

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA  
Universidade Federal do Amazonas - UFAM

Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia  
Tropical e Recursos Naturais - PIPG BTRN



Efeitos da Fragmentação Sobre a Comunidade de Aranhas do  
Sub-bosque de uma Floresta de Terra-firme, na Amazônia  
Central

Felipe do Nascimento Andrade de Almeida Rego

T  
595.44045  
R343e  
ex. 2

Manaus - AM

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM

BIBLIOTECA DO INPA

**Efeitos da Fragmentação Sobre a Comunidade de Aranhas do  
Sub-bosque de uma Floresta de Terra-firme, na Amazônia  
Central**

**Felipe do Nascimento Andrade de Almeida Rego**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Ecologia.

MANAUS - AM  
2003

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM

BIBLIOTECA DO INPA

**Efeitos da Fragmentação Sobre a Comunidade de Aranhas do  
Sub-bosque de uma Floresta de Terra-firme, na Amazônia  
Central**

**Felipe do Nascimento Andrade de Almeida Rego**

**Orientador: Dr. Eduardo Martins Venticinque**

**Fontes Financiadoras:** - CNPQ  
- PDBFF - Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos  
Florestais (INPA/Smithsonian Institute)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Ecologia.

T  
595.44045  
R343e  
ex 2

MANAUS - AM  
2003

Rego, Felipe do Nascimento Andrade de Almeida

Efeitos da fragmentação Sobre a Comunidade de Aranhas do Sub-bosque de uma Floresta de Terra-firme, na Amazônia Central / Felipe do Nascimento Andrade de Almeida Rego - Manaus, INPA/UFAM, 2003.

70 p. : il.

Dissertação de Mestrado - INPA/UFAM, 2003-08-19.

1. Aranhas-Amazônia Central 2. Fragmentação Florestal 3. Comunidades  
4. Efeito de borda 5. Ecologia 6. Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais

CDD19<sup>a</sup>595.44

**Sinopse:**

Efeitos causados pela fragmentação da floresta sobre a comunidade de aranhas foram determinados por comparações entre a araneofauna coletada em fragmentos e mata contínua. A abundância da comunidade e das famílias mais comuns, bem como a composição de aranhas baseada nos gêneros, foram os critérios utilizados. O sub-bosque da floresta também foi caracterizado, partindo-se da premissa de que aranhas dependem da estrutura da vegetação para o forrageamento e fixação de teias.

**Palavras-chave:** Aranhas, Amazônia Central, Ecologia de comunidades, Fragmentação florestal, Efeito de borda, PDBFF.

## AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Eduardo M. Venticinque, (Dadá), pela orientação, paciência, conversas, por acreditar em mim e me apresentar a esse mundo maluco da estatística da qual eu passei a gostar tanto, e finalmente por me dar força na tentativa de realizar esse meu sonho que é viver de aranhas. Agradeço também aqueles que me ajudaram nestas épocas de dissertação com sugestões e explicações: Bill Magnusson, Flávia Costa, Heraldo Vasconcelos, Thiago Izzo, e Viviane. Muito obrigado ao Dr. Antônio Brescovit sempre prestativo, pela identificação do material e por me iniciar no mundo das lupas, epígenos e palpos, pela acolhida no Butantan e pela paciência (essa aranha é da família tal?). Francão e Cristina Rheims também do Butantan, valeu a força. Aos membros da banca que ainda não agradei: Thierry Gasnier e Bill Eberhard, pelas futuras sugestões. Aos professores da Universidade Federal de Uberlândia pela minha formação. Muchas gracias as pessoas que me ajudaram nas coletas: Seu Antônio Cardoso, parceiro das aranhas, grande camarada que me ensinou muito sobre essa tal de Amazônia e teve uma paciência e gentileza comigo que eu nunca irei esquecer. Fernando Raeder Filé, Fernando Fetch Frickmann, foi mal as catuquiras e as noites sem dormir. Como vcs são meus amigos, bem que eu avisei!!! Seu Antônio Cachorro, Tony (Blair?), Juruna, Osmaildo e João de Deus. Agora tá na hora de agradecer minha família que é o que eu tenho de mais importante nessa vida. Mãe, eu te amo!! Carinhosa, gente fina, bonita, elegante, inteligente, e sempre interessada no que ando fazendo por aqui. Meu pai, o melhor amigo que eu posso ter nesse mundo. Sinto falta daquelas conversas agradáveis de manhãzinha (vc diurno indo trabalhar e eu noturno indo dormir) onde eu decidi muito do que fazer da minha vida. Só discordo de uma coisa pai. Nem tudo no mundo funciona de manhã. Pelo menos pra algumas aranhas não!!! Meus irmãos e irmãs, que saudade de vcs!!! Hugão o gente boa, sabe de tudo das geografia, especialista em sedex. Ninguém tem um coração tão bom como o seu. Leticinha das genéticas e dos peixes, um dia c ainda vai dominar o mundo garota!! Naninha engenheira das florestas e tudo de bom, segura as ponta aí em Viçosa que um dia eu apareço aí pra gente zoar muito, temos que se ver mais, c faz muita falta. Vitão, o cara mais bonito do mundo, prova de que o crossing-over existe, pq c é tão legal assim véiã? Danke aos amigos Fredão, Flavão, New Kids, Kellinha e Marcelino, pena que cs não puderam vir aqui pro Manaus ainda. Cs fazem falta!! Aos amigos que me tornaram a vida mais agradável nesse calor. Mariana, Gordo, Nívia, Andréia, Patrícia, Guillermo e Mapinguari que me ajudaram muito qdo cheguei aqui. Muito obrigado de coração! Pessoas da MALOCA: Macchu Picchu, Titones, Ana Albernaz, Marina e Amanda, Juliana (valeu a ambulância naquele dia!!) e Tiagão. Estagiários loucos: Taise, Kabessa, Carlos e Felipão. Galera do Jambeiro, sobreviventes da Colina: Paulinho, Ivão, Washington, Miltão e Luiz. Porão do Alemão e Ecosystem por me lembrarem que a vida não é só trabalho, e ao Cruzeiro Esporte Clube porque sim. Aos colegas de turma e aos que ainda não agradei: Ingrid, Iván, Elildão e Delmo (ô Minas Gerais...), Fabi (Coé os fetch?!), Júlio, Ciro, Zeca, Paula, Heitor e Cuccão. As meninas do laboratório de leischmaniose (vem cá ver que lindo a sua Leischmania!! Inesquecível). Deisi Balensiefer, minha companheira, amiga nas horas boas e ruins, paciente, linda, educada, gente boa e que cuidou tão bem de mim nesses últimos 2 anos. Por último gostaria de agradecer as aranhas: desculpe por ter sacrificado algumas de vcs mas foi por amor. Espero retribuí-las fazendo com que esses tal de humanos as conheçam cada vez mais, pois assim é impossível não admirar sua beleza e respeitá-las para que vcs vivam numa boa, caçando e fazendo suas teias.

## PREFÁCIO

Esta dissertação aborda os efeitos da fragmentação de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central sobre a comunidade de aranhas do sub-bosque.. A área de estudo foram as reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), próximo a Manaus, onde muitos estudos envolvendo os efeitos da fragmentação da floresta sobre a a fauna e flora da Amazônia já foram realizados. O primeiro capítulo trata da abundância da comunidade, das famílias mais comuns e suas relações com a estrutura da vegetação de fragmentos e mata contínua. O segundo capítulo é a respeito da composição da araneofauna e sua interação com a vegetação do sub-bosque. Com excessão da abundância da comunidade, apenas as coletas feitas na estação de chuvas (cerca de 75% das aranhas capturadas) puderam ser analisados devido ao tempo despendido para a identificação do material, e neste estudo são apresentados os resultados preliminares, que no entanto, possibilitaram determinar alguns dos efeitos causados pela fragmentação sobre a araneofauna. Os métodos de coleta, áreas de estudo, distribuição das amostras, e os valores e resultados relacionados a estrutura da vegetação são comuns aos dois capítulos, e por este motivo as figuras e tabelas relativas a estes itens foram apresentados somente no Capítulo 1. Já as referências bibliográficas citadas nos dois capítulos, foram listadas em conjunto ao final desta dissertação.

