

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS**  
Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais – PIPG-  
BTRN

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE O  
ESTABELECIMENTO DE QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS EM  
FLORESTAS DE TERRA-FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL**

**MANOELA MEYERSIECK JARDIM**

**Manaus - AM**  
**Mai 2008**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

MANOELA MEYERSIECK JARDIM

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE O  
ESTABELECIMENTO DE QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS  
EM FLORESTAS DE TERRA-FIRME NA AMAZÔNIA  
CENTRAL**

ORIENTADOR: DR. HENRIQUE E. M. NASCIMENTO

Dissertação apresentada à Coordenação do  
Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical  
e Recursos Naturais, como parte dos requisitos  
para obtenção do título de Mestre em Ciências  
Biológicas, área de concentração em Ecologia.

**Manaus, AM**  
Maio 2008

## Ficha Catalográfica

J37	Jardim, Manoela Meyersieck Efeitos da fragmentação florestal sobre o estabelecimento de quatro espécies arbóreas em florestas de terra-firme na Amazônia Central / Manoela Meyersieck Jardim – Manaus : INPA/UFAM, 2008. ix, 43 f. : il. (algumas color.)  Dissertação (mestrado)--INPA/UFAM, Manaus, 2008.  Orientador: Dr. Henrique M. Nascimento Área de concentração: Ecologia  1. Fragmentação florestal – Amazônia 2. Dinâmica de populações I. Título  CDD 19ª ed. 574.52642
-----	--

### Sinopse:

Testamos os efeitos da fragmentação florestal sobre duas espécies arbóreas de dossel (*Eschweilera coriacea* e *Scleronema micranthum*) e duas de sub-bosque (*Helianthostylis sprucei* e *Rinorea racemosa*) na Amazônia central. *R. racemosa* apresentou alta taxa de recrutamento e maior densidade de indivíduos jovens em áreas fragmentadas, enquanto *H. sprucei* apresentou maior mortalidade e menor número de indivíduos jovens. *E. coriacea* aparentemente não responde às alterações. *S. micranthum*, apresentou alta taxa de recrutamento e mortalidade em áreas fragmentadas, mas não apresentou diferença na densidade de juvenis. Taxa de crescimento, densidade de madeira e presença de saposemas podem ser fatores que influenciam a taxa de mortalidade e recrutamento de espécies de dossel enquanto diferentes plasticidades afetam espécies de sub-bosque.

### Palavras-chave:

Recrutamento, mortalidade, dossel, sub-bosque, características físicas, plasticidade



## Agradecimentos

Agradeço aos meus pais, Dagmar e Manuel, se não fosse por eles jamais estaria aqui. Ao Henrique pela orientação, tempo e paciência. A equipe do PBBFF que muito me ajudou, sem eles não teria conseguido realizar o trabalho. Obrigada ao Léo, Lucas, Ribamar, Silvia, André, Bruno, Eduardo e Ruy que estiveram comigo em campo contando palito. Um agradecimento especial a Ana Andrade e Paulo Apostolo que identificaram minhas muitas arvoretas (muitas mesmo!).

Agradeço ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado. Ao Smithsonian Tropical Research Institute e ao PPG-7 – Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais pelo financiamento do projeto.

Agradeço a Dra. Cláudia Keller, não poderia ter melhor coordenadora de curso do que ela. Também agradeço a Beverly e Rose que sempre ajudam, dão conselhos e acalmam os alunos perdidos e desesperados.

Agradeço a minha turma de mestrado que me fez muito feliz durante esses dois anos, segurando as pontas, ajudando sempre com o trabalho, lendo os planos, assistindo prévias e mais prévias de aulas, fazendo rir. A espontaneidade do Carlos carioco, os conselhos de avó da Fabi, a amizade da Ana Carla (abextada!), as trapalhadas da Gabi, as conversas c/ Pedro, Catu, Karina (Adelaide...), Luiz, a paciência do Murilo fiotão, Brasa, Shanna, Thiaguinho, Lílian, Mindu sempre sincero, Nando, Cami, Tico e Mari (a família feliz) e Letícia.

Agradeço a todos que moraram comigo pela paciência e companheirismo, Nataly, Guto, Kátia (o homem da casa) e Robertinha ariranha, a desconhecida que virou grande amiga.

Meu muito obrigado pela acolhida na minha segunda casa. Obrigada ao Pedro Ivo, KK, Renato, Silvia e Narck. Aliás, um agradecimento especial a este último, meu companheiro de todas as horas, que me encorajou quando quis desistir, que me ensinou quando não sabia, que

me deu carinho quando precisava e bronca quando merecia, alguns dos melhores momentos dessa jornada passei a seu lado.

Aos meus amigos muito queridos de outros cursos Walter, Hector, Carol e Annelyse com os quais aprendi muito e me diverti muito também.

Não poderia esquecer os meus amigos distantes! Jussara, Mayra, Caroleta, Lorão e Carol, grandes amigas que me incentivaram a fazer este mestrado. A Thaise que chegou antes de mim e me convenceu a enfrentar essa jornada amazônica, deu todo apoio logístico e dicas de como viver em Manaus e sobreviver ao mestrado. Ao Rafael (Mumuzinho) que mesmo de longe sempre me deu bons conselhos e consolou no desespero e sempre esteve do meu lado quando precisei (e quando não precisei também)!

Muito obrigada!

**“É preciso a certeza de que tudo vai mudar;  
É necessário abrir os olhos e perceber que as coisas boas estão dentro de nós:  
onde os sentimentos não precisam de motivos nem os desejos de razão.  
O importante é aproveitar o momento e aprender sua duração;  
Pois a vida está nos olhos de quem sabe ver ...  
Se não houve frutos, valeu a beleza das flores.  
Se não houve flores, valeu a sombra das folhas.  
Se não houve folhas, valeu a intenção da semente.”**



## Resumo

A bacia amazônica sustenta a maior área de florestas tropicais úmidas no mundo. Contudo, nesta região vem ocorrendo elevadas taxas de desmatamento que resulta na perda e fragmentação dos habitats. O processo da fragmentação pode afetar tanto positivamente quanto negativamente o estabelecimento de espécies arbóreas em fragmentos - algumas espécies podem aumentar suas densidades enquanto outras diminuam ou mesmo se extinguem localmente. Este trabalho testou os efeitos da fragmentação florestal sobre o estabelecimento de quatro espécies arbóreas, sendo duas espécies de dossel (*Eschweilera coriacea* e *Scleronema micranthum*) e duas de sub-bosque (*Helianthostylis sprucei* e *Rinorea racemosa*). O trabalho foi realizado na área experimental do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, Amazônia central (2°30'S, 60°O). Foi feita comparação da mortalidade e recrutamento de indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm de cada espécie entre áreas de borda e interior de floresta e diferentes tamanhos de fragmentos e comparação da densidade de indivíduos com DAP de 1 a 9,9 cm entre borda e interior. Enquanto *R. racemosa* apresentou alta taxa de recrutamento e maior densidade de indivíduos jovens em áreas fragmentadas, *H. sprucei* apresentou alta taxa de mortalidade e menor densidade de indivíduos jovens. As espécies de dossel apresentaram também respostas distintas à fragmentação. *E. coriacea* aparentemente não responde às alterações decorrentes do processo de fragmentação. Contrariamente, a demografia e a estrutura populacional de *S. micranthum* foi alterada em áreas fragmentadas. Para esta espécie, tanto as taxas de recrutamento e mortalidade foram maiores em áreas fragmentadas, porém não houve diferença na densidade média de juvenis entre áreas fragmentadas e contínuas. Os resultados deste estudo mostram que a fragmentação florestal pode levar a efeitos diferenciados no estabelecimento e demografia das espécies arbóreas e que se devem considerar todos os estágios de vida da planta para avaliar apropriadamente os efeitos da fragmentação. Além disso, os resultados deste estudo sugerem que particularidades de história de vida e demográficas, em vez da posição que as espécies ocupam no estrato, determinam a maior ou menor susceptibilidade à fragmentação florestal de cada espécie individualmente.

**Abstract**

The Amazon basin maintains the largest proportion of tropical forests in the world. However, this region has been suffering with high rates of deforestation and habitat fragmentation. Forest fragmentation can affect either positively or negatively the persistence of tropical tree species – some species can increase their densities whereas other species can diminish or even to be locally extinct. Here we tested for the effects of forest fragmentation on the establishment of two canopy species (*Eschweilera coriacea* and *Scleronema micranthum*) and two understory species (*Helianthostylis sprucei* and *Rinorea racemosa*). The study area is the Biological Dynamics of Forest Fragments Project, in central Amazon, Brazil (2°30'S, 60°O). We compared mortality and recruitment rates of individuals  $\geq 10$  cm DBH between forest edge and interior sites and among different forest fragment sizes and the density of smaller individuals 1.0-9.9 DBH between edge and interior. While *R. racemosa* showed high recruitment rate and greater density of smaller individuals in fragmented areas, *H. sprucei* showed high mortality rate and lower density of small individuals. The canopy species *E. coriacea* apparently does not respond to the changes occurred from the fragmentation processes. In contrast, demography and population structure of *S. micranthum* was changed in fragmented areas. For this species, both mortality and recruitment rates were higher in fragmented areas, while the density of small trees was similar between fragmented and continuous areas. The results of this study show that forest fragmentation can lead to differentiated effects in the establishment and demography of tree species and that all tree species life stages should be considered to effectively assess the effects of fragmentation on plant populations. Moreover, these findings suggest that life history and demographic traits of each species, rather than the position that a species occupies in the canopy, determine the susceptibility of a species to forest fragmentation

## Sumário

<b>Agradecimentos</b> .....	iv
<b>Resumo</b> .....	vii
<b>Abstract</b> .....	viii
<b>Artigo: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre o Estabelecimento de Quatro Espécies Arbóreas em Florestas de Terra-firme na Amazônia Central</b> .....	1
<b>Resumo</b> .....	1
<b>Normas</b> .....	1
<b>1. Introdução</b> .....	2
<b>2. Material e Métodos</b> .....	8
<b>2.1 Área de estudo</b> .....	8
<b>2.2 Espécies de estudo</b> .....	11
<b>2.3 Coleta de dados</b> .....	11
<b>2.4 Análise do dados</b> .....	13
<b>3. Resultados</b> .....	14
<b>3.1. Dinâmica populacional para indivíduos <math>\geq 10</math> cm de DAP</b> .....	14
<b>3.2. Densidade de Arvoretas (1- 9,9 cm de DAP)</b> .....	18
<b>4. Discussão</b> .....	20
<b>5. Literatura citada</b> .....	26

# EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE O ESTABELECIMENTO DE QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS EM FLORESTAS DE TERRA-FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL

Manoela Meyersieck Jardim<sup>1,2</sup>

Henrique E. M. Nascimento<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA

<sup>2</sup>Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais - PDBFF

Cx. Postal: 478 CEP: 69011-970 Manaus - AM – Brasil

Fone.: (92) 3643-1148

## Resumo

A Amazônia sofre elevadas taxas de desmatamento, fragmentação dos habitats e alterações nas bordas florestais que influenciam tanto positivamente quanto negativamente as espécies arbóreas. Este trabalho testou os efeitos da fragmentação sobre duas espécies arbóreas de dossel (*Eschweilera coriacea* e *Scleronema micranthum*) e duas de sub-bosque (*Helianthostylis sprucei* e *Rinorea racemosa*) na Amazônia central. *R. racemosa* apresentou alta taxa de recrutamento e maior densidade de indivíduos jovens em áreas fragmentadas, enquanto *H. sprucei* apresentou maior mortalidade e menor número de indivíduos jovens. *E. coriacea* aparentemente não responde às alterações. *S. micranthum*, apresentou relativamente alta taxa de recrutamento em áreas fragmentadas, mas não apresentou diferença na densidade média de juvenis, a taxa de mortalidade também foi maior nas bordas. Taxa de crescimento, densidade de madeira e presença de saposomas podem ser fatores que influenciam a taxa de mortalidade e recrutamento de espécies de dossel enquanto diferentes plasticidades afetam espécies de sub-bosque.

