and core area in a remaining of the brazilian Atlantic forest (3400 ha). We found significant differences between them: in edge area we observed (1) a low plant species richness and diversity, and (2) a few number of shading-intolerant species, whilst in the core we found significantly a larger (1) proportion of emergent and subdosel tree species, and (2) a larger height, and DBH of the trees species. The zoocoric dispersion prevail in both edge and core areas. These results support the negative edge effect upon the ecological and taxonomic groups of plant species in fragmented habitat of the Atlantic forest, and may be used as a predictor of the large-scale disturbance provoked by the fragmentation process. Because of that it is also important for conservation and management plans of the Atlantic forest.

Key words: **edge effects, habitat fragmentation, northeastern Atlantic forest, ecological groups, guilds, richness species.**

Resumo

O processo de fragmentação e suas conseqüentes alterações nos padrões bióticos e abióticos da mata madura é o principal responsável pela queda na diversidade das florestas tropicais. O efeito de borda, associado à fragmentação, promove uma série de alterações nas características da floresta madura, entre elas: a composição dos grupos ecológicos funcionais e taxonômicos de árvores, além da estrutura da floresta. Nesse estudo foram analisadas tais alterações num remanescente florestal de 3400 hectares da floresta Atlântica do nordeste do Brasil. Nós encontramos uma relação significativa entre as áreas de borda e de núcleo. Nas áreas de bordas, observamos: (1) menores riqueza e diversidade de espécies (2) reduzida proporção de espécies intolerante à sombra; enquanto nas áreas de mata madura, observamos uma maior proporção de: (1) espécies de subdossel e emergentes (2) espécies de maiores alturas e DAP. A densidade média de indivíduos da área nuclear foi significativamente menor que as áreas de borda. Em relação à síndrome de dispersão (zoocoria) foi amplamente dominante em ambas áreas. Tais resultados permitem predições sobre alterações nos remanescentes da floresta Atlântica, fornecendo subsídios para a avaliação do grau de degradação dessas áreas, possibilitando a elaboração de planos de manejo e conservação para esses fragmentos.

Palavras-chave: floresta Atlântica nordestina, fragmentação, efeito de borda, grupos ecológicos, guildas, riqueza de espécies

Introdução

A expansão das atividades sócio-econômicas tem sido a principal responsável pela modificação e destruição de uma série de habitats, principalmente nos trópicos, onde se concentram as formações florestais de maior diversidade no mundo e onde as políticas conservacionistas são pouco funcionais (Myers, 1988 *apud* Pires, 2000). A documentação sobre as perdas de espécies animais em remanescentes florestais cresce a cada ano (Lovejoy et al., 1986; Newmark, 1987; Soulé et al., 1992; Turner, 1996; Sieving & Karr, 1997) de forma que o entendimento de como cada espécie vai ser afetada por esse processo torna-se essencial para que novas perdas possam ser evitadas. O primeiro passo, portanto, é entender como o processo de fragmentação põe em risco a persistência dessas espécies (Pires, 2000).

Do ponto de vista abiótico, a exposição dos fragmentos a áreas abertas tem mudado severamente as condições microclimáticas, tais como: a variabilidade térmica e qualidade espectral da luz, penetração lateral da luz, redução da umidade (Kapos, 1989), exposição a ventos de maior turbulência, velocidade e vorticidade (Saunders et al., 1991), e facilitação da entrada de incêndios que estejam ocorrendo na matriz circundante (Murcia, 1995; Turner, 1996; Cochrane & Schultze, 1999; Didham & Lawton, 1999).

Do ponto de vista biótico, a principal conseqüência da fragmentação de habitats é a perda da diversidade biológica (Terborgh & Winter, 1980; Tilman et al., 1994). Os efeitos da fragmentação de habitat podem ser observados na quebra de padrões de dispersão e migração em conseqüência do desaparecimento de espécies-chave animais; no decréscimo de populações de espécies vegetais características de floresta clímax (Kapos, 1989; Laurance & Bierregaard, 1997;

Silva & Tabarelli, 2000), na proliferação de espécies vegetais e animais generalistas e ruderais (Wilcox, 1980; Lovejoy et al., 1986; Tabarelli et al., 1999), na perda de biomassa vegetal (Laurance & Bierregaard, 1997), e na alteração de processos ecológicos e genéticos (Aizen & Feisinger, 1994). Conseqüentemente, o tamanho da área remanescente, o tempo de isolamento, o grau de conectividade entre eles, o tipo de matriz, a pressão de caça e corte entre eles, são alguns dos fatores que vão determinar a maioria das respostas bióticas à fragmentação (Saunders et al., 1991; Kapos et al., 1997). A floresta Atlântica apresentava cerca de 12.000.000 km² de superfície à época da ocupação pelos portugueses (Coimbra-Filho & Câmara, 1996), abrangendo todo o corpo territorial no contorno atlântico da costa brasileira desde os estados do Rio Grande do Sul até o Amapá (Fernandes & Bezerra, 1990). O estado de devastação desta floresta resulta de quase cinco séculos de ocupação que testemunharam diversos ciclos exploratórios em prol do desenvolvimento econômico brasileiro. Justamente por ser uma área fortemente degradada, restando apenas 7,5% (91.930 km²) de sua cobertura original, ainda apresentando elevados níveis de endemismo e biodiversidade (Coimbra-Filho & Câmara, 1996), a floresta Atlântica vem sendo considerada uma área prioritária para a conservação (Myers et al., 2000). Atualmente, os fragmentos da floresta Atlântica brasileira apresentam-se, principalmente, sob a forma de antigos fragmentos (idade superior a 50 anos) e apresentam um dos mais altos endemismos de plantas e animais, não observados em qualquer outra floresta tropical continental, sendo em alguns casos igual ou superior a diversidade estimada para a floresta Amazônica (Klein, 1980 *apud* Fernandes & Bezerra, 1990; Mori et al., 1983; Brown Jr, 1987; Brown Jr & Brown, 1992; Leitão-Filho, 1994; Thomas et al., 1998).

A floresta Atlântica do nordeste do Brasil inclui todas as florestas localizadas ao norte do rio São Francisco, totalizando uma área de cerca de 356.000 km². O grau de degradação das áreas de floresta Atlântica no nordeste do Brasil é ainda maior do que aquele observado em outros setores do país (Silva & Tabarelli, 2000). Os remanescentes nessa região somam apenas 2% da área original da floresta, restritos na sua maioria a áreas privadas (Ranta et al., 1998). Na atualidade, tais sítios são amplamente dominados por áreas agrícolas, a maioria delas pouco organizadas e com forte impacto sobre as condições originais da biota (Viana et al., 1997). Os fragmentos remanescentes são de pequeno tamanho, onde 48% deles apresentam menos de 10 hectares e apenas 7% acima de 100 hectares (Ranta et al., 1998).

A fim de compreender os efeitos da fragmentação, foi examinado o componente arbóreo

de diferentes sítios em áreas de borda da floresta (n = 10 parcelas) e áreas nucleares de mata madura (n = 10 parcelas). Foram testadas as seguintes hipóteses: com a fragmentação ocorre uma diminuição (1) na diversidade e riqueza dos grupos taxonômicos de árvores em benefício de espécies generalistas e ruderais; (2) no número de espécies com nicho de regeneração tolerante à sombra, ambiente característico do interior de mata sombreado pelo dossel; (3) na proporção de espécies emergentes e de subdossel; (4) no número de espécies arbóreas dispersas por grandes vertebrados em benefício de indivíduos com síndromes de dispersão abióticas e (5) no número de indivíduos de maior porte, ou seja, indivíduos pertencentes às classes de maior altura e maior DAP (diâmetro a altura do peito). Por fim, discutimos as implicações dos resultados em possíveis cenários de regeneração para os fragmentos de floresta Atlântica nordestina.

Material e Métodos

Área de estudo

A área estudada localiza-se no engenho Coimbra, município de Ibataguara, estado de Alagoas, Brasil, a aproximadamente 70 quilômetros da costa Atlântica (Fig. 1). Os remanescentes de mata estão incluídos numa área particular pertencente à Usina Serra Grande (8° 30'S, 35° 50'W). O contingente total dos remanescentes de floresta Atlântica na área da Usina soma cerca de 8000 hectares, distribuídos em dezenas de fragmentos de diferentes tamanhos (1 a 3400 hectares) e sob diversos estágios de degradação e regeneração, circundados por monocultura de cana-de-açúcar. A área de estudo apresenta terreno montanhoso (ca. de 500 m de altitude) entre vales rasos e largos, típicos da superfície da Borborema, na transição para a planície Costeira (IBGE, 1985). Os solos são do tipo Latossolos e Podzólicos distróficos; o clima é tropical quente e úmido, com três meses de estação seca e temperatura média variando entre 22-24°C. A pluviosidade média anual é cerca de 1250 mm, sendo maio, junho, julho e novembro, os meses mais chuvosos e dezembro e janeiro, os mais secos (Depto Agrônômico da Usina Serra Grande). A vegetação no local de estudo pode ser classificada como Floresta Ombrófila aberta baixo Montana (250–600 m de latitude), conforme classificação proposta por Veloso et al., (1991).

Riqueza e diversidade de espécies

Dentre os fragmentos florestais na área da Usina Serra Grande foi escolhido aquele de maior tamanho e menor grau de degradação. Tal fragmento é denominado localmente “Coimbra”,

e apresenta cerca de 3400 hectares de mata contínua. Foram lançadas 20 parcelas de 10 x 100 m (0,1 hectare), sendo 10 em diferentes áreas de borda do fragmento, sempre perpendiculares ao limite entre a mata e a matriz circundante, avançando 100 m para o interior da mata, e 10 no interior do fragmento, em áreas de mata madura, sempre em sítios de vale, paralelas às linhas de drenagem no interior do fragmento. Nas parcelas foram amostrados os indivíduos arbóreos vivos, com DAP (diâmetro à altura do peito) igual ou superior a 10 cm e suas alturas foram tomadas. Foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (base 2) para calcular a diversidade de espécies em cada parcela. Todas as parcelas amostradas foram georreferenciadas através de um aparelho GPS (*Global Position System*).