## RESUMO

A Amazônia é um dos maiores refúgios da biodiversidade do mundo, no entanto a ocupação humana vem causando a fragmentação de habitats, impondo riscos a diversidade de espécies e problemas relacionados a conservação. A floresta é reduzida a remanescentes de mata isolados e circundados por uma paisagem alterada (matriz). As alterações ocorridas na interface do fragmento com a matriz são chamadas de “efeito de borda”, e podem vir a afetar a dinâmica das comunidades. Aranhas são um grupo hiperdiverso, habitantes muito comuns do sub-bosque da floresta e dependem da diversidade de habitats e da estrutura da vegetação para construção de teias, forrageamento e refúgio. Não se sabe ao certo na Amazônia, como a fragmentação afeta a comunidade de aranhas. Partindo da premissa de que os efeitos da fragmentação alteram a paisagem e sabendo-se da dependência da araneofauna em relação a vegetação, o sub-bosque foi caracterizado em relação à profundidade da serrapilheira, densidade da vegetação, presença de palmeiras, troncos caídos e liteiras suspensas, e diversidade de estruturas formadas pelos ramos dos arbustos para fixação de teias e forrageamento. Este trabalho foi realizado nas áreas de estudo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, próximo a Manaus-AM. Os impactos da fragmentação sobre a comunidade de aranhas do sub-bosque foram determinados pela comparação entre a araneofauna de fragmentos, mata contínua e suas bordas. As espécies ainda não puderam ser identificadas, e neste estudo, os efeitos da fragmentação sobre as aranhas foram determinados pela a abundância da comunidade, das famílias mais comuns e da composição da araneofauna baseada nos gêneros. A abundância de aranhas foi maior na mata contínua, sendo afetada pela heterogeneidade de habitats. As famílias Ctenidae, Pisauridae, Salticidae tiveram mais indivíduos coletados na floresta do que nos fragmentos, porém o oposto foi observado para Sparassidae. As famílias Araneidae e Theridiidae não tiveram sua abundância relativa alterada em fragmentos, no entanto respondem de maneira diferente a presença de palmeiras e a densidade da vegetação, fatores estes, que podem estar amenizando os efeitos da fragmentação sobre estas populações. A abundância da família Ctenidae é afetada pela presença de troncos sobre o solo e foi o único caso, onde houve influência do efeito de borda. Não foi observado uma araneofauna característica de fragmentos ou floresta, no entanto, parece haver uma simplificação da comunidade nos fragmentos devido a redução do número de espécies raras. Também foi observado que a composição da comunidade é afetada pela estrutura da vegetação nas bordas.

## ABSTRACT

The Amazon is one of the largest biodiversity refuges of the world, however the human occupation has led to habitat fragmentation, imposing risks to species diversity and problems related to conservation. The forest is reduced to isolated forest patches surrounded by modified landscape (matrix). Disturbances into microclimate and individuals due to interface between fragment and matrix is called "edge effects", could it affect the dynamics of communities. Spiders are a very diverse group, very common inhabitants in understory forest and dependents of the habitat diversity and vegetation structure for web-building, foraging and refuge. Knowledge about the effects of habitat fragmentation on spider fauna is very scarce. In Amazonian forest, any studies about habitat fragmentation on araneofauna were done before. The forest fragmentation alters the landscape and therefore supposes that it affect the spider fauna due it dependence with understory vegetation. The understory in this work was characterized by litter depth, foliage density, presence of palm trees, fallen logs, hanging litter on shrubs and number of bifurcations formed by branches to web-building and foraging. The field work was conducted at the Biological Dynamics of Forest Fragments Project reserves, located near of Manaus-AM. The significance of fragmentation effects on the understory spider assemblage is tested by comparison between fragments and forest araneofauna and its edges. The species have not been identified yet, so in this study, the effects of loss habitat on spiderfauna were approached by the number of individuals into spider assemblage, abundance of the most common families and araneofauna composition based on Genus taxa. The spider assemblage responds to fragmentation. The spider's abundance was higher in continuous forest than remnants, and it's affected by habitat heterogeneity. The families Ctenidae, Pisauridae, Salticidae had more individuals collected at forest also, however the opposite was noted for Sparassidae. Araneidae and Theridiidae, families which didn't have its relative abundance modified in fragments, maybe responding in different ways to palm trees presence and the foliage density, factors that could be softening the effects of fragmentation on these populations. Fallen logs affected the family Ctenidae abundance and it was the only case where edge effects occurred. Typical araneofauna of fragments or forest was not observed, however, the spider assemblage in fragments is more homogeneous, and the spider composition is affected by the vegetation structure in the edges.



## ÍNDICE

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	i
<b>PREFÁCIO</b> .....	ii
<b>RESUMO</b> .....	iii
<b>ABSTRACT</b> .....	iv
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	1
<b>CAPÍTULO 1</b>	
<b>EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A ABUNDÂNCIA DAS FAMÍLIAS E DA COMUNIDADE DE ARANHAS DO SUB-BOSQUE</b> .....	(3-43)
Introdução.....	4
Métodos .....	7
Resultados.....	20
Discussão.....	32
<b>CAPÍTULO 2</b>	
<b>EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE ARANHAS DO SUB-BOSQUE</b> .....	(44-61)
Introdução.....	45
Métodos .....	46
Resultados.....	48
Discussão.....	56
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	62

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização das áreas de estudo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF).....	11
<b>Figura 2.</b> Reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), localizadas a 80 Km ao norte de Manaus – AM.....	12
<b>Figura 3.</b> Distribuição das amostras nas reservas do PDBFF.....	13
<b>Figura 4.</b> Distribuição de cinco amostras de mata contínua ao longo das bordas da estrada de acesso à reserva do Km 41.....	14
<b>Figura 5.</b> Similaridade da estrutura da vegetação do sub-bosque de fragmentos e mata contínua, segundo a ordenação (HMDS) das variáveis ambientais.....	24
<b>Figura 6.</b> Similaridade da estrutura da vegetação do sub-bosque em bordas de fragmentos e mata contínua, segundo a ordenação (HMDS) das variáveis ambientais.....	24
<b>Figura 7.</b> Abundância de aranhas em mata contínua e fragmentos.....	25
<b>Figura 8.</b> Abundância de aranhas em função da distância de borda em fragmentos e mata contínua.....	25
<b>Figura 9.</b> Relação entre a abundância de Ctenidae e o número médio de troncos caídos em fragmentos e mata contínua.....	26
<b>Figura 10.</b> Relação entre a abundância de Araneidae e o número médio de palmeiras em fragmentos e mata contínua.....	26
<b>Figura 11.</b> Relação entre a abundância de Theridiidae e a densidade média da vegetação do sub-bosque de fragmentos e mata contínua.....	27
<b>Figura 12.</b> Efeito da distância da borda sobre a abundância de Ctenidae em fragmentos e mata contínua.....	27
<b>Figura 13.</b> Relação entre a abundância de Araneidae e o número de palmeiras nas bordas de fragmentos e mata contínua.....	28
<b>Figura 14.</b> Relação entre a abundância de Theridiidae e o número de palmeiras nas bordas de fragmentos e mata contínua.....	28
<b>Figura 15.</b> Análise de caminhos (TWINSPAN), indicando a presença dos gêneros de aranhas em cada amostra de fragmento e mata contínua.....	50-51
<b>Figura 16.</b> Ordenação (HMDS) da composição de aranhas em fragmentos e mata contínua, baseada na abundância dos gêneros coletados.....	52
<b>Figura 17.</b> Ordenação (HMDS) dos gêneros de aranhas em bordas de fragmentos e mata contínua.....	52

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Localização, número e tamanho das amostras feitas em fragmentos e mata contínua nas áreas de estudo do PDBFF.....	10
<b>Tabela 2.</b> Distribuição dos pontos de coleta nas amostras de fragmentos e mata contínua.....	16
<b>Tabela 3.</b> Valores médios dos componentes da vegetação do sub-bosque de fragmentos e mata contínua.....	29
<b>Tabela 4.</b> Valores dos componentes da vegetação do sub-bosque das bordas de fragmentos e mata contínua.....	29
<b>Tabela 5.</b> Abundância de aranhas e número de indivíduos/m <sup>3</sup> de aranhas coletas em fragmentos e mata contínua.....	30
<b>Tabela 6.</b> Abundância de aranhas coletadas nas bordas de fragmentos e mata contínua.....	30
<b>Tabela 7.</b> Médias e desvios-padrão da abundância das famílias de aranhas coletadas durante a estação de chuvas em fragmentos, mata contínua e nas bordas analisadas.....	31
<b>Tabela 8.</b> Médias e desvios-padrão da abundância dos gêneros de aranhas coletados durante a estação de chuvas em fragmentos, mata contínua e nas bordas analisadas.....	53-55

## I - INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais úmidas estão distribuídas por menos de 7% do globo terrestre, e abrigam uma das maiores diversidades de fauna e flora do mundo, onde 50% das espécies foram descritas e muitas outras ainda sequer, não são conhecidas pelo homem (Wilson 1988).

Na Amazônia, cerca de 15% da floresta já foi desmatada (Nepstad et al. 2002) e aproximadamente 2 milhões de hectares são destruídos a cada ano (INPE 2000). Desde a década de 90 o desmatamento vem aumentando em consequência da criação de áreas para pastagem e agricultura, exploração madeireira, construção de hidrelétricas, estradas e gasodutos (Lucas et al. 1998, Pereira e Uhl 1998, Gascon et al. 2001, Fearnside e Laurance 2002, Nepstad et al. 2002). O desmatamento causa o surgimento de fragmentos de floresta, que são remanescentes de vegetação nativa que se encontram isolados e cercados por uma área alterada, chamada de matriz (Zimmerman e Bierregaard 1986, Murcia 1995, Tocher et al. 1997, Davidson 1998, Gascon e Lovejoy 1998, Gascon et al. 1999). A redução da área de floresta em fragmentos, e o surgimento de bordas onde elas não existiam antes, levam a perda de habitats, declínio no tamanho das populações dentro dos remanescentes e aumento das chances de extinção e perda de espécies (Fahrig 1997, Debinski e Holt 2000). Estas mudanças juntamente com alterações no microclima, como menor umidade próximo as bordas devido a maior incidência solar (Camargo e Kapos 1995) e maior exposição ao vento, afetam o equilíbrio e a dinâmica das comunidades em função de alterações nas interações entre os próprios organismos e o ambiente ao seu redor (Laurance et al. 1997, Souza et al. 2001).

