

Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Ciências Biológicas
Departamento de Botânica
Pós-Graduação em Biologia Vegetal

**Influência da fragmentação e perda de habitat na chuva de diásporos de remanescentes
de floresta Atlântica no interior do Estado de Alagoas**

Recife, 2005

Cíntia Gomes de Freitas

**Influência da fragmentação e perda de habitat na chuva de diásporos de remanescentes
de floresta Atlântica no interior do Estado de Alagoas**

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

Orientação: Dr^a. Inara R. Leal

Área de concentração: Ecologia Vegetal

Linha de pesquisa: Ecologia de
populações e comunidades vegetais

RECIFE, 2005

ATA DA PROVA PÚBLICA DE DEFESA DA DISSERTAÇÃO DA ALUNA **CINTIA GOMES DE FREITAS**, DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL DO CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO.

Às nove horas e sete minutos, do dia dezessete de fevereiro de dois mil e cinco, na sala de aula teórica, do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, do Centro de Ciências Biológicas, realizou-se a prova pública de dissertação da Mestranda **CINTIA GOMES DE FREITAS**, intitulada: "INFLUÊNCIA DA FRAGMENTAÇÃO E PERDA DE HABITAT NA CHUVA DE DIÁSPOROS DE REMANESCENTES DE FLORESTA ATLÂNTICA NO INTERIOR DO ESTADO DE ALAGOAS". A Banca Examinadora teve como membros titulares os Professores: Dra. INARA ROBERTA LEAL, Professora do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Pernambuco, Doutora em Ecologia, pela Universidade Estadual de Campinas, e Orientadora da aluna; Dra. ANDRÉA CARDOSO DE ARAÚJO, Professora do Departamento de Biologia da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Doutora em Ecologia, pela Universidade Estadual de Campinas, e o Dr. MARCELO TABARELLI, Professor do Depto. de Botânica da Universidade Federal de Pernambuco, Doutor em Ecologia, pela Universidade de São Paulo, USP. Como Membros Suplentes a Dra. ARIADNA VALENTINA LOPES E FREITAS, do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Pernambuco, e a Dra. LUCIANA IANNUZZI, Professora do Departamento de Zoologia da Universidade Federal de Pernambuco. O Dr. MARCCUS ALVES, na qualidade de Vice-Coordenadora do Programa, iniciou a sessão apresentando os membros da banca, convidando em seguida a Dra. INARA ROBERTA LEAL para presidir a sessão, na qualidade de orientadora da aluna. A Dra. INARA ROBERTA LEAL convidou a aluna para fazer a exposição do seu trabalho. Após a apresentação da aluna, a Profa. INARA ROBERTA LEAL convidou a Dra. ANDRÉA CARDOSO DE ARAÚJO, para fazer a sua arguição em forma de diálogo. Em seguida, a mestranda foi arguida, também em forma de diálogo, pelo Dr. MARCELO TABARELLI. Após o término das arguições, a Dra. INARA ROBERTA LEAL teceu agradecimentos aos membros da banca pelas sugestões, fez alguns comentários sobre o trabalho de sua orientanda, e em seguida solicitou aos presentes que se retirassem por alguns instantes para que se procedesse a avaliação do mesmo. Após reunir-se, a Banca Examinadora atribuiu à Mestranda **CINTIA GOMES DE FREITAS**, a seguinte menção: "APROVADA", POR UNANIMIDADE, e face a este resultado a mesma está apta a receber o grau de Mestre em Biologia Vegetal pela Universidade Federal de Pernambuco. Nada mais havendo a tratar, a sessão foi encerrada às 11:00 horas, e para constar como Secretário, EU, EURICO JUNIOR, lavrei, datei e assinei esta ATA, que também assinam os demais presentes.

Recife, 17 de fevereiro de 2005.

Como Juiz
Cintia Gomes de Freitas
Inara Leal
Andréa Cardoso de Araújo
Eurico Junior
Hildebrando Manoel da Silva
Assistente em Administração do Programa
De Pós-Graduação em Biologia Vegetal
SIAPE 1131683

Cynthia Waléria de Melo Silva
Keyla Karla de M. Silva
Rochelle Castelo Branco
Verônica S. Barbosa
Rafael Oliveira
Alexandre Guallo
Michel M. Costa
Manoel Viana de Araújo
Bair Berger

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM BIOLOGIA VEGETAL
Portaria nº 2.530/02-MEC
URFE em 04/09/02 - DOU em 06/09/02

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
Centro de Ciências Biológicas
Departamento de Botânica
Programa de Pós-Graduação
em Biologia Vegetal

Dedico este trabalho a Leonardo, fortaleza invencível. Seu sorriso é a luz quando todas as outras se apagam e sua lembrança me impele para frente sempre que eu penso em desistir.

Agradecimentos

A lista de nomes que tenho para agradecer é imensa, muitos me ajudaram com um incentivo, um carinho ou lições. Não há nada nessa vida que não sirva de lição para aqueles que conseguem enxergar. Cada passo que damos em direção do futuro, antes de significar qualquer dos motivos superficiais que escolhemos para guiar nossas vidas, representa um passo em direção do crescimento pessoal. E é por que eu cresci muito todo esse tempo, que eu agradeço. Cada um sabe o que contribuiu e eu deixo nas mãos do destino a recompensa que muitas vezes eu não pude dar.

À minha família: Mamãe, Pai, Neninha, Vovó Severina. A Leonardo, por ser meu anjo da guarda, me ajudar a crescer, além, claro, da ajuda na formatação do texto. Aos amigos que amo: Rochele, Sérgio, Cleiton, Luis Rodrigo, Tati, Taci e Laís.

À minha orientadora Inara, por ser forte, cheia de idéias, generosa e por ter sempre acreditado na minha capacidade. Ao Professor Tabarelli, pelas idéias e soluções de problemas.

Aos amigos do mestrado: Cynthia Waleria, Mellissa, Valter, Jéssica, Bráulio, Patriota Glauber, Alissandra e Rodrigo, pelos momentos legais nas disciplinas.

Aos amigos, Michele, Olivier e Ariadna, pela disposição em me ajudar. A Marcondes, Alexandre e Felipe, pela ajuda na identificação das sementes. A André Santos, pelas dúvidas respondidas com entusiasmo e boa vontade. A Bráulio, Patrícia, Úrsula, Manoel, Walkíria, Verinha, Biu, Laiana, Eva, Luciana, Janaina, Patriota e Paulinho, pela companhia em Serra Grande. À Sabrina, pelos momentos de descontração e paz. E a Seu Gil, pela boa vontade em fazer mais que seu trabalho, sem nunca reclamar, sendo além de motorista, mateiro e principalmente amigo.

À banca examinadora, pelas sugestões para o trabalho definitivo. À secretaria da Pós-Graduação, pela ajuda nos tramites legais para a defesa, e aos professores deste programa.

Ao CNPq, pela bolsa concedida sem a qual não teria sido possível a realização deste trabalho, e pelo apoio financeiro através do Edital Universal (479124/2003-5). À Conservation International do Brasil, CEPAN, Fundação O Boticário de apoio a pesquisa e Usina Serra Grande pelo apoio logístico durante a realização do trabalho de campo.

Índice

INTRODUÇÃO	7
REVISÃO DE LITERATURA	9
<i>Fragmentação vs. Perda de habitat</i>	9
<i>Dispersão das comunidades vegetais</i>	11
<i>Floresta Atlântica</i>	14
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
Manuscrito a ser enviado para a revista	21
Resumo	23
Abstract	24
Introdução	25
Métodos	28
<i>Área de estudo</i>	28
<i>Coleta dos dados</i>	29
<i>Análise estatística</i>	30
Resultados	32
<i>Caracterização da chuva de diásporos dos fragmentos</i>	32
<i>Flutuação da chuva de diásporos ao longo do ano</i>	33
<i>Similaridade dos fragmentos</i>	33
<i>Relação entre as variáveis dos fragmentos e dos diásporos coletados</i>	34
Discussão	35
Agradecimentos	40
Referências bibliográficas	41
Tabelas	48
Legenda das figuras	50
Figuras	54
ANEXO 1– Lista de espécies	70
ANEXO 2- Pranchas com as fotos das principais famílias	73
Normas para publicação no JTE	

INTRODUÇÃO

A fragmentação dos habitats é definida como a ocupação de grandes áreas de floresta nativa, convertendo uma paisagem contínua em outra constituída de remanescentes isolados (MURCIA, 1995; TURNER, 1996). As conseqüências da fragmentação, que formam um conjunto de efeitos deletérios à biodiversidade (TURNER, 1996; COSSON *et al.*, 1999), agem através de três principais mecanismos de mudança das comunidades fragmentadas: o efeito de redução de área, efeito de isolamento e o efeito de borda (CARVALHO E VASCONCELOS, 1999). O efeito de área e o efeito do isolamento podem ser melhor entendidos por meio da teoria da biogeografia de ilhas, desenvolvida para explicar a diferença no número de espécies presentes em ilhas oceânicas (MACARTHUR E WILSON, 1963). Assim, os fragmentos são considerados ilhas de floresta em uma matriz não florestada, que pode ser composta por culturas vegetais, pasto para animais, cidades e estradas (PRIMACK E RODRIGUES, 2002). Bierregaard *et al.* (2001) afirmam que, devido a alguns fatores que influenciam a colonização por espécies novas, os fragmentos menores e mais distantes da área doadora (isolados) possuem menos espécies.

O terceiro mecanismo, o efeito de borda, é o resultado da interação entre o remanescente florestal e a matriz não florestada (MURCIA, 1995), e é definido pela maneira como essa matriz circundante influencia a dinâmica do fragmento (GASCON *et al.*, 1999). A proporção de área ocupada pela borda, que influencia fortemente o microclima da floresta, aumenta à medida que o tamanho do remanescente diminui (TURNER, 1996; RANTA *et al.*, 1998). As áreas de borda são atingidas por altas temperaturas e turbulência do vento e baixa umidade (MURCIA, 1995; BIERREGAARD *et al.*, 2001, RAMBALDI E OLIVEIRA, 2003). Estes efeitos aumentam a mortalidade de espécies tolerantes à sombra, favorecendo o recrutamento das espécies pioneiras (LAURANCE *et al.*, 1998a). Sendo assim, quanto mais recortado é o fragmento, maior a influência da borda, e, conseqüentemente, o domínio de espécies características de estágios sucessionais iniciais (LAURANCE *et al.*, 1998a).

A dispersão de sementes é um processo que, em uma paisagem contínua, é responsável pela manutenção de populações através do movimento das espécies. Contudo, em ambientes fragmentados, onde os sítios apropriados para germinação de sementes e estabelecimento de plântulas estão distribuídos esparsamente, uma dispersão ineficiente pode levar a extinção de algumas espécies em longo prazo (HEWITT E KELLMAM, 2002). A dispersão de sementes das grandes árvores climáticas é dependente dos grandes vertebrados, que são os primeiros a serem afetados pela perda de habitat, por precisarem de grandes áreas

territoriais e de forrageio (FUENTES, 2000; SILVA E TABARELLI, 2000). Desta forma, a longo prazo, fragmentos pequenos tendem a ser dominados por espécies com sementes pequenas (FUENTES, 2000; SILVA E TABARELLI, 2000), que é uma característica associada aos estágios de sucessão iniciais (TURNER, 2001). Algumas variáveis como a distância, o tamanho, a conexão entre os fragmentos, o aporte e o tamanho das sementes e os mecanismos dispersivos, também podem influenciar a dispersão interfragmentos para as fontes de sementes e podem responder algumas questões biogeográficas importantes para migração das espécies (HEWITT E KELLAM, 2002).

A floresta Atlântica, que correspondia à 15% do território nacional, tem um histórico de perturbações que vem desde a época da colonização e culmina no quadro atual, onde apenas 8% dos 1,3 milhões de Km² da floresta inicial ainda existem (MMA, 2002). Agravando ainda mais este quadro de degradação, este montante é dividido em arquipélagos de pequenos fragmentos que em sua maioria não suportam as populações de muitas espécies (PRIMACK E RODRIGUES, 2002). A atividade humana é a principal causa do cenário fragmentado da floresta Atlântica, que é considerado o mais diverso dos ecossistemas terrestres (TURNER, 1996). Muitas discussões teóricas sobre a depleção da biodiversidade na floresta Atlântica nordestina têm sido feitas (*e.g.* Silva e Tabarelli, 2000) e também alguns estudos de caso sobre dispersão de sementes por vertebrados (*e.g.* PIMENTEL 2002), efeito de borda no recrutamento inicial de algumas espécies de plantas tardias (*e.g.* PIMENTEL 2004). Contudo, aspectos da fragmentação e perda de habitat numa escala mais ampla, a da comunidade, são pouco explorados ainda.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho é caracterizar a chuva de diásporos dos fragmentos em seus diversos tamanhos, formas e graus de isolamento. Assim, determinamos como hipóteses que (1) Fragmentos mais próximos e de tamanhos parecidos têm uma chuva de diásporos mais similar, e (2) A riqueza e a diversidade de espécies, bem como a abundância e a biomassa de diásporos em um fragmento são funções do seu tamanho, forma, distância para a área doadora e distância para o fragmento vizinho mais próximo.

REVISÃO DE LITERATURA

Fragmentação vs. perda de habitat

A fragmentação foi denominada como a substituição de porções de floresta nativa por áreas não florestadas (matriz), deixando remanescentes florestais isolados (MURCIA, 1995; TURNER, 1996), com o grau de isolamento dependendo da distância entre os fragmentos e da natureza da matriz (ZUIDEMA *et al.*, 1996). O fenômeno fragmentação florestal pode ser melhor entendido através da teoria da biogeografia de ilhas (*cf.* MAC ARTHUR E WILSON, 1963), que se baseia em duas variáveis; a área de ilhas oceânicas e seu isolamento em relação ao continente. Segundo esta teoria, uma ilha remota teria menos espécies que outras mais próximas ao continente, e, da mesma forma, ilhas pequenas teriam menos espécies que ilhas maiores (MACARTHUR E WILSON, 1963). Contudo, a quantidade maior de espécies em áreas maiores não pode ser explicada apenas pelo tamanho da área; a heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, o maior número de nichos ecológicos são co-responsáveis por este padrão (BEGON *et al.*, 1996).

No entanto, foi a partir da teoria da biogeografia de ilhas que os primeiros estudos sobre fragmentação florestal foram embasados. Mesmo assim, algumas nuances da teoria original tiveram que sofrer alterações, como a influência do tipo da matriz, que deixou de ser o oceano, e o conceito de isolamento, que passou a ser sinônimo da perda de habitat. Então, a natureza da matriz, que pode ser considerada como um filtro seletivo para o movimento das espécies na paisagem (GASCON *et al.*, 1999; TURNER, 1996), é fundamental. O tipo da matriz influencia principalmente a mortalidade de árvores ao longo de um gradiente de distância. Na Amazônia, bordas adjacentes a pastos têm maior mortalidade de árvores que bordas adjacentes a áreas de regeneração dominadas por uma espécie de *Vismia* sp. (Mesquita *et al.* 1999). Sendo assim, apenas o tamanho do fragmento não seria suficiente para prever a persistência de espécies na paisagem, mas também o isolamento (FAHRIG, 1997; PRIMACK E RODRIGUES, 2002).

Moore (1962) sugere que a fragmentação é o grande problema na manutenção das espécies, independente da quantidade de habitat restante e que o arranjo dos fragmentos é o fator mais importante, e pode mitigar os efeitos da perda de habitat. Kruss e Tscharntke (1994) e Zuidema *et al.* (1996), corroboram a idéia de Moore, afirmando que a fragmentação é a causa principal da extinção das espécies originais de um habitat. Contudo, estudos empíricos sugerem que, diferente da perda de habitat e em contraste com a teoria vigente, os efeitos da fragmentação podem ser tanto positivos (*e.g.*, aumentando o sucesso reprodutivo de

alguns grupos ecológicos como o das espécies pioneiras) quanto negativos (FAHRIG, 2003). Sendo assim, a perda de área, que de certa forma não deixa de ser uma consequência da fragmentação, e não a fragmentação *per se* é o fator mais importante no declínio das espécies (SIH *et al.* 2000; SIMBERLOFF, 2000; PARKER E MAC NALLY 2002; PRIMACK E RODRIGUES 2002; FAHRIG, 2003).

O efeito de área e o efeito de borda são dois dos mais importantes fatores modificadores das comunidades vegetais (CARVALHO E VASCONCELOS, 1999). Muitos pesquisadores não separam os efeitos da perda de habitat dos efeitos configuracionais da fragmentação (*e.g.*, efeito de borda), mesmo considerando que alguns destes fatores têm forte relação com a quantidade de habitat (SIMBERLOFF, 2000; FAHRIG, 2003), o que dificulta ainda mais a separação destes dois conceitos (FAHRIG, 1997). O tamanho e o isolamento dos fragmentos, por exemplo, influenciam diretamente a diversidade e complexidade de uma área (TURNER, 1996), e são na maioria das vezes associadas à fragmentação, mas, na verdade, são consequências da perda de habitat (FAHRIG, 2003). Contudo, a fragmentação florestal, em qualquer escala, implica em perda de área florestada, sendo a separação destes dois conceitos um ato puramente teórico.

Cooper e Walters (2002) e Parker e Mac Nally (2002) concluem que a fragmentação causa declínio na riqueza de espécies de aves e invertebrados de solo, respectivamente, uma vez que aumenta a distância entre os fragmentos e a proporção da área do fragmento constituída por borda (RANTA *et al.*, 1998). Assim, a interação entre a floresta e a matriz não florestada resulta no efeito de borda, (BIERREGAARD *et al.*, 1992; MURCIA, 1995), que tem uma extensão bastante variável, dependendo do organismo em questão (LAURANCE, 2000), e é o principal efeito comprovadamente causado pela fragmentação (LAURANCE *et al.*, 1998b; FAHRIG, 2003). Podemos perceber, sobretudo, mudanças no microclima das bordas, como aumento da temperatura e da velocidade do vento, ocasionando maior turbulência e diminuição da umidade do solo e do ar (LOVEJOY *et al.*, 1986; MURCIA, 1995; ZUIDEMA *et al.*, 1996; BIERREGAARD *et al.*, 2001; PRIMACK E RODRIGUES, 2002; SCARIOT *et al.*, 2003). Estes efeitos, conjuntamente, podem causar alterações nos padrões de interação entre as espécies e os fatores abióticos, causando o declínio de populações de espécies tolerantes à sombra (TURNER, 1996; PARKER E MAC NALLY, 2002) e favorecendo o recrutamento de plantas pioneiras (LAURANCE, 1991; LAURANCE *et al.*, 1998a). Além disso, o efeito de borda pode diminuir ou impedir o movimento de alguns animais entre os fragmentos (ZUIDEMA *et al.*, 1996).

Fragmentos pequenos e isolados sofrem mais com o efeito de borda, devido à facilidade na penetração destes efeitos nocivos no interior do remanescente (LAURANCE *et al.*, 1998a; LOVEJOY *et al.*, 1986). A teoria vigente estabelece que a abertura de bordas favorece a penetração de espécies exógenas dentro dos sistemas naturais. Em um estudo conduzido pelo Projeto Poço das Antas, realizado em um fragmento de 2.500 ha no Rio de Janeiro, foi encontrada uma diferença significativa entre a composição de espécies arbóreas de borda e interior de mata (FRANCESCHINELLI *et al.*, 2003). O mesmo resultado foi encontrado para uma área de floresta Atlântica nordestina (OLIVEIRA *et al.*, 2003). Esta diferença pode não estar relacionada exatamente à invasão de espécies exógenas à área, uma vez que não há evidência de que a fragmentação realmente facilite a entrada destas espécies nos remanescentes de mata, apesar de alguns trabalhos se referirem à matriz como uma estrada para estas plantas (ver SIMBERLOFF, 2000).