O inventário florístico das espécies amostradas foi realizado no período de setembro/2001 a outubro/2002, através de coletas sistemáticas quinzenais com duração de cerca de 11 dias em campo. Nas parcelas, foram coletados espécimes botânicos preferencialmente férteis. O material coletado foi herborizado e depositado no Herbário UFP da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). A identificação do material foi realizada pelos autores e por especialistas, sendo citados ao final do trabalho, juntamente com as exsicatas depositadas no herbário. Foram utilizadas fotos digitais em campo para complementação do trabalho de identificação. Os nomes científicos foram sinonimizados e atualizados segundo o banco de dados VAST (Vascular Tropicos) do Missouri Botanical Garden, disponíveis na Internet (www.mobot.mobot.org).

Grupos ecológicos

Todos os indivíduos amostrados nas parcelas e identificados em níveis genérico ou específico foram incluídos na análise dos grupos ecológicos. As espécies foram classificadas dentro de três grandes grupos funcionais, cujos critérios de delimitação foram:

(1) *Síndromes de dispersão*: (a) biótica (espécies zoocóricas) - aquelas que produzem diásporos associados à polpa fresca, arilo, arilóide ou outra estrutura funcionalmente semelhante associada à dispersão por vertebrados; (b) abiótica - espécies anemocóricas, que são aquelas cujos diásporos apresentam estruturas (plumas, sementes aladas, etc.) associadas à dispersão pelo vento e espécies autocóricas, que são aquelas dispersas por mecanismos intrínsecos a planta, tais como: queda livre, propulsão explosiva, e outros mecanismos semelhantes. As classes foram delimitadas com base na proposta de van der Pijl (1982).

(2) *Nicho de regeneração*: (a) espécies tolerantes à sombra - aquelas espécies capazes de se regenerar no ambiente sombreado da floresta; (b) espécies intolerantes à sombra - espécies cuja

regeneração dependem diretamente de altas taxas de luminosidade, sendo incapazes de se regenerar no ambiente sombreado do interior da floresta, regenerando-se em áreas de borda ou clareiras.

(3) *Estratificação*: (a) espécies de subdossel - arbustos ou arvoretas presentes no estrato mais baixo da floresta, cujo ciclo de vida ocorre no ambiente sombreado abaixo do dossel; (b) espécies de dossel - aquelas que ocorrem no estrato intermediário da floresta, onde se observa um “continuum” formado pelas copas das árvores; (c) espécies emergentes - aquelas que ocorrem no estrato mais elevado da floresta, cuja copa está sempre acima do dossel exposta à luz solar direta.

Os dados sobre os grupos acima expostos foram realizados com base nas observações de campo e de bibliografia correlata (van der Pijl, 1982; van Roosmalen, 1985; Lorenzi, 1992, 1998; Gentry, 1996; Barroso et al., 1999).

Distribuição de indivíduos por classe de DAP e altura

Os indivíduos amostrados nas áreas de mata madura e borda foram distribuídos dentro de seis classes de altura, sendo a altura mínima 6 m e a máxima acima de 31 m e oito classes de DAP, onde assumiram valores mínimos de 10 cm e máximos acima de 80 cm.

Abundância de indivíduos/espécies

Nas parcelas amostradas foi verificado o número de indivíduos/família, o número de indivíduo/espécie além da frequência das espécies encontradas em cada parcela, nos dois habitats (borda e interior)

Análise estatística

Foi utilizado o teste t para comparar as médias: a) de espécies por parcela; b) de indivíduos por parcela (i.e., abundância) e c) do índice de Shannon por parcela. Todos os testes foram precedido pelo teste Lilliefors para verificação de distribuição normal (Sokal & Rohlf, 1995). Para comparar as diferenças entre a proporção de espécies para cada uma das classes de grupos ecológicos funcionais, e para a proporção de indivíduos em cada classe de altura e DAP foi utilizado o teste G (Sokal & Rohlf, 1995).

Resultados

Riqueza e diversidade de espécies

Em termos de riqueza, as áreas de núcleo diferiram significativamente das áreas de borda ($t = 6,352$; g.l. = 18; $p < 0,0001$). As parcelas de núcleo de mata madura apresentaram, em média ($35,4 \pm 7,18$; média \pm DP), mais espécies do que as áreas de borda ($18,4 \pm 4,48$). Em termos de diversidade, a média do índice de Shannon-Wiener para as parcelas de núcleo de mata madura ($4,42 \pm 0,47$ bits) foi significativamente maior ($t = 3,962$; g.l. = 18; $p = 0,0011$) do que a média para as parcelas de borda ($3,42 \pm 0,64$ bits).

Grupos ecológicos

As áreas de borda e de núcleo de floresta madura diferiram significativamente quanto ao nicho de regeneração ($G = 18,199$; g.l. = 1; $p = 0,05$) e estratificação ($G = 9,9169$; g.l. = 2; $p = 0,0077$). As espécies de regeneração intolerante à sombra foram amplamente dominantes nas áreas de borda (80%; Fig. 2B), onde destacaram-se as espécies: *Byrsonima sericea*, *Bowdichia virgilioides*, *Ocotea glomerata*, *Schefflera morototonii* e *Tapirira guianensis*. Nas áreas de núcleo, dominaram as espécies tolerante à sombra (60%; Fig. 2), tais como: *Escheweilera ovata*, *Helicostylis tomentosa*, *Tovomita mangle*, etc. Em relação à estratificação, as áreas nucleares, apresentaram uma proporção de espécies de subdossel (20%) e emergentes (30%) significativamente maior do que o observado nas áreas de borda, onde as espécies de dossel foram amplamente dominantes, sendo as demais classes pouco expressivas (Fig. 2C). Quanto à síndrome de dispersão, as espécies zoocóricas foram amplamente dominantes tanto nas áreas de borda quanto de núcleo de floresta madura (Fig. 2A), sendo a proporção das mesmas bastante semelhantes para as duas áreas ($G = 9,9169$; g.l. = 1; $p = 0,7262$).

Distribuição de indivíduos por classe de DAP e altura

Foram observadas diferenças claras entre as áreas de borda e as áreas de núcleo de floresta madura quanto à distribuição dos indivíduos amostrados nas classes de altura ($G = 208,81$; g.l. = 5; $p < 0,001$; Fig. 3) e de DAP ($G = 41,8$; g.l. = 7; $p < 0,001$; Fig. 4).

As áreas nucleares apresentaram indivíduos em todas as classes de tamanho e DAP, devido uma maior estratificação. Na borda os indivíduos se concentram nas classes de menores valores de altura e DAP, justamente pela ausência de árvores de grande porte e altura.

A média de indivíduos por parcela diferiu significativamente entre as áreas de borda e as

áreas de núcleo de mata madura ($t = 4,267$; g.l. = 18; $p = 0,0005$). Sendo superior nas áreas de núcleo ($85,5 \pm 17,15$) que nas áreas de borda ($60,1 \pm 7,76$).

Abundância de espécies

As famílias mais representativas em número de espécies nas áreas de núcleo de floresta madura foram: Sapotaceae (9 spp.), Mimosaceae (8 spp.), Moraceae (7 spp.), Chrysobalanaceae (6 spp.), Caesalpiniaceae, Lauraceae e Myrtaceae (5 spp. cada); enquanto nas áreas de borda: Sapindaceae (6 spp.), Melastomataceae (5 spp.), Mimosaceae, (4 spp.), Anacardiaceae, Malpighiaceae, Moraceae e Verbenaceae (3 spp. cada; ver apêndice).

As espécies mais abundantes nas áreas de núcleo ($N = 855$ indivíduos amostrados) foram: *Mabea occidentalis* ($n = 177$ indivíduos), *Virola gardneri* ($n = 42$), *Eschweilera ovata* ($n = 33$), *Helicostylis tomentosa* ($n = 33$), *Tovomita mangle* ($n = 23$), *Cássia apoucoita* ($n = 23$; Fig. 6); e nas áreas de borda ($N = 601$ indivíduos amostrados): *Byrsonima sericea* ($n = 126$), *Thyrsodium spruceanum* ($n = 54$), *Tapirira guianensis* ($n = 45$), *Schefflera morototoni* ($n = 40$), *Bowdichia virgilioides* ($n = 36$), *Ocotea glomerata* ($n = 23$; Fig.5).

As espécies mais freqüentes nas áreas de núcleo foram: *Mabea occidentalis* ($n = 100\%$ das parcelas), *Licania belemii* ($n = 90\%$), *Virola gardneri* ($n = 90\%$), *Helicostylis tomentosa* ($n = 80\%$; Fig. 8); e nas áreas de borda: *Byrsonima sericea* ($n = 100\%$), *Bowdichia virgilioides* ($n = 100\%$), *Tapirira guianensis* ($n = 90\%$), *Schefflera morototoni* ($n = 90\%$), *Ocotea glomerata* ($n = 80\%$) e *Brosimum guianensis* ($n = 80\%$; Fig. 7).

Discussão

Nossos resultados demonstram claramente diferenças entre áreas de borda e áreas de núcleo de mata madura quanto a: (1) riqueza e diversidade de espécies; (2) proporção de espécies com nicho de regeneração intolerante à sombra; (3) proporção de espécies do subdossel e emergentes e (4) altura dos indivíduos e DAP dos indivíduos. Por outro lado, a síndrome de dispersão não apresentou diferença na ocorrência entre o núcleo de floresta madura e a borda.

As parcelas de mata madura apresentaram em média uma diversidade e uma riqueza de espécies arbóreas significativamente superior do que aquela observada em parcelas de borda. O processo de fragmentação provoca, de forma clara, um empobrecimento em termos de diversidade

e riquezas nos grupos de espécies de mata madura em relação às áreas de borda (Terborgh & Winter, 1980). O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi significativamente maior nas áreas da mata madura. As espécies mais abundantes e freqüentes nas parcelas de borda são intolerantes à sombra. Duas das espécies mais representativas nas áreas de borda, também serviriam como boas indicadoras desse habitat, já que são ausentes nas áreas de núcleo e são abundantes e freqüentes nas áreas de borda: *Byrsonima sericea* (Malpighiaceae), espécie dominante na borda (cerca de 20% dos indivíduos amostrados) e *Bowdichia virgilioides* (Papilionaceae). Essa espécies são de ambientes caracteristicamente heliófitos e xerófitos, mas acabam por colonizar as áreas de borda graças às alterações microclimáticas observadas nessas áreas, sendo suas populações dependentes de áreas perturbadas para seu incremento.