Nos fragmentos, a interação da floresta original com a paisagem alterada circundante produz nos organismos e no microclima o chamado “efeito de borda” que, muitas vezes, pode afetar toda área de um fragmento dependendo do seu tamanho (Lovejoy et al. 1986, Malcom 1994, Murcia 1995, Gascon e Lovejoy 1998; Didham e Lawton 1999, Laurance 2000, Souza et al. 2001). Estudos feitos nas áreas do PDBFF mostraram que a vegetação do sub-bosque diminui a medida em que se afasta da borda, e o contrário ocorre no dossel, que aumenta nos locais mais distantes da matriz (Malcom 1994, Didham e Lawton 1999). A exposição das bordas de fragmentos à ação do vento causa maior dano, queda e mortalidade de árvores, fazendo com que a biomassa vegetal diminua nas bordas (Laurance et al. 1997, 1998). O recrutamento de

plantas aumenta junto a matriz (Ránkin-de-Mérona e Hutchings 2001), e a serrapilheira se acumula em maiores quantidades nas bordas, mostrando que são várias as alterações causadas pela fragmentação no sub-bosque (Didham e Lawton 1999). Assim, o efeito da fragmentação sobre as comunidades está relacionado com a área do fragmento e com o efeito de borda. No entanto, em fragmentos maiores, pode ser que ainda existam nas áreas mais centrais, ou mais afastadas da matriz, locais que não estejam sendo influenciados pelo efeito de borda, e onde as populações hipoteticamente estariam distribuídas como numa floresta nativa sem a perturbação causada pela fragmentação. (Laurance e Yensen 1991).

Aranhas são excelentes para o estudo de como as alterações do hábitat afetam os organismos por serem animais extremamente comuns na maioria dos ecossistemas terrestres, por dependerem da fisionomia da paisagem para a construção de suas teias e no caso dos indivíduos errantes, para o forrageamento (Uetz 1991). Não se sabe ao certo como a fragmentação afeta a comunidade de aranhas. Venticinque e Fowler (2001), trabalhando com a aranha social *Anelosimus eximius* (Theridiidae), encontraram uma maior densidade de colônias nas bordas e nos fragmentos do que em mata contínua. Alguns trabalhos realizados na Califórnia e Austrália, mas apenas em fragmentos urbanos (Bolger et al. 2000 e Gibb e Hochuli 2002), e um estudo que está sendo desenvolvido numa floresta tropical de Mata Atlântica no Sudoeste da Bahia (Fátima Dias, dados ainda não publicados), são um dos poucos trabalhos que abordam esta questão, porém na floresta amazônica, nenhum estudo ainda foi feito abordando toda a comunidade.

A identificação de aranhas só é possível na maioria dos casos através de animais adultos, devido a presença de genitália desenvolvida. No entanto, no mundo todo, existem poucos taxonomistas de aranhas disponíveis e a eficiência da morfotipagem feita por não especialistas não é um consenso entre os cientistas (Oliver e Beattie 1993 , 1995 , Derraik et al. 2002). Como a identificação de todas aranhas coletadas despendeu mais tempo que o previsto para que a comunidade pudesse ser abordada até o presente momento a nível de espécies, este estudo foi baseado em taxas mais elevadas como famílias e gêneros. Assim, este trabalho pretende determinar os efeitos da fragmentação sobre a abundância e a composição de aranhas do sub-bosque de uma floresta de terra-firme na Amazônia central sujeita a ação antrópica.

## **CAPÍTULO 1**

### **EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A ABUNDÂNCIA DAS FAMÍLIAS E DA COMUNIDADE DE ARANHAS DO SUB-BOSQUE**

## INTRODUÇÃO

Aranhas são predadores generalistas, com exceção de algumas especialistas em formigas e lepidópteros, e predam uma grande gama de artrópodes, consumindo todas as presas que elas conseguem capturar (Riechert *et al.* 1999). A maioria das aranhas é noturna e todas elas são carnívoras (Wise 1993). Algumas podem vir a selecionar suas presas (Toft 1999) e geralmente indivíduos menores consomem presas diminutas (Nyffeler 1999). Um experimento de Riechert e Harp (1987), demonstrou que das oito famílias estudadas, suas dietas incluíam uma média de 11 diferentes ordens de artrópodes, e a atividade de uma aranha social (*Stegodyphus mimosarum*, Eresidae) pode ser determinada pela disponibilidade de presas (Crouch e Lubin 2000). No entanto, na Amazônia não foi observado que a disponibilidade de presas seja um fator limitante para a comunidade de aranhas (Gasnier *et al.* 1995), sendo observado o mesmo em relação a diversidade de espécies em outra área de floresta tropical na Costa Rica (Greenstone 1984). Porém, para a família Ctenidae, a disponibilidade de alimentos possivelmente está relacionada com a variação do tamanho dos indivíduos adultos (Gasnier *et al.* 2002). A influência dos predadores, cujos mais comuns são outras aranhas, pássaros, sapos e lagartos, bem como a predação intraguildas também pode afetar e reduzir a população de aranhas (Foelix 1982, Uetz 1991, Wise 1993 e Hodge 1999). Toeft e Schoener (1983a, 1983b), observaram que a ausência de lagartos em algumas ilhas do Caribe favoreceu o aumento da diversidade de aranhas, e formigas do correição (*Eciton*, Formicidae) consomem grandes quantidades de aranhas errantes, e são um dos fatores relacionados com a distribuição de *Ctenus* nos solos da floresta amazônica de terra-firme (Gasnier *et al.* 1995, Vieira e Höfer 1998 e Gasnier e Höfer 2001). Entretanto, provavelmente a complexidade da estrutura da vegetação e heterogeneidade de habitats são um dos fatores que exercem maior influência sobre a araneofauna, sendo um fator determinante tanto para aranhas de teia como para aquelas que forrageiam ativamente (Foelix 1982, Greenstone 1984 e Uetz 1991, Wise 1993 e Bonte *et al.* 2002).

A complexidade da vegetação é a variedade de estruturas presentes nas plantas e a forma como elas estão arranjadas no espaço (Denno e Roderick 1991), já a heterogeneidade de um ambiente está relacionada com o número e a diversidade de habitats disponíveis para os organismos (Zimmerman e Bierregaard 1986 e Hart e Horvitz 1991). Estes dois fatores, em conjunto, determinam a estrutura da vegetação de

um ambiente. Para aquelas aranhas que forrageiam sobre o solo, um grande acúmulo de serrapilheira fornece maior número de abrigos, presas e estabilidade de temperatura, e devido a sua complexidade, determina a riqueza e a composição dos indivíduos que vivem sobre o folhiço (Uetz 1976, Bultman e Uetz 1984, Uetz 1979 e Marshall *et al.* 2000). Aranhas que vivem sobre plantas dependem da arquitetura, ou seja da fisionomia, e da variedade dos elementos estruturais que compõem a vegetação (Foelix 1982, Uetz 1991, Wise 1993, Ysnel e Canard 2000, Toti *et al.* 2000 e Gadjos e Toft 2000). Na espécie *Lactrodectus revivensis* (Theridiidae) por exemplo, aquelas aranhas que selecionam os melhores habitats para a construção de suas teias, possuem maior sucesso reprodutivo e maior crescimento corporal (Lubin *et al.* 1993). No entanto, a fragmentação da floresta pode levar a diminuição do número de microhabitats disponíveis, diminuindo a capacidade do ambiente em suportar um maior número de indivíduos (Zimmerman e Bierregaard 1986). Por estes motivos, a abundância da comunidade de aranhas pode estar sendo afetada pelas mudanças na paisagem decorrentes do processo de fragmentação.

Um parâmetro muito usado na ecologia que expressa o número de indivíduos presentes numa amostra, ou num espaço qualquer, é a abundância. Caso todas amostras de um estudo sejam expressas por uma unidade de área comum a todas elas, a abundância de aranhas pode ser chamada de abundância relativa ou densidade de indivíduos, que por sua vez possui maior poder de comparação pelo fato de serem padronizadas (Ricklefs 1993 e Ab'saber *et al.* 1997). Portanto, independente do termo que se use para expressar o número de indivíduos de uma comunidade, é importante conhecer o tamanho das amostras, para que os dados possam ser comparados desde que o esforço de coleta tenha sido padronizado. Outra forma de se abordar a comunidade de aranhas é por meio de guildas, que seriam conjuntos de espécies que utilizam uma mesma classe de recursos de forma similar (Simberloff e Dayan 1991), e o estudo de guildas em comunidades de aranhas consideram as características ecológicas de cada família (Uetz 1977, Post e Riechert 1977 e Uetz *et al.* 1999).