Zuidema *et al.* (1996) assentem que o conhecimento dos efeitos da fragmentação na biodiversidade é ainda inadequado para planificar iniciativas conservacionistas. Muitos trabalhos sobre fragmentação florestal têm sido feitos na floresta Amazônica, como os desenvolvidos pelo PDBFF. Todavia, na floresta Atlântica, onde variáveis como o histórico de perturbação dos fragmentos não são controladas, há poucos trabalhos sobre fragmentação *per se*, sendo a maioria deles em remanescentes menores que 10 ha. Assumindo um efeito de borda de 50 m, um fragmento de 10 ha tem quase a metade de sua área comprometida (LOVEJOY *et al.*, 1986; ZUIDEMA *et al.*, 1996). Segundo Fahrig (2003), nos trópicos, não há nenhum trabalho sobre os efeitos exclusivos da fragmentação, excetuando os estudos sobre efeito de borda. Ainda segundo essa autora, os poucos estudos empíricos apontam para a menor importância da fragmentação, em detrimento aos efeitos da perda de habitat, sugerindo justamente o foco na quantidade de habitat. Estes resultados ainda precisam de mais testes para serem aceitos como base para fins conservacionistas (FAHRIG, 2003).

Dispersão de sementes

As florestas tropicais abrigam uma miríade de aspectos para cada processo ecológico existente. A imensa variedade de nichos ecológicos propicia a alta diversidade de espécies neste habitat (BEGON *et al.* 1996). Distúrbios antropogênicos, como perda de área e fragmentação florestal, alteram a estrutura das comunidades vegetais (KRUSSE E TSCHARNTKE, 1994), uma vez que quebram os processos ecológicos tais como polinização, predação e dispersão de sementes (*e.g.*, AIZEN E FEINSINGER, 1994; ARANGO-VELEZ E KATTAN, 1997; RANTA *et al.*, 1998; FUENTES, 2000; RAO, 2000; SILVA E

TABARELLI, 2000). A interrupção destes processos leva a perda de espécies vegetais (SILVA E TABARELLI, 2000). Para espécies sésseis, a dispersão é o primeiro dos processos demográficos espaciais, os quais são cruciais para determinar a estrutura das comunidades (NATHAN E MULLER-LANDAU, 2000). A dispersão de sementes influencia o padrão espacial das espécies, a predação de sementes, o estabelecimento de plântulas e a morte de juvenis, afetando, desta forma, a dinâmica populacional e da comunidade (FUENTES, 2000; NATHAN E MULLER-LANDAU, 2000).

A dispersão de sementes aumenta a probabilidade de sobrevivência dos futuros indivíduos, por que eles escapam da mortalidade resultante da competição, predação e proliferação de doenças, que são fatores dependentes de densidade (HUGHES *et al.*, 1994; NATHAN *et al.*, 2002). Contudo, Herrera (1985) afirma que para uma dispersão ser considerada efetiva é necessário avaliar o destino da semente. Algumas plantas utilizam o vento como veículo de dispersão de seus propágulos, mas muitas espécies produzem frutos carnosos que servem de alimento para os animais (TURNER, 2001), que, por seu turno, dispersam seus diásporos (FRANCESCHINELLI *et al.*, 2003). Os dados encontrados por Vicente *et al.*, (2003) apontam para uma mudança gradual nos modos de dispersão de frutos em regiões com forte sazonalidade. As espécies dispersas por vertebrados, por serem geralmente grandes e carnosas, são mais abundantes em áreas mais úmidas, sugerindo que a água seja um importante componente nessa distribuição (VICENTE *et al.*, 2003). Nas florestas tropicais existe uma alta proporção de frutos carnosos (TURNER, 2001), sendo a zoocoria o principal mecanismo de disseminação de propágulos (TABARELLI E PERES, 2002). Segundo Silva e Tabarelli (2000), 71,4% das 427 espécies analisadas em seu trabalho na floresta Atlântica nordestina eram zoocóricas.

A redução na oferta de alimento causada indiretamente pela redução e fragmentação dos habitats afeta principalmente os frugívoros, que precisam de grandes áreas para suprir suas necessidade alimentares (SILVA E TABARELLI, 2000). Assim, quando a dispersão animal é reduzida pela fragmentação, plantas com frutos carnosos ou com sementes aderentes, que dependem dos animais para dispersar seus propágulos, serão também afetadas, alterando, assim, a comunidade vegetal (FUENTES, 2000; PRIMACK E RODRIGUES, 2002). Desta forma, a fragmentação pode limitar o potencial dispersivo de uma espécie, afetando, assim, a colonização de novos habitats (PRIMACK E RODRIGUES, 2002). Fahrig (1997), Primack & Rodrigues (2002) e Scariot *et al.* (2003) afirmam que não só a distribuição espacial dos fragmentos, mas também os elementos da paisagem que os conectam, determinam o isolamento das espécies de plantas. Sendo assim, as características da matriz e,

conseqüentemente, o isolamento, afetam os padrões de dispersão das espécies (COOPER E WALTERS, 2002).

As árvores cujas sementes têm maior biomassa podem não estar aptas a colonizar novos fragmentos, pois seus dispersores podem estar em baixas densidades, localmente extintos ou podem não ser capazes de atravessar a matriz (TABARELLI E PERES, 2002). Outro motivo reside no fato de que estes pequenos fragmentos, em sua maioria, não abrigam as condições microclimáticas necessárias à sobrevivência destas espécies (LAURANCE *et al.*, 1998a). De fato, Cordeiro e Howe (2001) afirmam que é baixo o recrutamento de plantas zoocóricas em pequenos fragmentos. Todavia, a dispersão das espécies de plantas depende de outros fatores como a presença de uma grande área doadora de propágulos (SCARIOT *et al.*, 2003). A discussão a cerca de uma única e grande área de reserva ou muitas pequenas áreas conservadas não é mais tão relevante, pois vários estudos indicam que a diversidade permanece alta quando vários pequenos fragmentos se encontram na paisagem (FAHRIG, 2003), servindo como pontes (“stepping stones”) para o movimento dos organismos entre os fragmentos maiores (BIERREGAARD *et al.*, 2001).

Há um certo grau de relação entre o tamanho da semente e o tamanho da árvore (TURNER, 2001). Adicionalmente, o dispersor provavelmente seleciona a semente também pelo tamanho; desta forma, o tamanho tem relação com a síndrome de dispersão. Alguns fatores associados à estratégia das espécies tolerantes à sombra são atribuídos também a sementes grandes. Por exemplo, maior longevidade, uma vez que sementes destas espécies normalmente ficam guardadas em bancos no solo, maior quantidade de compostos secundários e menor quantidade de tecido fotossintético, diminuindo a taxa de crescimento da plântula, que, ao contrário, é maior nas espécies que têm sementes pequenas, geralmente chamadas de pioneiras (TURNER, 2001).

O entendimento da ecologia de paisagem é importante para a conservação da diversidade biológica porque muitas espécies não vivem apenas em um único habitat, mas movem-se entre dois ou mais habitats, ou vivem nos ecótonos (PRIMACK E RODRIGUES, 2002; SILVA *et al.*, 2003). Estas características de distribuição de organismos têm levado os conservacionistas a adotarem estudos ao nível da paisagem, visando garantir a diversidade em uma escala regional (SILVA *et al.*, 2003). Grombone-Guaratini e Rodrigues (2002) afirmam que estudos sobre chuva de sementes podem prover informações úteis sobre abundância, distribuição espacial, densidade e riqueza de espécies.

Floresta Atlântica

A floresta tropical pluvial é um bioma fortemente higrófilo e essencialmente equatorial, encontrado em todos os continentes entre a linha do equador e o Trópico de capricórnio (TURNER, 2001). Esta floresta possui um dossel de cerca de 25 m, com copa sempre-verde, caules grossos e lenhosos, com abundância de herbáceas e epífitas. A temperatura gira em torno de 27°C e chove pelo menos 2000 mm por ano (TURNER, 2001). A floresta tropical pluvial é considerada o mais diverso ecossistema do planeta (BIERREGAARD *et al.*, 1992; TURNER, 2001).

A floresta Atlântica – juntamente com a floresta Amazônica - é um representante brasileiro deste bioma (RAVEN, 1999). Apesar de ser considerado tão rico, sua capacidade suporte para agricultura é bem pequena, uma vez seus solos são rasos e pobres em nutrientes e estão sujeitos à erosão devido à alta pluviosidade (BIERREGAARD *et al.*, 2001). A despeito disto, uma prática bastante difundida é a agricultura itinerante, caracterizada pelo abandono de uma área após o empobrecimento do solo, constituindo um bom exemplo do uso pouco inteligente do solo. Sendo assim, com o advento do agronegócio, a floresta Atlântica sofreu um desflorestamento em larga escala (BIERREGAARD *et al.*, 1992). Este desflorestamento expôs os remanescentes às condições da matriz numa velocidade e intensidade nunca antes registradas (STEVENS E HUSBAND, 1998). De fato, Bierregaard *et al.*, (1992) afirmam que a taxa de desmatamento atual não tem precedentes na história da floresta tropical e pode ter profundos efeitos no ecossistema.

A floresta Atlântica nordestina é, de longe, a área de floresta tropical brasileira mais devastada historicamente. A costa do Nordeste foi ocupada muito rapidamente após a descoberta do Brasil, o que levou à redução da floresta Atlântica já desde o início da colonização européia (KEMPTON, 1979). O primeiro fator foi, sem dúvida, o sucesso da cultura de cana-de-açúcar, tornando a capitania de Pernambuco a mais rica e mais importante das capitanias do Brasil (KEMPTON, 1979). Além disso, a acessibilidade foi um fator preponderante para a formação deste quadro. Quando comparadas com às florestas montanhosas de difícil acesso da região Sudeste, as matas do litoral nordestino constituíram-se regiões muito aptas para a agricultura, sendo desmatadas desde a colonização.

Vários estudos têm sido conduzidos sobre os efeitos da fragmentação sobre a floresta Atlântica nordestina. Primeiramente, foi constatada redução na diversidade de vários grupos animais e vegetais de acordo com a redução no tamanho dos remanescentes florestais (PÔRTO *et al.* 2004). No que diz respeito à dispersão de sementes, Silva E Tabarelli (2000)

estimaram uma redução de 33.9% da flora devido a extinção local de grandes dispersores de sementes nessas áreas. Além disso, Pimentel (2004) verificou falhas no recrutamento de algumas espécies tolerantes à sombra em bordas desses remanescentes de floresta. Estes estudos são muito importantes para a construção do cenário de destruição da floresta Atlântica ao norte do Rio São Francisco; todavia, há uma carência de estudos numa escala mais ampla, a da comunidade. Sendo assim, este estudo pretende preencher esta lacuna e objetiva caracterizar a chuva de diásporos em fragmentos de floresta Atlântica com diferentes tamanhos, formas e distâncias, uma vez que isto jamais foi feito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIZEN, M.A.; FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. **Ecology**. v.75 p330-351. 1994.
- ARANGO-VELEZ, N.; KATTAN, G.H. Effects of forest fragmentation on experimental nest predation in Andean cloud forest. **Biological Conservation**. v.81 p137-143. 1997.
- BEGON, M; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecology. Individuals, populations and communities**. Third edition. p1068, 1996.
- BIERREGAARD, R.O; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.A.; HUTCHINGS, R.W. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. A prospective comparison of fragments and continuous forest. **BioScience**. v. 42 n.11, p859-866, 1992.
- BIERREGAARD JR, R.O; GASCON, C; LOVEJOY, T.E; MESQUITA; R.C.G. **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale University press. New Haven. London. p478, 2001.
- CARVALHO, K.S; VASCONCELOS, H.L. Forest fragmentation in central Amazônia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation** v.91 p151-157. 1999.
- COOPER, C.B; WALTERS, J.R. Experimental evidence of disrupted dispersal causing decline of an Australian passerine in fragmented habitat. **Conservation Biology**. v.16 n.2 p471-478, 2002.
- COSSON, J.F.; PONS, J.M.; MASSON, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**. 15: 515-534. 1999.
- CORDEIRO, N.J; HOWE, H.F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**. v. 15 n. 6 p1733-1741, 2001.
- FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**. v. 100 p65-74, 1997.
- FAHRIG, L. Effects of fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Systematic**. v. 34 p487-515, 2003.
- FRANCESCHINELLI, E.V.; ALMEIDA, E.A.B.; ANTONINI, Y.; CABRAL, B.C.; CARMO, R.M.; DAMASCENO, A.; FONTENELLE, J.C.R.; GARCIA, V.L.A.; GUILHERME, M.S.; LAPS, R.R.; LEITÃO, G.G.; LEITÃO, S.G.; MIKICH, S.B.; MOREIRA, D.L.; NASCIMENTO, M.T.; NEMÉSIO, A.; RIBON, R.; SILVEIRA, F.A.; VIDIGAL, T.H.D.A. Interações entre animais e plantas. In: **Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas**

- públicas.** (Ministério do Meio Ambiente. Secretaria da biodiversidade e florestas). Denise Marçal Rambaldi e Daniela América Suárez de Oliveira (Orgs.). Brasília, DF p510, 2003.
- FUENTES, M. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. **Trends in Ecology and Evolution.** v. 15 n. 12: p487-488, 2000.
- GASCON, C; LOVEJOY, T.E; BIERREGAARD JR, R.O; MALCON, J.R; STOUFFER, P.C; VASCONCELOS, H.L; LOURANCE, W.F; ZIMMERMAN, B; TOCHER, M; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation.** v. 91 p223-229, 1999.
- GROMBONE-GUARATINI, M.T; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in South-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology.** v. 18 p759-774, 2002.
- HERRERA, C.M. Determinants of plant-animal coevolution: The case of mutualistic dispersal of seeds by vertebrates. **Oikos.** v. 441 p32-141, 1985.
- HEWITT, N; KELLAM, M. Tree seed dispersal among forest fragments: II Dispersal abilities and biogeographical controls. **Journal of Biogeography.** v. 29 p351-363, 2002.
- HUGHES, L; DUNBOP, M; FRENCH, K; LEISHMAN, M.R; RICE, B; RODGERSON, L; WESTOBY, M. Predicting dispersal spectra: a minimal set of hypotheses based on plant attributes. **Journal of Ecology.** v. 82 p933-950, 1994.
- KEMPTON, E.W. **A face cambiante do nordeste do Brasil.** APEC Editora SA/Banco do Nordeste do Brasil. Rio de Janeiro. 1979. 310p.
- KRUESS, A; TSCHARNTKE, T. Habitat fragmentation, species loss and biological control. **Science.** v. 264 p1581-1584, 1994.
- LAURANCE, W.F. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation.** v. 57 p205-219, 1991.
- LAURANCE, W.F; FERREIRA, L.V; RANKIN-DE MERONA, J.M; LAURANCE, S.G; HUTCHINGS, R.W; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology.** v. 12 n. 2 p460-464, 1998a.
- LAURANCE, W.F; FERREIRA, L.V; RANKIN-DE MERONA, J.M; LAURANCE, S.G. Rain forest fragmentation and dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology.** v. 79 n. 6 p2032-2040, 1998b.
- LAURANCE, W.F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology and Evolution.** v. 15 n. 4 p134-135, 2000.

- 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; HAYS, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. p257–285 **in Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Ed. SOULÉ, M.E. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. 1986.
- MAC ATHUR, R.H; WILSON, E.O. A equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**. v. 17 p373-387, 1963.
- MELO, F.P.L. O papel do efeito de borda sobre a chuva de sementes e o recrutamento inicial de plântulas: o caso das grandes sementes. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2004.
- MESQUITA, R.C.G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological conservations**. v. 91 p129-134, 1999.
- MOORE, N.W. The healths of Dorset and their conservation. **Journal of Ecology**. v. 50 p369-391, 1962.
- MMA. Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2002.
- MURCIA, C. Edge effect in fragmented forest: implications for conservation. **Trens in Ecology and Evolution**. v. 10 n. 2 p58-62, 1995.
- NATHAN, R; MULLER-LANDAU, H.C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 15 n. 7 p278-285, 2000.
- NATHAN, R; KATUL, G.G; HORN, H.S; THOMAS, S.M; OREM, R; AVISSAR, R; PACALA, S.W; LEVIN, S.A. Mechanisms of long-distance dispersal of seeds by wind. **Nature**. v. 418 n. 25 p409-413, 2002.
- OLIVEIRA, M.A. 2003. Efeito da fragmentação de habitats sobre as árvores em trecho de floresta Atlântica nordestina. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife.
- OLIVEIRA, M.A; GRILLO, A.S; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic Forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**. v. 38 n. 4 p389-394, 2004.
- PARKER, M; MAC NALLY, R. Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and abundance using grassland invertebrates. **Biological Conservation**. v. 105 p217-229, 2002.

- PIMENTEL, D.S. Ecologia de dispersão de sementes de *attalea oleifera* Barb. Rodr. (Arecaceae) em remanescente de floresta Atlântica brasileira. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2002.
- PÔRTO, K.C.; CABRAL, J.J.P.; TABARELLI, M. Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba. História natural, ecologia e conservação. Ministério do Meio Ambiente. Brasília DF. 324p 2004.
- PRIMACK, R.B; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Editora Planta. Londrina. p328, 2002.
- RAMBALDI, D.M; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. (Ministério do Meio Ambiente. Secretaria da biodiversidade e florestas). Denise Marçal Rambaldi e Daniela América Suárez de Oliveira (Orgs.). Brasília, DF p510, 2003.
- RANTA, P; BLOM, T; NIEMELÄ, J; JOENSU, E; SIITONEN, M. The fragmentation Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**. v. 7 p385-405, 1998.
- RAO M. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. **Journal of Tropical Ecology** 16: 209-225, 2000.
- RAVEN, P.H; EVERT, E.F; EICHHORN, S.E. **Biologia Vegetal**. 6a. Edição. Guanabara and Koogan. p905, 1999.
- RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 3ª ed., trad. Bueno, C. e Lima e Silva, P.P., Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 1996.
- SCARIOT, A; FREITAS, S.R; NETO, E.M; NASCIMENTO, M.T; OLIVEIRA, L.C; SANAIOTTI, T; SEVILHA, A.C; VILLELA, D.M. Vegetação e flora. **In: Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. (Ministério do Meio Ambiente. Secretaria da biodiversidade e florestas). Denise Marçal Rambaldi e Daniela América Suárez de Oliveira (Orgs.). Brasília, DF p510, 2003.
- SIMBERLOFF, D. What do we really know about habitat fragmentation? **Texas Journal of Science** v. 52 n. 4 p5-22, 2000.
- SIH, A; JONSSON, B.G; LUIKART, G. Habitat loss: Ecological, Evolutionary and genetic consequences. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 15 n. 4 p132-134, 2000.
- SILVA, J.M; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**. v. 402 p72-74, 2000.
- SILVA, R.A; SANTOS, A.M.M; TABARELLI, M. Riqueza e diversidade de plantas lenhosas em cinco unidades de paisagem da caatinga. **In: Ecologia e conservação da caatinga**.