A distribuição das espécies em termos de síndrome de dispersão foi bastante semelhante entre as áreas de borda e as áreas de mata madura estudadas. Nas áreas de borda estudadas a ampla maioria das espécies pioneiras e ruderais que ocorrem é zoocórica, situação típica em áreas de borda de florestas neotropicais de terras baixas, onde dominam famílias com tal síndrome (Gentry, 1988; Barbosa, 1996; Siqueira, 1997). Situação contrária se observa em florestas montanas, onde indivíduos pioneiros e ruderais são formados na sua maioria por famílias de síndromes predominantemente abióticas (Tabarelli et al., 1999; Ferraz, 2002). A maior parte das espécies observadas na área em estudo, seja nas áreas de borda, seja nas áreas de núcleo, concentram-se no dossel, onde praticamente todas as espécies apresentam síndrome zoocórica, enquanto as emergentes, espécies praticamente restritas as áreas de núcleo, há uma dominância de espécies anemocóricas, situação também comum na maioria das florestas neotropicais (van Roosmalen, 1985; Lorenzi, 1992, 1998; Gentry, 1996).

Quanto ao nicho de regeneração, as áreas de mata madura apresentaram uma proporção significativamente maior de espécies tolerantes à sombra, enquanto nas áreas de borda as espécies de regeneração intolerante à sombra foram amplamente dominantes. As áreas de borda encontram-se em estágios sucessionais iniciais, sendo bastante iluminadas, favorecendo espécies seletivas xerófitas e heliófitas, cujo padrão regenerativo é intolerante à sombra. O grupo de espécies com tal padrão inclui pioneiras, ruderais e oportunistas de clareiras (estrategistas *r*). Por outro lado, espécies de nicho de regeneração tolerante à sombra são pouco representativas em áreas de borda, em especial a maioria das espécies de subdossel, cujo ciclo de vida ocorre inteiramente num ambiente florestal sombreado. Essa espécies são características de estágios

sucessionais mais tardios (estrategistas k), onde o dossel apresenta uma boa porcentagem de sombreamento do solo, como é o caso das áreas da floresta madura.

Quanto à estratificação, as áreas de borda apresentaram significativamente menos árvores de subdossel e emergentes do que as áreas de floresta madura, sendo a ampla maioria espécies de dossel. As espécies emergentes estiveram praticamente ausentes nas áreas de borda analisadas, resumindo-se àquelas espécies pioneiras tardias, de regeneração tipicamente intolerante à sombra, que na maturidade podem alcançar grande porte e permanecer no estrato emergente da floresta madura, tais como: *Plathymenia foliolosa*, *Stryphnodendron pulcherrimum*, *Simarouba amara*, *Vochysia oblongifolia*. Kapos (1989) e Saunders et al. (1991) destacam que, nas áreas de borda, as espécies emergentes são pouco representativas em consequência da alta taxa de mortalidade decorrente do: (1) desaparecimento imediato de indivíduos emergentes no período de formação da borda, já que são árvores de grande porte geralmente apreciadas comercialmente, e posteriormente (2) pela suscetibilidade dos indivíduos remanescentes as alterações bióticas e abióticas da floresta madura. Na floresta Amazônica, por exemplo, Laurance et al. (2000) destacam três possíveis causas do aumento da mortalidade de grandes árvores em áreas de borda: (1) a arquitetura das árvores: grande estatura e tronco fino, inflexível, são características que favorecem o desenraizamento no ambiente alterado da borda, onde a turbulência do vento é maior; (2) infestação por lianas: aumenta a vulnerabilidade das árvores a doenças e a queda, diminuindo consideravelmente a sobrevivência das árvores e (3) susceptibilidade a dissecação, o que contribui para um aumento da taxa de mortalidade, já que na borda as temperaturas são maiores, e a taxa de umidade é menor.

A proporção de indivíduos nas classes de maior altura e maior DAP é significativamente menor para as áreas de borda, visto a pequena representatividade de indivíduos emergentes, justamente aqueles de grande altura e grande DAP. Tais resultados corroboram as observações de Laurance et al. (2000) que destacam que a fragmentação é responsável pelo aumento em cerca de 40% na taxa de mortalidade de grandes árvores nas áreas de borda em relação às áreas de núcleo. Além disso, as áreas de mata madura estudadas apresentaram uma densidade média de indivíduos por parcela significativamente maior que as áreas de borda, corroborando o trabalho de Laurance & Bierregaard (1997), que observaram uma relação negativa significativa entre a perda de biomassa arbórea e a distância da borda, fruto do aumento na taxa de mortalidade de grandes árvores em áreas de borda.

Nas áreas da mata madura estudadas, as famílias mais representativas em número de espécies são: Sapotaceae (9 spp.), Mimosaceae (8 spp.), Moraceae (7 spp.), Chrysobalanaceae (6 spp.), Caesalpiniaceae, Lauraceae e Myrtaceae (5 spp. cada); Tais famílias são representadas por espécies que na sua maioria apresentam regeneração associada a ambientes sombreados (espécies tolerantes à sombra), produzem grandes frutos e ou sementes, associados a poucos dispersores vertebrados ou mesmo específicos (estrategistas k), situação semelhante a outros setores da floresta Atlântica, onde as famílias de áreas representativas de mata madura têm síndrome de dispersão associadas a grandes vertebrados de médio e grande porte, tais como: aves, primatas, roedores e morcegos (Mori et al., 1981). Exceção seja feita à família Mimosaceae, também de grande destaque em vários inventários para a região, que apresenta espécies com síndromes de dispersão, nicho de regeneração e estratificação variados, e, embora algumas delas sejam pioneiras, estas geralmente permanecem na floresta madura como emergentes (ex. *Parkia pendula*, *Plathymenia foliolosa* e *Stryphnodendron pulcherrimum*). As famílias representativas das áreas da mata madura estudada apresentam destacada representatividade na maioria das florestas úmidas neotropicais (Gentry, 1988), em inventários dos remanescentes de floresta Atlântica do sudeste do Brasil (Oliveira Filho & Fontes, 2000), e para remanescentes do nordeste do Brasil (Tavares, 1959, 1968; Tavares et al., 1967, 1969, 1971 a,b; Barbosa, 1996; Siqueira, 1997). Ferraz (2002) destaca as famílias Anacardiaceae, Caesalpiniaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Mimosaceae, Moraceae e Sapotaceae para os remanescentes de floresta Atlântica de terras baixas nordestinas. Nas áreas de borda as famílias mais representativas em número de espécies foram: Sapindaceae (6) Melastomataceae (5 spp.), Mimosaceae, (4 spp.), Anacardiaceae, Malpighiaceae, Moraceae e Verbenaceae (3 spp. cada). O padrão regenerativo dessas famílias é intolerante à sombra, sendo um grupo formado por espécies típicas de matas secundárias, ocorrendo preferencialmente ou especificamente em áreas perturbadas, como é o caso das áreas de borda estudadas.

A flora arbórea observada em áreas de mata madura estudada apresenta uma série de similaridades com a floresta Amazônica, em especial ao nível de família, destacando-se Sapotaceae, Chrysobalanaceae e Moraceae, mais representativas nas áreas de floresta da Amazônia do que nos setores meridionais da floresta Atlântica (Gentry, 1988; Oliveira Filho & Fontes, 2000). De acordo com alguns autores (Rizzini, 1963, 1979; Andrade-Lima, 1966; Coimbra Filho & Câmara, 1986; Fernandes & Bezerra, 1990) existe farta indicação de que os ecossistemas

amazônico e atlântico estiveram interligados em passado relativamente recente, através do paralelismo florístico e faunístico (Mori et al., 1981; Thomas et al., 1998). Em complemento, os grupos taxonômicos associados às áreas de borda apresentam um padrão de dispersão de diásporos zoocórico mais semelhante àqueles observados na floresta Amazônica de terras baixas (Gentry, 1988), do que o padrão autocórico e anemocórico observado nas florestas montanas dos setores mais meridionais da mata Atlântica (Tabarelli et al., 1999), e áreas de brejo da floresta Atlântica nordestina, onde as áreas de floresta estão localizadas sobre terrenos de maior elevação (Ferraz, 2002). De acordo com Silva & Tabarelli (2000), aproximadamente 49% da flora de plantas lenhosas da floresta Atlântica nordestina (Alagoas-Rio Grande do Norte) pode se extinguir no nível regional, conseqüência da interrupção do processo de dispersão de seus diásporos. Esses autores sugerem que a floresta pode ser, no futuro, dominada por plantas dispersas por mecanismos abióticos ou por pequenos vertebrados frugívoros, menos sensíveis à fragmentação. A flora “futura”, dominada por espécies de Melastomataceae, Rubiaceae e Myrsinaceae, entre outras, já tem sido observada em pequenos fragmentos florestais e em áreas de regeneração (Tabarelli et al., 1999).

As áreas estudadas mostram claramente o efeito de borda sobre os grupos arbóreos dominantes de mata madura. Profundas e significativas alterações ocorreram nos mais diferentes níveis analisados, corroborando a observação de Viana et al. (1997), na qual várias populações de espécies arbóreas típicas de florestas clímaxes são pequenas nos fragmentos de floresta Atlântica do nordeste do Brasil. Dessa forma, o grau de erosão de riqueza e diversidade das áreas de borda quando comparadas com as áreas nucleares de mata madura é um bom exemplo das conseqüências da fragmentação (Terborgh & Winter, 1980; Tilman et al., 1994). Tais áreas guardam pouca similaridade em termos taxonômicos e ecológicos com os grupos arbóreos das áreas de mata madura (Silva & Tabarelli, 2000); a estrutura da mata é profundamente alterada, ao menos até 60 m em direção ao interior da floresta, embora tal distância varie com as variáveis de cada local (Laurance & Yensen, 1991; Malcolm, 1994; Laurance et al., 1998), permitindo alta incidência de luz (Kapos, 1989) o que promove a proliferação de espécies ruderais e generalistas, intolerantes à sombra em detrimento das espécies características de mata madura, a grande maioria delas tolerante à sombra (Wilcox, 1980; Lovejoy et al., 1986; Laurance & Bierregaard, 1997; Tabarelli et al., 1999); e por outro lado, a mortalidade de indivíduos de grande porte típicos da floresta madura por alterações microclimáticas (Laurance & Bierregaard, 1997, Laurance et al.,

2000) e por quebra de mecanismos-chave de polinização e dispersão (Brown Jr & Brown, 1992). De acordo com Ranta et al. (1998), o tamanho e o formato do fragmento define o grau do efeito de borda. Quanto menor e mais alongado o fragmento maior o efeito de borda. Na região nordeste do Brasil, a ampla maioria dos fragmentos apresenta pequeno tamanho (Ranta et al., 1998), geralmente restritos a áreas particulares, onde a monocultura de cana é dominante, e o corte de cana é associado com o fogo, o que contribui de forma negativa para a regeneração das áreas, enquanto as áreas públicas encontram-se em estado de profunda degradação (Coimbra Filho & Câmara, 1986). Há uma necessidade urgente de se avaliar a condição desses fragmentos a fim de se relacionar possíveis e urgentes medidas de conservação, visto ser este (i.e., floresta Atlântica nordestina) o setor menos conhecido e mais degradado do ecossistema floresta Atlântica, apresentando padrões fitogeográficos e florísticos bastante particulares.