**Palavras-chave:** Recrutamento, mortalidade, dossel, sub-bosque, características físicas das espécies, plasticidade

## Formatação:

Produzido em português para adequar-se ao exigido no Art. 60º do Regimento Interno do PIPG-BTRN. Após tradução ao inglês, esse manuscrito será submetido à publicação no periódico *Plant Ecology* - ISSN: 1573-5052 - CAPES Qualis A - fator de impacto: 1.383 (2006).

## 1. Introdução

A bacia amazônica sustenta grande proporção das florestas tropicais úmidas do mundo (aproximadamente 60% até meados da década de 90; Whitmore 1997). Contudo, nos últimos 40 anos, esta região sofre com elevadas taxas de desmatamento. A Amazônia brasileira, que compreende cerca de dois terços da bacia amazônica, apresenta as maiores taxas de desmatamento quando comparada aos países vizinhos onde também existe floresta amazônica (Laurance et al. 2001). Nos últimos meses de 2007 o desmatamento na Amazônia brasileira cresceu, atingindo níveis recordes principalmente nos meses de novembro e dezembro nos estados do Pará, do Mato Grosso e de Rondônia, quando a área desmatada saltou de 243 km<sup>2</sup>, em agosto, para 974 km<sup>2</sup> em novembro e 948 km<sup>2</sup> em dezembro (INPE 2008). Dentre os principais fatores que atualmente explicam essas elevadas taxas estão os de natureza macroeconômica, tais como as exportações de madeira beneficiada, carne e soja (FONTE). Os dois últimos resultam na total conversão da cobertura florestal para extensas áreas de monocultura (Fearnside 2005). Além disso, é provável que a velocidade e a extensão espacial dos desmatamentos aumentem drasticamente no futuro próximo, pois, no momento, o governo brasileiro investe massivamente em projetos de infra-estrutura na região, tais como a pavimentação de cerca de 7.500 km de estradas (p.ex., BR-163 e BR-319), construção de hidroelétricas e gasodutos, os quais se ramificarão através da bacia. Como consequência, áreas que no momento são de difícil acesso serão alteradas pela chegada de fazendeiros, madeireiras e mineradoras (Fearnside 2005).

O desmatamento implica diretamente na perda e fragmentação dos habitats. O processo de fragmentação florestal, por sua vez, resulta em três mudanças distintas na biota: redução da área florestal, criação de bordas onde os fragmentos circunvizinham ecossistemas modificados e o aumento do isolamento dos remanescentes florestais (Holt 1992; Saunders et al. 1991). Até o ano de 1993, a área fragmentada da Amazônia brasileira (fragmentos

florestais  $< 100 \text{ km}^2$ ) ou vulnerável aos efeitos de borda ( $< 1 \text{ km}$  de distância da borda florestal) foi 150% maior do que a área até então totalmente desmatada (Skole e Tucker 1993). Em regiões da Amazônia oriental brasileira onde o processo de fragmentação florestal iniciou-se prematuramente, tais como nos municípios de Paragominas e Tailândia no estado do Pará, a paisagem hoje é composta por fragmentos florestais pequenos ( $< 100 \text{ ha}$ ) e de formato altamente irregular, mais sujeitos aos efeitos de borda (Cochrane e Laurance 2002). Por conseguinte, caso prevaleça o sistema atual de uso da terra na Amazônia, é altamente provável que, no futuro, restem apenas paisagens dominadas por fragmentos florestais pequenos e de contorno irregular.

A fragmentação florestal aumenta o risco de extinção local das espécies através da diminuição do tamanho populacional em função dos três fatores acima mencionados: redução do habitat (efeito de área), alterações nos ambientes próximos às bordas florestais (efeitos de borda) e redução na migração entre os remanescentes (efeito de isolamento). Com respeito às populações de árvores tropicais, vários estudos mostram que a redução da área florestal e a proximidade da borda podem influenciar tanto positivamente quanto negativamente a demografia das espécies. Conforme a área dos fragmentos florestais diminui ocorre um aumento simultâneo na intensidade dos efeitos de borda, pois aumenta a relação perímetro/área. Como consequência, a proporção de árvores de espécies primárias de vida longa declina em função da elevada taxa de mortalidade e, contrariamente, o recrutamento ao longo das bordas florestais e em fragmentos pequenos é favorável às espécies pioneiras demandantes de luz (Hill e Curran 2001; Laurance et al. 1998a, b, 2000, 2006; Oliveira et al. 2004; Tabarelli et al. 1999). Como a maioria das espécies arbóreas tropicais apresenta baixa densidade populacional, a extinção local destas espécies é um fenômeno observado em remanescentes isolados há muitos anos (Silva e Tabarelli 2000; Turner et al. 1996). Este é o caso da Amazônia central brasileira, região que se caracteriza por uma alta riqueza local de

espécies (250-280 espécies por hectare para indivíduos  $\geq 10$  cm de DAP [diâmetro medido a 1,30 m do solo]) e alta proporção de espécies consideradas localmente raras ( $< 1$  indivíduos por hectare) (Oliveira e Mori 1999).

Além do impacto negativo da fragmentação florestal sobre os indivíduos adultos de espécies primárias de vida longa, o isolamento espacial e a redução do tamanho populacional também afetam negativamente outros estágios de vida das espécies arbóreas relacionados a processos que envolvem interação planta-animal, tais como polinização, produção de frutos e sementes (Cascante et al. 2002; Fuchs et al. 2003) e a dispersão de sementes (Cordeiro e Hall 2001, 2003). Além disso, a fragmentação florestal aumenta a taxa de predação de sementes e plântulas (Chacoff et al. 2004; Curran e Leighton 2000). Portanto, é esperado que uma ou mais destas mudanças bióticas tenham uma forte influência no estabelecimento de plântulas de espécies de árvores e palmeiras em florestas isoladas (Benitez-Malvido 1998; Benitez-Malvido 2003; Benitez-Malvido e Martinez-Ramos 2003; Scariot 1999). Por exemplo, em estudos com comunidades de plântulas arbóreas (indivíduos com 5-100 cm de altura) em fragmentos florestais na Amazônia central, Benitez-Malvido (2003) e Benitez-Malvido e Martinez-Ramos (2003) mostraram que o número de espécies recrutadas foi menor em fragmentos pequenos e áreas próximas às bordas florestais do que em fragmentos maiores e no interior da floresta. Cordeiro e Howe (2003) avaliaram o comportamento dos dispersores e quantificaram o estabelecimento de plântulas de uma espécie arbórea, *Leptonychia usambarensis* (Sterculiaceae), em fragmentos florestais na África. Os autores mostraram que houve alto recrutamento de plântulas apenas próximo à planta-mãe em fragmentos pequenos, ao passo que em um fragmento maior (3.500 ha) houve uma alta densidade de plântulas da espécie, independente da distância da planta-mãe. Enquanto em fragmentos pequenos houve uma baixa densidade de dispersores, no fragmento de maior tamanho tanto a densidade quanto a riqueza foi significativamente maior. Em outro estudo em que avaliaram 31 espécies

arbóreas dispersas por pássaros também na África, os mesmos autores (Cordeiro e Howe 2001) encontraram menor recrutamento de plântulas destas espécies em fragmentos florestais do que em parcelas na mata contínua. Chapman e Onderdonk (1998) mostraram que a extinção local de primatas em florestas isoladas na África resultou em redução da diversidade de espécies arbóreas, especialmente aquelas com tamanho de semente grande. Desta forma, estes estudos mostram o importante papel dos agentes dispersores na persistência em longo prazo de espécies arbóreas tropicais em florestas isoladas.

Apesar da importância dos processos bióticos no estabelecimento e na persistência de plantas em remanescentes florestais em longo prazo, mudanças microclimáticas associadas às bordas florestais, tais como a redução da umidade, aumento da luminosidade e maior variabilidade diária na temperatura do ar e do solo (Didham e Lawton 1999; Kapos 1989) também podem afetar espécies adaptadas às condições de alta umidade e sombra que ocupam o interior da floresta. Dentro deste contexto, é plausível que espécies arbóreas de sub-bosque, adaptadas em todos os estágios do ciclo de vida (polinização, dispersão, germinação, estabelecimento e crescimento) às condições de sombreamento, diminuam suas densidades ou sejam extintas localmente em função dessas mudanças microclimáticas. De fato, Bruna (2002) mostrou que *Heliconia acuminata* (Heliconiaceae), espécie herbácea comum no sub-bosque de floresta de terra-firme na Amazônia central, apresentou menor percentual de germinação de sementes e, conseqüentemente, baixo recrutamento em fragmentos florestais em relação às áreas distantes da borda florestal. Em outro estudo (Bruna et al. 2002) foi mostrado que o crescimento da mesma espécie foi significativamente menor em fragmentos. Para ambos os casos, a redução do sucesso no estabelecimento da espécie foi atribuída às mudanças abióticas em áreas fragmentadas.