- Eds LEAL, I.R; TABARELLI, M; SILVA, J.M.C. Ed Universitária UFPE, Recife. p822, 2003.
- STEVENS, S.M; HUSBAND, T.P. The influence of edge on mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**. v. 85 p1-8, 1998.
- TABARELLI, M; MANTOVANI, W; PERES, C.A. Efeitos da fragmentação dos habitats sobre a estrutura de uma guilda de plantas na floresta Atlântica Montana do sudeste do Brasil. **Biological Conservation**. v. 81 p119-127, 1999.
- TABARELLI, M; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**. v. 106 p165-176, 2002.
- TURNER I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**. v. 33 p200-209, 1996.
- TURNER, I.M. **The ecology of tree in the tropical rain forest**. United Kingttom at the University press, Cambridge. p298, 2001.
- VICENTE, A; SANTOS, A.M.M; TABARELLI, M. Variação no modo de dispersão de espécies lenhosas em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida no nordeste de Brasil. **In: Ecologia e conservação da caatinga**. Eds LEAL, I.R; TABARELLI, M; SILVA, J.M.C. Ed Universitária UFPE, Recife. p822, 2003.
- WILSON, D.S. Biological communities as functionally organized units. **Ecology**. v. 78 n.7 p2018-2024, 1997.
- ZUIDEMA, P.A; SAYER, J.A; DIJKMAM, W. Forest fragmentation and biodiversity: The case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation**. v. 23 n. 4: p290-297, 1996.

Manuscrito a ser enviado para a revista *Journal of Tropical Ecology*

Influência da fragmentação e perda de habitat na chuva de diásporos de remanescentes de floresta Atlântica no interior do Estado de Alagoas

Runnig tittle: *Habitat loss and fragmentation affecting diaspore...*

Cíntia Gomes de Freitas¹ and Inara Roberta Leal²

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Rua Profº Moraes Rego, Cidade Universitária Recife, Pernambuco, Brasil. CEP 50670-901. cintuca@hotmail.com

² Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Rua Profº Moraes Rego, Cidade Universitária Recife, Pernambuco, Brasil. CEP 50670-901. irleal@ufpe.br

Resumo

O objetivo deste estudo foi relacionar tamanho, forma e distâncias entre fragmentos de floresta Atlântica nordestina, com riqueza, diversidade, abundância e biomassa de diásporos de espécies vegetais. Nós amostramos os diásporos através de um transecto de 100 m com 10 coletores em nove fragmentos da Usina Serra Grande, Alagoas, ao longo de um ano, de novembro de 2002 a outubro de 2003. Ao total foram coletadas 21.985 diásporos pertencentes a 190 morfoespécies. A família mais rica foi Papilionaceae, com sete espécies, seguida de Euphorbiaceae e Sapindaceae com cinco espécies cada uma. A maioria dos diásporos foi classificada como pequena (29,6 %) e grande (45,4 %), com estratégia de regeneração pioneira (72 %) e dispersas zoocoricamente (60,2 %). Houve uma produção contínua de frutos com picos de frutificação no início da estação seca e em plena estação chuvosa. A regressão linear entre os parâmetros dos fragmentos e dos diásporos coletados não foi significativa, exceto entre biomassa de diásporos e distância para a área doadora; a biomassa diminuiu significativamente com o aumento da distância para a área doadora. Este fato pode estar relacionado com a capacidade dos animais de atravessar a matriz carregando sementes grandes. A não significância das outras relações pode ser devido à (1) supra-anualidade de algumas espécies tolerantes à sombra, (2) à substituição de espécies tolerantes à sombra nos fragmentos grandes por pioneiras nos fragmentos pequenos e (3) a alta diversidade em fragmentos logo após uma perturbação.

Palavras-chave: Fragmentos florestais, índice de forma, fragmentação, perda de habitat, ecologia de paisagem e comunidades vegetais.

Abstract

In this study we relate landscape variables such as area, shape, and isolation of forest fragments with species richness, diversity as well as biomass and abundance of diaspores. We sampled diaspores throughout a 100-m transect with 10 collectors on nine forest fragments in Usina Serra Grande, Alagoas, Brazil, from November 2003 to October 2004. We collected 21,985 diaspores from 190 morphospecies. The richest family was Papilionaceae, with seven species, followed by Euphorbiaceae and Sapindaceae with five species each one. The majority of diaspores identified was classified into “small” (29,6 %) or “large” (45,4 %) classes of size, with a pioneer regeneration strategy (72 %), and a zoocoric dispersal mode (60,2 %). There was a continuous production of fruits that peaks at the beginning of dry and during the wet season. The regression analysis between the landscape variables cited and the proprieties of diaspores collected were not significant, except for biomass and the distance to the diaspore source area, which can be related with the capacity of animals to cross the matrix carrying large seeds. The lack of significance in the analysis could be due to (1) the supra-annual fructification of some shade-tolerant species, (2) the replacement of shade tolerant species in the large fragments by pioneer species in small fragments, and (3) the high diversity reached in fragments immediately after a disturb.

Key words: Forest fragments, shape index, fragmentation, habitat loss, landscape ecology vegetal communities.

Introdução

Fragmentação florestal é a derrubada de porções de vegetação nativa para fins agrícolas ou urbanos, deixando remanescentes florestais isolados (Murcia 1995; Turner 1996). Para entender melhor este fenômeno os ecólogos adotaram como base para seus estudos a teoria da biogeografia de ilhas desenvolvida por Mac Arthur e Wilson em 1963. Segundo essa teoria, uma ilha oceânica remota teria menos espécies que outras mais próximas ao continente, e, da mesma forma, ilhas pequenas teriam menos espécies que ilhas maiores. Muitos trabalhos sobre fragmentação florestal têm sido feitos na floresta Amazônica, como os desenvolvidos pelo Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), e, de certa forma, as hipóteses levantadas por Mac Arthur e Wilson têm sido corroboradas.

Contudo, recentemente a importância da fragmentação na diminuição da biodiversidade das florestas tem sido questionada e alguns autores enfatizam que a perda de habitat é o principal processo que explica o padrão (*e.g.*, Simberloff 2000; Fahrig 2003). Todavia, a maioria dos pesquisadores, quando pensa em fragmentação, não imagina apenas a divisão dos habitats, mas também todos os aspectos referentes à perda de habitat (Farhig 2003). O tamanho e o formato do fragmento servem como medida para a magnitude do efeito de borda, que é o efeito mais forte da fragmentação (Farhig 2003) e o parâmetro mais confiável para estimá-la (Ranta *et al.* 1998).

A interação entre o remanescente recém isolado e a matriz circundante é denominada efeito de borda (Murcia 1995). A matriz influencia a dinâmica do fragmento, alterando o microclima da floresta (Gascon *et al.* 1999), uma vez que áreas de borda são atingidas por altas temperaturas e turbulência do vento e baixa umidade (Murcia 1995;

Bierregaard *et al.* 2001, Rambaldi e Oliveira 2003). Estes efeitos aumentam a mortalidade de espécies tolerantes à sombra, favorecendo o recrutamento das espécies pioneiras (Lovejoy *et al.* 1986; LAURANCE *et al.*, 1998a). Por outro lado, o tipo da matriz é fundamental não só para a colonização de áreas adjacentes a fragmentos, mas também para minimizar o efeito de borda (Mesquita *et al.* 1999). Desta forma, o valor de conservação de uma reserva não deve ser estimado apenas pelo tamanho e forma dos fragmentos, mas também pela natureza de sua matriz, que determina, em parte, o grau de conectividade entre as áreas (Laurance & Laurance 1999).

Perturbações tão profundas como a perda de área e o efeito de borda provocam a quebra de processos ecológicos-chave, como a dispersão de sementes, que ocasiona a perda de espécies vegetais diminuindo a biodiversidade de áreas perturbadas (*e.g.*, Aizen & Feinsinger 1994; Arango-Velez & Kattan 1997; Ranta *et al.*, 1998; Fuentes 2000; Rao, 2000; Silva & Tabarelli, 2000). A mortalidade dependente da densidade de sementes e plântulas causada por competição, predação e proliferação de doenças podem ser evitadas através da dispersão dos indivíduos para longe da planta-mãe (Hughes *et al.*, 1994; Nathan *et al.*, 2002). Contudo, o destino da semente deve ser considerado para que se possa assegurar a efetividade da dispersão (Herrera 1985).

A floresta Atlântica é um dos representantes brasileiros da floresta tropical pluvial (Raven 1999), o bioma terrestre considerado mais rico e diverso do planeta (Bierregaard *et al.* 1992; Turner 2001). A velocidade do desmatamento da floresta Atlântica não tem precedentes na história evolutiva das florestas tropicais e pode ter profundos efeitos no ecossistema (Bierregaard *et al.* 1992). Estima-se que haja apenas 8% dos 1,3 milhões de km² originais da floresta Atlântica (MMA 2002), o restante foi convertido em áreas para

agricultura, pecuária e desenvolvimento industrial (Fiszon *et al.* 2003). Devido não só ao seu fácil acesso em relação à floresta montana do Sudeste, mas também à colonização extrativista iniciada nos princípios do século XVI, a floresta Atlântica nordestina foi historicamente o setor mais devastado da floresta Atlântica brasileira (Tabarelli *et al.* 1999). Estudos recentes demonstram que o processo de fragmentação da floresta Atlântica nordestina reduz a diversidade de vários grupos de animais e vegetais (ver Pôrto *et al.* 2004 para mais detalhes). Além disso, Silva e Tabarelli (2000) estimaram que a extinção de aves frugívoras pode levar a extinção de ca. 33.9 % das espécies vegetais e Pimentel (2004) constatou falha no recrutamento de espécies tolerantes à sombra em áreas de borda dessa floresta. Sendo assim, é claro que o processo de dispersão de sementes na floresta Atlântica nordestina tem sido afetado pela fragmentação. No entanto, ainda faltam estudos sistematizados e que abordem toda a comunidade vegetal para conclusões mais consistentes.

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a chuva de diásporos de remanescentes de floresta Atlântica nordestina e determinar sua relação com o tamanho, forma, e grau de isolamento dos fragmentos. Sendo assim, as nossas hipóteses são que (1) Fragmentos mais próximos e de tamanhos similares têm chuva de diásporos mais similar, e (2) O tamanho, forma, distância para a área doadora (maior fragmento da área) e distância para o fragmento mais próximo determinam a riqueza, diversidade, abundância e biomassa de diásporos em um fragmento.

Métodos

Área de estudo

As coletas foram realizadas em remanescentes de floresta Atlântica pertencentes à Usina Serra Grande, localizada nos municípios de Ibateguara e São José da Laje, Alagoas (Figura 1). A área de estudo encontra-se em terreno montanhoso (ca. 500 m de altitude), com a presença de vales rasos e largos, característicos da superfície da Borborema, na área de transição para a planície costeira, onde os Latossolos e Podzólicos distróficos são os solos mais comuns (IBGE 1985). O clima predominante é tropical quente úmido, com três meses de estação seca (IBGE 1985). A temperatura média anual gira em torno de 22 a 24°C e a precipitação média anual é de 1.200 mm (IBGE 1985). Segundo dados coletados pelo Departamento Agrônômico da Usina Serra Grande, os meses mais chuvosos são maio, junho e julho (média de 203,76 mm³), e os mais secos são novembro, dezembro e janeiro (média de 29,13 mm³).

A vegetação da área de estudo pode ser classificada como Floresta Ombrófila Aberta Baixo-Montana (250-600 m de altitude), uma das formações que compõem a floresta Atlântica brasileira (Veloso *et al.* 1991). Este tipo de floresta apresenta árvores emergentes com até 35 m de altura, dossel aberto (25-30 m), com a presença de muitas palmeiras (Tavares *et al.* 1971; Veloso *et al.* 1991). As famílias mais representativas são Leguminosae, Lecythidaceae, Sapotaceae e Bombacaceae (Oliveira *et al.* 2003).

A Usina Serra Grande possui aproximadamente 9.000 ha de floresta, distribuídos em fragmentos de vários tamanhos (de menos de 1 ha até 3.500 ha), incluindo o fragmento

de Coimbra, com ca. 3.500 ha. Este fragmento constitui a maior área contínua de floresta Atlântica do Centro de Endemismo Pernambuco, ou seja, de toda a área ao norte do rio São Francisco, por isso foi considerada como área doadora de propágulos nesse estudo. Todos os fragmentos encontram-se circundados por lavoura de cana-de-açúcar e a maioria deles em topos de morros. Informações sobre a flora lenhosa da região de estudo podem ser obtidas em (Oliveira *et al.* 2004)

Coleta dos dados

Além do fragmento Coimbra, o maior dos fragmentos e considerado área doadora de diásporos, outros oito fragmentos foram selecionados, com diferentes tamanhos e diferentes distância em relação ao fragmento Coimbra (Tabela 1). O perímetro e a área dos fragmentos foram estimados a partir da obtenção de um ponto georreferenciado, o qual foi plotado sobre um mapa também georreferenciado da região através Programa Edras. Dessa forma, foi obtido também um índice de forma (*e.g.*, indicador de quantidade de borda) a partir de um cálculo usando a área e o perímetro de cada fragmento (ver Laurence 1991). Os tamanhos dos fragmentos, bem como a sua distância em relação ao fragmento Coimbra e ao fragmento vizinho também foram obtidos a partir desse mapa. A distância para o fragmento mais próximo tem sido usada com frequência como parâmetro bastante confiável para medir isolamento (Simberloff 2000; Fahrig 2003).

Um transecto de 100 m foi estabelecido no interior de cada fragmento (*i.e.*, a mais de 100 m da borda do fragmento conforme Laurance *et al.* 1998a), onde foram montados 10 coletores de tela (100 cm x 100 cm) a uma altura de 100 cm do solo e espaçados a 10 m

uns dos outros. A coleta das sementes foi realizada mensalmente, de novembro de 2003 a outubro de 2004. Durante cada coleta as sementes foram recolhidas e transportadas em sacos de papel para a Base de Pesquisas de Serra Grande, onde foram secas em estufa durante 24 horas. Após a secagem, as sementes foram transportadas para a Universidade Federal de Pernambuco, onde foram morfoespeciadas, contadas e pesadas com o auxílio de uma balança de precisão (410 - 0,002 g). Após esse procedimento, um exemplar de cada morfoespécie foi medido utilizando um paquímetro, e separado em uma coleção que serviu para identificação e comparações posteriores. A identificação foi realizada por meio de consulta a taxonomistas e bibliografia especializada (*e.g.*, Barroso *et al.* 1999; Lorenzi 1992; Lorenzi 1998). Após a identificação, as espécies foram classificadas quanto à classe de tamanho (pequenas, quando o maior diâmetro era $< 1,5$, e grandes, quando o maior diâmetro era $> 1,5$), estratégia de regeneração (intolerantes, quando precisam da luz do sol para germinar, e tolerantes à sombra, quando germinam apenas na sombra) segundo Turner (2001) e síndrome de dispersão (zoocórica, quando dispersa por animais, anemocórica, quando dispersa pelo vento, e autocórica, quando não tem nenhum mecanismo de dispersão evidente) segundo Turner (2001).

Análises estatísticas

A similaridade entre os nove fragmentos foi comparada através do cálculo do índice de Jaccard, que considera apenas a presença ou ausência das espécies (Krebs 1989). A partir da matriz obtida gerou-se um dendrograma usando o método de agrupamento UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean). Para testar se a

similaridade está associada à distância entre os fragmentos usamos o teste de Mantel, que comparou as duas matrizes, de similaridade e distância. Para testar se os índices de similaridade obtidos poderiam ser explicados pelo acaso, foram realizadas 4.000 replicações a partir do método de permutação Monte Carlo. As permutações pelo método Monte Carlo produzem valores de dissimilaridade simulados, obtidos a partir de matrizes de dados geradas por meio da relocação dos valores originais das amostras (Manly 1997). Apenas quando o índice de similaridade dos dados originais (*i.e.*, sem simulação) é significativamente mais alto do que o índice obtido depois das permutações, a similaridade entre fragmentos é considerada significativa (nível de significância adotado, $\alpha = 0,05$). Os índices de similaridade e os dendrogramas e foram gerados com o auxílio do software NTSYSpc 2.1 (2000-2001, Applied Biostatistics Inc.). As permutações foram realizadas com o uso do software RandMat ver. 1.0 for Windows (<http://eco.ib.usp.br/labmar>).

Além da riqueza de espécies, foi calculada a diversidade de sementes coletadas em cada fragmento. Para o cálculo da diversidade foi usado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), que leva em conta tanto o número de espécies quanto a equabilidade entre elas (Krebs 1989). O índice de diversidade foi calculado a partir do software “Programs for Ecological Methodology” (2ª edição, Charles J. Krebs 1998).

Foram feitas regressões lineares (cf. Zar 1996) para testar se o tamanho, índice de forma do fragmento, distância para a área doadora de propágulos e distância para o fragmento mais próximo determinam a riqueza, diversidade, abundância e biomassa de diásporos. As regressões foram feitas através do programa STATISTICA 5.1 (1984-1996, StatSoft Inc.). A normalidade dos dados foi testada com o teste Lilliefors (Zar 1996).

Resultados

Caracterização da chuva de diásporos dos fragmentos

Ao longo de todo o estudo foram contabilizados 21.985 diásporos (dados por fragmento na Tabela 1), classificados em 190 morfoespécies, das quais 94 foram identificadas pelo menos ao nível de gênero e 19 ao nível de família (ver lista de espécies no Anexo 1). A família mais rica foi Papilionaceae, com sete espécies, seguida de Euphorbiaceae e Sapindaceae, com cinco espécies cada. A família com maior número de sementes foi Moraceae, com 7.328 sementes de *Ficus* sp., seguida de Melastomataceae, com 1.550 sementes de *Miconia* sp. e Rhamnaceae, com 1.512 sementes de *Gouania columnaeifolia*. As famílias com maior biomassa de sementes foram Euphorbiaceae e Araliaceae, com 78,799 g e 62,684 g, respectivamente. As espécies mais frequentemente coletadas foram *Schefflera morototoni*, com 91 ocorrências, e *Gouania columnaeifolia*, com 49 ocorrências. Os dados por fragmento podem ser vistos na Tabela 2.

A grande maioria das sementes encontradas em todos os fragmentos se enquadrava na classe “pequena” (Figura 3). Quanto à síndrome de dispersão, a maioria das sementes foi classificada como zoocórica, seguida de anemocórica e autocórica (Figura 4). A estratégia de regeneração com maior número de sementes foi “intolerantes à sombra” (Figura 5). O mesmo padrão foi encontrado para tamanho do diásporo, síndrome de dispersão e estratégia de regeneração quando os dados foram analisados por fragmento (Figuras 6 a 8), a exceção de Cachoeira, onde as anemocóricas foram mais abundantes que as zoocóricas (Figura 7).