Agradecimentos

Agradecemos ao Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (CEPAN) e à Conservation Internation do Brasil (CI) pelo financiamento desta pesquisa; à UFPE pelo apoio logístico e ao CNPq pela fomentação de bolsas aos pesquisadores envolvidos. Agradecemos também aos proprietários da Usina Serra Grande pela permissão do trabalho; ao Departamento Agrícola pela disponibilização dos dados físicos da área e à colaboração dos pesquisadores André Laurênio e Maria de Fátima Lucena na identificação do material botânico.

Referências bibliográficas

Aizen, M., Feisinger, P., 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75, 330–351.

Andrade-Lima, D., 1966. Contribuição ao estudo do paralelismo da flora amazônico-nordestina.

Boletim do Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco 19, 1--30.

Barbosa, M.R.V., 1996. Estudo florístico e Fitossociológico da Mata do Buraquinho, Remanescente de Mata Atlântica em João Pessoa-PB. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Barroso, G.M., Morim, M.P., Peixoto, A.L., Ichaso, C.L.F., 1999. Frutos e Sementes: Morfologia Aplicada à Sistemática de Dicotiledôneas. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Brown Jr., K.S., 1987. Conclusion, synthesis and alternative hypotheses. In *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*, eds. T.C. Whitmore, G.T. Prance, pp. 175–196. Clarendon Press, Oxford.

Brown Jr., K.S., Brown, G.G., 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In *Tropical Deforestation and Species Extinction*, eds. T.C. Whitmore, J.A. Sayer, pp. 129–142. Chapman and Hall, London.

Cochrane, M.A., Schultze, M.D., 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31, 2--16.

Coimbra-Filho, A.F., Câmara, I.G., 1996. Os Limites Originais do Bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN), Rio de Janeiro.

Didham, R.K., Lawton, J.H., 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31, 17–30.

Fernandes, A., Bezerra, P., 1990. Estudo Fitogeográfico do Brasil. *Stylus comunicações*, Fortaleza.

Ferraz, E.M.N., 2002. Estudo florístico e Fitossociológico de um Remanescente da Floresta

Ombrófila Montana em Pernambuco, Nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

Gentry, A.H., 1988. Changes in plant community and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of Missouri Botanical Garden* 73, 1--34.

Gentry, A.H., 1996. *A Field Guide to the Families and Genera of Woody Plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru)*. University of Chicago Press, Chicago.

IBGE, 1985 *Atlas Nacional do Brasil: região Nordeste*. IBGE, Rio de Janeiro.

Kapos, V., 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5, 173--185.

Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J.L., Ganade, G., 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, eds. W.F. Laurance, R.O. Bierregaard, pp. 33--44. University of Chicago Press, Illinois.

Laurance, W.F., Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edges effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55, 77--92.

Laurance, W.F., Bierregaard, R.O., 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Illinois.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J., Laurance, S.G., 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 69, 2032--2040.

Laurance, W.F., Delamônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L., Lovejoy, T.E., 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404, 836.

- Leitão-Filho, H.F., 1994. Diversity of arboreal species in Atlantic rain forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 66, 91–96.
- Lorenzi, H., 1992. *Árvores Brasileiras*, 1 edn. Plantarum, Nova Odessa, São Paulo.
- Lorenzi, H., 1998. *Árvores Brasileiras*, 2 sd. Plantarum, Nova Odessa, São Paulo.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown Jr., K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R., Hays, M., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, ed. M.E. Soulé, pp. 257--285. Sinauer Associates, Sunderland.
- Malcolm, J.R., 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75, 2438–2445.
- Mori, S.A., Boom, B.M., Prance, G.T., 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* 33, 233–245.
- Mori, S.A., Boom, B.M., Carvalino, A.M., Santos, T.S., 1983. Ecological importance of Myrtaceae in a eastern Brazilian wet forest. *Biotropica* 15, 68–70.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 58-62
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853--858.
- Newmark, W.D., 1987. A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North America parks. *Nature* 325, 430–432.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic

- forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32, 793–810.
- Pires, A.S., 2000. Efeitos da Fragmentação Florestal Sobre Populações Animais.(Apostila: Dept°. Ecologia/IB/ CCS/UFRJ).
- Ranta, P., Brom, T., Joensuu, E., Mikko, S., 1998. The fragmented Atlantic forest of Brazil: size, shape, and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7, 385–403.
- Rizzini, C.T., 1963. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia* 25, 3–55.
- Rizzini, C.T., 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil*, Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R. 1991. Biological consequences of the white-tailed black cockatoo *Calyptorhynchus funereus*. *Ibis* 124, 422–455.
- Sieving, K.E., Karr, J.R., 1997. Avian extinction and persistence mechanism in lowland Panama. In *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, eds. W.F. Laurance, R.O. Bierregaard, pp. 156–170. University of Chicago Press, Illinois.
- Silva, J.M.C., Tabarelli, M., 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeastern Brazil. *Nature* 404, 72--74.
- Siqueira, D.R., 1997. Estudo florístico e fitossociológico de um trecho da Mata de Zumbi, Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.G., 1995. *Biometry*, 3rd. Freeman and Company, New York.
- Soulé, M.E., Alberts, A.C., Bolger, D.T., 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral

plants and vertebrates. *Oikos* 63, 39–47.

Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, C.A., 1999. Effects of habitat fragmentation and plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91, 119--127.

Tavares, S., 1959. *Madeiras do Nordeste do Brasil. Monografia V, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.*

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Tavares, E.J., Machado, O.F., 1967. Primeira contribuição para a identificação das madeiras de Alagoas. *Boletim Técnico da Secretaria de Obras Públicas e Serviços Públicos (Recife)* 87, 24–29.

Tavares, S., 1968. Inventário florestal de Alagoas; I estudo preliminar da Mata das Carobas, município de Marechal Deodoro. *Boletim Técnico da Secretaria de Obras Públicas e Serviços Públicos (Recife)* 88/89, 17–30.

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Tavares, E.J., Neves, M.A., Lima, J.L.S., 1969. Inventário Florestal de Alagoas III - Estudo preliminar da Mata do Varrela, Município de Barra de São Miguel. Relatório técnico 3. SUDENE.

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Tavares, E.J., Machado, O.F., Lima, J.L.S., Souza, S.A., 1971a. Inventário florestal de Alagoas - Nova contribuição para o estudo preliminar das Matas remanescentes do estado de Alagoas. *Boletim Recursos Naturais (SUDENE)* 9, 5–122.

Tavares, S., Paiva, F.A.F., Carvalho, G.H., Tavares, E.J., Machado, O.F., Lima, J.L.S., Souza, S.A., 1971b. Inventário florestal em Alagoas - Contribuição para a determinação do potencial madeireiro dos municípios de São Miguel dos Campos, Chã do Pilar, Colônia de Leopoldina União dos Palmares. *Boletim Recursos Naturais (SUDENE)* 9, 123–231.

Terborgh, J., Winter, B., 1980. Some causes of extinction. In *Conservation Biology: An*

- Evolutionary-Ecological Perspective, ed. M.E. Soulé, B.A. Wilcox, pp. 119–133. Sinauer Associates, Sunderland.
- Thomas, W.W., Carvalho, A.M.A., Garrison, J., Arbelaez, A.L., 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 7, 311--322.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65–66.
- Turner, I.M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest; a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33, 200–209.
- van der Pijl, A., 1982. *Principles of Dispersal in Higher Plants*, 2nd edn. Springer-Verlag, Berlin.
- van Roosmalen, M.G.M. 1985. *Fruits of the Guianan Flora*. Institute of Systematic Botany, Utrecht University, Netherlands.
- Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. *Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro.
- Viana, V., Tabanez, A.J., Batista, J., 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, eds. W.F. Laurance, R.O. Bierregaard, pp. 351–366. University of Chicago Press, Illinois.
- Wilcox, B.A., 1980. Insular ecology and conservation. In *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, eds. M.E. Soulé, B.A. Wilcox, pp. 237–256. Sinauer, Sunderland.