Ao contrário do que ocorre nos ecossistemas temperados, onde as sementes podem permanecer por longos períodos no ambiente formando um banco de sementes, as sementes



de muitas espécies de árvores tropicais germinam rapidamente para formar um banco de plântulas a fim de escapar de intensa predação (Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia 1993). Além disso, a dinâmica populacional de muitas espécies é dependente de pulsos de recrutamento a partir destes bancos de plântulas quando as condições ambientais se tornam favoráveis. Quando não, as plântulas podem permanecer no banco por anos ou mesmo décadas até que as condições tornem-se propícias ao crescimento (Clark e Clark 1992). Neste sentido, espécies arbóreas tropicais de grande porte, que embora apresentem elevadas taxas de mortalidade em fragmentos que resultariam numa diminuição no tamanho populacional (Laurance et al. 2000), podem, todavia, ser favorecidas na fase jovem pelas mudanças microclimáticas (p.ex., aumento da intensidade luminosa) ocasionadas pela fragmentação florestal. Por outro lado, espera-se que, se as mudanças nas condições ambientais forem muito drásticas, a abundância de plântulas e juvenis declina, podendo levar a uma diminuição do tamanho populacional e extinção local das espécies no longo prazo. Benitez-Malvido e Martinez-Ramos (2003) revelaram dois padrões opostos na estrutura da comunidade de plântulas e juvenis arbóreos (indivíduos com 5 a 100 cm de altura) em fragmentos florestais na Amazônia central. Os autores observaram que algumas espécies dominantes em fragmentos florestais estavam ausentes em áreas de floresta contínua e algumas espécies que eram dominantes em floresta contínua não foram encontradas no estágio de plântulas em fragmentos florestais mostrando que a estrutura e a composição da comunidade arbórea nos fragmentos apresentam um padrão diferente daquele encontrado na floresta contínua e este padrão é determinado por espécies que encontram condições favoráveis para o estabelecimento e crescimento.

A maior parte dos estudos que avaliaram os impactos da fragmentação florestal sobre plantas tropicais enfoca as análises no nível de comunidade ao invés de populações individuais e a partir de amostras contendo indivíduos arbóreos com  $DAP \geq 10$  cm (p.ex., Hill

and Curran 2001; Laurance et al. 1998a, 1998b, 2006). Estes dois aspectos representam limitações para inferir o real papel do processo da fragmentação florestal na persistência das espécies em longo prazo. Por exemplo, estudos que tratam apenas da mudança na riqueza e composição de espécies podem apresentar resultados equivocados ou conflitantes, pois as espécies individualmente podem apresentar respostas diferenciadas à fragmentação, algumas podendo ser prejudicadas enquanto outras são beneficiadas, mantendo assim o número de espécies ao longo do tempo (Hobbs e Yates 2003). Além disso, espécies de vida longa podem levar muitos anos até atingir 10 cm de DAP (Vieira et al. 2005), enquanto outras, como as espécie de pequeno porte de sub-bosque sequer atingem esse diâmetro, sendo, assim, sub-amostradas. Portanto, devido a esses fatores não há informações precisas sobre o sucesso no estabelecimento de espécies arbóreas nesses estudos e, apesar de muitas vezes ser verificada a mortalidade de indivíduos de grande porte, não é possível concluir seguramente sobre a dinâmica de uma dada população em florestas isoladas já que os indivíduos mais jovens não são amostrados. Ao incluir, todavia, os indivíduos menores (por exemplo, DAP entre 1 a 9,9 cm) é possível fazer inferências mais confiáveis sobre o sucesso no estabelecimento e a dinâmica populacional das espécies arbóreas. As respostas populacionais às alterações dirigem mudanças nas populações individualmente e também na comunidade como um todo. O conhecimento dessas diferentes respostas pode também ser útil para o manejo de cada espécie, especialmente se esta for de interesse econômico.

Em geral, estudos relacionados aos aspectos do ciclo de vida e demografia de espécies de plantas como a polinização, crescimento, mortalidade e dispersão da semente, são realizados durante curtos períodos de tempo. Desta forma, variações destes parâmetros em curto prazo podem ser erroneamente atribuídas à fragmentação quando na realidade estão relacionadas a fatores como um acontecimento atípico relacionado ao clima ocorrido naquele período e não à fragmentação propriamente dita. No entanto, estudos de longo prazo refletem

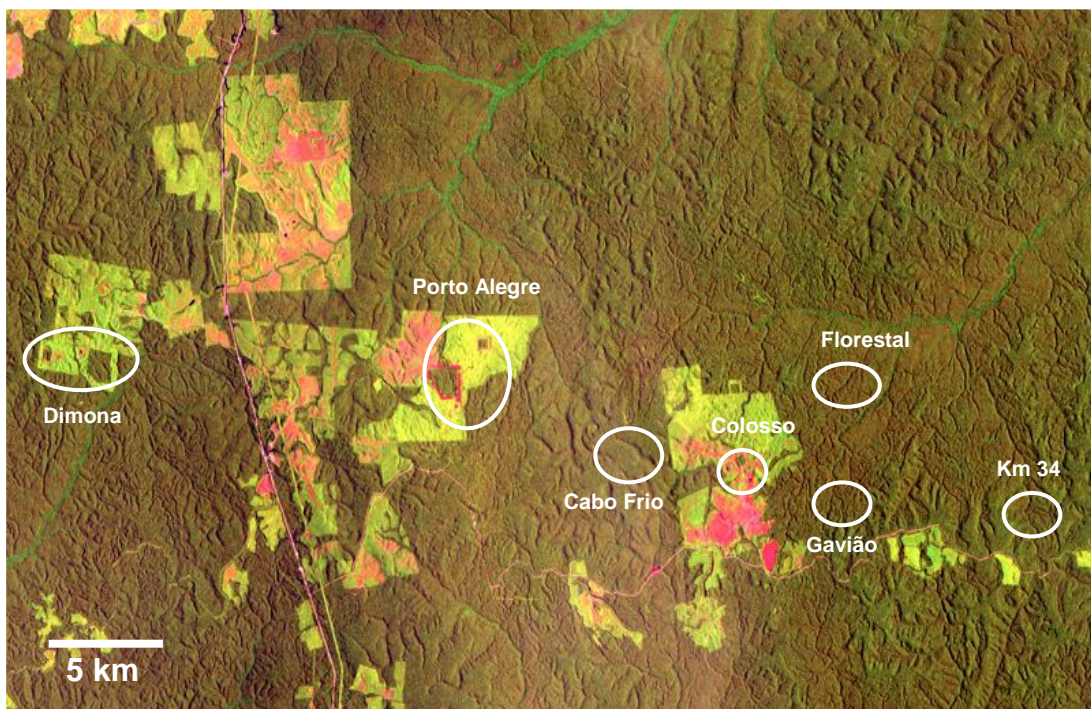
um histórico de acontecimentos e, assim, as alterações que porventura forem observadas nas populações podem de fato estar relacionadas aos efeitos da fragmentação florestal. Neste sentido, este trabalho visou cobrir estas lacunas no estudo dos efeitos da fragmentação florestal na dinâmica de populações de plantas ao utilizar dados de um estudo de longo prazo com árvores adultas e também informações sobre os indivíduos mais jovens (1-10 cm de DAP). O objetivo deste trabalho foi testar os efeitos da fragmentação florestal sobre uma característica intrínseca às espécies arbóreas, a posição que ocupa no estrato (dossel e sub-bosque). Para tal, foram escolhidas quatro espécies, sendo duas espécies típicas de dossel e duas espécies típicas de sub-bosque. Baseada em estudos anteriores sobre o impacto da fragmentação florestal sobre as espécies de plantas, a hipótese é de que os dois grupos, devido às particularidades de história de vida e demográficas de cada um, teriam respostas diferenciadas à fragmentação onde as espécies de sub-bosque seriam prejudicadas pelas alterações ambientais enquanto as espécies de dossel não seriam muito alteradas.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1. Área de estudo**

O trabalho foi desenvolvido na área experimental do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), localizada na Amazônia central brasileira, situada a cerca de 80 km ao norte da cidade de Manaus, AM (2°30'S, 60°O, Figura 1). O solo dominante na área do PDBFF é o Latossolo Amarelo distrófico, muito pobre em macronutrientes como K, P e Ca e altamente lixiviado (Chauvel *et al.*, 1987). Em áreas mais elevadas da topografia local (paltôs) o solo apresenta alto teor de argila enquanto em baixios úmidos se caracteriza por alto teor de areia (Laurance *et al.* 1999). A topografia é ondulada variando de 50 a 150 m de altitude. A pluviosidade anual varia de 1900 a 2300 mm com uma pronunciada estação seca de junho a outubro (dados pluviométricos coletados no PDBFF). A temperatura média anual é

de 26° C, com mínima diária de 19° C e máxima de 39° C. A vegetação é típica de floresta tropical de terra-firme, com o dossel variando entre 30 e 37 m de altura e árvores emergentes podendo atingir 55 m (Rankin-de Merona et al. 1992). A riqueza de espécies arbóreas é bastante alta na área de estudo. Oliveira e Mori (1999) estimaram em 280 o número de espécies de árvores por hectare para indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP)  $\geq$  10 cm. O sub-bosque é dominado por palmeiras acaules pertencentes aos gêneros *Astrocaryum* e *Atalea* (Scariot 1999) e apresenta densidade relativamente alta de indivíduos arbóreos com DAP entre 1 e 10 cm em comparação com outras florestas tropicais (Nascimento e Laurance 2002).



**Fig. 1** Imagem Landsat de 2001 da área experimental do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) ao norte de Manaus, AM. Áreas de coloração verde escura são florestas contínuas e fragmentos florestais, áreas em verde claro são capoeiras dominadas pelos gêneros *Ceropia* e *Vismia* e áreas em vermelho são pastagens. Os nomes referem-se aos sítios experimentais onde as 20 parcelas amostrais estão alocadas

O PDBFF, que teve início em 1979, tem como principal objetivo investigar os impactos da fragmentação florestal sobre as comunidades e populações de plantas e animais.

O PDBFF consiste em reservas isoladas e não-isoladas de formato quadrangular de 1, 10, 100 e 1000 ha, distribuídas em sete diferentes sítios num eixo de cerca de 50 km no sentido leste-oeste (Fig. 1). Quatro reservas isoladas (fragmentos florestais) de 1 ha estão estabelecidas nos sítios Dimona (dois fragmentos isolados em 1982), Porto Alegre (um fragmento isolado em 1983) e Colosso (um fragmento isolado em 1980). Três fragmentos florestais de 10 ha estão estabelecidos nos sítios Dimona (isolado em 1982), Porto Alegre (isolado em 1983) e Colosso (isolado em 1980) e dois fragmentos de 100 ha nos sítios Dimona (isolado em 1985) e Porto Alegre (isolado em 1983). As reservas não-isoladas de 1, 10, 100 e 1000 ha estão estabelecidas nos sítios Cabo Frio (uma reserva de 1000 ha), Florestal (uma reserva de 1 ha e uma de 100 ha), Gavião (três reservas de 1 ha e uma reserva de 10 ha) e km 34 (duas reservas de 1 ha).