Flutuação da chuva de diásporos ao longo do ano

A riqueza de espécies, medida através da riqueza de diásporos coletados, mostrou um padrão de ocorrência contínua, com dois picos mais pronunciados em alguns fragmentos (Figura 9). Com exceção do fragmento Coimbra, que apresentou uma riqueza de espécies bastante estável durante o ano, e Aquidabam II, que apresentou diversos pequenos picos, a maioria dos outros fragmentos apresentou maior número de espécies na estação seca. Em todos os fragmentos, exceto em Coimbra e Aquidabam I, que têm apenas um pico na estação chuvosa, e Aquidabam II, com picos irregulares, a abundância de diásporos é maior no final do ano (início da estação seca) e em meados do mês de maio (plena estação chuvosa) (Figura 10). A biomassa flutuou de forma semelhante à abundância ao longo do ano, com picos mais pronunciados nos meses de maio para Cachoeira, Alto Guzerá e Aquidabam I, fevereiro para Coimbra, dezembro e novembro para Oriental e Aquidabam II respectivamente (Figura 11).

Similaridade dos fragmentos

Os fragmentos mostraram uma baixa similaridade na composição dos diásporos coletados. No dendrograma visualizamos a formação de apenas dois grupos, situados acima do limite de confiança e, portanto, considerados significativos (Figura 12). Desta forma, Aquidabam I formou um grupo com Alto Guzerá, e Val Paraíso e Dois Braços formaram um grupo com Cachoeira (Figura 12). Os demais agrupamentos apresentam valores abaixo do limite de confiança, e, portanto podem ser explicados pelo acaso. O teste de Mantel revelou que a distância geográfica não explica a similaridade encontrada entre os

fragmentos, ou seja, não há associação entre as matrizes de similaridade de Jaccard e de distância geográfica ($r = -0.28446$, $t = -1.7236$ e $p = 0.9550$).

Relação entre as variáveis dos fragmentos e dos diásporos coletados

As análises de regressão realizadas com os dados de tamanho, índice de forma, distância para a área doadora e distância para o fragmento vizinho *versus* riqueza, diversidade, abundância e biomassa de diásporos não foram significativas ($\alpha = 0,05$), exceto na relação entre distância para a área doadora e biomassa de sementes ($F = 7,2845$ e $p = 0,0298$) (Figuras 13 a 16). Neste caso, podemos ver a tendência clara da diminuição da biomassa de diásporos à medida que a distância para a área doadora aumenta (Figura 16C).

Discussão

As famílias mais representativas neste estudo também foram encontradas em levantamentos florísticos anteriores (*e.g.*, Oliveira 2003; Oliveira *et al.* 2004; Grilo e colaboradores, dados não publicados). A observação de que a maioria dos diásporos coletados foi classificada como “pequeno”, com estratégia de regeneração pioneira e síndrome de dispersão zoocórica, também está de acordo com a literatura (Silva & Tabarelli 2000; Tabarelli & Peres 2002; Oliveira 2003; Oliveira *et al.* 2004). Isto pode ser explicado pela maioria dos fragmentos serem pequenos e perturbados, fazendo com que haja uma maior proporção de sementes pequenas e pioneiras. Entretanto, a baixa riqueza de espécies e alta proporção de pioneiras na área doadora, o fragmento Coimbra, foi um resultado não esperado. Este resultado pode ser devido à supra-anualidade da reprodução de cerca de 10% das espécies de árvores de floresta úmida (Newstrom *et al.* 1994), diminuindo sua coleta em um ano de estudo. Além disso, um transecto de 100 m seria insuficiente para amostrar uma área tão grande e heterogênea como Coimbra. Matas maduras têm uma alta proporção de espécies raras (Clark *et al.* 1999), dificultando uma amostragem que reflita a realidade. Talvez a adoção de outro método, como plotes de tamanho proporcional às áreas dos fragmentos a serem comparados, fosse uma saída coerente.

Em fragmentos pequenos, ocorre um processo denominado “degeneração”, que consiste na morte de espécies tolerantes à sombra e substituição por meio de recrutamento de espécies pioneiras (Laurance *et al.* 1998b; Tabarelli & Mantovani 1999; Silva & Tabarelli 2000). Isso acontece devido a um problema na dispersão de espécies tolerantes à sombra, por meio de pelo menos três fatores. Primeiro, os dispersores destas espécies são normalmente grandes vertebrados que estão extintos localmente (Silva & Tabarelli 2000).

Segundo, caso alguns dispersores ainda estejam presentes nas áreas maiores, eles não conseguem cruzar a matriz (Ranta *et al.* 1998; Tabarelli & Peres 2002). Por fim, o microclima alterado pelo efeito de borda impede o seu recrutamento, caso os diásporos cheguem aos pequenos fragmentos (Turner 1996; Parker & Mac Nally 2002).

A composição florística dos fragmentos também pode ser resultado não somente do processo de fragmentação, mas também da topografia do remanescente. Historicamente, na Usina Serra Grande, assim como em muitas áreas de Pernambuco, é feito o plantio da cana-de-açúcar nos vales de acesso mais fácil, sendo o plantio nas encostas e topos realizado em último caso (Ranta *et al.* 1998). Assim, muitas espécies com sementes grandes e carnosas podem estar ausentes nos fragmentos devido à inexistência de seus habitats. Por outro lado, espécies pioneiras são favorecidas, uma vez que estas se estabelecem mais facilmente nas costas e topos mais iluminados (Oliveira 2003, Oliveira *et al.* 2004, Grilo e colaboradores dados não publicados).

Na maioria dos fragmentos, os resultados mostraram uma produção contínua de frutos, com dois picos, um na estação seca e outro na chuvosa. Talora & Morellato (2000), estudando uma área de floresta Atlântica no Sudeste, também observaram uma frutificação contínua, porém com picos somente na estação seca, e sugeriram este padrão como sendo típico de um ambiente com baixa sazonalidade climática, oferecendo condições pouco restritivas para o desenvolvimento dos frutos ao longo do ano. De fato, outros estudos em floresta Atlântica também encontraram este padrão (Morellato *et al.* 1989; Morellato *et al.* 2000). A produção contínua de frutos, nesse caso, tem um forte valor adaptativo para a germinação e estabelecimento de plântulas, uma vez que nunca falta opção de frutos para os animais dispersarem. Sendo assim, o processo de regeneração da floresta nunca pára,

permitindo a perpetuação dos indivíduos vegetais através de uma reprodução e dispersão eficientes.

O pico único de frutificação na estação chuvosa nos fragmentos maiores ou mais conservados e a presença de picos na estação seca, ou picos irregulares ao longo do ano, pode refletir, respectivamente, uma predominância de frutos zoocóricos, que pode indicar estágios adiantados de sucessão e de frutos anemocóricos, caracterizando áreas mais perturbadas ou em estágios iniciais de sucessão (Tabarelli & Mantovani 1999; Silva & Tabarelli 2000; Tabarelli & Peres 2002). De fato, Morellato *et al.* (1989), em seu trabalho na floresta Atlântica, bem como Silberbauer-Gottsberger (2001), no Cerrado e Barbosa *et al.* (2003), na Caatinga, encontraram a grande maioria das espécies zoocóricas frutificando na estação chuvosa e as anemocóricas na estação seca, provavelmente devido às necessidades dispersivas dos diásporos. Os dados encontrados por Vicente *et al.*, (2003), apontam para uma mudança gradual na morfologia e nos modos de dispersão de frutos ao longo de um gradiente de umidade. As espécies dispersas por vertebrados, por serem geralmente grandes e carnosas, são mais abundantes em áreas mais úmidas, sugerindo que a água seja um importante componente nessa distribuição (Vicente *et al.* 2003).

A baixa similaridade nos diásporos coletados poderia estar relacionada principalmente com a distância das áreas. Os grupos significativos apresentados no dendrograma são formados por fragmentos muito próximos geograficamente. Além da proximidade física, estes fragmentos apresentam tamanhos e formas bastante similares, fatores que podem contribuir com a similaridade da flora observada. No entanto, a distância não explicou esta similaridade. É possível que o histórico de perturbação e a presença de

“manchas de habitat” sejam diferentes entre estes fragmentos e tenham interferido na similaridade florística observada.

O fato de a biomassa ter diminuído significativamente à medida que a distância para a área doadora de propágulos aumentou, pode estar relacionado com a ausência ou incapacidade dos dispersores de atravessar a matriz, especialmente grandes vertebrados que são os dispersores de grandes sementes (Silva & Tabarelli 2000). De acordo com Ranta *et al.* (1998), 350 m é distante demais para alguns taxa atravessarem a matriz; esse valor é muito pequeno se comparado às distâncias entre os fragmentos neste estudo. A imigração é, provavelmente, um importante fenômeno na manutenção de altos níveis de diversidade local nas florestas tropicais (Turner 1996). Assim, a matriz e o grau de isolamento do remanescente são fatores importantes (Opdam 1991), uma vez que podem impedir, como sugere este resultado, o movimento entre os fragmentos.

Discordando da literatura vigente, a área dos fragmentos não influenciou a riqueza e diversidade de espécies, tão pouco a abundância e biomassa de diásporos. Este resultado pode ser devido à falta de réplicas de fragmentos com o mesmo tamanho. Outra explicação seria a substituição de espécies tolerantes à sombra nos fragmentos maiores por espécies intolerantes à sombra nos fragmentos menores, equilibrando o número de espécies. A abundância e biomassa de diásporos também podem estar equilibradas por meio da tendência das sementes dos frutos das espécies tolerantes à sombra serem maiores, porém produzidas em pequena quantidade, enquanto espécies pioneiras produzem frutos com sementes menores, mas em grande quantidade (Turner 2001). No caso da diversidade, essa ausência de relação, pode estar relacionada com a “hipótese da perturbação intermediária” (Connell 1978; Huston 1979). Essa hipótese sugere que quando as perturbações são de

freqüência e intensidade intermediárias, há um aumento na diversidade de espécies com diferentes estratégias de regeneração, aumentando a diversidade da comunidade em relação a um habitat pouco ou muito perturbado.

A forma dos fragmentos também não explicou a riqueza, diversidade, abundância e biomassa de diásporos. Mais uma vez o histórico de perturbação de uma área parece afetar os dados analisados acima de qualquer outra variável. As diferenças na exploração de cada fragmento pode estar mascarando o efeito da forma e, conseqüentemente, quantidade de borda dos remanescentes. A forma dendrítica assumida por certos fragmentos, causa uma grande proporção de borda e reduz a quantidade de habitat disponível para espécies tolerantes à sombra (Laurance 1991; Turner 1996; Zuidema *et al.* 1996; Laurance *et al.* 1998a & Parker & Mac Nally 2002). O efeito de borda, que causa elevada mortalidade e danos estruturais, alcança pelo menos 100 m dentro dos remanescentes, (Laurance *et al.* 1998a), o que compromete quase totalmente a maioria dos pequenos fragmentos (Ranta *et al.* 1998).

Entre todas as variáveis físicas dos fragmentos testadas, somente a distância para a área doadora explicou a biomassa de diásporos coletada. Resultados mais conclusivos podem ser alcançados através de estudos mais aprofundados da composição florística das áreas, os quais já vêm sendo realizados e devem estar disponíveis em breve (*e.g.*, Flora de 30 fragmentos na área estudada). No entanto, alguns processos podem ser identificados como possíveis responsáveis pelos padrões encontrados, como a supra-anualidade de algumas espécies tolerantes à sombra comuns na área controle, a substituição de espécies tolerantes à sombra nos fragmentos maiores por espécies pioneiras nos fragmentos menores além do aumento na diversidade após perturbações.

Agradecimentos

Este trabalho faz parte do projeto “Raridade, rede de paisagens e conservação de árvores na floresta Atlântica nordestina” (Edital Universal/CNPq processo número 479124/2003-5). Agradecemos à Conservação Internacional do Brasil, Cepan, Fundação O Boticário de apoio a pesquisa e Usina Serra Grande pelo apoio logístico durante a realização do trabalho e a M. Tabarelli e A. M. M. Santos pela ajuda nas análises estatísticas e à Marcondes Oliveira, Alexandre Grilo, Felipe Pimentel e Bráulio Almeida pela ajuda na identificação dos diásporos.

Referências bibliográficas

- BARBOSA, D.C.A., BARBOSA, M.C.A. & LIMA, L.C.M. 2003. Fenologia de espécies de plantas lenhosas da caatinga. 657-693. In: *Ecologia e conservação da caatinga*. Eds LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. Ed Universitária UFPE, Recife. p822.
- BARROSO, G.M., MORIM, M.P., PEIXOTO, A.L. E. & ICHASO, C.L.F. 1999. Frutos e sementes: Morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas. Editora UFV Viçosa. 443pp.
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1996. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Third edition 1068pp.
- BIERREGAARD JR, R.O., GASCON, C., LOVEJOY, T.E. & MESQUITA, R.C.G. 2001. *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University press. New Haven. London 478pp.
- BIERREGAARD, R.O., LOVEJOY, T.E., KAPOV, 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 (11): 859-866.
- CHIARELLO, A.G. 1999 Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brasil. *Biological conservation*. 89: 71-82.
- CLARK, J.S., SILMAN, M., KERNE, R., MACKLIN, E. & HILLERISLAMBERS, J. 1999. Seed dispersal near and far: Patterns across temperate and tropical forest. *Ecology*. 80(5): 1475-1494.
- CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302-

1310.

DIAMOND, J.M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological conservation*. 7: 129-146.

FAHRIG, L. 2003. Effects of fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34: 487-515.

FISZON, J.T., MARCHIORO, N.P.X., BRITEZ, R.M., CABRAL, D.C., CAMELY, N.C., CANAVESI, V., CASTELLA, P.R., CASTRO, E.B.V., JUNIOR, L.C., CUNHA, M.B.S., FIGUEREDO, E.O., FRANKE, I.L., GOMES, H., GOMES, L.J., HREISEMNOU, V.H.V., LANDAU, E.C., LIMA, S.M.F., LOPES, A.T.L., NETO, E.M., OLIVEIRA, L.C., ONO, K.Y, PEREIRA, N.W.V., RODRIGUES, A.S., RODRIGUES, A.A.F., RUIZ, C.R., SANTOS, L.F.G.L., SMITH, W.S. & SOUZA, C.R. 2003. Causas antrópicas. In Rambaldi, D.M. & Oliveira D.A.S. (Orgs.): *Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. (Ministério do Meio Ambiente. Secretaria da biodiversidade e florestas)*. Brasília, DF. 510 pp.

HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American naturalist* 113: 81-101.

IBGE. (1985). *Atlas Nacional do Brasil: Região Nordeste*, Rio de Janeiro.

KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row Publishers, New York.

- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE MERONA, J.M., LAURANCE, S.G., HUTCHINGS, R.W. & LOVEJOY, T.E. 1998a. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation biology*. 12(2): 460-464
- LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE MERONA, J.M. & LAURANCE, S.G. 1998b. Rain forest fragmentation and dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*. 79 (6): 2032-2040.
- LAURANCE, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological conservation*. 57: 205-219.
- LAURANCE, S.G. & LAURANCE, W.F. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological conservation*. 91: 231-239.
- LORENZI, H. 1992. *Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Editora plantarum. Nova Odessa SP. 352pp.
- LORENZI, H. 1998. *Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 2 ° Ed. 2V. Editora plantarum. Nova Odessa SP. 352pp.
- 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. & HAYS, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pp. 257–285 in Soulé, M. E. (ed.) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.

MAC ATHUR, R.H; WILSON, E.O. A equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*. v. 17 p373-387, 1963.

MANLY, B.F.J. 1997. *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology*. Chapman & Hall, London.

MELO, F.P.L. 2004. O papel do efeito de borda sobre a chuva de sementes e o recrutamento inicial de plântulas: o caso das grandes sementes. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife.

MORELLATO, L.P.C., RODRIGUES, R.R., LEITÃO-FILHO, H.F. & JOLY, C.A. 1989. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra o Japi, Jundiaí, São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica*. 12: 85-98.

MORELLATO, L.P.C., TALORA, D.C., TAKAHASI, A., BENCKE, C.C., ROMERA, E.C. & ZIPPARRO, V.B. 2000. Phenology of Atlântic rain Forest trees: A comparative study. *Biotropica*. 32 (4b): 811-823.

MMA. 2002. Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

MURCIA, C. 1995. Edge effect in fragmented forest: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 10 (2): 58-62.

NEWSTROM, L.E.; FRANKIE, W.; BAKER, H.G. 1994. A new classification for plant phenology based on flowering patterns in lowland tropical rain forest trees at La Selva, Costa Rica. *Biotropica*. 26 (2): 141-159.

FREITAS, C.G., 2005. *Influência da fragmentação e perda de habitat na chuva de diásporos...*

OLIVEIRA, M.A., GRILLO, A.S. & TABARELLI, M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic Forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx*. 38 (4): 389-394.

OLIVEIRA, M.A. 2003. *Efeito da fragmentação de habitats sobre as árvores em trecho de floresta Atlântica nordestina*. Universidade Federal de Pernambuco. Recife Pernambuco. Dissertação de mestrado.

OPDAM, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology*. 5 (2): 93-106.

PARKER, M. & MAC NALLY, R. 2002. Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and abundance using grassland invertebrates. *Biological conservation* 105: 217-229.

PIMENTEL, D.S. 2002. Ecologia de dispersão de sementes de *attalea oleifera* Barb. Rodr. (Arecaceae) em remanescente de floresta Atlântica brasileira. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal de Pernambuco. Recife.

PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E. 2002. *Biologia da conservação*. ED Planta. Londrina. 328p.

PÔRTO, K.C.; CABRAL, J.J.P. & TABARELLI, M. 2004. Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba. História natural, ecologia e conservação. Ministério do Meio Ambiente. Brasília DF. 324p.

RAMBALDI, D.M. & OLIVEIRA, D.A.S. 2003. *Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. (Ministério do Meio Ambiente. Secretaria da biodiversidade e florestas). Rambaldi, D.M. & Oliveira, D.A.S. (Orgs.). Brasília, DF. 510 p.

- RANTA, P., BLOM, T., NIEMELÄ, J., JOENSU, E. & SIITONEN, M. 1998. The fragmentation of Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and conservation*. 7: 385-405.
- RAVEN, P.H., EVERT, E.F. & EICHHORN, S.E. 1999. *Biologia Vegetal*. 6a. Edição. Guanabara and Koogan. 905p.
- SCARIOT, A., FREITAS, S.R., NETO, E.M., NASCIMENTO, M.T., OLIVEIRA, L.C., SANAIOTTI, T., SEVILHA, A.C. & VILLELA, D.M. 2003. Vegetação e flora. In: *Fragmentação de ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. (Ministério do Meio Ambiente. Secretaria da biodiversidade e florestas)*. Rambaldi, D.M. & Oliveira, D.A.S (Orgs.). Brasília, DF. 510 p.
- SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. 2001. A hectare of cerrado. II. Flowering and fruiting of thick-setemmed woody species. *Phyton-Annales Rei Botanicae*. 41: 129-158.
- SILVA JM & TABARELLI M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*. 402: 72-74.
- SIMBERLOFF D. 2000. What do we really know about habitat fragmentation? *Texas J. Sci* 52 (4): 5-22.
- TABARELLI, M. & PERES, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological conservation* 106: 165-176.

- TABARELLI, M., MANTOVANI, W. & PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the Montane Atlantic Forest of Southeastern Brazil. *Biological conservation*. 81:119-127.
- TALORA, D.C. & MORELLATO, P.C. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em florestas de planície litorânea do Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 23 (1): 13-26.
- TAVARES, S., PAIVA, F.A.F., TAVARES, E.J., MACHADO, O.F., LIMA, J.L.S. & SOUZA, S.A. 1971. Inventário florestal de Alagoas – Nova contribuição para o estudo preliminar das Matas remanescentes do estado de Alagoas. *Boletim Recursos Naturais da SUDENE*. 9: 5-122.
- TURNER IM. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied ecology*. 33: 200-209.
- TURNER IM. 2001 *The ecology of tree in the tropical rain forest*. United Kingdom at the University press, Cambridge. 298pp.
- VELOSO, H.P., RANGEL-FILHO, A.L.R., LIMA, J.C.A. 1992. *Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, London. 662p.
- ZUIDEMA, P.A., SAYER, J.A. & DIJKMAM, W. 1996. Forest fragmentation and biodiversity: The case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental conservation*. 23 (4): 290-297.