Apêndice

Espécies arbóreas coletadas na Usina serra Grande/AL, com seus parâmetros ecológicos: Dispersão: zoo = zoocórica, ane = anemocórica, aut = autocórica; Regeneração: int = intolerante à sombra, tol.= tolerante à sombra; Estratificação: dos = dossel, eme = emergente, sub = subdossel.; st = estéril; bt = botões, fl = flor; fr = fruto;

| FAMÍLIA /ESPÉCIE | Nºcoletor | DISP. | REG. | ESTR. | BORDA | NÚCLEO |
|---|-----------|-------|------|-------|-------|--------|
| ANACARDIACEAE | | | | | | |
| <i>Mangifera indica</i> L. | 1133bt | zoo | int | dos | x | |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | 1521fr | zoo | int | dos | x | x |
| <i>Tapirira</i> cf. <i>obtusata</i> (Benth.) D.J.Mitch. | 1254st | zoo | int | dos | | x |
| <i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth. | 1522fr | zoo | int | dos | x | x |
| ANNONACEAE | | | | | | |
| <i>Guatteria australis</i> A. St-Hil. | 1516fl | zoo | int | dos | x | |
| <i>Xylopia frutescens</i> Aubl. | 1417st | zoo | int | dos | x | |
| <i>Xylopia</i> sp. | 664fr | zoo | tol | sub | | x |
| APOCYNACEAE | | | | | | |
| <i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll. Arg. | 1176fr | ane | tol | eme | | x |
| <i>Aspidosperma discolor</i> DC. | 1252st | ane | tol | eme | | x |
| <i>Himatanthus bracteatus</i> (DC.) Woodson | 1153fr | ane | int | sub | x | |
| AQUIFOLIACEAE | | | | | | |
| <i>Ilex</i> aff. <i>sapotifolia</i> Müll. Arg. | 1152st | zoo | tol | sub | x | x |
| ARALIACEAE | | | | | | |
| <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin | 638fr | zoo | int | dos | x | |
| BOMBACACEAE | | | | | | |
| <i>Eriotheca crenulicalyx</i> A. Robyns | 1178fr | ane | int | eme | | x |
| BORAGINACEAE | | | | | | |
| <i>Cordia sellowiana</i> Cham. | 1162fl | zoo | int | dos | x | |
| BURSERACEAE | | | | | | |
| <i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand | 1190fl | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Protium giganteum</i> Engl. | 1480fr | zoo | tol | dos | | x |

| | | | | | | |
|---|----------|-----|-----|-----|---|---|
| <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand | 1154st | zoo | tol | dos | x | x |
| <i>Tetragastris</i> | 1562st | zoo | tol | dos | | x |
| CAESALPINACEAE | | | | | | |
| <i>Bauhinia</i> cf. <i>forficata</i> Link | 1025fr | aut | int | dos | | x |
| <i>Cassia apoucouita</i> Aubl. | 1183st | Aut | int | dos | | x |
| <i>Copaifera</i> cf. <i>langsdorffii</i> Desf. | 1511fr | zoo | int | eme | | x |
| <i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith | 1253fr | zoo | int | eme | | x |
| <i>Hymenaea courbaril</i> L. | 1567fr | zoo | tol | eme | | x |
| <i>Swartzia macrostachya</i> Benth. | 1130st | zoo | tol | dos | x | |
| CARICACEAE | | | | | | |
| <i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) DC. | 1550fr | zoo | int | eme | | x |
| CECROPIACEAE | | | | | | |
| <i>Cecropia hololeuca</i> Miq. | 854st | zoo | int | dos | | x |
| <i>Cecropia pachstachya</i> Trécul | 722fr | zoo | int | dos | x | |
| CHRYSOBALANACEAE | | | | | | |
| <i>Couepia impressa</i> Prance | 1187st | zoo | int | dos | | x |
| <i>Couepia rufa</i> Ducke | 1135fr | zoo | int | eme | | x |
| <i>Couepia</i> sp. | 1186st | zoo | int | eme | | x |
| <i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC. | 683fl | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Licania belemii</i> Prance | 1242st | zoo | int | dos | | x |
| <i>Licania kunthiana</i> Hook f. | 717fr | zoo | int | dos | | x |
| CLUSIACEAE | | | | | | |
| <i>Rheedia brasiliensis</i> (Mart.) Planch. ex Triana | 1182st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Symphonia globulifera</i> L.f. | 1229st | zoo | int | dos | x | x |
| <i>Tovomita mangle</i> G. Mariz | 649fl | zoo | tol | sub | | x |
| <i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers. | 726fl,fr | zoo | int | dos | x | |
| COMBRETACEAE | | | | | | |
| <i>Buchenavia</i> sp. | 1568st | zoo | int | eme | | x |
| ELAEOCARPACEAE | | | | | | |
| <i>Sloanea guianensis</i> (Aubl) Benth. | 713fr | zoo | tol | eme | | x |
| <i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) K.Schum. | 1569fr | zoo | tol | eme | | x |
| ERYTHROXYLACEAE | | | | | | |
| <i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth. | 983fr | zoo | tol | sub | x | |
| EUPHORBIACEAE | | | | | | |
| <i>Croton floribundus</i> Spreng. | 658fl,fr | aut | int | dos | x | x |
| <i>Hyeronima alchornioides</i> Fr. Allem. | 1178st | aut | int | dos | x | |
| <i>Mabea occidentalis</i> (Benth.) Müll. Arg. | 1121fl | aut | tol | dos | | x |

| | | | | | | |
|--|-----------|-----|-----|-----|---|---|
| <i>Senefeldera multiflora</i> Müll. Arg. | 1216fr,fl | aut | int | dos | | x |
| FLACOURTIACEAE | | | | | | |
| <i>Banara guianensis</i> Aubl. | 816fr | zoo | tol | sub | x | x |
| <i>Casearia javitensis</i> HBK. | 708fl | zoo | tol | dos | | x |
| LAURACEAE | | | | | | |
| <i>Cryptocarya</i> sp. | 1576fr | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez | 920bt,fr | zoo | int | dos | x | |
| <i>Ocotea opifera</i> (Ness) Mez | 1117bt | zoo | tol | dos | x | x |
| <i>Ocotea</i> cf. <i>bracteosa</i> (Meiss) Ness | 1248st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Ocotea</i> sp.1 | 1250st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Ocotea</i> sp.2 | 1564st | zoo | tol | dos | | x |
| LECYTHIDACEAE | | | | | | |
| <i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers | 1146st | zoo | tol | eme | x | x |
| <i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori | 952fr | zoo | int | dos | x | x |
| <i>Lecythis pisonis</i> Cambess. | 962bt | zoo | tol | eme | | x |
| MALPIGHIACEAE | | | | | | |
| <i>Byrsonima crispa</i> Juss. | 845fl | zoo | int | dos | x | |
| <i>Byrsonima sericea</i> DC. | 1003fl,fr | zoo | int | dos | x | |
| <i>Byrsonima</i> cf. <i>stipulacea</i> Juss. | 1005fr | zoo | int | dos | x | x |
| MELASTOMATACEAE | | | | | | |
| <i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC. | 901st | zoo | int | dos | x | |
| <i>Miconia calvescens</i> Schrank & Mart. ex DC. | 1139st | zoo | int | dos | x | |
| <i>Miconia hypoleuca</i> Benth. & Triana | 915fr | zoo | int | dos | x | |
| <i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC. | 916fl | zoo | int | dos | x | |
| <i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC. | 923fr | zoo | int | dos | x | x |
| MELIACEAE | | | | | | |
| <i>Cedrela</i> sp. | 1570st | ane | tol | eme | | x |
| <i>Cabrlea</i> sp. | 1571st | zoo | int | eme | | x |
| <i>Guarea macrophylla</i> Vahl | 1220fr | zoo | int | dos | | x |
| MIMOSACEAE | | | | | | |
| <i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & J.W.Grimes | 1061fr | aut | tol | eme | | x |
| <i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd. | 1392st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Inga capitata</i> Desv. v. <i>tenouir</i> Benth. | 851fl,fr | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Inga edulis</i> Mart. | 1174st | zoo | int | dos | | x |
| <i>Inga marginata</i> Willd. | 1166st | zoo | int | dos | | x |
| <i>Inga striata</i> Benth. | 1012fr | zoo | tol | dos | x | |
| <i>Inga thibaldiana</i> A. DC. | 918fr | zoo | int | dos | x | |

| | | | | | | |
|--|----------|-----|-----|-----|---|---|
| <i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp. | 1237fr | zoo | int | eme | | x |
| <i>Plathymenia foliolosa</i> Benth. | 1572fr | ane | int | eme | x | x |
| <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr. | 711fl | zoo | int | eme | x | x |
| MONIMIACEAE | | | | | | |
| <i>Siparuna guianensis</i> Aubl. | 1173fl | zoo | tol | sub | | x |
| MORACEAE | | | | | | |
| <i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam. | 1136st | zoo | int | dos | x | |
| <i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber | 1143st | zoo | int | dos | x | x |
| <i>Brosimum paraense</i> Huber | 1175st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav. | 1577st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Ficus gomelleira</i> Kunth. | 1129fr | zoo | int | eme | | x |
| <i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby | 1172fr | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Pourouma guianensis</i> Aubl. | 964fr | zoo | int | dos | | x |
| <i>Sorocea hilarii</i> Gaudichand | 1333fl | zoo | tol | sub | x | x |
| MYRISTICACEAE | | | | | | |
| <i>Virola gardneri</i> (DC.) Warb. | 1561fr | zoo | int | eme | | x |
| MYRTACEAE | | | | | | |
| <i>Eugenia</i> sp.1 | 1334st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Eugenia</i> sp.2 | 1232st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC. | 1159fr | zoo | tol | dos | x | x |
| <i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC. | 774fl,fr | zoo | tol | sub | x | x |
| <i>Psidium</i> sp. | 1205st | zoo | int | dos | x | x |
| NYCTAGINACEAE | | | | | | |
| <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz | 1241st | zoo | tol | sub | | x |
| <i>Pisonia</i> sp. | 1040fl | zoo | tol | sub | x | x |
| OCHNACEAE | | | | | | |
| <i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl. | 1132st | zoo | int | dos | | x |
| PALMAE | | | | | | |
| <i>Attalea oleifera</i> Barb. Rodr. | 1573fr | zoo | int | dos | x | |
| <i>Euterpe</i> sp. nova | 715fr | zoo | tol | sub | | x |
| PAPILIONACEAE | | | | | | |
| <i>Andira</i> aff. <i>paniculata</i> Benth. | 1144st | zoo | int | dos | x | x |
| <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth | 1137st | ane | int | dos | x | |
| <i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff | 1216st | ane | tol | eme | | x |
| <i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel | 1177st | ane | int | eme | | x |
| <i>Zollernia paraensis</i> Huber | 1574st | zoo | tol | dos | | x |

POLYGONACEAE

| | | | | | | |
|---|--------|-----|-----|-----|--|---|
| <i>Coccoloba mollis</i> Casar | 733fr | zoo | tol | sub | | x |
| <i>Coccoloba</i> aff. <i>ochreolata</i> Wedd. | 1449fl | zoo | tol | sub | | x |