Nos sítios Dimona e Colosso os fragmentos florestais foram isolados através da derrubada total da vegetação nativa seguida da utilização de fogo para eliminação da vegetação morta. Nestes dois sítios foram implantadas pastagens que foram utilizadas intensamente durante os primeiros 4-5 anos e então gradativamente abandonadas pelos proprietários devido à baixa produtividade. Durante o período de uso das pastagens, queimadas anuais eram realizadas para controle de ervas daninhas. Por outro lado, no sítio Porto Alegre a floresta derrubada ao redor dos fragmentos florestais não foi queimada devido a um período atípico de chuva no ano de 1983 que impediu esse procedimento. Como consequência, a matriz circundante aos fragmentos diferencia-se entre os três sítios. Enquanto nos sítios Dimona e Colosso a matriz predominante é floresta secundária dominada pelo gênero *Vismia*, no sítio Porto Alegre a matriz circundante é dominada pelo gênero *Cecropia*. Estes dois tipos de florestas secundárias diferem marcadamente em termos de riqueza de espécies arbóreas e composição florística (Mesquita et al. 2001) e exercem uma forte

influência na dinâmica florestal e estabelecimento de espécies pioneiras ao longo das bordas de fragmentos florestais (Mesquita et al. 1999, Nascimento et al. 2006).

## 2.2. Espécies de estudo

Duas espécies de sub-bosque, *Helianthostylis sprucei* Bail, Moraceae, e *Rinorea racemosa* (Mart.) Kuntze, Violaceae, e duas espécies de dossel, *Eschweilera coriacea* (A. DC.) Mori, Lecythidaceae, e *Scleronema micranthum* (Ducke) Ducke, Bombacaceae, foram escolhidas para serem o foco deste estudo. Um importante critério considerado para a escolha destas espécies foi que as densidades apresentadas antes do isolamento das reservas não variassem muito entre os sítios da área do PDBFF. Com exceção de *E. coriacea* que apresentou uma baixa densidade no sítio Cabo Frio e uma elevada densidade no sítio Gavião, a densidade das outras três espécies variou pouco entre os sítios experimentais (Tabela 1).

Segundo Souza e Lorenzi (2005) a família Bombacaceae, à qual pertencia a espécie *Scleronema micranthum*, assim como as famílias Sterculiaceae e Tiliaceae eram separadas por características artificiais e essa separação é filogeneticamente insustentável e, portanto, os autores tratam essas três famílias como Malvaceae. Essa nova classificação ainda é pouco encontrada na literatura e, portanto, não foi utilizada no presente trabalho.

Tabela 1: Densidade média (n/ha) das espécies em cada sítio obtida a partir das 66 parcelas permanentes do Projeto Fitodemográfico no primeiro levantamento.

Espécie	Sítio					
	Cabo Frio (N=11)	Colosso (N=10)	Dimona (N=14)	Florestal (N=10)	Gavião (N=6)	Porto Alegre (N=15)
<i>Helianthostylis sprucei</i>	1,6	3,7	2,8	3,0	2,8	3,9
<i>Rinorea racemosa</i>	2,3	1,3	1,2	1,3	1,7	1,5
<i>Eschweilera coriacea</i>	1,4	5,5	12,9	11,0	30,5	9,5
<i>Scleronema micranthum</i>	6,4	7,1	7,6	7,2	8,5	8,1

### 2.3. Coleta de dados

Os dados para este estudo foram obtidos através do banco de dados e do uso de parcelas permanentes do Projeto Fitodemográfico do PDBFF, que consiste em parcelas quadradas de 1 ha (100 m x 100 m) estabelecidas nas reservas isoladas e não-isoladas nos sete sítios. Nestas parcelas, todos os indivíduos arbóreos com DAP  $\geq 10$  cm são inventariados. O número total de parcelas é de 66, com 27 delas estabelecidas em reservas não-isoladas (floresta contínua) e 39 em fragmentos florestais. Os fragmentos possuem diferentes tamanhos (1, 10 e 100 ha de tamanho) e apresentam ao seu redor uma área de bordadura de 20 de largura, as parcelas amostrais foram estabelecidas logo antes do isolamento e estão alocadas tanto em áreas de borda (centro da parcela  $< 100$  m da borda mais próxima) quanto de interior (centro da parcela  $> 100$  da borda mais próxima). Estas parcelas são inventariadas em intervalos regulares de 5 a 7 anos desde o início e meados da década de 1980 e têm, atualmente, de quatro a sete inventários já realizados, com o último inventário realizado entre 2002 a 2004. Um novo levantamento nestas parcelas iniciou-se em janeiro de 2007 e a previsão de término é em meados de 2008. Em cada inventário são medidos os DAP's das árvores sobreviventes, registrados os indivíduos que morreram e novos ingressos (aqueles que atingem 10 cm de DAP) têm seus DAP's medidos e são identificados através de material coletado e posteriormente depositado no herbário do PDBFF. Aproximadamente 68.000 indivíduos pertencentes à cerca de 1.200 espécies arbóreas foram e vêm sendo monitorados desde o estabelecimento das parcelas (para mais detalhes ver Laurance et al. 1998b; Nascimento e Laurance 2004; Laurance et al. 2006; Nascimento et al. 2006).

Cada parcela de 1 ha é dividida em 25 sub-parcelas de 20 x 20 m. Para a amostragem dos indivíduos de 1,0 a 9,9 cm de DAP das quatro espécies foram utilizadas as nove sub-parcelas centrais totalizando 0,36 ha amostrados (60 x 60m) em cada parcela. Para esta parte

do estudo foram escolhidas 19 parcelas de modo que englobassem todos os fragmentos florestais e sítios de floresta contínua do PDBFF (Tabela 2).

Tabela 2: Características gerais das 19 parcelas de 1 ha que foram utilizadas para o desenvolvimento deste estudo.

No. da Parcela	Sítio	Tamanho da Reserva (ha)	Tipo de Reserva	Distância da borda (m)
1101.1	Gavião	1	Floresta Contínua	> 1000
1201.2	Gavião	1	Floresta Contínua	> 1000
1301.2	Florestal	100	Floresta Contínua	60
1301.4	Florestal	100	Floresta Contínua	> 1000
1301.8	Florestal	100	Floresta Contínua	> 1000
3402.2	Cabo Frio	1000	Floresta Contínua	> 1000
3402.7	Cabo Frio	1000	Floresta Contínua	> 1000
2107.1	Dimona	1	Fragmento	60
1104.1	Colosso	1	Fragmento	60
1202.7	Colosso	10	Fragmento	60
2108.1	Dimona	1	Fragmento	60
2206.4	Dimona	10	Fragmento	60
2303.2	Dimona	100	Fragmento	60
2303.4	Dimona	100	Fragmento	550
3114.1	Porto Alegre	1	Fragmento	60
3209.1	Porto Alegre	10	Fragmento	60
3209.5	Porto Alegre	10	Fragmento	150
3304.2	Porto Alegre	100	Fragmento	60
3304.9	Porto Alegre	100	Fragmento	450

## 2.4. Análise dos Dados

O impacto da fragmentação florestal sobre a dinâmica e densidade de arvoretas foi avaliado através das seguintes comparações:

1. Comparação da mortalidade e recrutamento de indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm entre as duas diferentes classes de distância da borda (< 100 m e > 100 m) através do teste não-paramétrico de Mann-Whitney. Entre as diferentes categorias de tamanho de fragmento (floresta contínua e fragmentos de 1, 10 e 100 ha) através do teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo teste de comparações múltiplas de Wilcoxon.



2. Comparação da densidade de indivíduos com DAP de 1 a 9,9 cm de cada espécie entre borda e interior de floresta. Esta comparação foi feita através do teste não-paramétrico de Mann-Whitney com 0,05 de significância.

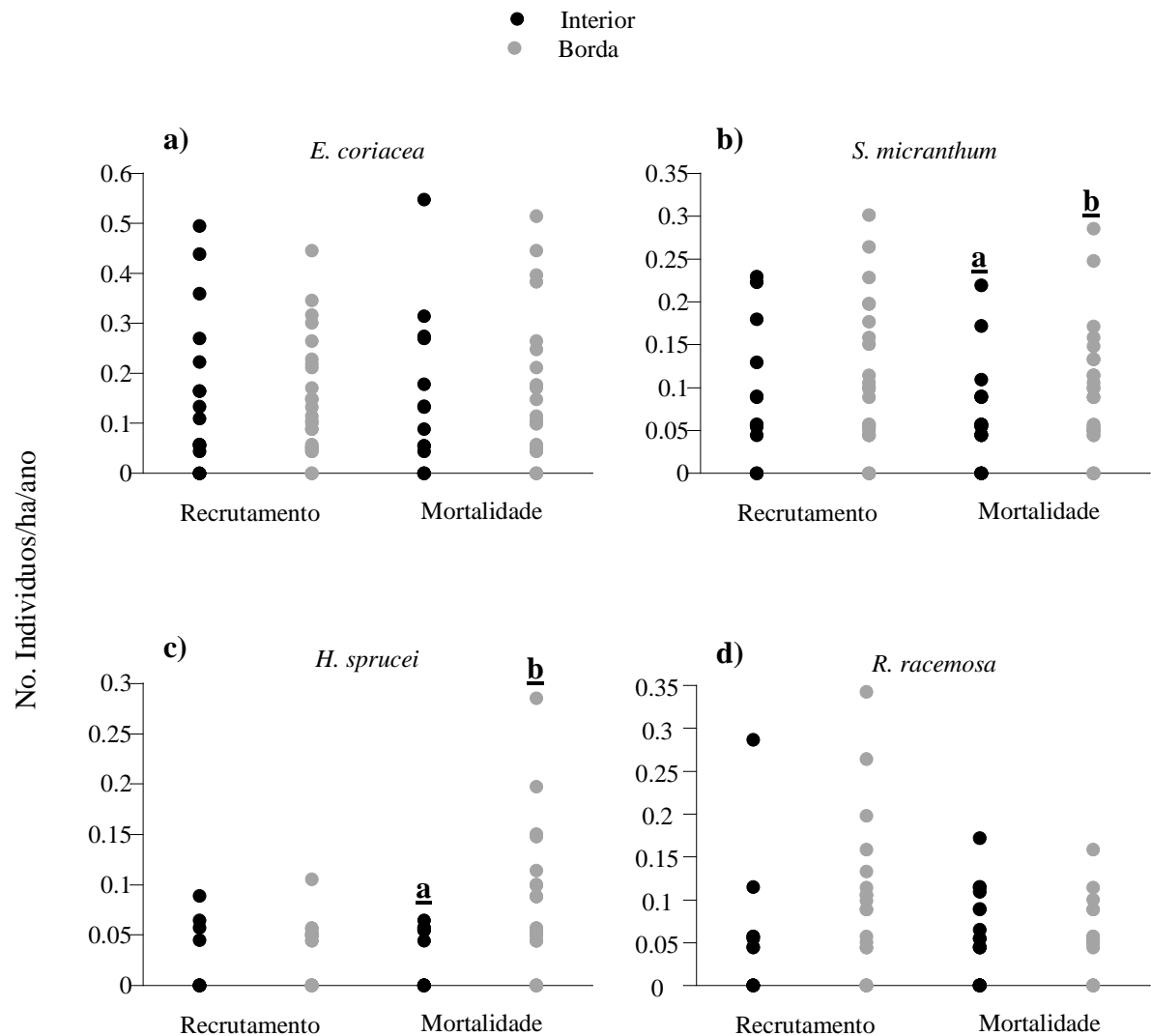
Foram utilizados testes não-paramétricos devido ao fato de os dados não apresentarem distribuição normal. Todas as análises foram realizadas no SAS versão 8.01.