Tabela 1. Medidas físicas dos fragmentos (A = área, IF = índice de forma, DAD = distância para a área doadora e DFV = distância para o fragmento vizinho) e riqueza, abundância e biomassa dos diásporos coletados de novembro de 2003 a outubro de 2004 em nove fragmentos de floresta Atlântica no Estado de Alagoas.

FRAGMENTOS	A (ha)	IF (KM/ha)	DAD (Km)	DFV (Km)	Riqueza	Abundância	Biomassa (g)
Coimbra	2302,54	2,7	0	0,31	43	808	17,847
Cachoeira	261,39	1,6	20,53	0,18	45	1103	68,154
Alto Guzerá	78,45	1,4	8,40	0,29	53	1602	128,621
Dois Braços	68,20	1,3	11,45	0,26	68	1193	30,499
Val paraíso	40,53	1,6	13,62	1,51	49	1282	28,006
Oriental	29,82	1,2	25,46	0,14	40	1002	216,211
Aquidabam I	26,16	1,2	3,68	0,43	46	3290	137,502
Bom Jesus	21	1,3	22,85	0,12	52	2071	60,277
AquidabamII	10,14	1,3	0,12	0,12	22	9634	94,279
Total					418	21985	781,396

Tabela 2. Famílias mais ricas e com maior abundância e biomassa de diásporos coletados durante novembro de 2003 a outubro de 2004 em nove fragmentos de floresta Atlântica no Estado de Alagoas.

Fragmentos	Famílias	Riqueza	Abundância	Biomassa
Coimbra	Araliaceae	2	256	26,696 (<i>Inga edulis</i>)
	Asteraceae			
	Mimosaceae	2		
	Sapindaceae	2		
Cachoeira	Anonnaceae	3	331 (<i>Croton floribundus</i>)	6,703 (<i>C. floribundus</i>)
	Asteraceae	2		
	Euphorbiaceae			
	Pipilionaceae	2		
	Sapindaceae	2		
Alto Guzerá	Bombacaceae		170 (<i>Connarus</i> sp.)	64,874 (<i>Eriotheca</i> sp.)
	Connaraceae			
	Papilionaceae	3		
	Rubiaceae	2		
	Sapindaceae	2		
Dois Braços	Anonaceae	3	218 (<i>Gouania columnaefolia</i>)	2,309 (<i>G. columnaefolia</i>)
	Euphorbiaceae	3		
	Rhamnaceae			
	Sapindaceae	3		
Val Paraíso	Euphorbiaceae	3	533 (<i>G. columnaefolia</i>)	5,365 (<i>G. columnaefolia</i>)
	Rhamnaceae			
Oriental	Araliaceae		451 (<i>G. columnaefolia</i>)	35,827 (<i>Schefflera morototoni</i>)
	Asteraceae	2		
	Bignoniaceae	2		
	Euphorbiaceae	2		
	Rhamnaceae			
	Sapindaceae	2		
Aquidabam I	Malpighiaceae		1.238 (indeterminada)	87,775 (<i>Byrsonima sericea</i>)
	Rubiaceae	3		
Bom Jesus	Araliaceae		576 (<i>S. morototoni</i>)	20,956 (<i>S. morototoni</i>)
	Euphorbiaceae	3		
	Sapindaceae	3		
Aquidabam II	Asteraceae	2	7.328 (<i>Ficus</i> sp.)	36,639 (<i>Ficus</i> sp.)
	Moraceae			

Legenda das figuras

Figura 1. Localização da área de estudo, Usina Serra Grande, Município de São José da Laje, Alagoas, mostrando a área original de floresta Atlântica e os remanescentes atuais. Fonte Pimentel (2002).

Figura 2. Foto de satélite de 6 dos 9 fragmentos de mata estudados mostrando o deslocamento ao norte dos fragmentos cachoeira e Dois Braços. Escala de 1:150.000.

Figura 3 Proporção de tamanho dos diásporos coletados em nove fragmentos de floresta Atlântica no estado de Alagoas, durante novembro de 2003 e outubro de 2004; P (pequena) e G (grande).

Figura 4. Proporção das síndromes de dispersão dos diásporos coletados em nove fragmentos de floresta Atlântica no estado de Alagoas durante novembro de 2003 e outubro de 2004.

Figura 5. Proporção das estratégia de regeneração dos diásporos coletados em em nove fragmentos de floresta Atlântica no estado de Alagoas, durante novembro de 2003 e outubro de 2004.

Figura 6. Proporção de espécies distribuídas por classe de tamanho nos nove fragmentos ordenados de forma crescente pela área; Varjão (A), Cachoeira (B), Alto Guzerá (C), Dois

Braços (D), Val Paraíso (E), Oriental (F), Aquidabam I (G), Bom Jesus (H) e Aquidabam II (I), onde; P (pequena) e G (grande).

Figura 7. Proporção de espécies distribuídas por síndrome de dispersão nos nove fragmentos ordenados de forma crescente pela área; Coimbra (A), Cachoeira (B), Alto Guzerá (C), Dois Braços (D), Val Paraíso (E), Oriental (F), Aquidabam I (G), Bom Jesus (H) e Aquidabam II (I).

Figura 8. Proporção de espécies distribuídas por estratégias de regeneração nos nove fragmentos ordenados de forma crescente pela área; Coimbra (A), Cachoeira (B), Alto Guzerá (C), Dois Braços (D), Val Paraíso (E), Oriental (F), Aquidabam I (G), Bom Jesus (H) e Aquidabam II (I).

Figura 9. Flutuação da riqueza de diásporos ao longo do ano em nove fragmentos de floresta Atlântica ordenados de forma crescente pela área; Coimbra (A), Cachoeira (B), Alto Guzerá (C), Dois Braços (D), Val Paraíso (E), Oriental (F), Aquidabam I (G), Bom Jesus (H) e Aquidabam II (I).

Figura 10. Flutuação da abundância de diásporos ao longo do ano em nove fragmentos de floresta Atlântica ordenados de forma crescente pela área; Coimbra (A), Cachoeira (B), Alto Guzerá (C), Dois Braços (D), Val Paraíso (E), Oriental (F), Aquidabam I (G), Bom Jesus (H) e Aquidabam II (I).

Figura 11. Flutuação da biomassa de diásporos ao longo do ano em nove fragmentos de floresta Atlântica ordenados de forma crescente pela área; Coimbra (A), Cachoeira (B),

Alto Guzerá (C), Dois Braços (D), Val Paraíso (E), Oriental (F), Aquidabam I (G), Bom Jesus (H) e Aquidabam II (I).

Figura 12. Similaridade entre nove fragmentos de floresta Atlântica no Estado de Alagoas. A linha representa o limite de confiança ($\alpha = 0,05$), a partir do qual os agrupamentos são significativos.

Figura 13. Regressão entre a riqueza de espécies e (A) área do fragmento ($F = 0.0564$; $p = 0.8130$), (B) índice de forma dos fragmentos ($F = 0.0492$; $p = 0.8245$), (C) distância para a área doadora ($F = 0.6016$; $p = 0.5317$) e (D) distância para o fragmento vizinho ($F = 0.1817$; $p = 0.6838$).

Figura 14. Regressão entre a diversidade de espécies e (A) área do fragmento ($F = 0.6880$; $p = 0.5614$), (B) índice de forma dos fragmentos ($F = 1.0117$; $p = 0.3499$), (C) distância para a área doadora ($F = 0.3168$; $p = 0.5955$) e (D) distância para o fragmento vizinho ($F = 0.8462$; $p = 0.6087$).

Figura 15. Regressão entre a abundância de sementes e (A) área do fragmento ($F = 0.5067$; $p = 0.5047$), (B) índice de forma dos fragmentos ($F = 0.6577$; $p = 0.5513$), (C) distância para a área doadora ($F = 2.4982$; $p = 0.1560$) e (D) distância para o fragmento vizinho ($F = 0.3889$; $p = 0.5575$).

Figura 16. Regressão entre a biomassa de sementes e (A) área do fragmento ($F = 2.5436$; $p = 0.1528$), (B) índice de forma dos fragmentos ($F = 1.4870$; $p = 0.2617$), (C) distância para a área doadora ($F = 7.2845$; $p = 0.0298$) e (D) distância para o fragmento vizinho ($F = 0.0720$; $p = 0.7909$).

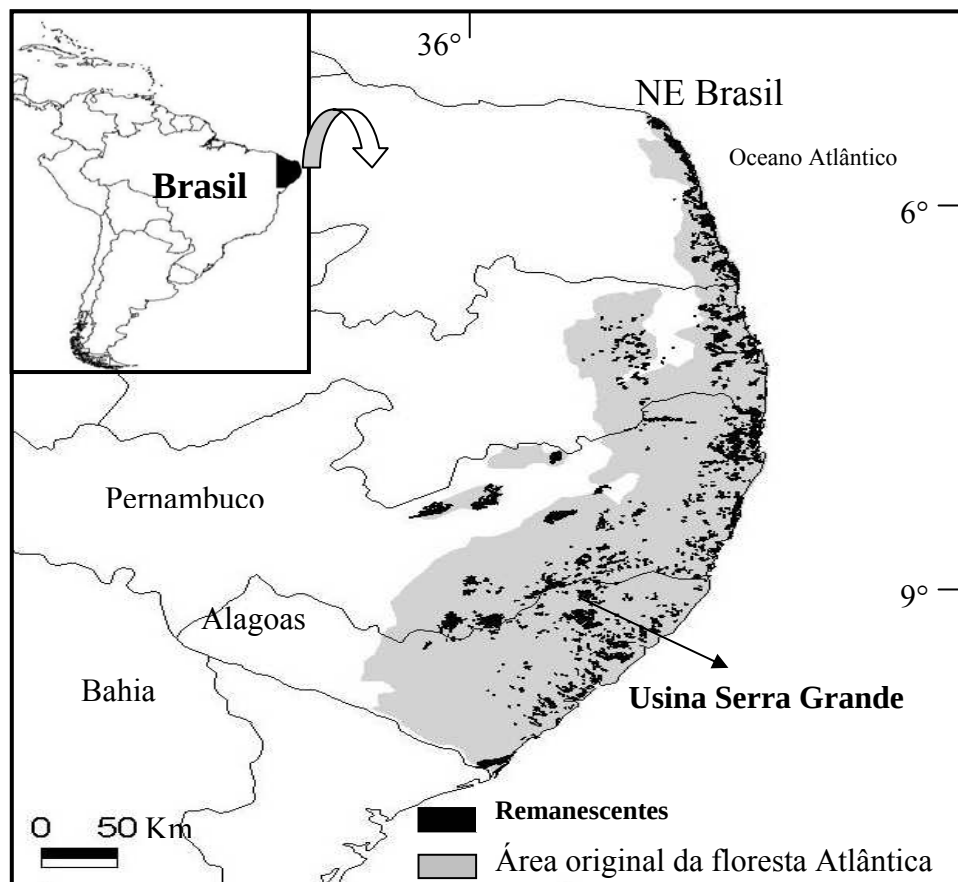


Fig 1.



Fig 2.

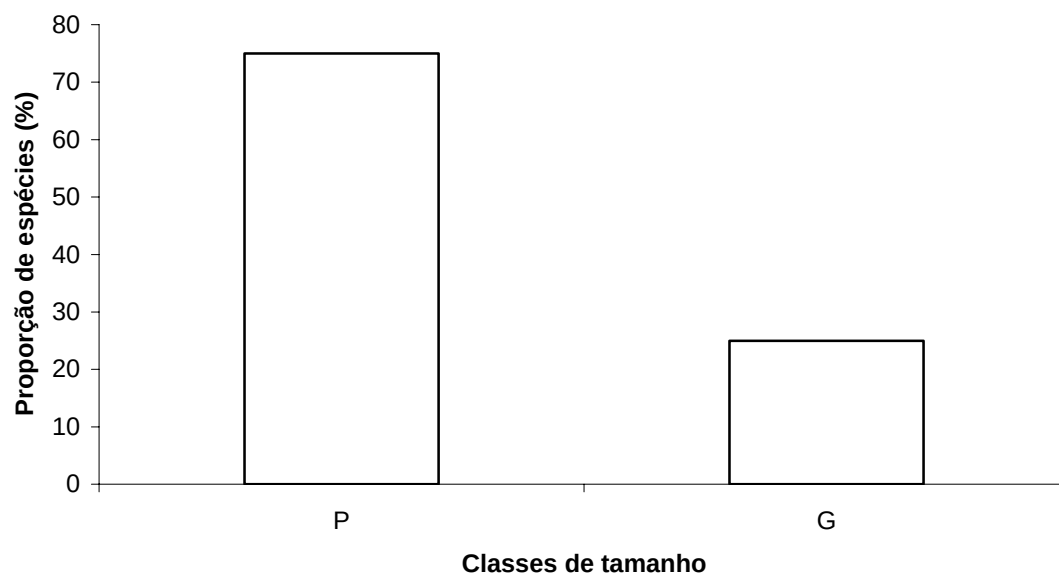


Fig. 3

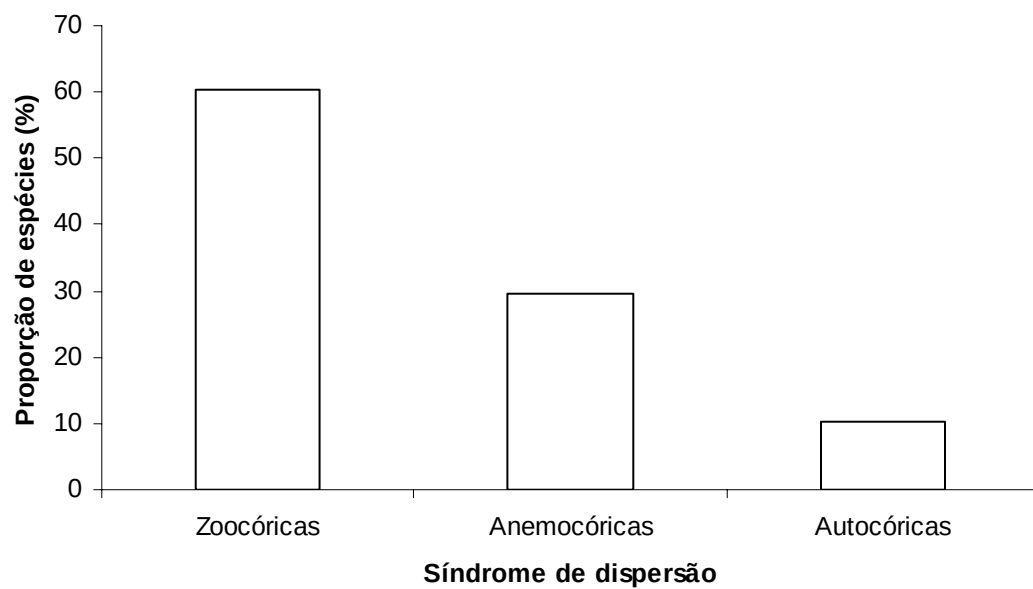


Fig 4.

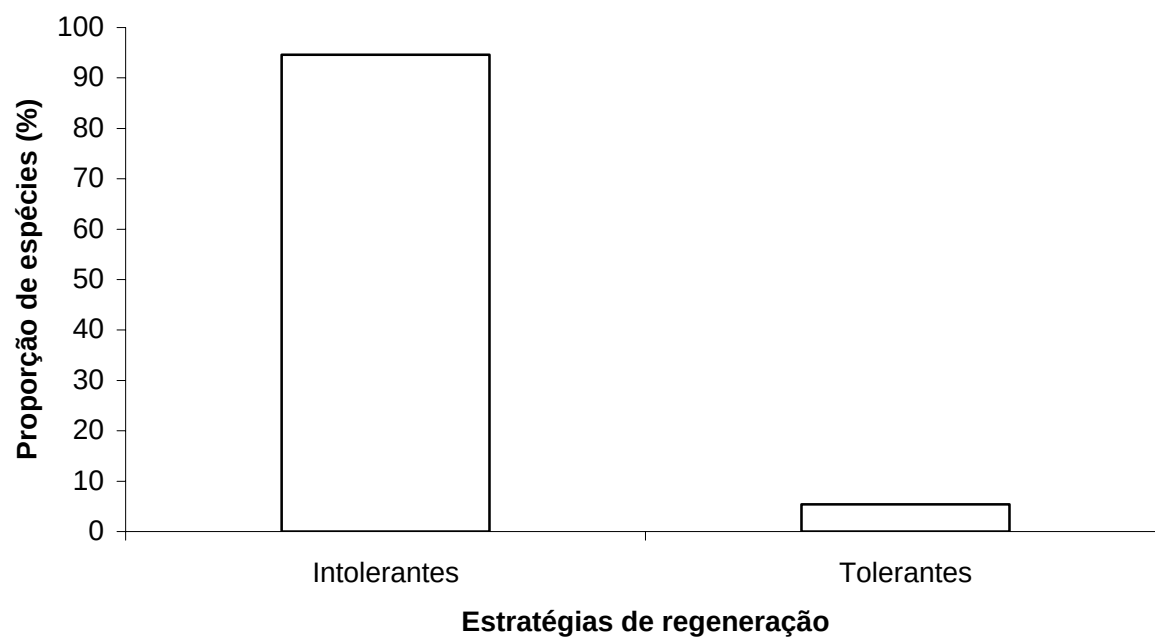


Fig 5.

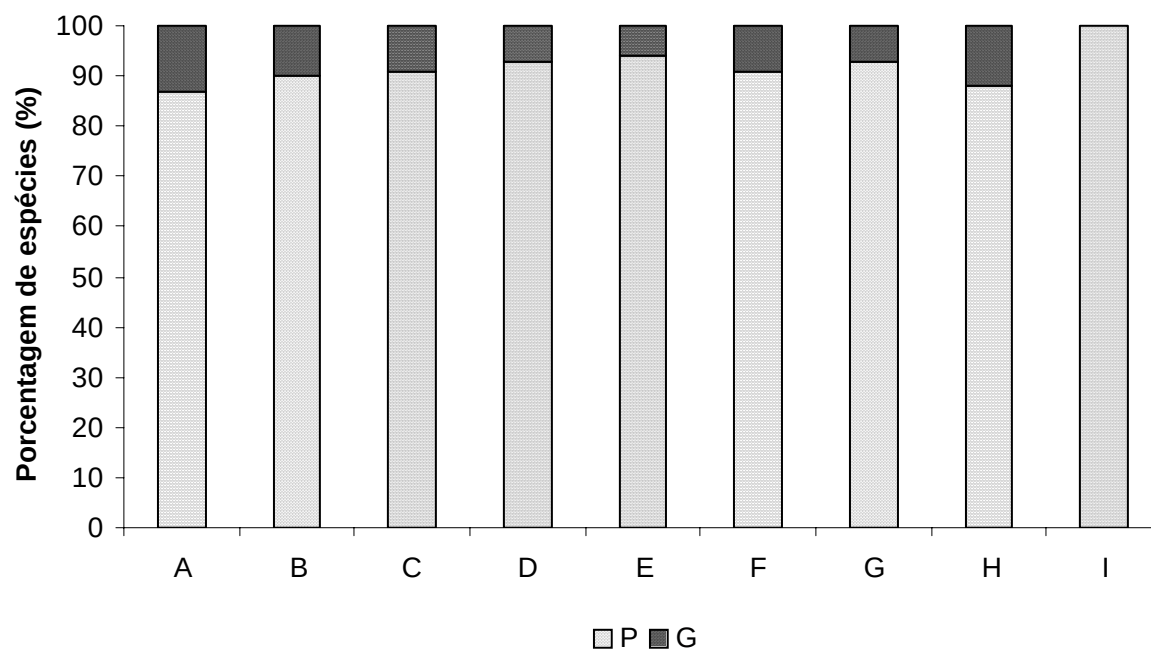


Fig 6.