São conhecidas atualmente 109 famílias de aranhas (Platnick 2003), sendo que 56 delas já foram coletadas na floresta de terra-firme da Amazônia Central (Höfer e Brescovit 2001), e a partir de uma matriz de dados feita por Höfer e Brescovit (2001) para as guildas de aranhas da Reserva Florestal Adolpho Ducke (floresta de terra-firme próximo a Manaus), as famílias foram ecologicamente distintas e caracterizadas quanto a suas biologies, e surgiu a idéia e a possibilidade de se considerar não as guildas, mas



somente as famílias neste estudo. Devido a maior parte das famílias serem representadas por poucos exemplares, a abordagem de guildas iria apenas agrupar taxas maiores, se distanciando ainda mais da realidade e da biologia das espécies, impedindo comparações plausíveis com as guildas propostas por Höfer e Brescovit (2001), onde o esforço de coleta foi maior, e mais famílias puderam ser consideradas e caracterizadas por um maior número de exemplares. Höfer e Brescovit (2001) caracterizaram e distinguiram ecologicamente famílias de aranhas baseado em dados de uso do hábitat, forrageamento e comportamento de vários gêneros coletados na Amazônia. Nenhuma das famílias, segundo o trabalho feito na Reserva Florestal Adolpho Ducke, foram exatamente iguais quanto ao uso de recursos e a biologia, podendo então, ser consideradas como ecologicamente distintas neste estudo. No entanto, somente as famílias mais comuns (exceto Pisauridae, que foi dividida por Höfer e Brescovit 2001, em duas guildas: aranhas errantes e indivíduos que tecem teias), e que foram caracterizadas por vários gêneros, puderam ser estudadas quanto a fragmentação, que por sua vez, pode estar afetando a estrutura funcional da comunidade favorecendo alguns grupos.

O objetivo deste estudo foi determinar os efeitos da fragmentação sobre a abundância de aranhas e das famílias mais comuns, por meio de comparações entre o número de exemplares coletados em fragmentos e floresta. Os efeitos da estrutura da vegetação e a influência do tamanho do fragmento em relação ao efeito de borda, bem como a distância em relação a matriz, também foram considerados como preditores da fragmentação sobre a araneofauna, e o estudo da estrutura da vegetação em fragmentos e floresta e a comparação entre eles é necessária, para que sua relação com a comunidade de aranhas seja melhor compreendida, assim como os efeitos relacionados a fragmentação da floresta.

## MÉTODOS

### Área de estudo

Este trabalho foi realizado nas áreas de estudo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), uma floresta tropical úmida de terra firme não sujeita a inundação periódica, e distante cerca de 80 Km ao norte de Manaus (2°30' S, 60° O, fig.1). A média da precipitação anual é 2200 mm por ano, e no período seco de Junho a Novembro, a precipitação gira em torno de 100 mm por mês. A temperatura média anual é de 26°C (variando de 19°C a 39°C), e os solos são classificados como latossolo amarelo pobre em nutrientes (Fearnside e Filho 2001). Alguns fragmentos possuem uma matriz formada por floresta secundária de *Vismia sp* ou *Cecropia sp*, e por este motivo se encontram menos isolados do que fragmentos cercados por pastagem (Mesquita *et al.* 1999).

Na década de 70, incentivos do governo brasileiro, levaram a ocupação e criação de fazendas para o cultivo de gado próximo a Manaus. De acordo com as leis ambientais vigentes, foi determinado que 50% das áreas de floresta de cada fazenda fossem mantidas intactas (Gascon *et al.* 2002). O biólogo Thomas Lovejoy em acordo com os proprietários das áreas, decidiram que a porcentagem de floresta remanescente destas fazendas fossem divididas em fragmentos, afim de se estudar os efeitos da redução e isolamento da floresta. A idéia inicial, era o estudo do tamanho mínimo de reservas capazes de manter a diversidade de espécies, então foram isolados remanescentes de floresta de 1ha, 10ha e 100ha e de mais de 1000ha, e ao longo dos últimos 20 anos vários estudos foram feitos nestas áreas (detalhes em Bierregard *et al.* 2001). Com o início dos estudos sobre a fragmentação da floresta amazônica, surgiu o Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), um convênio de cooperação científica entre o INPA e o Smithsonian Institute, onde tive a oportunidade de realizar este estudo.

### Coletas

De acordo com Coddington *et al.* (1991), diferentes métodos de captura devem ser utilizados na coleta de aranhas para se obter uma amostra mais representativa da

comunidade. Os métodos de coleta, bem como o período do dia, também influenciam na captura de um maior número de espécies e indivíduos (Green 1999), portanto, foram feitas coletas diurnas e noturnas.

**Coleta diurna:** Durante o dia foram coletadas aranhas associadas a plantas com batedores de vegetação, uma armação de tubos de PVC que sustenta um tecido branco de 1m<sup>2</sup>. Com um pequeno bastão de madeira, 20 batidas foram dadas em cada planta, as aranhas se soltam da vegetação e caem sobre o tecido, sendo então coletadas com um pote plástico (60 ml).

**Coleta noturna:** Durante a noite, muitas aranhas são encontradas forrageando na serrapilheira, junto a troncos caídos e também sobre a vegetação. Com o auxílio de uma lanterna de cabeça, as aranhas foram localizadas e capturadas com um pote plástico (60ml), ou pinça no caso dos indivíduos grandes.

Aranhas, principalmente as errantes, podem ser facilmente capturadas a noite pois o reflexo da luz da lanterna em seus olhos produzem um pequeno brilho verde-azulado, que pode ser visto a cerca de 10 metros de distância do observador. No entanto, independente de serem errantes ou de teia, todas aranhas vistas a noite foram coletadas, porém, atenção especial foi dada a locais como a serrapilheira, troncos caídos ou raízes tabulares. Todos indivíduos imediatamente após serem coletados, foram acondicionados em álcool etílico a 70%, e o período do dia, data, coletor, método e local de coleta foram especificados em etiquetas. As aranhas ainda se encontram em processo de identificação pelo Dr. Antonio D. Brescovit do Instituto Butantan de São Paulo.

### **Esforço de coleta**

Para padronizar as coletas, foram delimitados transectos de 30 metros de comprimento sempre paralelos a borda e transversais a pequenas trilhas existentes dentro dos fragmentos e da mata contínua. Foram utilizados barbantes de sisal para marcação dos transectos no sub-bosque, e as coletas foram realizadas nas estações chuvosa (de Novembro 2001 a Maio de 2002 exceto em Abril) e de seca (de Julho a Setembro de 2002) para que o maior número e diversidade possível de aranhas pudesse ser amostrada. Durante o dia, em cada transecto, foram coletadas aranhas em 20 plantas de até três metros de altura e posicionados no máximo a 1 metro de distância da linha de marcação. A noite, durante uma hora, todas aranhas observadas no máximo a 2 metros da linha de sinalização do transecto foram coletadas. A coleta era feita num sentido durante meia hora, e nos 30 minutos restantes as aranhas eram coletadas no sentido

oposto, principalmente no folhiço, junto a raízes, troncos caídos e eventualmente sobre a vegetação. Um dos coletores foi sempre o mesmo, enquanto que as demais coletas foram feitas por mais seis pessoas ao longo deste estudo. Porém simultaneamente, no máximo três coletores estiveram trabalhando ao mesmo tempo, mas nunca num mesmo transecto.

Foram estabelecidos dois transectos um ao lado do outro a uma distância da borda comum entre ambos. Portanto, a área de cada ponto de coleta foi considerada como sendo de 360 m<sup>3</sup> (60x2x3m) onde as aranhas capturadas, foram consideradas uma sub-amostra de cada fragmento ou mata contínua. Assim, uma sub-amostra é o montante das aranhas coletadas em 2 transectos a uma mesma distância da borda de um fragmento ou mata contínua, e por 2 coletores diferentes durante o dia e a noite. Durante o inverno o esforço de coleta foi o dobro em relação ao verão. No período chuvoso dois transectos (360m<sup>3</sup>) foram percorridos em cada ponto de coleta, já no período de seca, somente um transecto (180m<sup>3</sup>) foi amostrado. Os pontos de coletas, independente da estação, foram os mesmos, e o menor esforço de captura no verão se justifica por uma possível diminuição da abundância de aranhas.

#### **Determinação da estrutura da vegetação no sub-bosque**

A estrutura da vegetação foi considerada como o conjunto das características do sub-bosque que podem estar interagindo com a comunidade de aranhas oferecendo refúgios, maior diversidade de habitats e mais locais para fixação de teias e forrageamento. Para caracterizar o ambiente e a vegetação do sub-bosque de fragmentos e mata contínua e suas bordas, foram medidos a serrapilheira, densidade da vegetação do sub-bosque, número de palmeiras, número de troncos caídos, número de liteiras suspensas e número de bifurcações dos galhos da vegetação.