### 3. Resultados

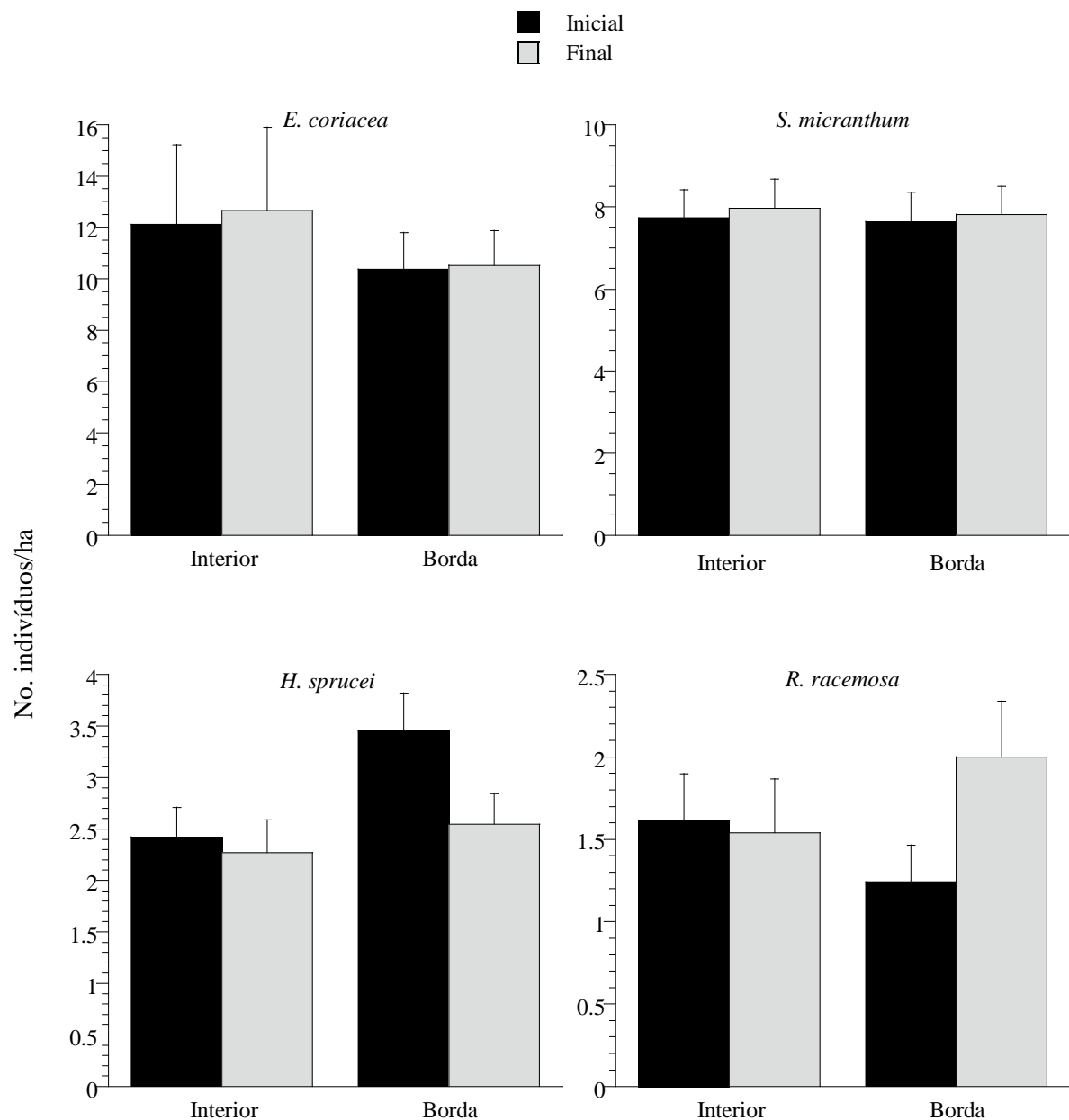
#### 3.1. Dinâmica populacional para indivíduos $\geq 10$ cm de DAP

A influência da borda sobre a dinâmica populacional das quatro espécies arbóreas aqui analisadas resultou em efeitos diferenciados entre as espécies após 18-22 anos de estudo para indivíduos  $\geq 10$  cm de DAP. *E. coriacea* não mostrou diferenças significativas nas taxas de recrutamento e mortalidade entre borda ( $< 100$  m) e interior ( $> 100$  m), embora a taxa de mortalidade tenha sido cerca de 40% mais alta nas bordas ( $p=0,138$ ) (Fig. 2a). Tanto em áreas de interior quanto em áreas de borda as taxas de recrutamento e mortalidade para esta espécie foram similares, isto resultou em não alteração no tamanho populacional em ambos os casos (Fig. 3a). Por outro lado, para *S. micranthum*, a outra espécie de dossel, apesar de ser verificado um aumento significativo na taxa de mortalidade em áreas de bordas florestais comparativamente ao interior da floresta ( $p=0,047$ , Teste U de Mann-Whitney), este é balanceado pelo aumento de taxa de recrutamento, que, apesar de não ser estatisticamente significativo entre ambas as situações ( $p= 0,109$ ), é de cerca de 70% mais alto ao longo das bordas (Fig. 2b). Desta forma, essa compensação entre recrutamento e mortalidade é responsável pela não alteração na densidade populacional da espécie ao longo dos 18-22 anos de estudo nas áreas de borda florestal (Fig. 3b). *H. sprucei* apresentou taxa de mortalidade significativamente maior em áreas com menos de 100 m de distância da borda mais próxima do que aquelas em áreas mais ao interior ( $p=0,002$ ), uma diferença de cerca de 2,5 vezes (Fig.

2c). Além disso, como consequência da elevada diferença entre as taxas de recrutamento e mortalidade em áreas de borda, houve um declínio de cerca de 26% no tamanho populacional desta espécie após 18-22 anos de fragmentação (Fig. 3c). Ao contrário, para *R. racemosa*, a outra espécie de sub-bosque, embora a taxa de recrutamento tenha sido cerca de 90% mais alta em áreas de borda comparativamente àquela observada no interior, essa diferença não foi significativa ( $p=0,063$ ), e as taxas de mortalidade foram similares entre ambas as situações (Fig. 2d). Assim, em áreas de borda florestal, esta espécie mostrou um aumento de 61% em sua densidade após 18-22 anos de fragmentação florestal (Fig. 3d).



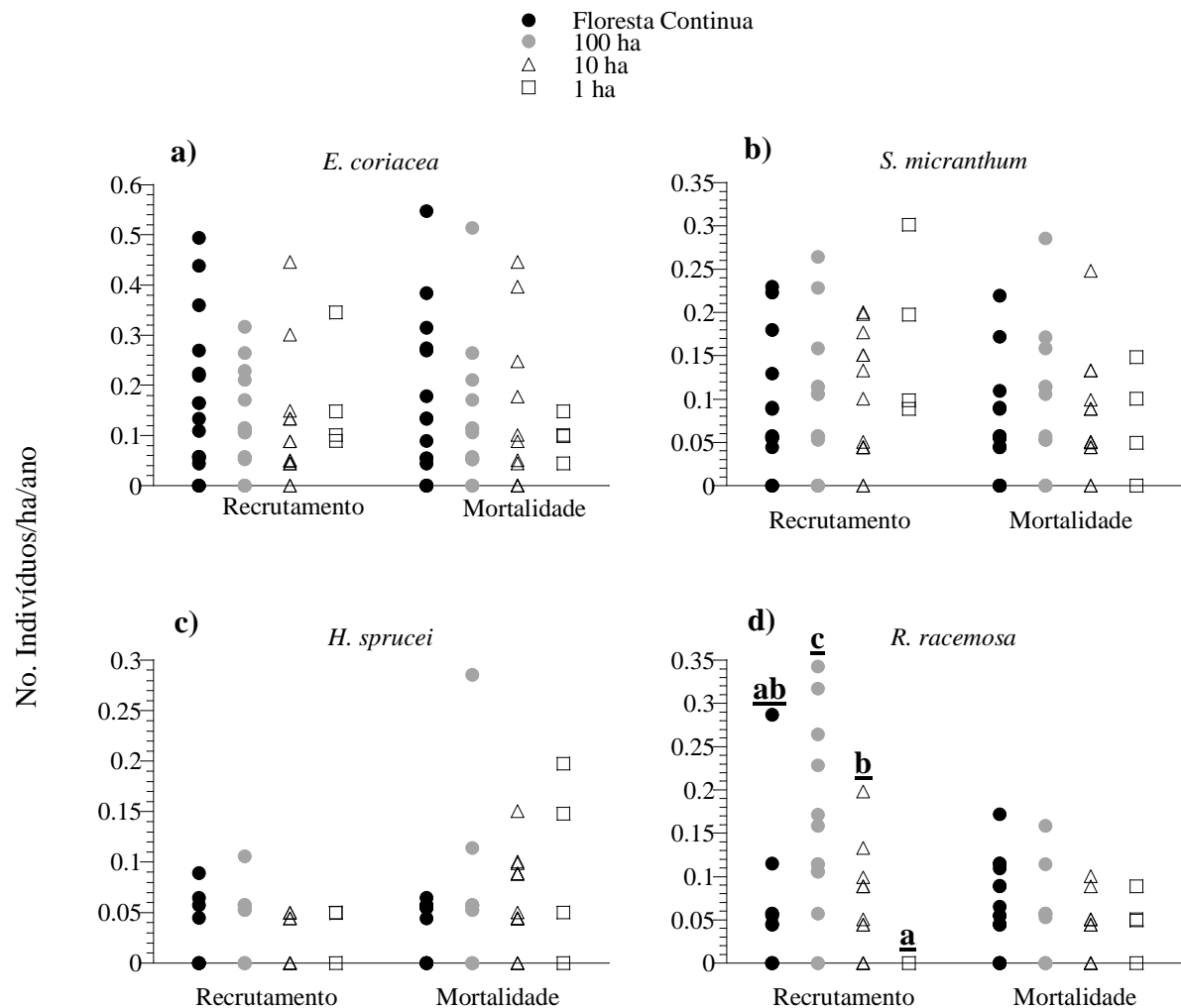
**Fig. 2** Recrutamento e mortalidade médios ( $\pm$ EP) das quatro espécies estudadas em áreas de interior de floresta (N=26) e de borda (N=33). Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças significativas entre os tratamentos.