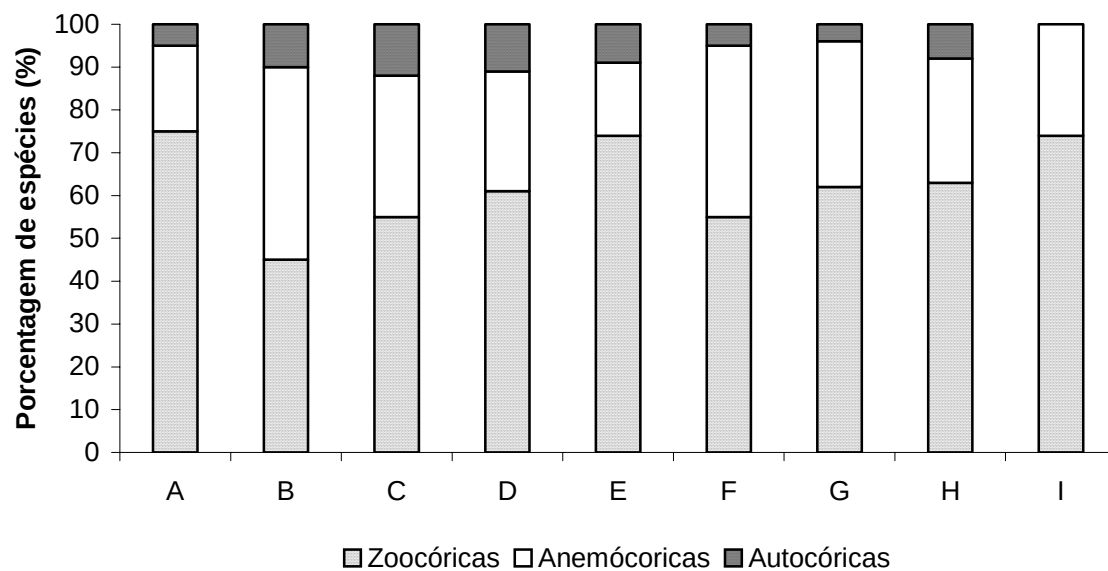


Fig 7.

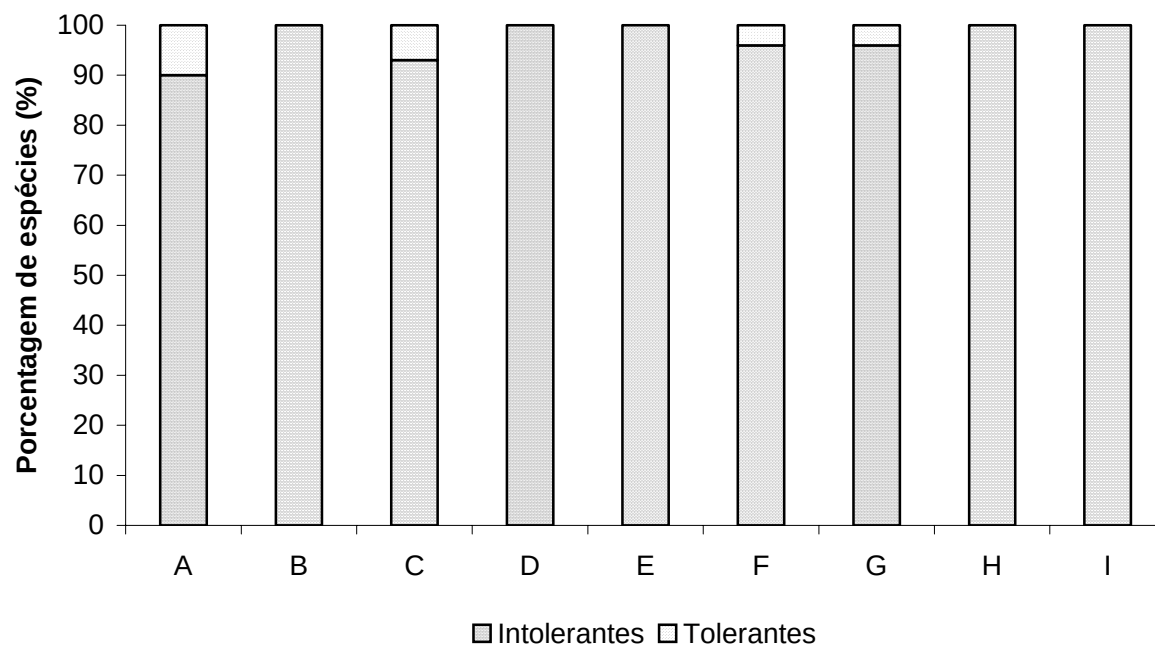


Fig 8.

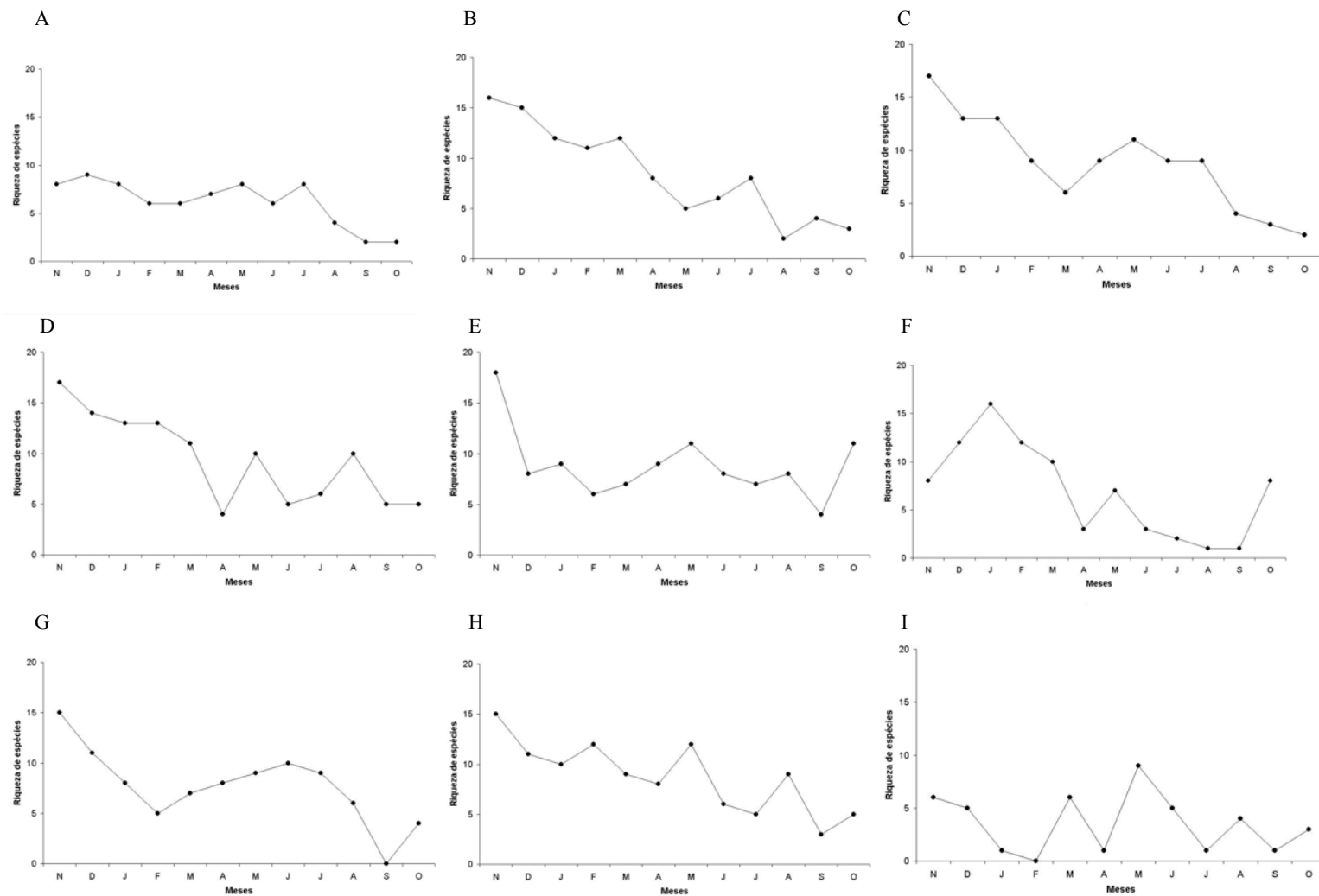


Fig 9.

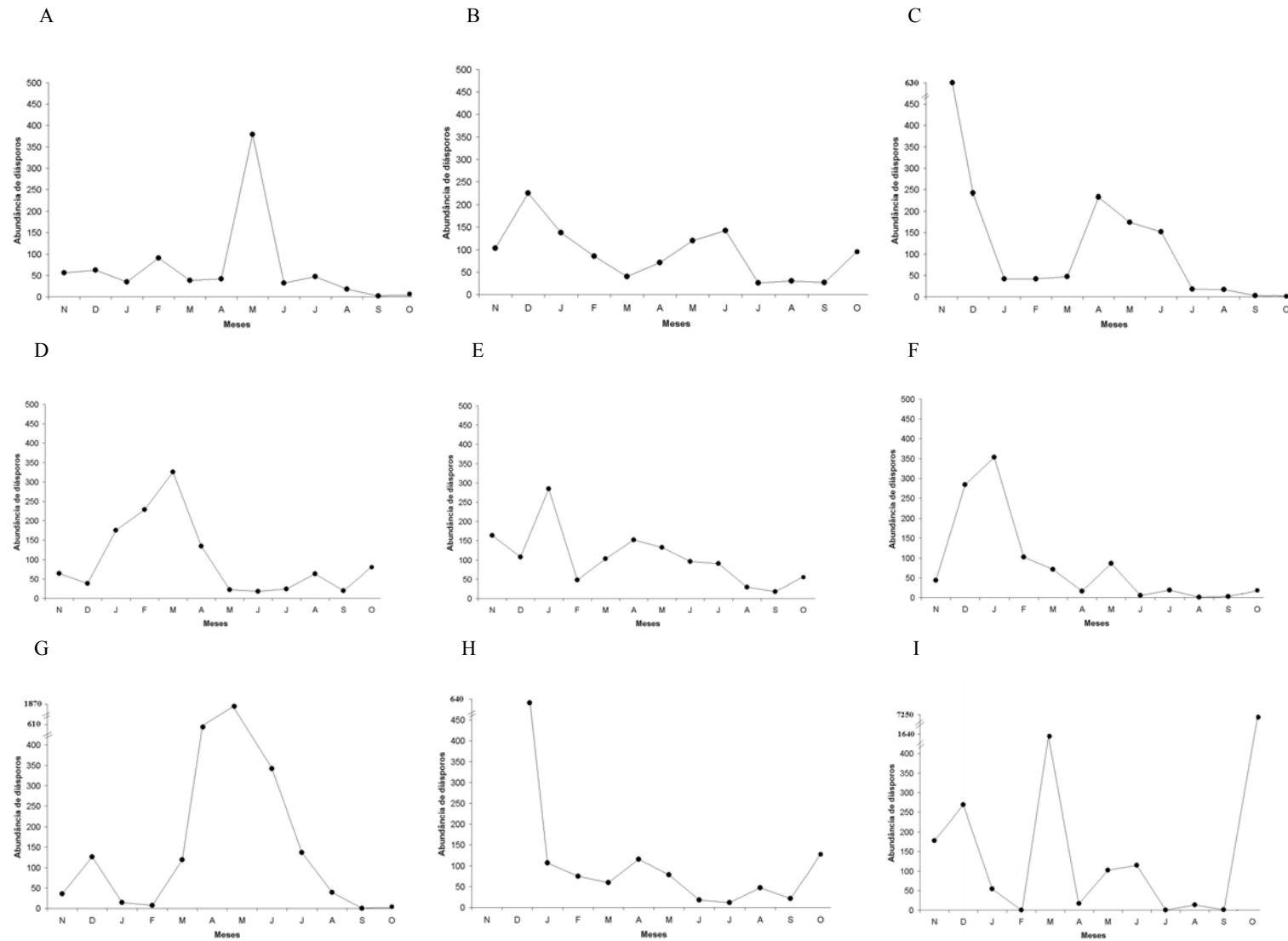


Fig 10.

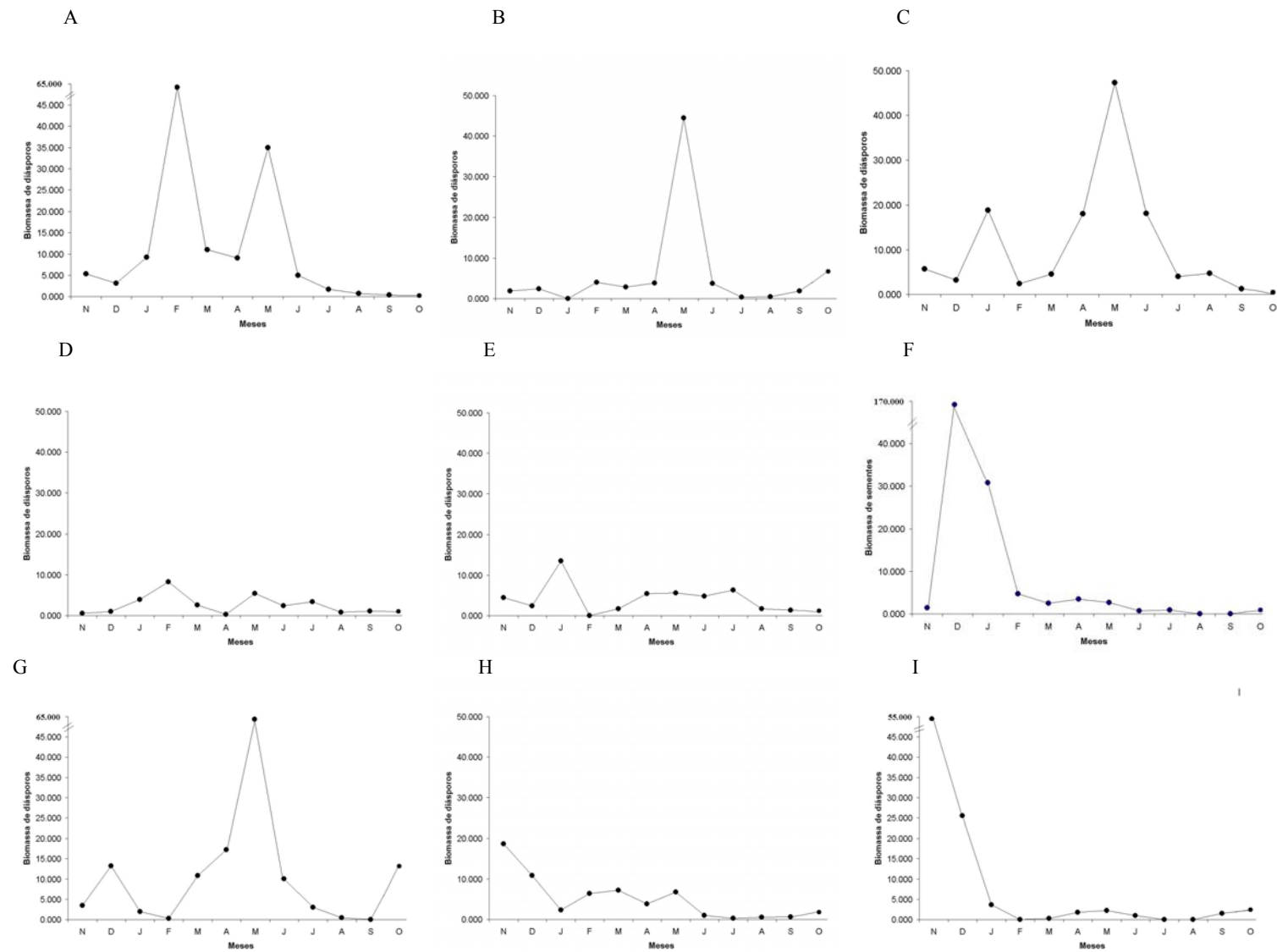


Fig 11.

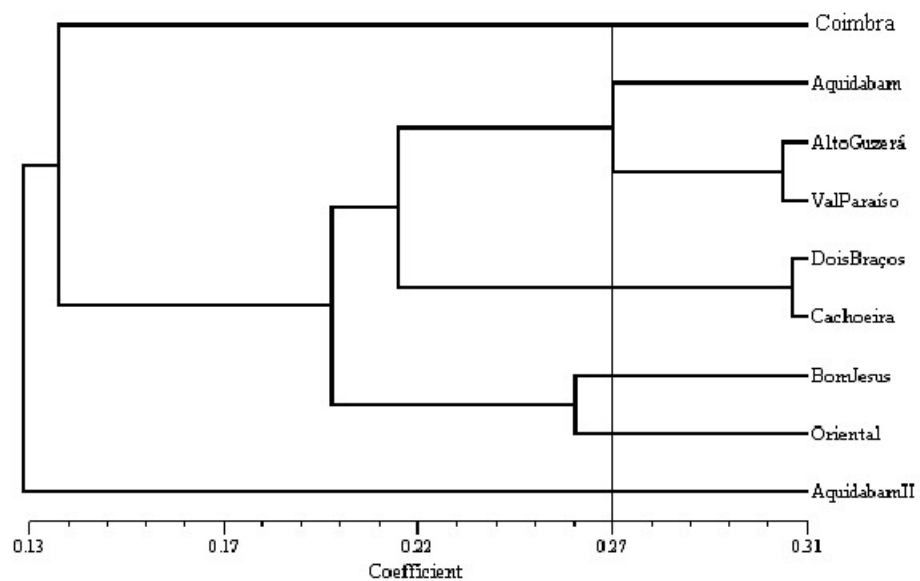


Fig 12.