RUBIACEAE

| | | | | | | |
|--|--------|-----|-----|-----|---|---|
| <i>Amaioua</i> sp. | 1209fl | zoo | tol | sub | | x |
| <i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq. | 944fr | zoo | int | sub | x | x |
| <i>Psychotria sessilis</i> Vell. | 632fr | zoo | tol | sub | | x |

RUTACEAE

| | | | | | | |
|-------------------------------------|-------|-----|-----|-----|--|---|
| <i>Conchocarpus insignis</i> Pirani | 828fr | zoo | tol | sub | | x |
|-------------------------------------|-------|-----|-----|-----|--|---|

SAPINDACEAE

| | | | | | | |
|---|--------|-----|-----|-----|---|---|
| <i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil.) Radlk. | 1220st | zoo | tol | sub | x | x |
| <i>Cupania oblongifolia</i> Mart. | 1325fl | zoo | int | dos | x | |
| <i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk. | 939fr | zoo | int | dos | x | |
| <i>Cupania revoluta</i> Radlk. | 1251fr | zoo | int | dos | x | |
| <i>Cupania</i> sp. | 1415fl | zoo | int | dos | x | |
| <i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk. | 1134st | zoo | int | dos | | x |
| <i>Talisia esculenta</i> (A. St.-Hil.) Radlk. | 1193fl | zoo | int | eme | x | |

SAPOTACEAE

| | | | | | | |
|---|--------------------|-----|-----|-----|---|---|
| <i>Chrysophyllum</i> aff. <i>viride</i> Mart. & Eichl ex Miq. | 1186st | zoo | tol | eme | | x |
| <i>Chrysophyllum</i> sp. | 1221 st | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Manilkara salzmannii</i> (DC.) H.J.Lam. | 1279st | zoo | tol | eme | | x |
| <i>Manilkara rufula</i> | 1578bt | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn. | 707bt | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Pouteria</i> aff. <i>grandiflora</i> (A. DC.) Baehi | 1145st | zoo | tol | dos | x | x |
| <i>Pouteria</i> sp. | 1575 | zoo | tol | dos | | x |
| <i>Pradosia latescens</i> (Vell.) Radlk. | 1171st | zoo | tol | eme | | x |
| <i>Pradosia glycyphoea</i> (Casar) Lias | 1484fr | zoo | tol | dos | | x |

SIMAROUBACEAE

| | | | | | | |
|------------------------------|-------|-----|-----|-----|---|---|
| <i>Simarouba amara</i> Aubl. | 694bt | zoo | int | eme | x | x |
|------------------------------|-------|-----|-----|-----|---|---|

STERCULIACEAE

| | | | | | | |
|-------------------------------|----------|-----|-----|-----|---|---|
| <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. | 719fl,fr | zoo | int | dos | x | x |
|-------------------------------|----------|-----|-----|-----|---|---|

TILIACEAE

| | | | | | | |
|-------------------------------|--------|-----|-----|-----|---|--|
| <i>Apeiba tibourbou</i> Aubl. | 1362fl | zoo | int | dos | x | |
| <i>Luehea speciosa</i> Willd. | 1161fl | ane | int | dos | x | |

VERBENACEAE

| | | | | | | |
|--|-------|-----|-----|-----|---|--|
| <i>Aegiphila pernambucensis</i> Moldenke | 741st | zoo | int | dos | x | |
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. | 929fr | zoo | int | dos | x | |

Cytharexylum myrianthum Cham.

945fr

zoo

int

dos

x

VOCHYSIACEAE

Vochysia oblongifolia Warm.

1157fr,fl

ane

int

eme

x

x

*corresponde as diferentes fenofases das espécies coletadas.

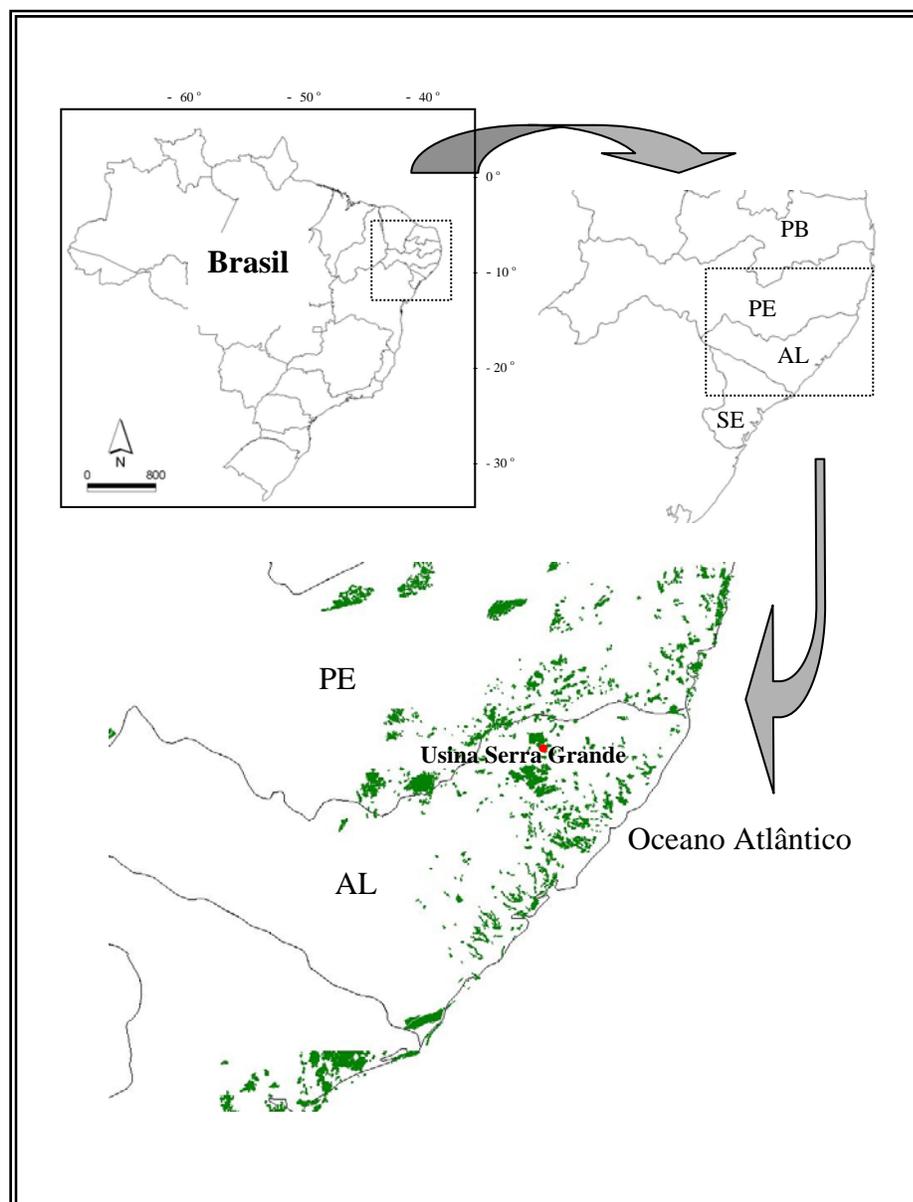


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo. (Fonte: CEPAN/Laboratório de Ecologia-UFPE).

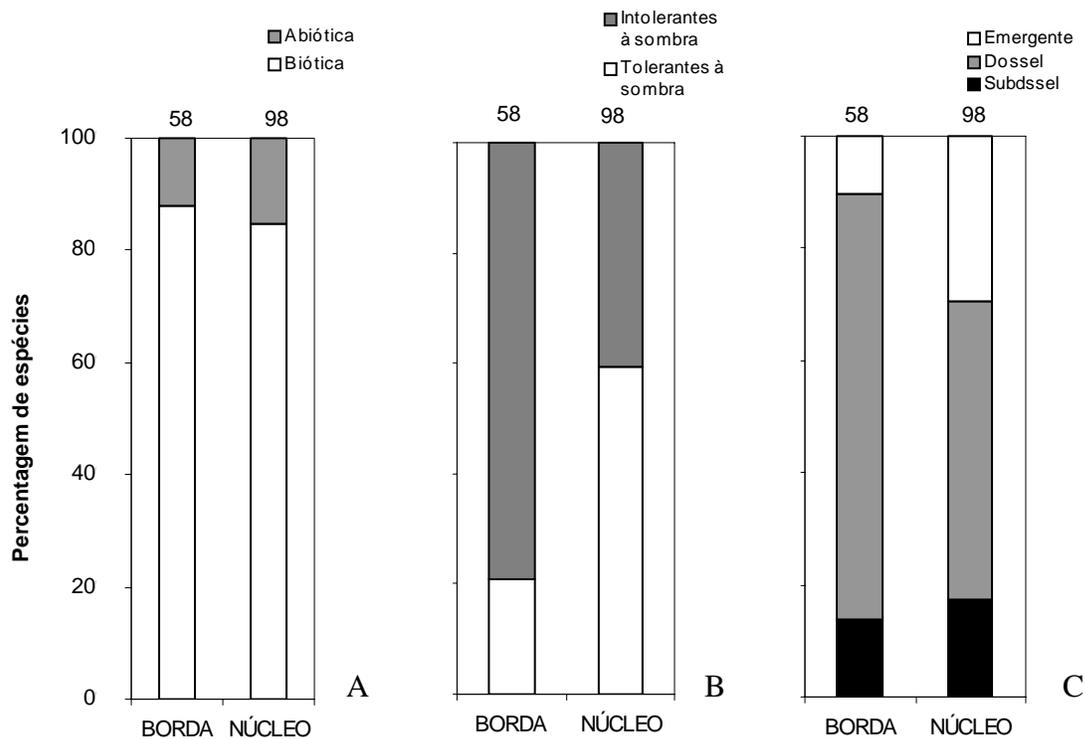


Figura 2. Percentual das espécies arbóreas em áreas de borda e núcleo em relação à síndrome de dispersão (A), nicho de regeneração (B) e estratificação (C) no fragmento florestal Coimbra, município de Ibateguara/AL.