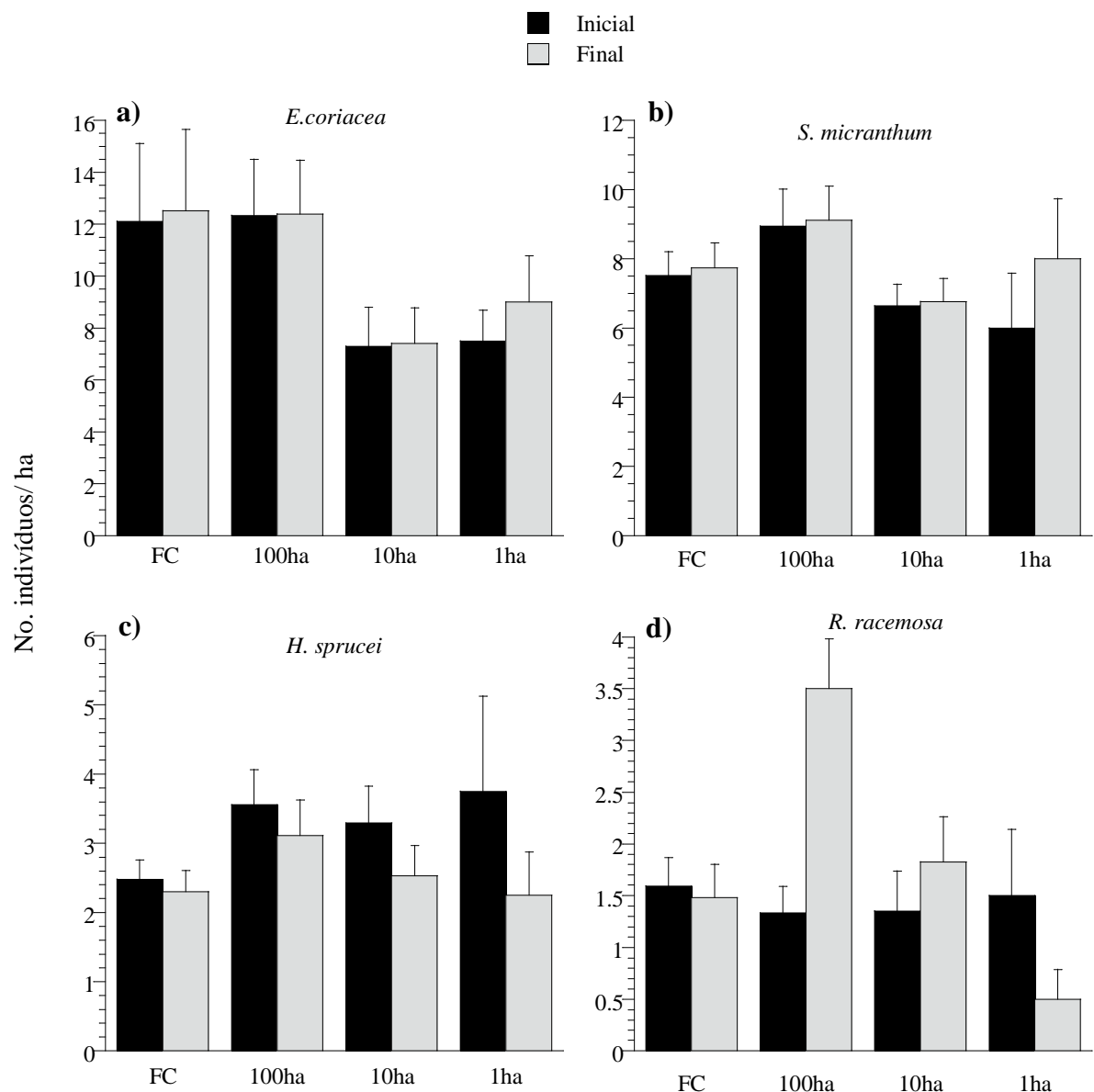
**Fig. 3** Densidade média ( $\pm$ EP) inicial (antes da fragmentação) e final (18-22 anos após a fragmentação) das quatro espécies estudadas em áreas de interior de floresta (N=26) e de borda (N=33)

Ao avaliar o efeito da redução de habitat (área) sobre a dinâmica populacional de cada espécie através da comparação entre os diferentes tamanhos de fragmento florestal e floresta contínua, observa-se que fragmentos florestais de 1 ha tiveram forte efeito na dinâmica populacional para três das espécies. Embora não fossem detectadas diferenças significativas, *E. coriacea* e *S. micranthum* apresentaram elevadas taxas de recrutamento em fragmentos de 1 ha. Para *H. sprucei*, ao contrário, a taxa de mortalidade foi mais alta em fragmentos de 1 ha

seguidos por fragmentos de 10 e 100 ha (Fig. 4). *R. racemosa* apresentou diferenças significativas na taxa de recrutamento ( $p < 0,001$ , teste de Kruskal-Wallis). Esta espécie apresentou aumento populacional de cerca de 150% em fragmentos de 100 ha devido aos altos valores médios para recrutamento ( $0,146 \pm 0,22$  ind./ha/ano), ao passo que fragmentos de 1 ha tiveram a densidade populacional reduzida em aproximadamente 63% devido à taxa de recrutamento nula e às taxas de mortalidade que variaram de 0 a  $0,09$  ind./ha/ano (Fig. 4d e 5d).



**Fig. 4** Recrutamento e mortalidade médios ( $\pm$ EP) das quatro espécies estudadas em floresta contínua (N=27) fragmentos florestais de 100 ha (N=18), 10 ha (N=17) e 1 ha (N=4). Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças significativas entre os tratamentos.

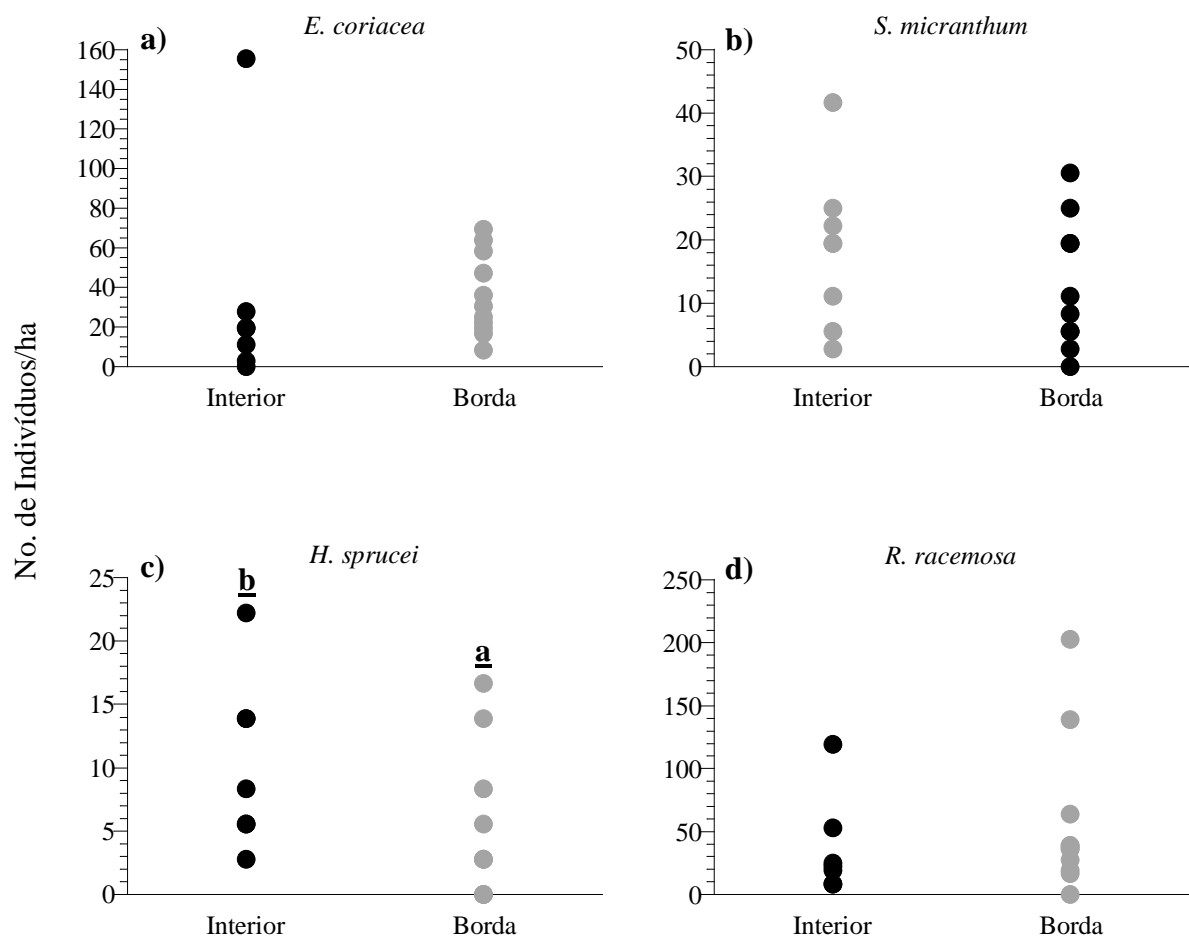


**Fig. 5** Densidade média ( $\pm$ EP) inicial (antes da fragmentação) e final (18-22 anos após a fragmentação) das quatro espécies estudadas em floresta contínua (FC, N=27) fragmentos florestais de 100 ha (N=18), 10 ha (N=17) e 1 ha (N=4)

### 3.2. Densidade de Arvoretas (1-9,9 cm de DAP)

Ao analisar o efeito das bordas florestais sobre a densidade de indivíduos jovens (1-9.9 cm de DAP) de cada espécie de estudo, foi possível observar um padrão semelhante ao encontrado para as árvores adultas. A espécie de dossel *E. coriacea* apresentou densidades médias semelhantes em áreas de bordas e no interior florestal, o mesmo pode ser observado para a outra espécie de dossel, *S. micranthum* (Fig. 6a e 6b). No entanto, a espécie de sub-

bosque *H. sprucei* apresentou densidade de jovens significativamente menor nas parcelas de borda do que nas do interior da floresta ( $p=0,04$ , Teste U de Mann-Whitney), indicando que mesmo os estágios de vida mais jovens estão sendo negativamente afetados pelo processo de fragmentação. Contrariamente, *R. racemosa*, apesar de não apresentar diferenças estatisticamente significativas entre as áreas ( $p=0,264$ ), apresentou densidade média cerca de 40% mais alta nas bordas florestais (Fig. 6c e 6d); seguindo o padrão de favorecimento encontrado para as árvores maiores.



**Fig. 6** Densidade média ( $\pm$ EP) das quatro espécies estudadas (1-9,9 cm de DAP) em áreas de interior (N=8) e borda florestal (N=11). Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças significativas entre os tratamentos.