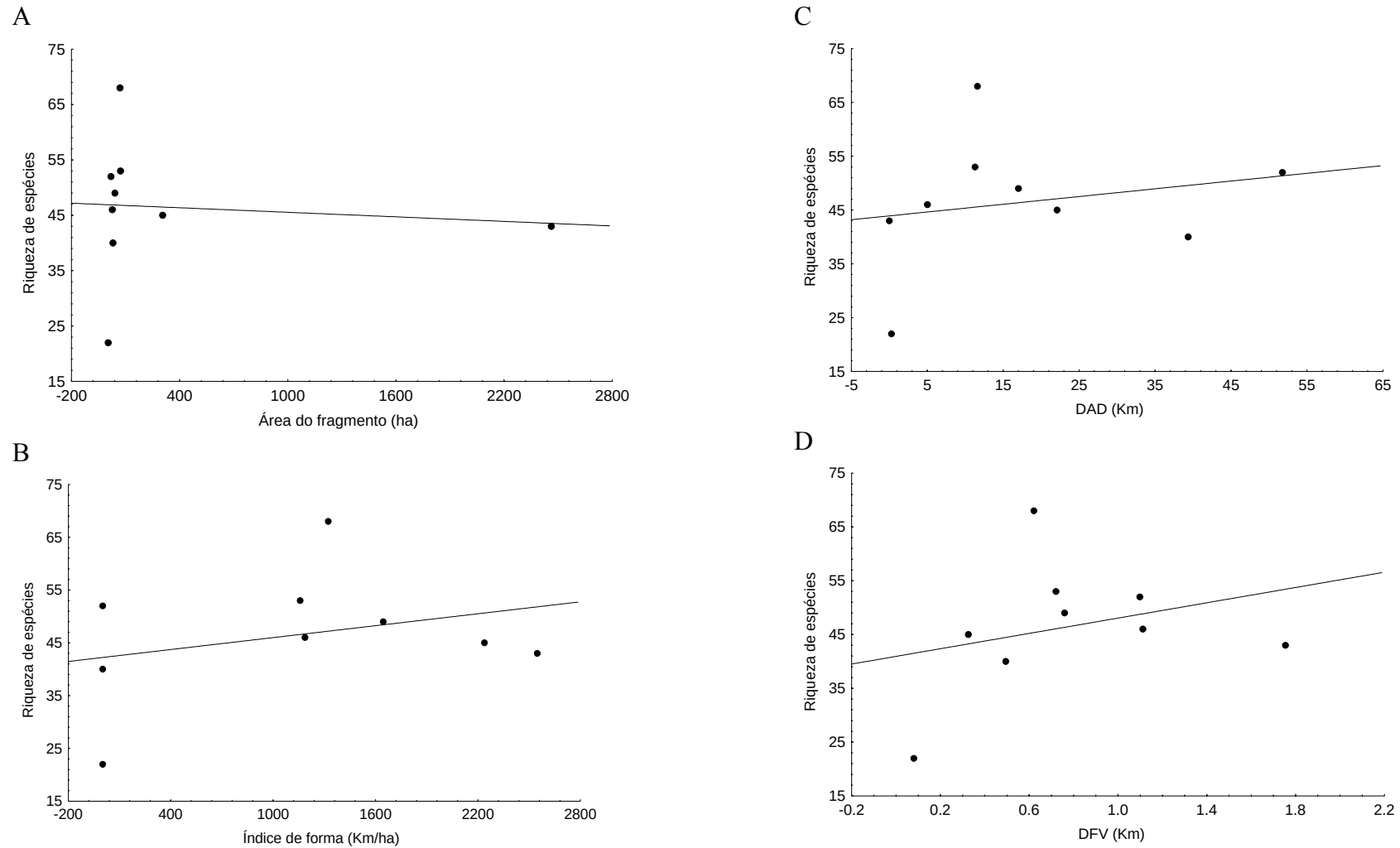


Fig 13.

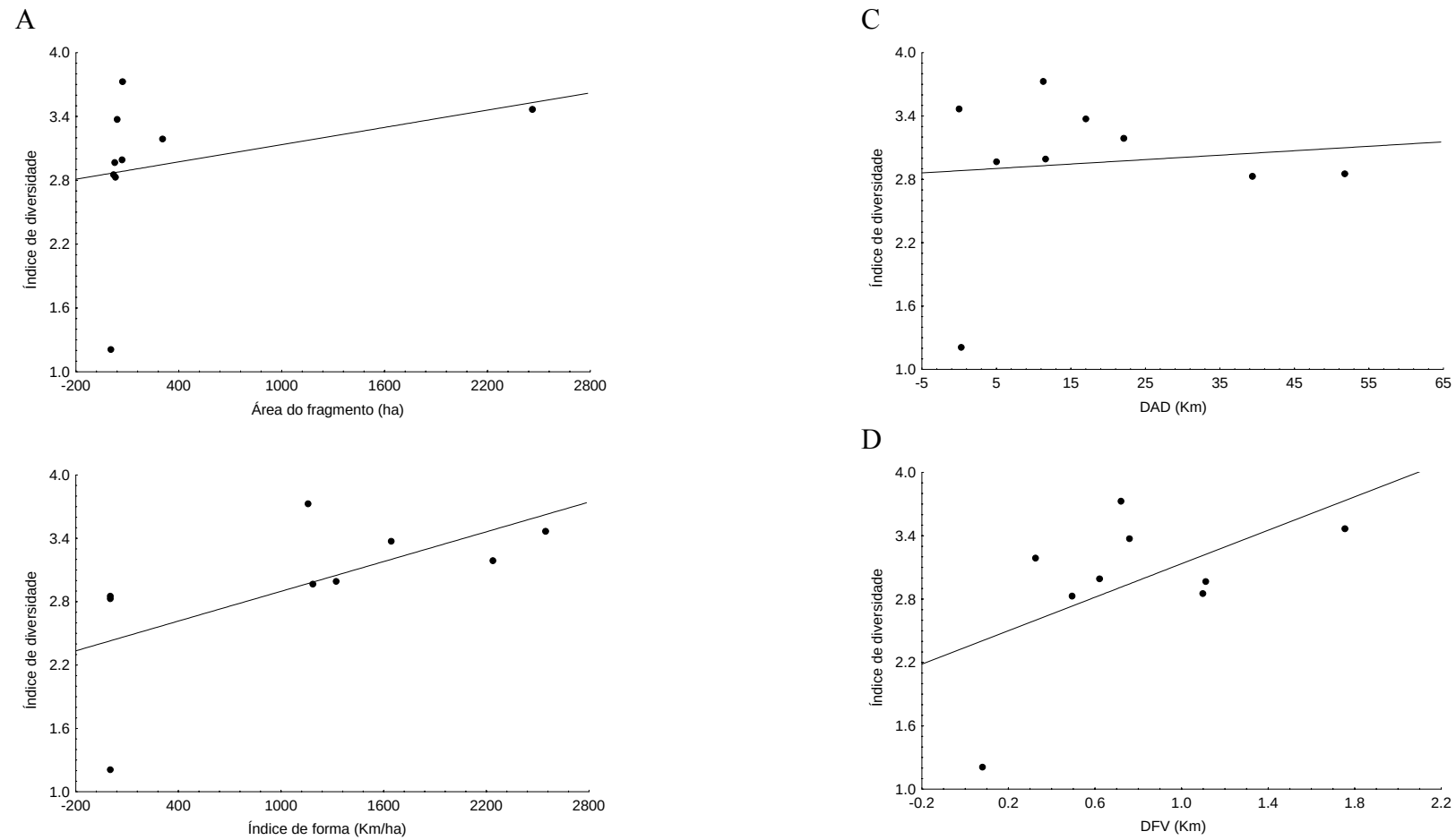


Fig 14.

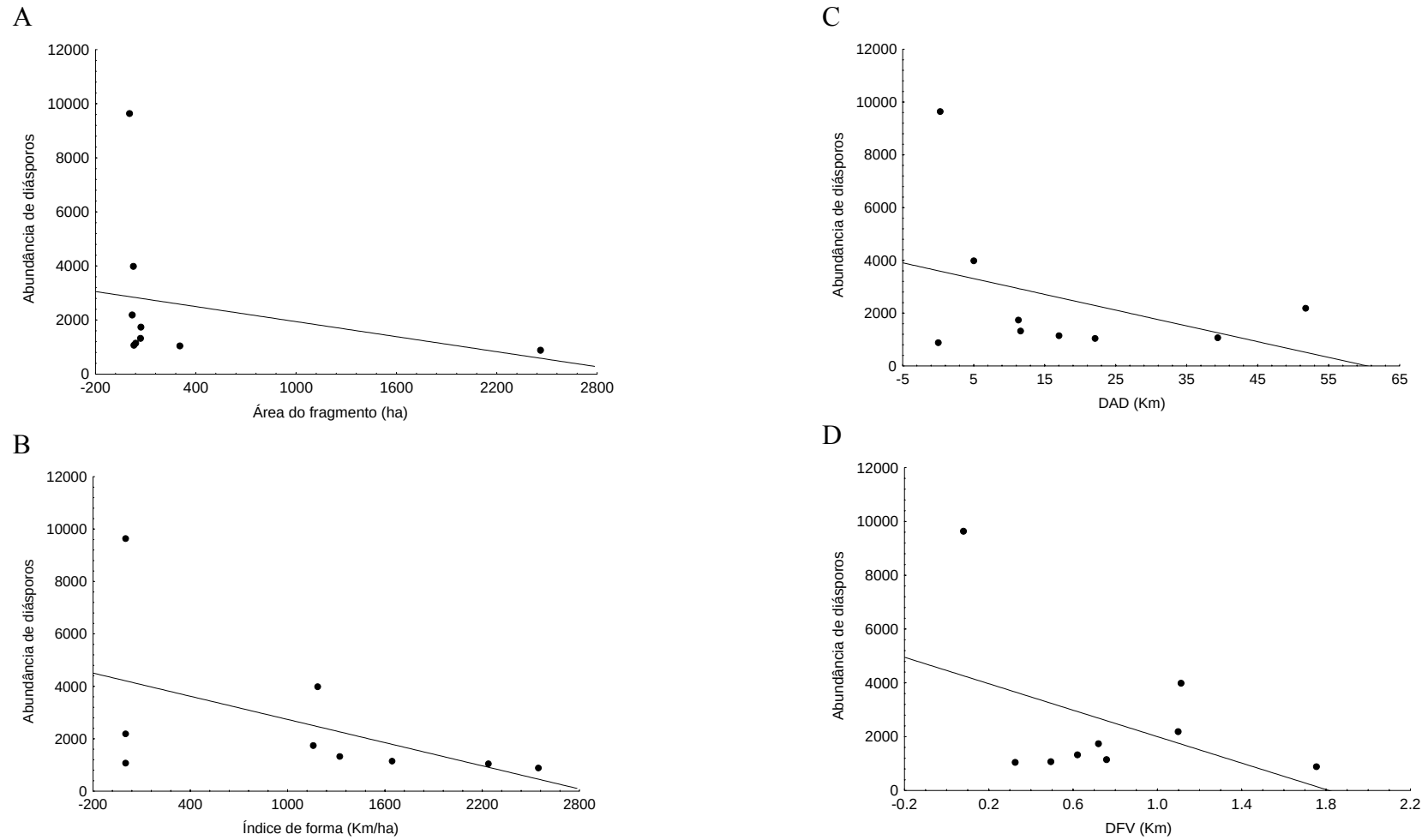


Fig 15.

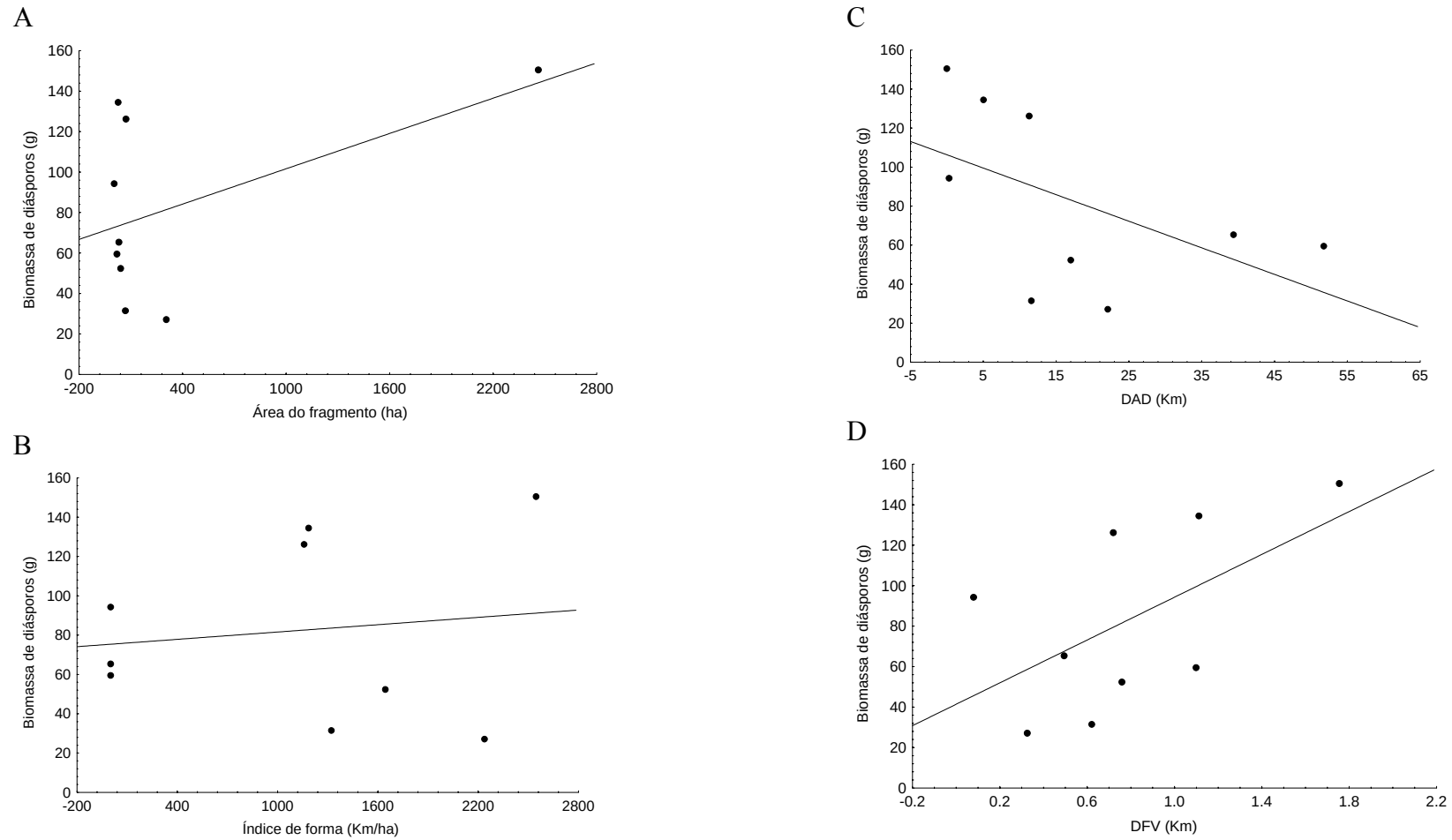


Fig 16.

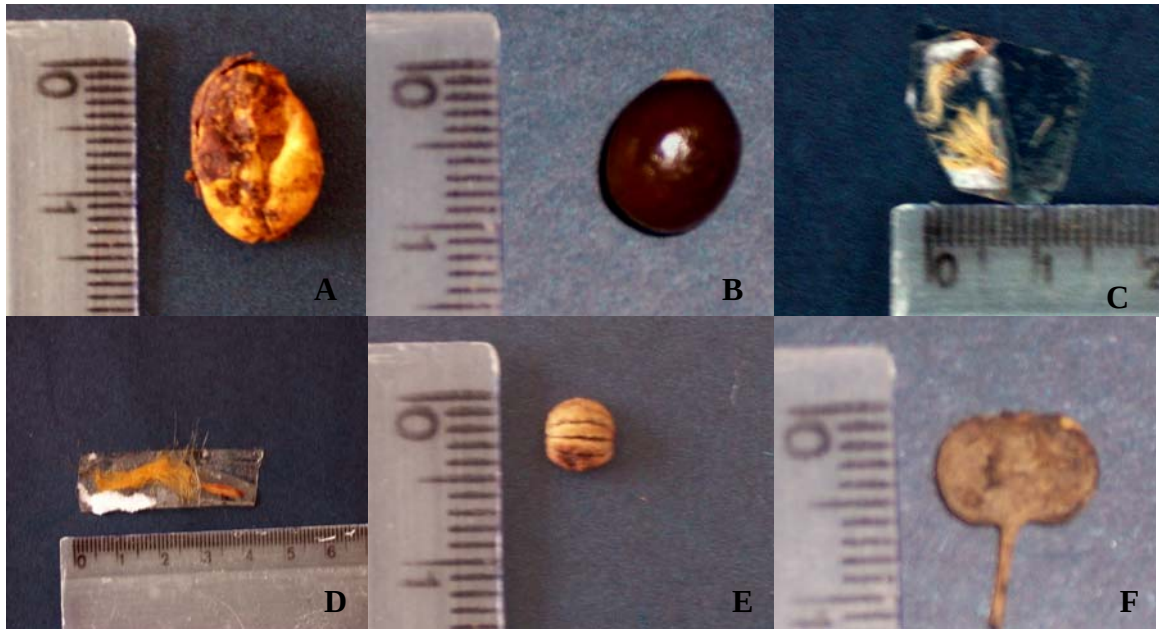
ANEXO 1. Espécies de plantas cujas sementes foram coletadas nas áreas de floresta Atlântica da Usina Serra Grande, Alagoas.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	Estratégia de regeneração	Síndrome de dispersão
Anacardiaceae	<i>Thyrsoodium spruceanum</i> salzm. Ex Benth	P	Z
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	P	Z
	<i>Tapirira marchandii</i> Engl.	P	Z
Annonaceae	<i>Annona coriacea</i> Mart.	P	Z
	<i>Guateria nigrescens</i> Mart.	S	Z
	<i>Xylopia</i> sp	P	Z
	Sp. 1	P	?
Apocynaceae	<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. Ex M Arg	S	A
	<i>Himatanthus bracteatus</i>	S	A
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i> sp. 1	S	Z
	<i>Ilex</i> sp. 2	S	Z
Araliaceae	<i>Dendropanax</i> sp.	P	Z
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl) Maguire	P	Z
Arecaceae	<i>Syagrus</i> sp.	P	Z
	<i>Euterpe</i> sp.	P	Z
Asteraceae	Sp. 1	P	A
	Sp. 2	P	A
	Sp. 3	P	A
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Tol.	P	A
	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart EXDC.) Standl.	S	A
	Sp. 1	P	A
	Sp. 2	P	A
Bombacaceae	<i>Erioteca</i> sp	S	A
	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St. Hil.) A Robyns	S	A
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	S	Z
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March	P	Z
	<i>Protium</i> sp. 1	P	Z
	<i>Protium</i> sp. 2	P	Z
Caesalpinaceae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud	P	AU
	<i>Dialium guianensis</i> (Aublet) Sandw.	P	Z
Caricaceae	<i>Carica</i> sp.	P	Z