Como o desenho amostral das coletas de aranhas consistiu de dois transectos posicionados ao lado um do outro e a uma mesma distância da borda de fragmentos ou floresta, apenas um transecto foi avaliado quanto a estrutura da vegetação. A altura da serrapilheira desde o solo foi medida em intervalos de três metros com uma régua, e a média da profundidade obtida nas dez amostras, foi considerada como a profundidade da serrapilheira (cm) de cada ponto de coleta. A densidade do sub-bosque num transecto é representada pelo número de toques dados pela vegetação num bastão de 2 metros de altura. Estas medidas foram feitas a cada 2 metros no transecto. O número de liteiras suspensas sobre a vegetação com até cerca três metros de altura foi contabilizada, e o

número de palmeiras e troncos caídos também foi contado em cada transecto. Galhos sobre o solo não foram contabilizados como sendo troncos caídos. O número de bifurcações dos galhos de arbustos do sub-bosque, teve a intenção de caracterizar a diversidade da vegetação quanto a disponibilidade para fixação de teias e forrageamento. Em cada transecto, a cada cinco metros, o número de bifurcações formados pelos galhos, e não pelo pecíolo das folhas, foi quantificado em 6 parcelas de 2m<sup>3</sup> (1x1x2 m). Medi todos estes fatores relacionados a estrutura da vegetação de fragmentos e floresta de Julho à Agosto de 2002.

### Distribuição das amostras

As áreas de estudo do PDBFF estão distribuídas por três fazendas: Esteio, Dimona e Porto Alegre, onde foram coletadas aranhas em nove áreas de floresta, quatro fragmentos de 1ha e três fragmentos de 10ha (fig.2 e tab.1). O montante das sub-amostras de aranhas coletadas em cada fragmento ou mata contínua foi considerada uma amostra (n=16), e apesar dos fragmentos terem tamanhos diferentes, não considerei o fator área, e apenas o fator isolamento (fragmento ou mata contínua) foi considerado neste estudo.

Tabela 1. Localização, número e tamanho das amostras feitas em fragmentos ( $\leq 10$ ha) e mata contínua ( $>1000$ ha) nas áreas de estudo do PDBFF

FAZENDA	TAMANHO E N. DE AMOSTRAS		
	1 ha	10 ha	>1000 ha
Porto Alegre	1	1	0
Dimona	2	1	1
Esteio	1	1	8
Total	4	3	9

Na fazenda Porto Alegre, foram coletadas aranhas em um fragmento de 1ha e num fragmento de 10ha (fig.3c). Na fazenda Dimona foram amostrados dois fragmentos de 1ha (reservas 2107 e 2108), um de 10ha e uma área de mata contínua (fig.3b). Na fazenda Esteio, próximo ao acampamento Colosso, foram coletadas aranhas em um fragmento de 1ha, um de 10ha e na mata contínua conhecida como Florestal. Um pouco mais distante destas amostras, outras duas áreas de mata contínua conhecidas por Cidade Powell e Cabo Frio também foram amostradas (fig.3a). Em outra área de mata contínua conhecida por Km 41, cinco amostras foram intercaladas em lados opostos à borda da estrada de terra distantes no mínimo 300 metros uma das outras (fig.4).

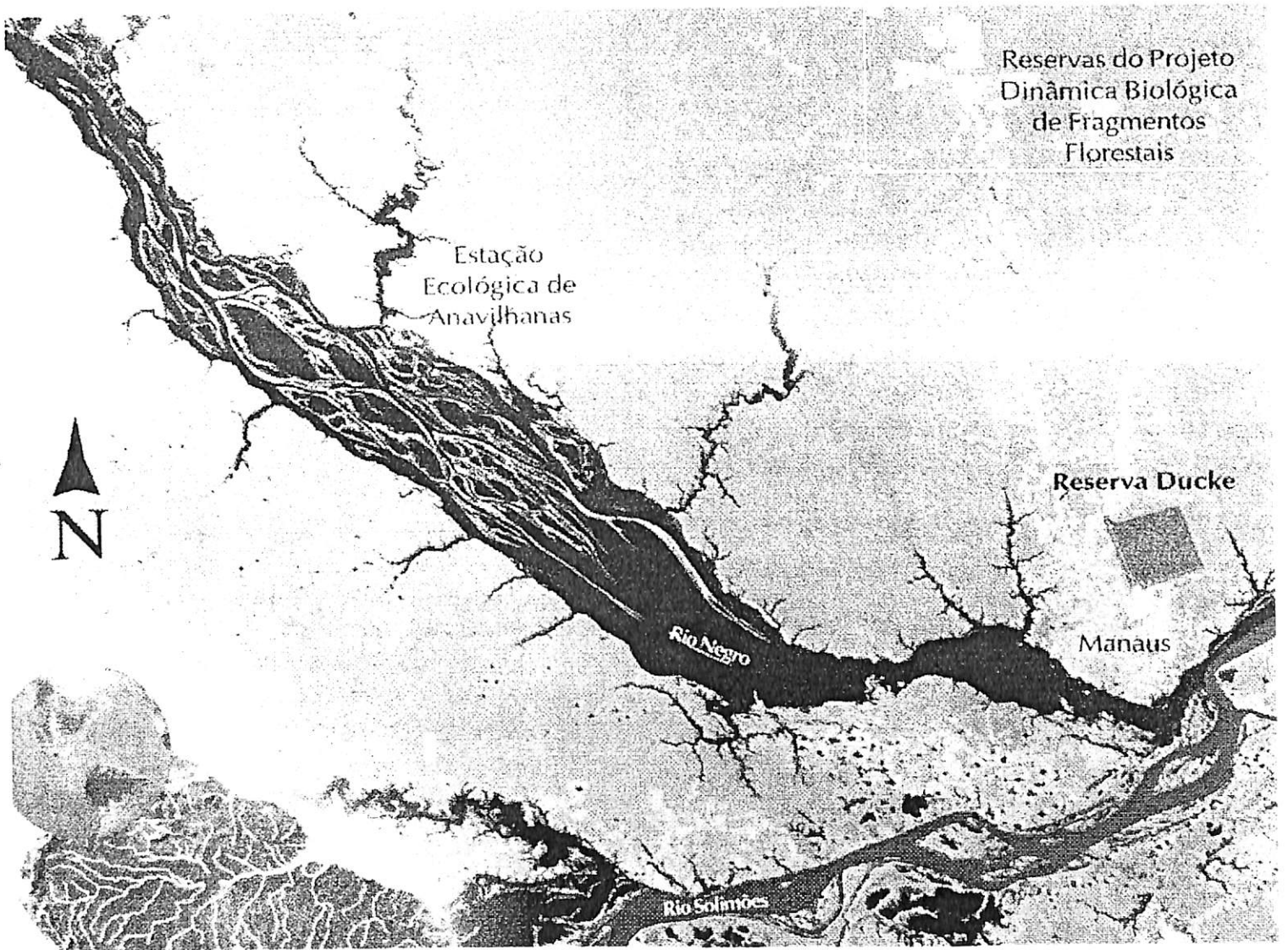


Figura 1. Localização das áreas de estudo do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF).

# Reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais

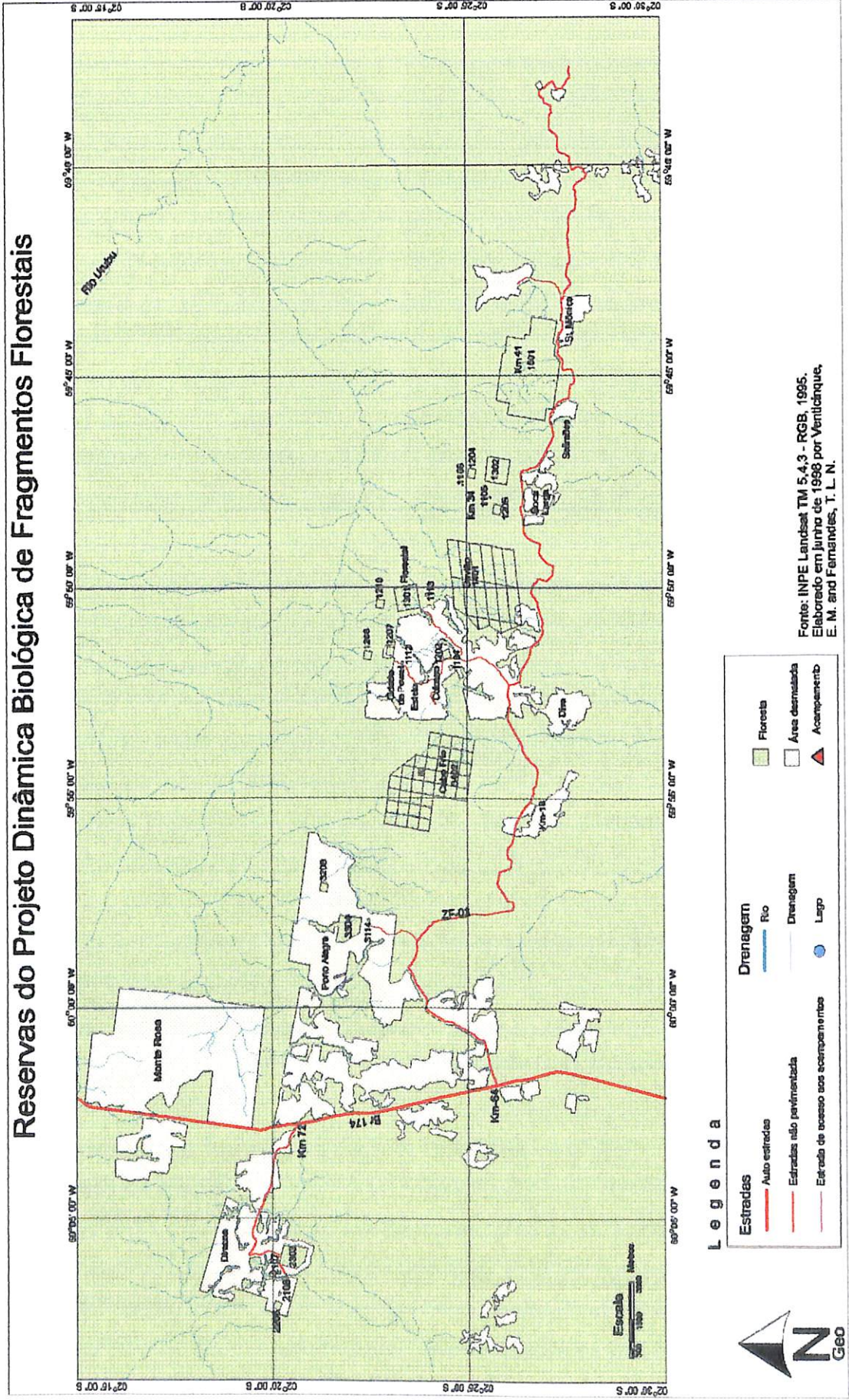


Figura 2. Reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), localizadas a 80 Km ao norte de Manaus - AM.