#### 4. Discussão

Espécies arbóreas tropicais podem variar suas densidades no espaço devido a fatores estocásticos e determinísticos (Condit et al. 2002; Pitman et al. 2001; Tuomisto et al. 2003) e ao longo do tempo em função de estocasticidades demográficas e ambientais (Lande 1988; Shafer 1981). Esta asserção tem duas implicações diretas para este estudo. A primeira implicação é que se espera que exista alta variação na densidade das espécies entre as unidades amostrais em função de fatores estocásticos e determinísticos. Portanto, torna-se difícil avaliar os efeitos da fragmentação florestal com respeito às populações individuais das espécies, pois qualquer diferença encontrada entre florestas fragmentadas e contínuas pode ser devido a esta variação natural. As espécies selecionadas para este estudo, embora tivessem relativamente alta densidade populacional e baixa variação entre os sítios (vide Tabela 1), apresentaram alta variação de densidade entre as parcelas. No entanto, a vantagem deste estudo de longo-prazo é que as densidades iniciais das espécies foram determinadas anteriormente ao isolamento dos fragmentos, quando o primeiro levantamento foi realizado e, portanto, os resultados obtidos *a posteriori* das taxas de recrutamento e mortalidade das espécies podem ser atribuídos à fragmentação propriamente dita (veja Nascimento e Laurance (2004) para uma discussão desta abordagem com respeito à dinâmica da biomassa). A segunda implicação é que variações ao longo do tempo relacionadas às estocasticidades demográficas e ambientais são mais bem aplicadas ao tema da biogeografia de ilhas de extinção e colonização que requerem escalas temporais mais longas para se manifestar (p.ex., Turner et al. 1996, Silva e Tabarelli, 2000). Devido à duração deste estudo (em média 20 anos) e sua escala espacial relativamente pequena caso tais eventos tenham ocorrido estes atuariam sobre as populações da mesma forma tanto em áreas fragmentadas quanto em áreas contínuas não influenciando a resposta à fragmentação.

Os resultados deste estudo mostram que a fragmentação florestal pode levar a efeitos diferenciados no estabelecimento das espécies arbóreas e que se deve considerar todos os estágios de vida da planta para avaliar apropriadamente os efeitos da fragmentação. Os padrões encontrados para as duas espécies do sub-bosque, *R. racemosa* e *H. sprucei*, foram conflitantes. *R. racemosa* apresentou alta taxa de recrutamento e maior densidade de indivíduos jovens em áreas fragmentadas. Além disso, em áreas próximas às bordas (< 100 m) a taxa de crescimento diamétrico para indivíduos  $\geq 10$  cm de DAP desta espécie foi de 0,92 mm/ano e em áreas de interior, 0,47 mm/ano, uma diferença de 102% (dados não publicados do Projeto Fitodemográfico do PDBFF). Estes resultados indicam que esta espécie está sendo beneficiada pelo isolamento, contrários à previsão inicial de que espécies de sub-bosque não seriam beneficiadas pelo processo da fragmentação. Por outro lado, *H. sprucei* teve uma resposta negativa à fragmentação. Esta espécie apresentou taxa de mortalidade relativamente elevada e, em áreas fragmentadas, apresentou menor densidade de indivíduos jovens que poderiam repor a parte da população perdida pela alta mortalidade nessas áreas.

Mudanças associadas às bordas e fragmentos, tais como a maior abertura do dossel em função da alta mortalidade de indivíduos  $\geq 10$  cm de DAP e conseqüente maior entrada de luz (Laurance et al. 1998, 2006; Kapos 1989, 1997) podem estar criando condições propícias ao estabelecimento e crescimento de *R. racemosa* nestes ambientes. Embora seja esperado que espécies de sub-bosque, que formam um grupo funcional tolerante à condição de elevado sombreamento, possam germinar, crescer e sobreviver nesta condição (Whitmore 1996), as mudanças de irradiação luminosa em áreas fragmentadas podem atuar de forma diferenciada mesmo entre as espécies de sub-bosque. A magnitude de aclimatação que uma determinada espécie pode ter em resposta às diferenças na radiação luminosa é definida como plasticidade (Bazzaz 1979). A plasticidade em última análise resulta em um maior crescimento das plantas sob determinada condição de luminosidade. Espera-se que espécies pioneiras que regeneram



em áreas abertas e em clareiras apresentem maior plasticidade do que aquelas espécies tolerantes à sombra, pois as primeiras se estabelecem e crescem em locais com maior variabilidade ambiental (Bazzaz e Wayne 1994; Grubb 1998). No entanto, a classificação das espécies em grupos, como pioneiras e tolerantes à sombra, é simplista, pois estes grupos representam os extremos de um contínuo de respostas às diferentes intensidades luminosas (Osunkoya et al. 1994) e este contínuo é determinado pela variação de crescimento em função de características morfológicas e fisiológicas diferenciadas entre as espécies de plantas sob determinadas condições de luminosidade (Osunkoya et al. 1994; Poorter 1999; Popma e Bongers 1988; Veenendaal et al. 1994,). As respostas diferenciadas de *R. racemosa* e *H. sprucei* à fragmentação indicam que estas espécies apresentam diferentes plasticidades. De fato, o crescimento diamétrico de *H. sprucei* em áreas de borda foi próximo daquele encontrado para áreas de interior (0,28 versus 0,26 mm/ano, respectivamente).

As duas espécies de dossel, *E. coriacea* e *S. micranthum*, apresentaram também respostas distintas à fragmentação. Enquanto *E. coriacea* aparentemente não responde às alterações decorrentes do processo de fragmentação, os resultados mostram que a demografia e a estrutura populacional de *S. micranthum* está sendo alterada em áreas fragmentadas. *S. micranthum* é uma espécie de baixa densidade de madeira (0,59 g/cm<sup>3</sup>, Fearnside 1997) e apresenta crescimento relativamente rápido em áreas naturais (2,24 mm/ano), 39% maior do que a média de crescimento da floresta de terra-firme na Amazônia central (média de 1,61 mm/ano, Nascimento et al. 2005). Ao contrário, *E. coriacea* tem uma maior densidade de madeira (0,81 g/cm<sup>3</sup>) e média de crescimento menor que a média (1,50 mm/ano). Desta forma, embora *S. micranthum* apresentasse relativamente alta taxa de recrutamento em áreas fragmentadas comparativamente às áreas contínuas, esperar-se-ia que a densidade média de juvenis desta espécie fosse significativamente maior em áreas fragmentadas. No entanto, o crescimento médio desta espécie em áreas fragmentadas foi similar àquele encontrado em

áreas de interior da floresta (2,57 mm/ano versus 2,24 mm/ano, respectivamente). Este padrão de resposta da espécie quanto à sua dinâmica populacional é semelhante ao encontrado para *Oenocarpus bacaba*, uma espécie de palmeira arbórea abundante, por Brum et al. (no prelo) na mesma área de estudo. Esse estudo mostrou que *O. bacaba* apresentou um elevado recrutamento de indivíduos  $\geq 10$  cm de DAP em áreas fragmentadas, porém a densidade de plântulas e juvenis (5-400 cm de altura) foi significativamente menor nestas áreas. Assim, esses resultados indicam que o aumento da abundância de indivíduos  $\geq 10$  cm de DAP em áreas fragmentadas pode sugerir que esta espécie esteja sendo beneficiada pela fragmentação; porém, a menor densidade de plântulas e juvenis nestas áreas mostra que a fragmentação, pelo menos para este estágio de vida da espécie, tem um impacto negativo para o estabelecimento de *O. bacaba*, o que compromete a sua persistência em áreas fragmentadas no longo prazo (Brum et al. no prelo). Há uma explicação plausível para esta resposta diferenciada entre as diferentes classes de tamanho. Grubb (1998) sugere que especialmente aquelas espécies que demandam mais luz para estabelecimento e crescimento, tais como *O. bacaba* e *S. micranthum*, são mais plásticas no estágio de adultas, podendo assim responder positivamente aos distúrbios deste estágio.

O aumento da intensidade de ventos em áreas próximas às bordas e mudanças microclimáticas associadas ao aumento da temperatura, diminuição da umidade do ar e aumento do déficit de vapor hídrico são os principais fatores que levam ao aumento da mortalidade e danos de árvores em florestas recém-fragmentadas (p.ex., Kapos 1989, Laurance 1998a). No PDBFF, cerca de 75% da mortalidade de árvores foi devida aos ventos (D'Angelo et al. 2004). Algumas características das espécies arbóreas que resultam numa maior resistência aos ventos em áreas fragmentadas incluem alta densidade de madeira e presença de sapopemas (Curran et al. 2008; Young e Perkocho 1994). *E. coriacea* é uma espécie que apresenta sapopemas que podem atingir até 3 m de altura em alguns indivíduos

(Ribeiro et al. 1999) e relativamente alta densidade de madeira de  $0,81 \text{ g/cm}^3$ , considerando que a densidade média de madeira para a Amazônia é de  $0,69 \text{ g/cm}^3$  (Fearnside 1997). Ao contrário, *S. micranthum* é uma espécie com baixa densidade de madeira e sem presença de sapopemas (Ribeiro et al. 1999). Estas duas características explicariam a não diferenciação das taxas de mortalidade entre áreas fragmentadas e contínuas para *E. coriacea*, ao passo que a taxa de mortalidade foi significativamente maior em áreas fragmentadas para *S. micranthum*. Embora a mortalidade de árvores causada por ventos em áreas fragmentadas seja um importante fator, o estresse hídrico causado pelas mudanças microclimáticas de temperatura e umidade do ar e do solo é outra causa de mortalidade de árvores. Espécies que são mais vulneráveis a tais formas de estresse incluem aquelas com alta área foliar e baixa dureza (Curran et al. 2008), características que podem resultar em perda foliar e conseqüente diminuição da taxa fotossintética pela planta. Nos fragmentos florestais do PDBFF, a perda foliar resultou em um significativo aumento na quantidade de serrapilheira no solo (Nascimento e Laurance 2004; Vasconcelos e Luizão 2004) e isto pode influenciar tanto a germinação quanto a sobrevivência de plântulas (Bruna 1999; Scariot 2001).