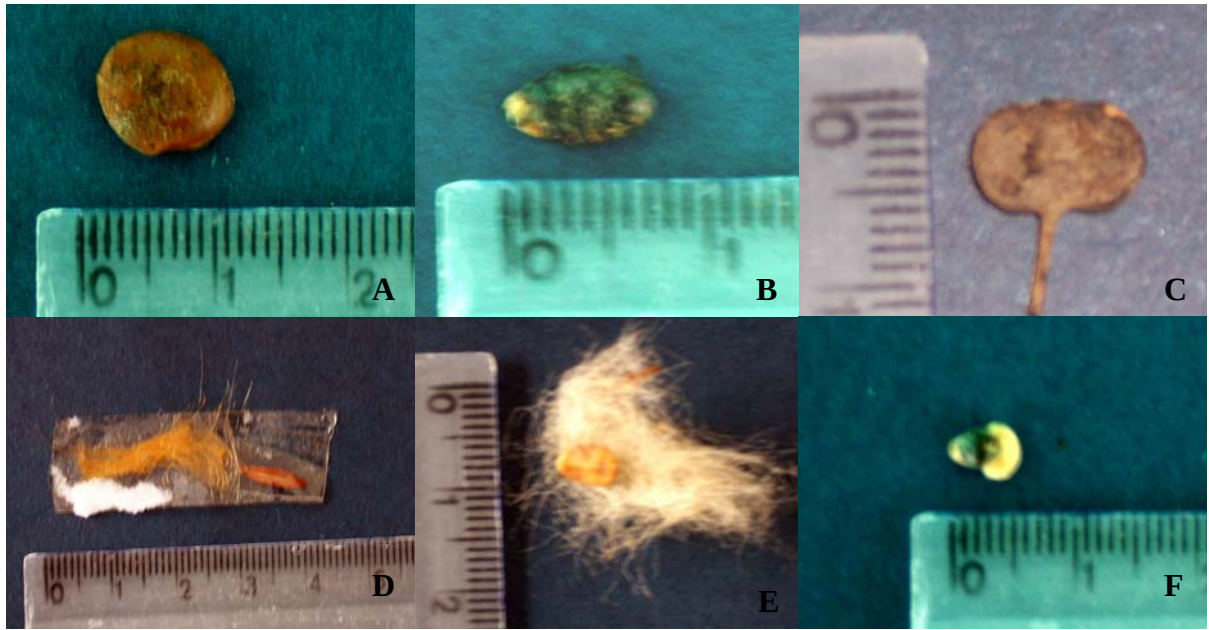
Cecropiaceae	<i>Cecropia</i> sp. 1	P	Z
	<i>Cecropia</i> sp. 2	P	Z
	<i>Cecropia</i> sp. 3	P	Z
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i>	S	Z
	<i>Hirtella</i> sp.	S	Z
Combretaceae	<i>Terminalia</i> sp.	S	Z
Connaraceae	<i>Connarus</i> sp.	S	?
Convolvulaceae	Sp. 1	P	?
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	P	AU
	<i>Croton</i> sp. 2	P	AU
	<i>Sapium</i> sp.	P	AU
	Sp. 1	P	?
	Sp. 2	P	?
Fabaceae	<i>Rhynchosia phaseoloides</i>	P	Z
	Sp. 1	P	?
Hipoclatiaceae	<i>Priostemma aspera</i>	P	A
Humiriaceae	<i>Vantanea</i> sp.	T	Z
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Swatz.) Griseb	P	Z
	<i>Nectandra</i> sp.	P	Z
Lecythidaceae	<i>Lecythes</i> sp.	T	AU
	Sp. 1	T	?
Malpighiaceae	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	P	Z
Malvaceae	Sp 1	P	?
Meliaceae	<i>Cedrela</i> sp.	P	AU
Mellastomataceae	<i>Miconia</i> sp.	P	Z
Mimosaceae	<i>Inga edullis</i> Mart.	P	Z
	<i>Inga marginata</i> Willd.	P	Z
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) O. Kuntze	P	AU
	<i>Mimosa</i> sp.	P	AU
	<i>Stryphnodendron</i> sp.	P	Z
Myrsinaceae	<i>Rapanea</i> sp.	P	Z
Myrtaceae	<i>Calypttranthes</i> sp.	P	Z
	<i>Myrcia</i> sp.	S	Z
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	P	Z
	<i>Ficus</i> sp.	P	Z

Ochnaceae	<i>Ouratea</i> sp.	P	A
Papilionaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.	S	Z
	<i>Diplotropis</i> sp.	P	A
	<i>Machaerium hirtum</i> Vog	P	A
	<i>Machaerium</i> sp.	S	A
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vog.	S	?
	Sp. 1	S	?
	Sp. 2	P	A
Rhaminaceae	<i>Gouania banchetiana</i>	P	A
	<i>Gouania columnaeifolia</i>	P	?
Rubiaceae	Sp. 1	P	?
	Sp. 2	P	?
	Sp. 3	P	?
Rutaceae	Sp. 1	P	Z
Sapindaceae	<i>Cupania revoluta</i>	P	Z
	<i>Cupania</i> sp.	T	A
	<i>Sapindus saponaria</i> L.	P	A
	<i>Serjania salzmaniana</i>	P	A
	<i>Serjania</i> sp. 1	S	Z
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i> sp.	S	Z
	<i>Pouteria</i> sp.	T	?
	Sp. 1	P	Z
Simaroubaceae	<i>Simarouba</i> cf. <i>amara</i>	P	Z
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	S	A
Tiliaceae	<i>Apeiba tibourbou</i>	P	A
	<i>Luehea</i> sp.	P	Z
Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	P	Z
	<i>Vitex</i> sp.		?

ANEXO 2. Famílias mais representativas na área estudada.

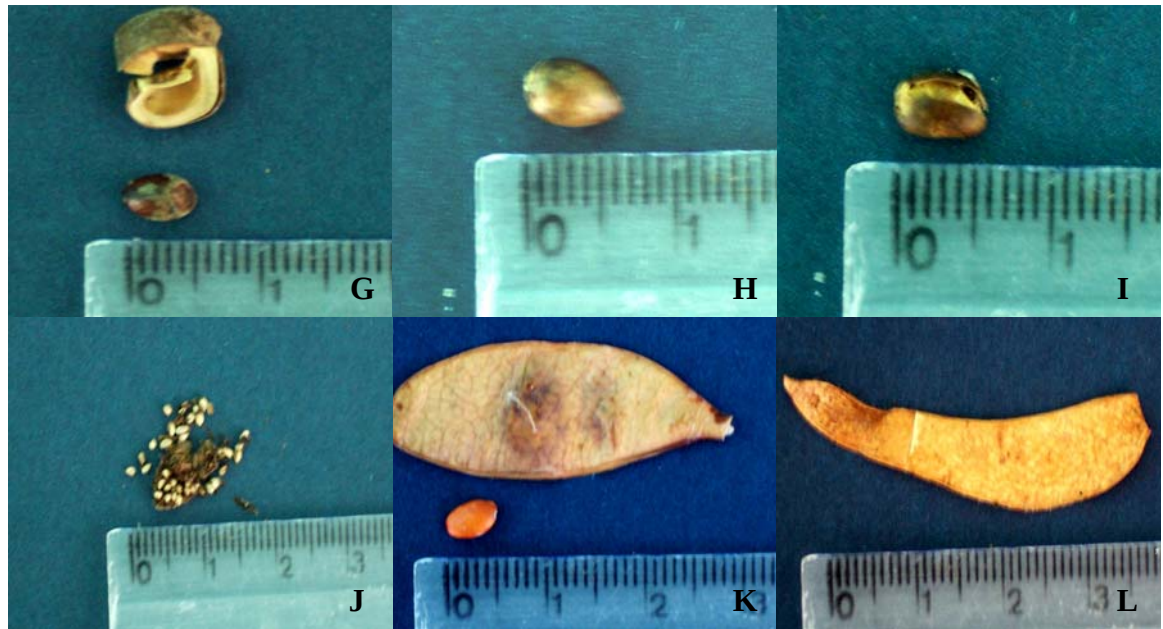


Famílias mais comuns em Coimbra, área doadora de diásporos. Mimosaceae: *Inga edulis* (A), Sapindaceae: *Cupania revoluta* (B), Asteraceae: (C e D), Araliaceae: *Dendropanax* sp. (E) e *Schefflera morototoni* (F).



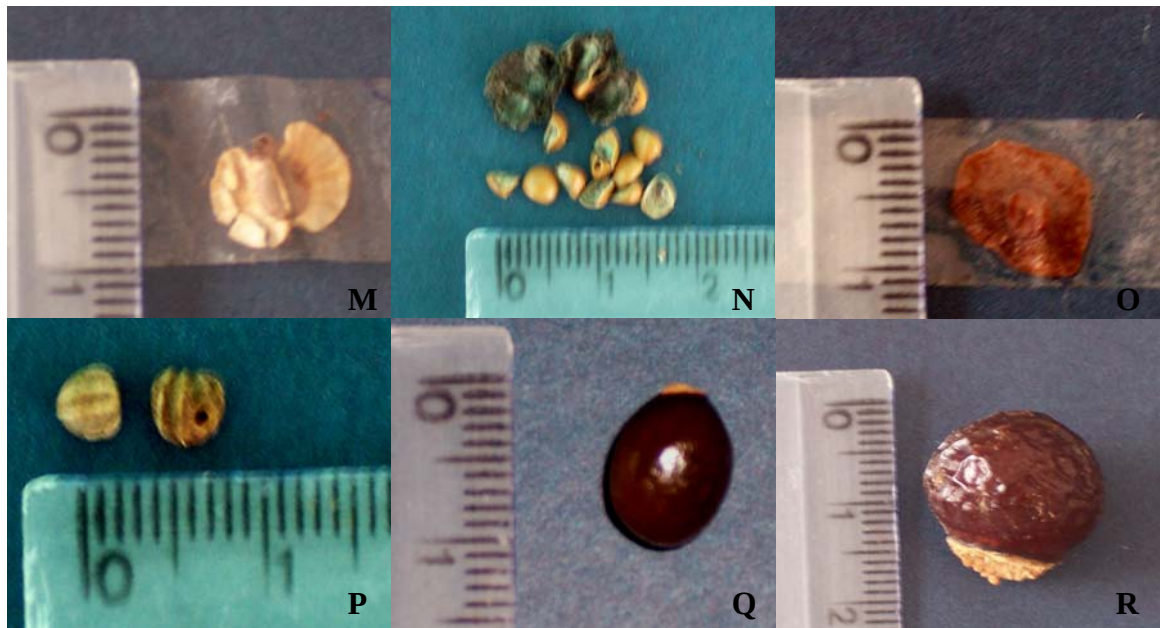
Famílias mais comuns nos fragmentos. Anonaceae: *Annona coriacea* Mart. (A), *Xylopia* sp. (B), Araliaceae: *Schefflera morototoni* (C) Asteraceae: (D), Bombacaceae: *Erioteca* sp. (E), Connaraceae: *Connarus* sp. (F).

CONT.



Famílias mais comuns nos fragmentos. Euphorbiaceae: *Croton floribundus* (G), *Croton* sp (H), Indet. (I), Moraceae: *Ficus* sp. (J), Papilionaceae: *Bowdichia vigiliode* (K). *Machaerium* sp. (L).

CONT.



Famílias mais comuns nos fragmentos. Rhaminaceae: *Gouania colunaerfolia* (M),
Rubiaceae: (N, O e P), Sapindaceae: *Cupania revoluta* (Q) e Indet. (R)

CAMBRIDGE | Instructions for Contributors

Journal of Tropical Ecology

Potential contributors are advised that careful attention to the details below will greatly assist the Editor and thus speed the processing of their manuscripts. Poorly prepared manuscripts will be returned to authors.

Scope of the journal

Papers may deal with terrestrial, freshwater and strand/coastal tropical ecology, and both those devoted to the results or original research as well as those which form significant reviews will be considered. Papers normally should not exceed 6000 words of text. *Short Communications* are acceptable: they should not exceed six printed pages in total length.

Submission

Manuscripts should be sent to the Editor: Dr Ian Turner, P.O. Box 20, Winchelsea, East Sussex TN36 4WA.

The submission of a manuscript will be taken to imply that the material is original, and that no similar paper has been published or is currently submitted for publication elsewhere. The original typescript and three complete copies must be submitted. Original figures should not be sent until they are requested; instead, submit four photocopies with the copies of your text and tables. In your covering letter please indicate the number of pages of text, references and appendices and the number of tables, figures and plates. Papers are first inspected for suitability by the Editor or a Board member. Those suitable papers are then critically reviewed by usually two or three expert persons. On their advice the Editor provisionally accepts, or rejects, the paper. If acceptance is indicated the manuscript is usually returned to the author for revision. In some cases a resubmission is invited and on receipt of the new version the paper will be sent to a third referee. If the author does not return the revised or resubmitted version within six months the paper will be classified as rejected. Final acceptance is made when the manuscript has been satisfactorily revised.

Language

All papers should be written in English, and spelling should generally follow *The Concise Oxford Dictionary of Current English*. Abstracts in other languages will be printed if the author so desires together with an abstract in English. All abstracts must be provided by the author.

Preparation of the manuscript

Authors are strongly advised to consult a recent issue of the *JTE* to acquaint themselves with the general layout of articles. Manuscripts should be neatly typewritten on one side only of the paper (preferably A4, i.e. 21 cm x 30 cm). Double spacing must be used throughout, allowing wide margins (about 3 cm) on all sides. Main text pages should be numbered.

When a revised ms is being returned the author is requested to send a copy of the final version on computer disk (Apple Macintosh or IBM compatible PC) *together with* the hard copy typescript, giving details of the wordprocessing software used (e.g. Microsoft Word, Word or Word Perfect). However, the publisher reserves the right to typeset material by conventional means if an author's disk proves unsatisfactory.

A paper should be prepared using the following format:

Page 1. *Title page*. This should contain (a) the full title, preferably of less than 20 words and usually containing the geographical location of the study; (b) a running title of not more than 48 letters and spaces; (c) a list of up to 10 key words in alphabetical order suitable for international retrieval systems; (d) the full name of each author; (e) the name of the institution in which the work was carried out; and (f) the present postal address of the author to whom proofs should be sent.

Page 2. *Abstract*. This should be a single paragraph, in passive mode, no more than 200 words long, a concise summary of the paper intelligible on its own in conjunction with the title, without abbreviations or references.

Page 3 *et seq.* The main body of the text may contain the following sections in the sequence indicated: (a) Introduction, (b) Methods, (c) Results, (d) Discussion, (e) Acknowledgements, (f) Literature Cited, (g) Appendices, (h) Tables, (i) Legends to Figures. An extra section between (a) and (b) for Study Site or Study Species might be necessary.

Main headings should be in capital type and centred; sub-headings should be ranged left and italicised.

A *Short Communication* has a title and keywords but no abstract or section headings until Acknowledgements and item Literature Cited.

Acknowledgements should be brief. *Notes* should be avoided if at all possible; any notes will be printed at the end of the paper and not as footnotes.

Scientific names. The complete Latin name (genus, species and authority) must be given in full for every organism when first mentioned in the text unless a standard reference is available which can be cited.

Authorities might alternatively appear in Tables where they are first used.

Underlining. The only underlining permitted is that of Latin names of genera and species; and subheadings.

Units of measurement. Measurements must be in metric units; if not, metric equivalents must also be given. The minus index (m -1, mm -3) should be used except where the unit is an object, e.g. 'per tree', not 'tree -1'). Use d -1, mo -1 and y -1 for per day, per month and per year.

Abbreviations. In general, abbreviations should be avoided. Numbers one to nine should be spelled out and number 10 onwards given in figures. Dates should follow the sequence day-month-year, e.g. 1 January 1997*. The 24-hour clock should be used, e.g. 1615 h.

Literature cited

References to literature in the text should conform to the 'name-and-date' system: e.g. Fleming (1982); (Goh & Sasekumar 1980); Montgomery *et al.* (1981). If a number of references are cited at one place in the text, they should be arranged alphabetically and not chronologically. In the reference list citations should take the forms given below. References with two or more authors should be arranged first alphabetically then chronologically. The names of cited journals should be given in full. Certain foreign language citations may be translated into English, and this should always be done where the English alphabet is not used (e.g. Chinese, Russian, Thai).

FLEMING, T. H. 1982. Foraging strategies of plant-visiting bats. Pp. 287-325 in Kunz, T. H. (ed.). *Ecology of bats*. Plenum Press, New York. 425 pp.

GOH, A. H. & SASEKUMAR, A. 1980. The community structure of the fringing coral reef, Cape Rachado. *Malayan Nature Journal* 34:25-27.

MONTGOMERY, G. G., BEST, R. C. & YAMAKOSHI, M. 1981. A radio-tracking study of the American manatee *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Biotropica* 13:81-85.

WHITMORE, T. C. 1984. *Tropical rain forests of the Far East* (2nd edition). Oxford University Press, Oxford. 352 pp.

Use the following as contractions in text: 'pers. obs.', 'pers. comm.'; but 'unpubl. data', 'in press'.

Authors should double-check that all references in the text correspond exactly to those in the Literature Cited section.

Tables and figures

Tables should be typed, together with their titles, on separate sheets. Column headings should be brief, with units of measurement in parenthesis. Vertical lines should not be used to separate columns. Avoid presenting tables that are too large to be printed across the page; table width must not exceed 80 characters, including spaces between words, figures and columns. Each table should be numbered consecutively with arabic numerals. The author should mark in the margin of the text where tables and figures are to be inserted; all tables and figures must be mentioned in the text.

Authors should ensure that all figures, whether line drawings or photographs, clarify or reduce the length of the text. Draw both diagrams and lettering in black ink on white drawing paper or tracing film, or on graph paper with *faint* blue ruling. Laser printer, or high quality ink-jet printer, output from computer graphics programs is preferable. Photographs should be provided as glossy black-and-white prints. If lettering or a scale is to be inserted on a print, this should be shown on a spare copy or an overlay, and an unmarked print should be provided for marking by the printer. Make sure that all figures are boldly drawn.

Figures need be no more than 50% larger than the final printed size (which is no more than 13 cm x 21 cm), great care being taken to make sure that all parts (e.g. lettering, scales, shading) will reduce satisfactorily. Especially ensure that histogram shading is simple and clear. Avoid solid black infills. Small illustrations should be grouped to occupy the least space consistent with good appearance. All unnecessary parts should be trimmed (e.g. borders of photographs). Allowing at least 3 cm margin on all sides, groups should be mounted on stout white paper using rubber cement. On the back of each figure the name of the author(s) and the figure number should appear. Send figures flat; do not fold or roll. All figures should be numbered consecutively with arabic numerals, using lower case letters for their subdivisions. Legends should be typed on a separate sheet. Where possible put keys to symbols and lines in Legends not on figures.

Proofs

When proofs are received they should be corrected carefully and returned to the Editor without delay, together with the final marked-up typescript. Authors should adhere to the colour codes (blue for authors new changes/errors, red only for typesetter's errors) and complete and sign the accompanying "notes to authors". Authors, when returning proofs, should indicate whether they want the originals of their figures returned to them; typescripts will not be returned. Errors remaining in these first proofs after the author has checked them are the authors responsibility. Any further editorial changes, apart from minor grammatical and syntactical improvements, will be communicated to the author before second proofs are prepared. Ensure that the editorial office knows of changes in your address.

Offprints

Twenty-five offprints of each paper will be provided free. Additional copies may be purchased from Cambridge University Press, and these should be ordered from the Press when the proofs are returned using the order form provided.

Copyright

Authors of articles published in the journal assign copyright to Cambridge University Press (with certain rights reserved) and you will receive a copyright assignment form for signature on acceptance of your paper. Authors receiving requests for permission to reproduce their work should contact Cambridge University Press for advice.

Business correspondence

Correspondence concerning offprints, copyright, back numbers, advertising and sales to libraries should be addressed to the publishers: Cambridge University Press, The Edinburgh Building, Shaftesbury Road, Cambridge CB2 2RU, UK *or* Cambridge University Press, 40 West 20th Street, New York, NY 10011-4211, USA.