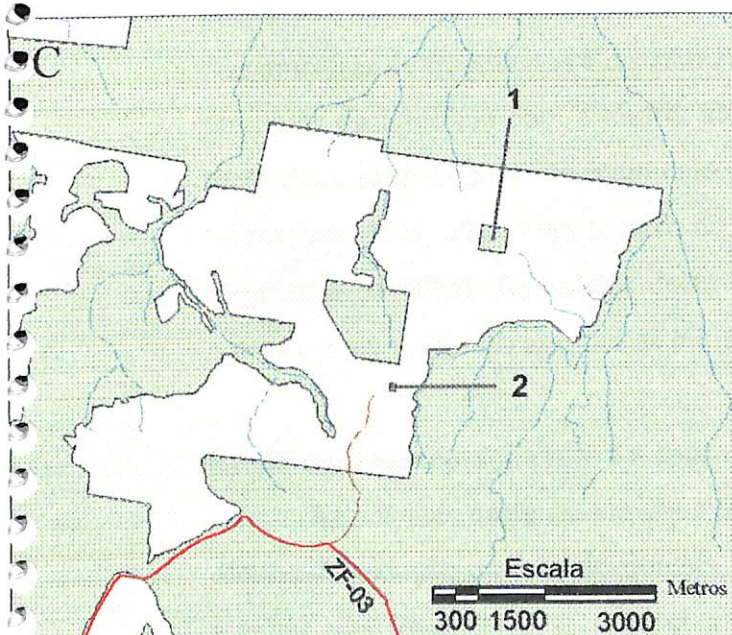
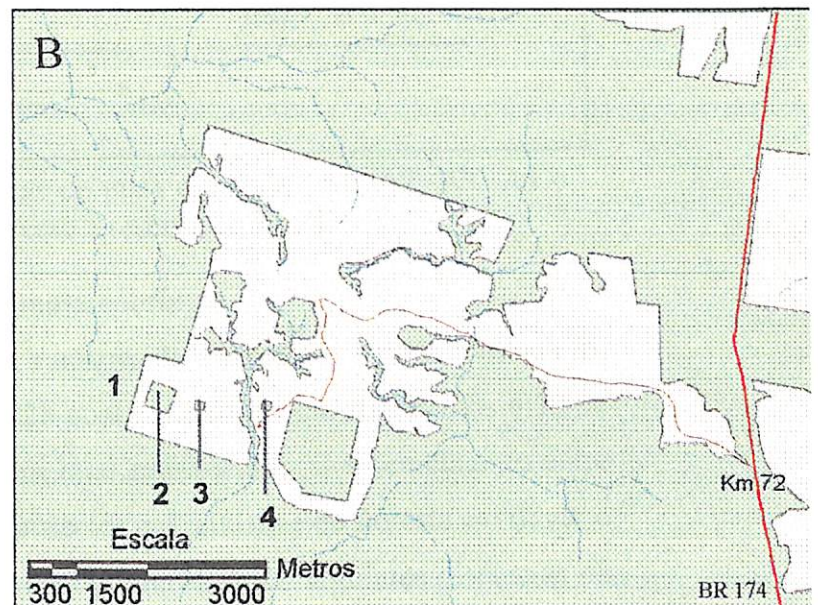
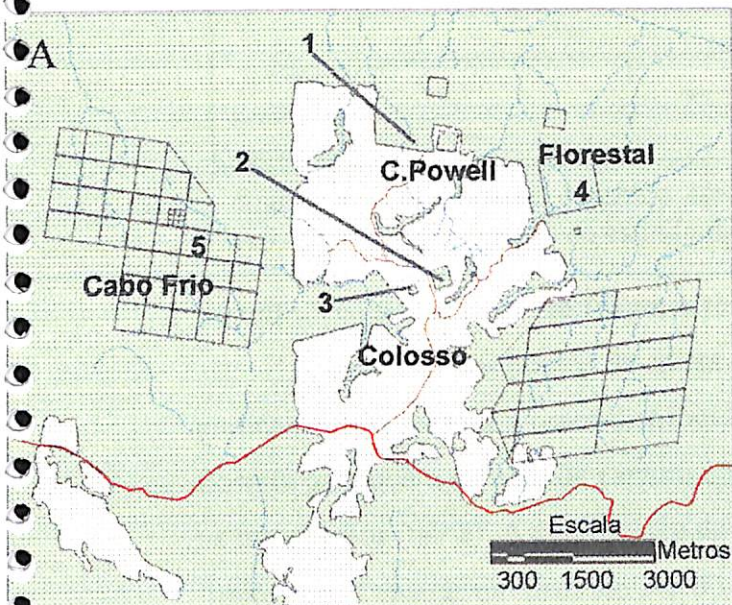


Figura 3. Distribuição das amostras nas reservas do PDBFF. Os números indicam os locais onde as aranhas foram coletadas.

A. Fazenda Esteio. 1= C. Powell (>1000ha), 2= Colosso (10ha), 3= Colosso (1ha), 4= Florestal (>1000ha) e 5= Cabo Frio (>1000ha).

B. Fazenda Dimona. 1= Dimona (>1000ha), 2= Dimona (10ha), 3= Dimona 2108 (1ha), 4= Dimona 2108 (1ha).

C. Fazenda Porto Alegre. 1= Porto Alegre (10ha), 2= Porto Alegre (1ha).



#### Estrada

— Estrada não pavimentada

— Estrada de acesso aos acampamentos

— Drenagem

□ Reservas

■ Floresta

□ Área desmatada

Fonte: INPE Landsat TM 5,4,3 - RGB, 1995. Elaborado em junho de 1998 por Venticinquê, E. M. e Fernandes, T. L. N.



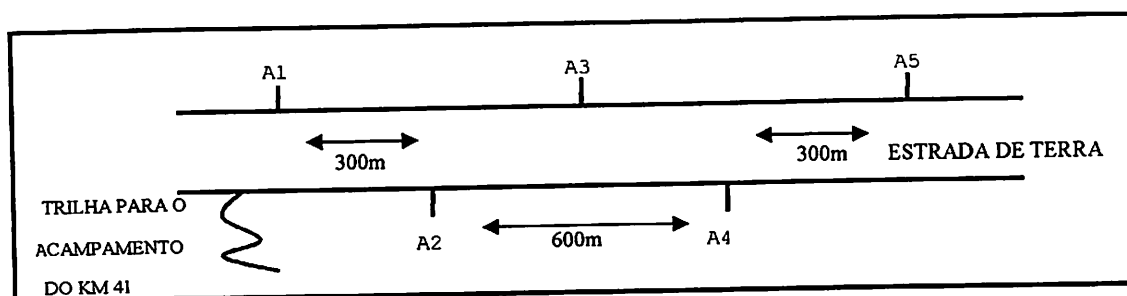


Figura 4. Distribuição de cinco amostras de mata contínua (A1, A2, A3, A4 e A5) ao longo das bordas da estrada de acesso à reserva do Km 41.

### Distribuição das coletas em fragmentos e mata contínua

A área total dos pontos de coleta nas amostras de fragmentos e mata contínua foi praticamente a mesma. Foram distribuídos 28 pontos de coleta em fragmentos e 30 na floresta para que o esforço de captura e a área total amostrada fossem semelhantes entre os tratamentos (tab.2). A distribuição dos transectos nas amostras de floresta vai desde o limite com a matriz circundante até o interior das amostras, às seguintes distâncias da borda: 5m, 10m, 20m, 50m, 150m, 300m, 500m, 800m, 1000m, 1200m e 1500 metros. Nas amostras de fragmentos a distribuição dos transectos também visa amostrar as áreas próximas da interface com a matriz até o ponto mais distante possível da borda, que neste caso, seria o centro do fragmento. As distâncias da borda estabelecidas para coleta foram: 5m, 10m, 20m, 50m (centro do fragmento de 1ha) e 150 metros (centro de um fragmento de 10ha). As coletas deste estudo foram feitas paralelas a borda de cada amostra e perpendiculares umas as outras.