Em estudos sobre fragmentação florestal muitas vezes não é possível apontar as causas exatas de alterações encontradas após o isolamento, se são devidas à redução do habitat, à proximidade da borda ou outro fator (Ewers e Didham, 2005). Aliado a isso, já é esperado uma alta variação natural das taxas de mortalidade e recrutamento em florestas contínuas, pois mortalidade e recrutamento de árvores são eventos episódicos que variam no tempo e espaço (p.ex., Chambers et al. 2000; Condit et al. 1996). Dessa forma, em áreas alteradas como os fragmentos florestais, a variabilidade dessas taxas tende a aumentar já que mais fatores atuam. De fato, estudos realizados no PDBFF mostram que a variação das taxas de mortalidade e recrutamento são maiores em áreas fragmentadas do que em áreas contínuas (veja, por exemplo, Figura 5 em Laurance et al. 1998a). No entanto, estudos de longo prazo e em

condições controladas, como os fragmentos do PDBFF para os quais existem informações anteriores ao processo de isolamento dos fragmentos, fornecem maior confiabilidade ao atribuir respostas à fragmentação propriamente dita. Os fragmentos do PDBFF vêm sofrendo mudanças profundas na dinâmica e composição de espécies arbóreas ao longo dos cerca de 20 anos de isolamento, tendo como causa primária destas mudanças a elevada mortalidade de árvores. Espécies pioneiras e secundárias vêm aumentando de densidade em áreas fragmentadas, ao passo que a densidade de plântulas e árvores de espécies primárias vem declinando (Benitez-Malvido 1998; Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003; Laurance et al. 1998b, 2006). Laurance et al. (2006) apontam várias características de história de vida e demográficas das espécies arbóreas que determinam a maior ou menor susceptibilidade à fragmentação florestal. Estes autores mostraram que dentre as espécies primárias que estão declinando em densidade nos fragmentos do PDBFF, as espécies de sub-bosque são aquelas mais afetadas em áreas fragmentadas. No entanto, o presente estudo mostra resultados conflitantes para este grupo de espécies, já que *R. racemosa*, uma espécie típica de sub-bosque, apresentou uma resposta positiva à fragmentação. No entanto, vale aqui salientar que esta espécie apresenta uma alta capacidade de rebrotamento e crescimento clonal (observações de campo), características estas favorecem o estabelecimento em fragmentos florestais (Thomas 2004). Portanto, conclui-se que estudos enfocando populações de espécies individuais ao invés de comunidades e aqueles que consideram os vários estágios de vida da planta são mais conclusivos.

## 5. Literatura citada

- Bazzaz F A (1979) The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10: 351–371
- Bazzaz F A, Wayne P M (1994) Coping with environmental heterogeneity: the physiological ecology of tree seedling regeneration across the gap–understory continuum. In M. M. Caldwell and R. W. Pearcy [eds.], *Exploitation of environmental heterogeneity by plants*, 349–390. Academic Press, San Diego, California, USA
- Benitez-Malvido J (1998) Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12(2): 380-389
- Benitez-Malvido J (2003) Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. *Biotropica*, 35(4): 430-541
- Benitez-Malvido J, Martinez-Ramos M (2003) Impacts of forest fragmentation on understory plant richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17(2):389-400
- Bruna E M (1999) Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402:139
- Bruna E M (2002) Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132: 235-243
- Bruna E M, Nardy O, Strauss S Y, Harrison S (2002) Experimental assessment of *Heliconia acuminata* growth in a fragmented Amazonian landscape. *Journal of Ecology* 90: 639-649
- Cascante A, Quesada M, Lobo J J, Fuchs E A (2002) Effects dry tropical forest fragmentation on reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. *Conservation Biology* 16(1):137-147
- Chacoff N P, Morales J M, Vaquera M P (2004) Efectos de la fragmentación sobre la aborción y depredación de semillas en el Chaco Serrano. *Biotropica* 36(1):109-117

- Chambers J Q, Higuchi N, Ferreira L V, Melack J M, Schimel J P (2000) Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia* 122:380–388
- Chapman C A, Onderdonk D A (1998) Forests without primates: primate/plant co-dependency. *American Journal of Primatology* 45:127-141
- Chauvel A, Lucas Y, Boulet R (1987) On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brasil. *Expeirmentia* 43(3): 234-241
- Clark D A, Clark D B (1992) Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monograph* 62:315–344
- Cochrane M A, Laurance W F (2002) Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18:311–325
- Condit R, Hubbell S P, Foster R B (1996) Changes in a tropical forest with a shifting climate: results from a 50 ha permanent census plot in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 12:231–256
- Condit R, Pitman N, Leigh E G, Chave J, Terborgh J, Foster R B, Núñez P, Aguilar S, Valencia R, Villa G, Muller-Landau H C, Losos E, Hubbell S P (2002) Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295: 666– 669
- Cordeiro N J, Howe H F (2001) Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology* 15:1733-1741
- Cordeiro N J, Howe H F (2003) Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 100:14052-14056
- Curran L M, Leighton M (2000) Vertebrate responses to spatiotemporal variation in seed production of mast-fruiting Dipterocarpaceae. *Ecological Monograph* 70:101-128
- Curran T J, Gerbach L N, Edwards W, Krockenberger A (2008) Wood density predicts

- damage and vegetative recovery rates caused by cyclone disturbance in tropical rainforest tree species of North Queensland, Australia. *Austral Ecology* 33:442–50
- D'Angelo S, Andrade A, Laurance S G, Laurance W F, Mesquita R (2004) Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 20:243–246
- Didham R K, Lawton J H (1999) Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31:17-30
- Ewers R M, Didham R K (2005) Confounding factors in the detection of responses to habitat fragmentation. *Biological Review* 81: 117-142
- Fearnside P M (1997) Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 90:59-87
- Fearnside P M (2005) Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates and Consequences. *Conservation Biology* 19(3): 680-688
- Fuchs E J, Lobo J A, Quesada M (2003) Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. *Conservation Biology* 17(1): 149-157
- Gascon C, Williamson G B, Fonseca G A B (2000) Receding Forest Edges and Vanishing Reserves. *Science* 288(5470):1356-1358
- Grubb P J (1998) A reassessment of the strategies of plants which cope with shortage of resources. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution, and Systematics* 1: 3–31
- Hill J L, Curran P J (2001) Species composition in fragmented forests: conservation implications of changing forest area. *Applied Geography* 21:157-174
- Hobbs R J, Yates C J (2003) Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising idiosyncratic. *Australian Journal of Botany* 51:471-488

- Holt R D (1992) A neglected facet of island biogeography: the role of internal spatial dynamics in area effects. *Theoretical Population Biology* 41:354-371
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) (2008) Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: 2004–2007. INPE, São José dos Campos, São Paulo. [www.inpe.br](http://www.inpe.br)
- Kapos V (1989) Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of tropical Ecology* 5: 173-185
- Kapos V, Wandelli E, Camargo J L, Ganade G (1997) Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities* (eds Laurance W F, Bierregaard R O) pp. 33–44. The Chicago University Press, Chicago
- Lande R (1988) Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241:1455-1460
- Laurance W F, Ferreira L V, Rankin-de Merona J M, Laurance S G (1998a) Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040
- Laurance W F, Ferreira L V, Rankin-de-Merona J M, Laurance S G, Hutchings R, Lovejoy T E (1998b) Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12:460-464
- Laurance W F, Delamonica P, Laurance S G, Vasconcelos H L, Lovejoy T E (2000) Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404:836
- Laurance W F, Perez-Salicrup D, Delamonica P, Fearnside P M, D'Angelo S, Jerozolinski A, Pohl L, Lovejoy T E (2001) Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities *Ecology* 82:105-116
- Laurance W F, Nascimento H E M, Laurance S G, Andrade A, Ribeiro J E L, Giraldo J P, Lovejoy T E, Condit R, Chave J, Harms K E, D'Angelo S (2006) Rapid decay of tree-



- community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of National Academy of Sciences* 103:19010-19014
- Mesquita R C G, Delamonica P, Laurence W F (1999) Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134
- Mesquita R C G, Ickes K, Ganade G, Williamson G B (2001) Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 89:528-537
- Nascimento H E M, Laurance W F (2002) Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management* 168:311-321
- Nascimento H E M, Laurance W F (2004) Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Applications* 14(suplement):127-138
- Nascimento H E M, Laurance W F, Condit R, Laurance S G, Andrade A, D`Angelo S (2005) Demographic and life-history correlates for Amazonian trees. *Journal of Vegetation Science* 16:625-634.
- Nascimento H E M, Andrade A C S, Camargo J L C, Laurance W F, Laurance S G, Ribeiro J E L (2006) Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 20(3):853-860
- Oliveira A A, Mori S A (1999) A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation* 8:1219-1244
- 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
- Osunkoya O O, Ash J E, Hopkins M S (1994) Influence of seed size and seedling ecological attributes on shade-tolerance of rain forest tree species in Northern Australia. *Journal of Ecology* 82:149-163

- Pitman N, Terborgh J W, Silman M R, Núñez V P, Neill D A, Cerón C E (2001) Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. *Ecology* 82:2101-2117
- Popma J, Bongers F (1988) The effect of canopy gaps on growth and morphology of seedlings of rain forest species. *Oecologia* 75:623-632
- Poorter L (1999) Growth responses of fifteen rain forest tree species to a light gradient: the relative importance of morphological and physiological traits. *Functional Ecology* 13:396-410
- Rankin-de-Merona J M, Prance G T, Huttings R W, de Silva M F, Rodrigues W A, Uehling M E (1992) Preliminary tree inventory results from upland rain forest of the Central Amazon. *Acta Amazonica* 22: 493-534
- Ribeiro J E L S, Hopkings, M, *et al.* (1999) Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central. 816 pp. INPA/DFID, Manaus, Brazil
- Saunders D A, Hobbs R J, MARGULES C R (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation : a review. *Conservation Biology* 5:18-32
- Scariot A (1999) Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology* 87:66-76
- Scariot A (2001) Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 32:662-9
- Shaffer M L (1981) Minimum population sizes for species conservation. *Bio Science* 31:131-134
- Silva J M C, Tabarelli M (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeastern Brazil. *Nature* 404:72-74

- Skole D, Tucker C (1993) Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon- Satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260:1905-1910
- Souza V C, Lorenzi H (2005) *Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APGII*. 640pp. Ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP, Brasil.
- Tabarelli M, W Mantovani, Peres C A (1999) Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91:119-128
- Thomas S C (2004) Ecological correlates of tree species persistence in tropical forest fragments. In: *Tropical Forest Diversity and Dynamics* (eds Losos E C, Leigh E G) pp. 279-313. The Chicago University Press, Chicago
- Tuomisto H, Ruokolainen K, Yli-Halla M (2003) Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299:241-244
- Turner I M, Chua K S, Ong J S Y, Soong B C, Tan H T W (1996) A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Conservation Biology* 10(4):1229-1244
- Vasconcelos H L, Luizão F J (2004) Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecological Applications* 14:884-892
- Vázquez-Yanes C, Orozco-Segovia A (1993) Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. *Annual Review Ecology and Systematic* 24:69-87
- Veenendaal E M, Swaine M D, Lecha R T, Falsch M F, Abebrese I K, Owusu-Afriyie K (1996) Responses of Western Africa tree seedlings to irradiance and soil fertility. *Functional Ecology* 10:501-511

- Vieira S, Trumbore S, Camargo P B, Selhorst D, Chambers J Q, Higuchi N, Martinelli L A  
(2005) Slow growth rates of Amazonian trees: Consequences for carbon cycling.  
Proceedings of National Academy of Sciences 102:18502-18507
- Whitmore T C (1996) A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with  
suggestions for further enquiry. The ecology of tropical forest tree seedlings. Programme  
on Man and the Biosphere. (ed Swaine M D) pp. 3-39. UNESCO series, vol. 17.  
Parthenon, Paris, France
- Whitmore T C (1997) Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Tropical  
Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities.  
(eds Laurance W F, Bierregaard R O) pp. 3-12 University of Chicago Press, Chicago
- Young T P, Perkocha V (1994) Treefalls, crown asymmetry, and buttresses. Journal of  
Ecology 82:319-324

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)