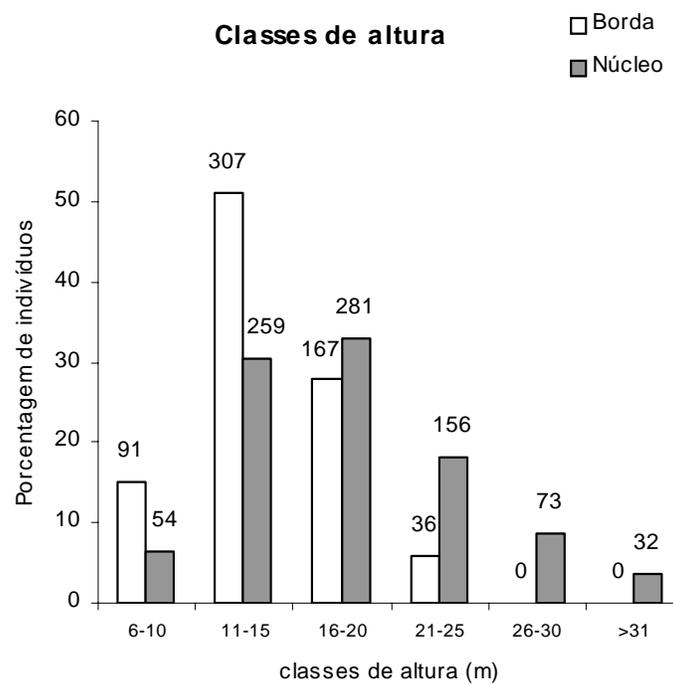


Figura 3. Percentual de indivíduos em classes de alturas no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibataguara/AL.

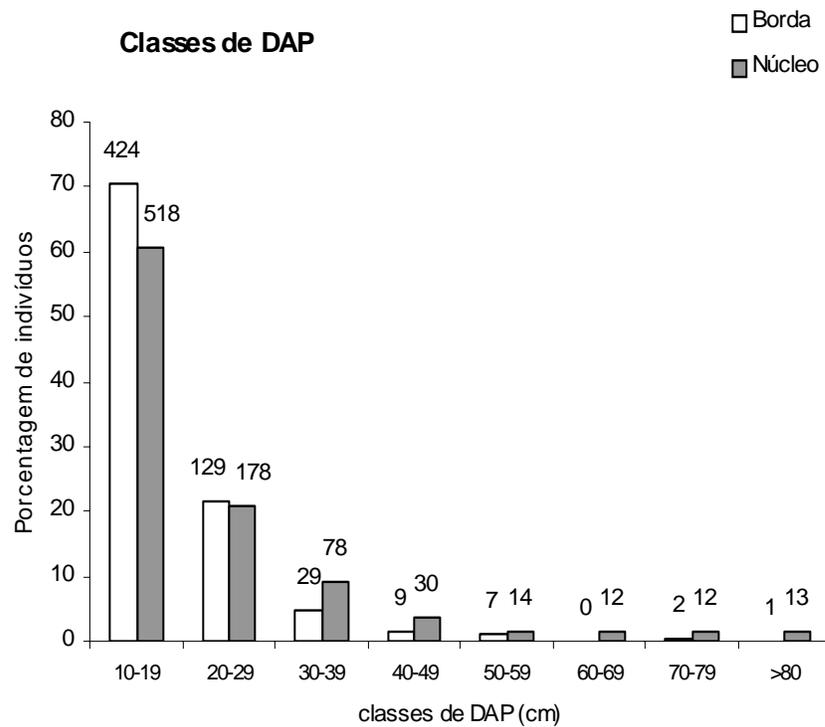


Figura 4. Percentual de indivíduos em classes de DAP no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL.

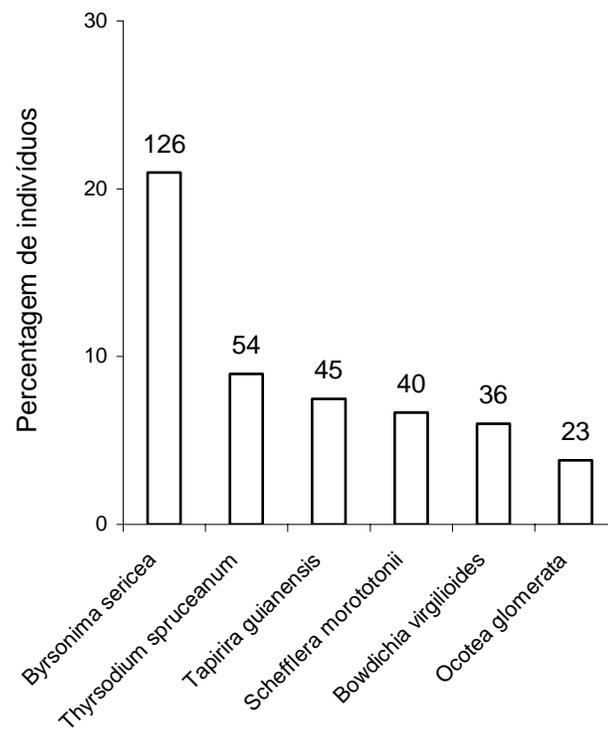


Figura 5. Percentual das espécies arbóreas mais abundantes nas áreas de borda no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibataguara/AL.

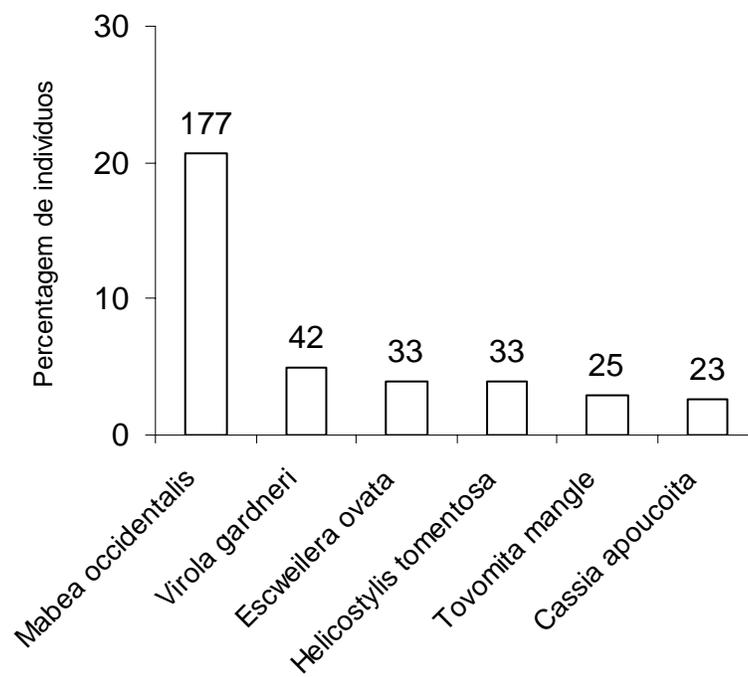


Figura 6. Percentual das espécies arbóreas mais abundantes nas áreas de núcleo, no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibataguara/AL.

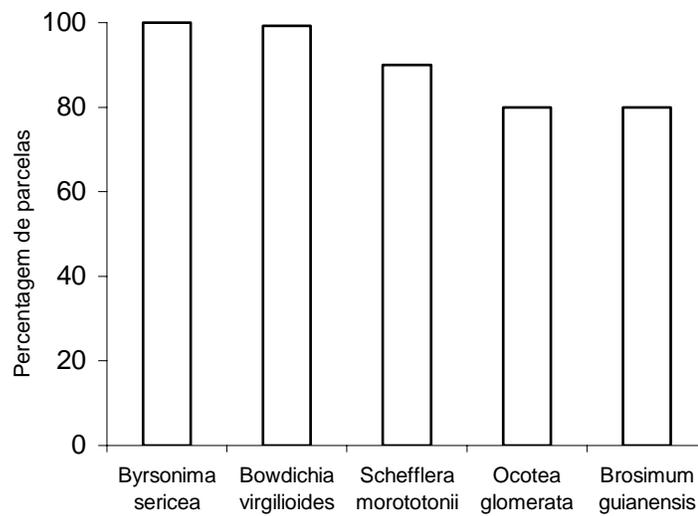


Figura 7. Percentual das espécies arbóreas mais frequentes nas áreas de borda no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibateguara/AL.

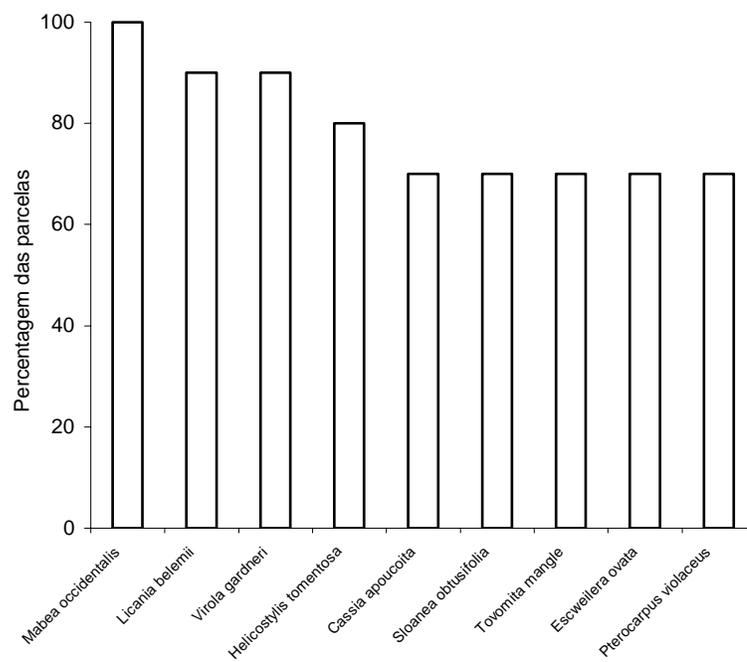


Figura 8. Percentual das espécies arbóreas mais frequentes nas áreas de núcleo, no fragmento florestal de Coimbra, município de Ibatugara/AL.

5. CONCLUSÕES

Através do conhecimento envolvendo a dinâmica, os padrões e os processos que interagem entre as comunidades vegetais num dado ecossistema, no que se refere aos efeitos da fragmentação, podemos observar, na área em estudo, que tais interações são nitidamente perceptíveis quanto às mudanças entre habitats de borda e de áreas nucleares.