### Efeito da fragmentação sobre a comunidade de aranhas

As análises deste estudo chamadas de efeito da fragmentação, determinaram os efeitos da redução da área de floresta, e de um suposto isolamento da comunidade de aranhas nos fragmentos. Comparei a abundância da comunidade, das famílias mais comuns, e a composição dos gêneros de aranhas entre fragmentos e floresta. Neste caso, as distâncias das coletas em relação a borda pouco importam, e não foram consideradas nas análises de fragmentação. Por possuírem maior área, as sub-amostras de aranhas coletadas no interior da mata, longe da borda, são a principal característica das amostras de floresta em relação aos fragmentos.

A distribuição dos transectos nas amostras não foi homogênea, e alguns fragmentos foram mais amostrados que outros, ocorrendo o mesmo em relação as áreas de mata contínua. Portanto, a abundância de indivíduos em cada amostra teve de ser

padronizada e expressa por uma unidade de área comum. Cada amostra com mais de um ponto de coleta, foi representada pela razão entre o número de indivíduos capturados em toda a amostra e a área total dos pontos de coleta desta mesma amostra. Como a área dos pontos de captura foram calculadas em função do comprimento, largura e altura dos transectos, a abundância de aranhas em cada amostra foi representada em função da média de indivíduos por  $m^3$ . Neste caso, a abundância de aranhas também pode ser chamada de densidade, pois representa um determinado número de indivíduos por volume de hábitat.

Os fatores relacionados a vegetação do sub-bosque foram representados pela média de cada uma destas variáveis mensuradas em todos os transectos de uma mesma amostra. O conjunto destas variáveis foi considerado como a estrutura da vegetação de uma amostra de fragmento ou floresta.

### **Efeito de borda**

Os impactos da distância de borda sobre a comunidade de aranhas, provavelmente são um dos fatores mais importantes relacionados a redução da floresta, e certamente estarão embutidos nas análises de fragmentação, sendo muito difícil separá-los do efeito do tamanho da área (Didham 1997a). Para tentar isolar o efeito da distância da borda sobre a comunidade de aranhas, apenas um ponto de coleta por amostra foi considerado. Sua distância em relação a borda foi comum a fragmentos e floresta, e teve que ser sorteado nas amostras com mais de um ponto de coleta (tab.2). Assim, apenas uma sub-amostra de cada fragmento ou floresta será analisada para determinação do efeito da distância de borda, e não o conjunto de todas elas, como foi feito para as análises que trataram a fragmentação como um todo. O sorteio apesar de excluir a maioria das coletas feitas evita a pseudoreplicação espacial, pois cada transecto amostrado junto a uma borda é independente em relação as demais amostras. Nestas análises, a abundância de aranhas não teve que ser padronizada, sendo expressa como o número bruto de indivíduos em relação a um determinada distância da matriz de cada amostra. Isto se deve ao fato da área de cada ponto de coleta ter sido a mesma ( $360m^3$ ), tanto para as amostras das bordas estudadas em fragmento como na floresta.

Os fatores que caracterizaram a vegetação a uma determinada distância da matriz também puderam ser expressos sem a necessidade de padronizá-los. A estrutura da vegetação do sub-bosque nestas análises, foi então considerada como sendo as características dos fatores medidos em apenas um transecto, a uma determinada distância da borda de cada amostra.

Tabela 2. Distribuição dos pontos de coleta nas amostras de fragmentos ( $\leq 10$ ha) e mata contínua ( $> 1000$ ha), onde os símbolos (X) representam suas distâncias em relação a borda de cada amostra. Os símbolos em negrito (X) representam as bordas estudadas. A área de cada ponto de coleta foi de  $360\text{m}^2$ , onde 28 deles foram feitos nos fragmentos e 30 na mata contínua. CO1 e CO2=( fragmentos 1 e 2 do Colosso), DIM1, DIM2 e DIM3 =(fragmentos, 1, 2 e 3 da Dimona) e DIM4=(Dimona mata contínua), PA1 e PA2 (fragmentos 1 e 2 da Porto Alegre), CF=Cabo Frio, CP=Cidade Powell, Km41T1 (Km41 amostra 1), Km41T2 (Km41 amostra 2), Km41T3 (Km41 amostra 3), Km41T4 (Km41 amostra 4) e Km41T5 (Km41 amostra 5)

DIST. DA BORDA(m)	TAMANHO DAS AMOSTRAS E PONTOS DE COLETA										MATA CONTÍNUA					
	FRAGMENTOS				PA2	CO2	DIM3	FLO	DIM4	CF	CP	Km41T1	Km41T2	Km41T3	Km41T4	Km41T5
	CO1	PA1	DIM1	DIM2	10ha	10ha	10ha	>1000ha	>1000ha	>1000ha	>1000ha	>1000ha	>1000ha	>1000ha	>1000ha	>1000ha
5	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
10		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
20		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
50		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
150					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
300								X	X	X						
500								X	X	X						
800									X							
1000								X								
1200															X	
1500															X	
TOTAL	1	4	4	4	5	5	5	5	8	7	8	1	2	1	1	1

### **Análise dos fatores ambientais e da estrutura da vegetação do sub-bosque**

O efeito da fragmentação sobre cada uma das variáveis do sub-bosque: profundidade da serrapilheira, densidade do sub-bosque, número de palmeiras, liteiras suspensas, troncos caídos e bifurcações dos ramos de arbustos (tab.3), foi determinado pela análise de variâncias (ANOVA) entre fragmentos e floresta. Já os efeitos da fragmentação sobre a estrutura da vegetação, foram determinados pela ordenação dos fatores ambientais de fragmentos e floresta por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS). O HMDS consiste em diminuir o número de dimensões das variáveis ambientais, já que cada fator teoricamente representaria um eixo. Para facilitar a interpretação, as seis variáveis ambientais medidas no sub-bosque foram reduzidas a dois eixos que representaram a estrutura da vegetação dos fragmentos e floresta. Quanto mais similar a vegetação do sub-bosque entre os locais, mais eles serão parecidos quanto a estrutura da vegetação. O HMDS, calcula a ordenação das medidas de dissimilaridade onde pressupõe-se que elas sejam lineares, e então ordena os objetos utilizando técnicas não paramétricas, ou seja ordenando os grupos de acordo com um "ranking" baseado nas distâncias de dissimilaridade (Belbin 1991). Portanto o teste de Pearson, que pressupõe linearidade entre as variáveis foi utilizado para verificar a correlação entre os fatores ambientais. Correlações entre fatores com  $r > 0.5$  foram consideradas significativas. A similaridade da estrutura da vegetação foi calculada pela distância euclidiana do conjunto de fatores de cada local amostrado. Como o valor aritmético dos dados brutos são muito discrepantes entre os fatores, estes valores foram transformados por divisão pela soma (Ferreira, 1997). Por exemplo, o número de palmeiras de um fragmento será dividido pela soma do número de palmeiras presentes em todas amostras, e o mesmo será feito para cada fator. Assim, os maiores valores aritméticos não predominam nos cálculos das medidas de similaridade da estrutura da vegetação entre os locais.

#### **Efeito de borda**

Com relação às bordas, foram adotadas as mesmas análises propostas para o estudo da fragmentação, no entanto, uma variável a mais, a distância do transecto em relação a borda, foi incluída (tab.4). No entanto, o efeito de borda poder ser confundido com o efeito de área devido ao tamanho do fragmento. Vale lembrar que uma amostra, ou um fragmento, é a média de todos seus transectos, enquanto que a análise de bordas, leva em conta apenas um transecto a uma determinada distância da borda do fragmento.

Portanto, estas análises tem o objetivo de determinar a magnitude da distância do efeito de borda sobre a vegetação do sub-bosque, e não o efeito do tamanho.

### **Análise do efeito da fragmentação sobre a abundância de aranhas**

Apenas ao tratar da abundância de aranhas, todos indivíduos coletados na estação seca e chuvosa puderam ser considerados nas análises, e o efeito da fragmentação sobre a comunidade foi analisado por uma ANOVA entre a densidade de indivíduos coletados em fragmentos e floresta. Como as aranhas estão distribuídas por todo o sub-bosque, decidi testar somente o efeito da estrutura da vegetação, e não os fatores isoladamente sobre a abundância da comunidade.

A influência da estrutura da vegetação sobre a abundância de aranhas em mata contínua e fragmentos foi determinada por uma ANCOVA, onde os dois eixos da ordenação são as variáveis independentes, para isto a correlação entre estes eixos foi testada pelo método de Pearson. A ANCOVA executa uma regressão linear entre a abundância de aranhas e os dois eixos obtidos na ordenação da estrutura da vegetação (variáveis independentes contínuas), e posteriormente realiza uma análise de variância entre abundância de aranhas (variável dependente) coletadas em fragmentos e mata contínuas (variável independente categórica) Assim, são obtidas duas probabilidades, uma de relação linear entre a variável dependente e a(s) variável(s) contínua, e outra que determina a diferença entre os tratamentos, neste caso fragmentos e florestas (Sokal e Rohlf 1992). Assim, a interpretação dos efeitos da fragmentação sobre a abundância da comunidade de aranhas foi baseada em comparações das análises de variâncias do número de indivíduos coletados em fragmentos e floresta.