A riqueza de espécies nas áreas de núcleo foi comprovadamente superior a da borda, destacando-se as famílias Sapotaceae, Mimosaceae, Moraceae, Chrysobalanaceae, Caesalpiniaceae, Lauraceae, e Myrtaceae; enquanto na borda destacaram-se: Sapindaceae, Melastomataceae, Mimosaceae, Anacardiaceae, Malpighiaceae, Moraceae e Verbenaceae. A espécie *Mabea occidentalis* foi a mais abundante e mais freqüente de mata madura e *Byrsonima sericea* foi a que melhor representou a borda em termos de abundância e freqüência.

Os diferentes sítios não diferiram em relação à síndrome de dispersão, que por sua vez foi amplamente dominada por espécies zoocóricas. As áreas de núcleo apresentaram uma proporção de espécies de subdossel e emergente significativamente maior do que o observado nas áreas de bordas e nestas, as espécies ocuparam o dossel. Em relação à estrutura, ocorreram indivíduos de diversas classes de altura, denotando uma maior estratificação nas áreas nucleares; já nas bordas estes se concentraram nas classes de menor altura e de DAP.

Diante das análises observadas, os resultados corroboraram nossa perspectiva inicialmente proposta: de que a fragmentação promove mudanças notáveis na composição e redução de espécies dos fragmentos. Assim, somente através de um esforço mútuo entre os proprietários da área e a população humana local promoverá, em longo prazo, o uso sustentável da área, com apoio de programas de educação ambiental.

6. RESUMO

O processo de fragmentação e suas conseqüentes alterações nos padrões bióticos e abióticos da mata madura é o principal responsável pela queda na diversidade das florestas tropicais. O efeito de borda, associado à fragmentação, promove uma série de alterações nas características da floresta madura, entre elas: a composição dos grupos ecológicos funcionais e taxonômicos de árvores, além da estrutura da floresta. Nesse estudo foram analisadas tais alterações num remanescente florestal de 3400 hectares da floresta Atlântica do nordeste do Brasil. Nós encontramos uma relação significativa entre as áreas de borda e de núcleo. Nas áreas de bordas, observamos: (1) menores riqueza e diversidade de espécies (2) reduzida proporção de espécies intolerante à sombra; enquanto nas áreas de mata madura, observamos uma maior proporção de: (1) espécies de subdossel e emergentes (2) espécies de maiores alturas e DAP. A densidade média de indivíduos da área nuclear foi significativamente menor que as áreas de borda. Em relação à síndrome de dispersão (zoocoria) foi amplamente dominante em ambas áreas. Tais resultados permitem predições sobre alterações nos remanescentes da floresta Atlântica, fornecendo subsídios para a avaliação do grau de degradação dessas áreas, possibilitando a elaboração de planos de manejo e conservação para esses fragmentos.

7. ABSTRACT

The fragmentation process and its perturbation in biotics and abiotics patterns of the mature forest is the main responsible by the biodiversity loss on the Tropical forest. One of these perturbation is associated to the edge effect, where ecological and taxonomic groups undergo differentiation forward fragment core. Here we performed an analysis on the plant guild structure of the edge and core area in a remaining of the brazilian Atlantic forest (3400 ha). We found significant differences between them: in edge area we observed (1) a low plant species richness and diversity, and (2) a few number of shading-intolerant species, whilst in the core we found significantly a larger (1) proportion of emergent and subdossel tree species, and (2) a larger height, and DBH of the trees species. The zoocoric dispersion prevail in both edge and core areas. These results support the negative edge effect upon the ecological and taxonomic groups of plant species in fragmented habitat of the Atlantic forest, and may be used as a predictor of the large-scale disturbance provoked by the fragmentation process. Because of that it is also important for conservation and management plans of the Atlantic forest.

ANEXO

Normas do periódico para submeter o manuscrito



author **GATEWAY** for Elsevier Science Journals

Biological Conservation

Guide for Authors

Submission of papers

Submission of a manuscript implies that it is not being considered contemporaneously for publication elsewhere. Submission of a multi-authored manuscript implies the consent of all the participating authors. All papers will be independently refereed. Contributors from the Indo-Pacific region, including Australia and New Zealand should submit their papers to Dr D. A. Saunders, c/o CSIRO Sustainable Ecosystems, GPO Box 284, Canberra, ACT 2601, Australia; and from UK, Europe, Africa and the rest of the world to Dr B. N. K. Davis, Brook House, Easton, Huntingdon, UK, PE18 0TU or Dr. R. Marrs, School of Biological Science (Derby Building), University of Liverpool, PO Box 147, Liverpool L69 3PX, UK; and from North, South and Central America to either of the following Editors: Dr M. W. Schwartz, Department of Environmental Sciences and Policy, University of California, One Shields Avenue, Davis, CA 95616-8576, USA, or Professor R. G. Wright, College of Forestry, Wildlife and Range Sciences, University of Idaho, Moscow, Idaho 83844-1136, USA. Manuscripts may also be sent to a member of the Editorial Board or the publisher, for submission to the Editors.

Types of contributions

Original papers on topics of conservation interest; review articles; short reports; announcements; book reviews; letters to the editor.

Manuscripts

Three copies should be provided, in double-spaced typing on pages of uniform size, with a wide margin at the left. Generally, the size of the manuscript should not exceed 10,000 words or about 20 printed pages. Each paper should be provided with an Abstract of about 100--150 words, reporting concisely on the purpose and results of the paper, and with five keywords for use by Abstract services. A suggestion for a running title (less than 60 characters long, italic with initial caps) should be given.

Authors should consult an issue of the journal for style and layout. Please note that the journal style has changed from issue 85(1) 1998, and an up to date example of the journal style can be obtained from the Publishers. The Editors reserve the right to adjust style to certain standards of uniformity.

The SI system should be used for all scientific and laboratory data; if, in certain instances, it is necessary to quote other units, these should be added in parentheses. Temperatures should be given in degrees Celsius.

The unit 'billion' (10^9 in America, 10^{12} in Europe) is ambiguous and must not be used. All variables should be italic; p for significance; n for number. Use %, not percent.

All scientific names should be italic, no parentheses. Common names in lower-case except proper nouns. All common names must be accompanied by a scientific name.

Tables, references and legends to illustrations should be typed on separate sheets and placed at the end of the paper. Footnotes should be avoided if they contain information which could equally well be included in the text.

Disks

Please submit a disk with the final revised version of the manuscript only. The file on disk should correspond exactly to the hard copy. The operating system and the word-processor used should be specified clearly.

Wordperfect 5.1 (IBM-PC) is the preferred format, although other formats can be used.

Illustrations or chemical structures in electronic format may be supplied provided that the file format and the program used to produce them is clearly indicated and that a hard copy is also supplied. More detailed guidelines and further information are available from the publisher.

References

References to published work should be indicated at the appropriate place in the text, according to the Harvard system (i.e. using author(s) name(s) and date), with a reference list, in alphabetical order, at the end of the paper. The list should give name(s) and initial(s) of author(s), the year of publication and the exact title of the paper or book. For journals there should follow the journal title, volume number, and initial and final page numbers of article. For books there should follow the name(s) of the editor(s) (if appropriate), the name of the publisher and the town and year of publication. Where appropriate, initial and final page numbers should also be quoted. All references in this list should be indicated at some point in the text and vice versa. Unpublished reports may be included in the References if available for consultation by readers; they should include the name of the organisation and a brief address.

Examples of references:

Book

Falconer, D.S., 1989. Introduction to Quantitative Genetics, 3rd edn. Longman, London.

Article

<http://authors.elsevier.com/GuideForAuthors.html?PubID=405853>

Author Gateway Guide for Authors

Glesness, N.R., 1977. Gene pool conservation and computer analysis. *International Zoological Yearbook* 17, 177--191.

Article in Book

Ralls, G., Ballou, J., 1983. Extinction: lessons from zoos. In *Genetics and Conservation*, ed. C.M. Schonewald-Cox, pp. 164--184. Benjamin Cummings, New York.

Illustrations

The original and two copies, which may be of a reduced size, of each illustration should be provided. Line drawings may be submitted in any medium providing that the image is black and very sharp. They should preferably all require the same degree of reduction; large diagrams, more than four times final size, are discouraged due to handling difficulties. Lettering should be large enough to be legible after reduction of the illustration to fit in either one or two columns (ideally 7pt lettering after reduction). Photographs should be submitted as contrasting black-and-white prints on glossy paper. Each illustration must be clearly numbered and the name(s) of the author(s) of the paper written on the reverse side.

Proofs

Proofs will be sent to the author (first-named author if no corresponding author is identified on multi-authored papers) by PDF wherever possible and should be returned within 48 hours of receipt, preferably by e-mail. Corrections should be restricted to typesetting errors; any other amendments made may be charged to the author. Any queries should be answered in full. Elsevier will do everything possible to get your article corrected and published as quickly as possible. Therefore, it is important to ensure that all of your corrections are returned to us in one all-inclusive e-mail or fax. Subsequent additional corrections will not be possible, so please ensure that your first communication is complete. Should you choose to mail your corrections, please return them to: Log-in Department, Elsevier Science, Stover Court, Bampfylde Street, Exeter, Devon EX1 2AH, UK.

Page charges and offprints

There will be no page charges. Twenty-five offprints of each paper will be supplied free of charge. Additional copies can be ordered at current printing prices.

Colour charges Authors will be charged for including colour illustrations at the following rates and are encouraged only to consider colour if necessary for clarity or comprehension: 1st page: Euro 350 / USD 350
Every 2nd page: Euro 175 / USD 175

Copyright guidelines

All authors must sign the 'Transfer of Copyright' agreement before the article can be published. This transfer agreement enables Elsevier Science Ltd to protect the copyrighted material for the authors, but does not relinquish the author's proprietary rights. The copyright transfer covers the exclusive rights to reproduce and distribute the article, including reprints, photographic reproductions, microform or any other reproductions of similar nature and translations, and includes the right to adapt the article for use in conjunction with computer systems and programs, including reproduction or publication in machine-readable form and incorporation in retrieval systems. Authors are responsible for obtaining from the copyright holder permission to reproduce any figures for which copyright exists.

Author Enquiries Authors can keep a track on the progress of their accepted article, and set up e-mail alerts informing them of changes to their manuscript's status, by using the "Track a Paper" feature of Elsevier's Author Gateway (<http://authors.elsevier.com>). Contact details for questions arising after acceptance of an article, especially those relating to proofs, are provided when an article is accepted for publication.