#### **Efeito de borda**

A abundância de aranhas em bordas de fragmentos e floresta também foi determinada por uma ANOVA, e a distância em relação a borda sobre a abundância dos indivíduos foi testada por uma ANCOVA. No entanto, como as coletas vão da borda até o ponto mais distante possível da matriz de um fragmento, o que teoricamente seria o seu centro, o efeito de borda pode ser confundido com o efeito do tamanho da área. Para determinar a influência do tamanho da amostra sobre um suposto efeito causado pela distância da borda, a densidade de indivíduos coletados no interior da floresta a 800m , 1000m, 1200m e 1500 metros da matriz, foi considerada em relação a abundância da comunidade. As distâncias entre as coletas de uma mesma amostra foram maiores do

que 500 metros para tentar minimizar uma possível replicação espacial. Mesmo que não seja viável a comparação de pontos de coleta a mais de 150 metros da matriz devido ao tamanho dos fragmentos, tentei determinar até onde vai o efeito da distância da borda, e se ele afeta toda a área de um fragmento em relação a abundância de aranhas. Já o efeito conjunto da estrutura da vegetação e da distância da matriz sobre a abundância de aranhas nos tratamentos não foi analisado, pois um dos fatores (serrapilheira) está correlacionado com a distância de borda (Pearson,  $r = -0.632$ ,  $n = 16$ ).

### **Análise do efeito da fragmentação sobre as famílias de aranhas mais comuns**

As famílias podem ser separadas em grupos ecologicamente distintos segundo Höfer e Brescovit (2001), e por este motivo as famílias mais abundantes foram analisadas separadamente quanto aos efeitos da fragmentação. Diferenças na abundância das famílias mais comuns em fragmentos e mata contínua foram comparadas por uma ANOVA. Os fatores ambientais (serrapilheira, densidade do sub-bosque, número de palmeiras, troncos caídos, liteiras suspensas e bifurcações formadas pelos galhos dos arbustos) foram considerados como covariáveis e analisados por meio de uma ANCOVA, que também calcula a probabilidade dos tratamentos serem realmente distintos quanto a densidade de aranhas. Com esta análise, é possível separar o efeito dos fatores que constituem a estrutura da vegetação do local onde elas foram coletadas. Como o hábitat e a utilização de recursos pelas famílias são conhecidos, cada um dos fatores ambientais, e não a estrutura da vegetação que seria a ordenação do conjunto de todos os componentes, foram utilizados nas análises. A intenção é determinar quais, os fatores medidos no sub-bosque estariam relacionados com os efeitos da fragmentação sobre a abundância de algumas família. Apenas as aranhas coletadas durante o período de chuvas foram incluídas nas análises.

#### **Efeito de borda**

O mesmo procedimento foi utilizado para investigar o efeito da distância de borda sobre a abundância das famílias.

As análises de variância (ANOVA e ANCOVA) e os testes de correlação de Pearson foram executados no programa SYSTAT v.9 (Wilkinson 1998). As ordenções (HMDS), e o cálculo das medidas de similaridade foram executadas no programa PATN (Belbin 1991).

## RESULTADOS

### Efeito da fragmentação sobre a estrutura da vegetação

Não houve diferença entre as variáveis ambientais de fragmentos e floresta. Como nenhum dos fatores considerados neste estudo estão correlacionados (Pearson,  $r \leq 0.469$ ,  $n=16$ ), a ordenação (HMDS) das variáveis ambientais foi feita, e o efeito da fragmentação sobre a estrutura da vegetação do sub-bosque não foi observado (fig.5).

### Efeito de borda

Não ocorreram diferenças entre os fatores ambientais junto as bordas e fragmentos e mata contínua, e a ordenação (HMDS) da estrutura da vegetação não mostrou diferenças marcantes entre as bordas de floresta e remanescentes (fig.6). Os fatores da vegetação foram considerados independentes por não estarem correlacionados (Pearson,  $r \leq 0.447$ ,  $n=16$ ), e foram ordenados em conjunto. No entanto, foi observado, que a profundidade da serrapilheira foi maior próximo a matriz (Pearson,  $r=-0.632$ ,  $n=16$ ). Portanto, ao analisar os fatores ambientais junto as bordas, a variável distância de borda não foi incluída nas análises, por estar correlacionada com uma das variáveis ambientais utilizadas na ordenação (profundidade da serrapilheira).

### Efeito da fragmentação sobre a abundância de aranhas

Foram coletados 6269 indivíduos durante todo o estudo (tab.5), e a densidade ( $m^3$ ) de aranhas foi mais alta na floresta ( $0,53 \pm 0,1$ ) do que nos fragmentos ( $0,41 \pm 0,04$ ), ( $F_{[1,14]}=8,1$ ,  $p=0,013$ ,  $n=16$ , fig.7).

Houve uma forte relação entre a abundância de aranhas e o eixo2 da ordenação das variáveis ambientais, um valor próximo do significativo foi observado para o eixo 1 (ANCOVA,  $r^2=0,65$ ,  $n=16$ , eixo 2  $F_{[12,1]}=7,6$ ,  $p=0,018$  e eixo1  $F_{[12,1]}=4,3$ ,  $p=0,061$ ), e menor abundância de aranhas em fragmentos também foi constatada (ANCOVA,  $r^2=0,65$ ,  $F_{[12,1]}=11,8$ ,  $p=0,005$ ,  $n=16$ ). Assim, foi observado uma relação entre a abundância de aranhas e a estrutura da vegetação do sub-bosque. Como não foi observado correlação entre os eixos da ordenação da estrutura da vegetação (Pearson,  $r=0,265$ ,  $n=16$ ), eles foram considerados como variáveis independentes na ANCOVA.

### Efeito de borda

Foram coletadas 1852 aranhas nas bordas analisadas (tab.6), sendo que a abundância de indivíduos foi maior na floresta ( $127,7 \pm 25,4$ ) do que nos fragmentos

( $100,2 \pm 10,3$ ), ( $F_{[14,1]}=7,1$   $p=0,018$ ,  $n=16$ ). Não foi observado relação entre a distância da borda e a abundância de aranhas (ANCOVA,  $r^2=0,42$ ,  $F_{[13,1]}=1,8$ ,  $p=0,201$ ,  $n=16$ ), e novamente o número de indivíduos coletados na mata contínua foi maior (ANCOVA,  $r^2=0,42$ ,  $F_{[13,1]}=6,8$ ,  $p=0,022$ ,  $n=16$ ). Mesmo incluindo os pontos de coleta mais distantes da borda, não houve relação entre a abundância de aranhas e a distância da matriz (ANCOVA,  $r^2=0,34$ ,  $F_{[17,1]}=0,01$ ,  $p=0,925$ ,  $n=20$ ), e o número de indivíduos coletados também foi menor nos fragmentos (ANCOVA,  $r^2=0,34$ ,  $F_{[17,1]}=7,5$ ,  $p=0,014$ ,  $n=20$ , fig.8). Nas bordas, não foi observado relação entre a abundância de aranhas e a estrutura da vegetação (ANCOVA,  $r^2=0,39$ ,  $n=16$ , eixo 1,  $F_{[12,1]}=0,1$ ,  $p=0,716$  e eixo2  $F_{[12,1]}=4,3$ ,  $p=0,813$ ), e novamente a o número de indivíduos coletados foi maior na floresta (ANCOVA,  $r^2=0,39$ ,  $F_{[12,1]}=5,9$ ,  $p=0,031$ ,  $n=16$ ).

### **Efeito da fragmentação sobre a abundância das famílias de aranhas**

Durante a estação chuvosa foram coletadas 3882 aranhas, de 34 famílias (tab.7). Muitos indivíduos eram jovens (72%), e a maioria deles só pôde ser realmente identificada até família. Idiopidae ( $n=1$ ), Hersiilidae ( $n=1$ ), Selenopidae ( $n=4$ ), Miturgidae ( $n=1$ ) e Philodromidae ( $n=1$ ), só foram capturados em fragmentos enquanto que aranhas da família Paratropididae ( $n=2$ ) foram coletadas apenas na floresta. Entretanto, em razão do baixo número de indivíduos coletados, estas informações não são suficientes para concluir que a fragmentação favorece indivíduos destas famílias. Neste estudo, 35% das famílias tiveram menos de 10 exemplares capturados, e determinar os efeitos da fragmentação sobre estes grupos não foi possível. Já as famílias Ctenidae ( $n=1757$ ), Araneidae ( $n=413$ ), Sparassidae ( $n=376$ ), Salticidae ( $n=307$ ), Thomisidae e Theridiidae ( $n=229$ ), Pisauridae ( $n=221$ ), Uloboridae ( $n=95$ ), Corinnidae ( $n=92$ ) e Pholcidae ( $n=59$ ) foram as mais abundantes, e apenas Pisauridae, não foi coletada em todas amostras. Essas famílias mais comuns nas amostras foram selecionadas para investigar a relação dos efeitos da fragmentação com a estrutura da vegetação.

Das dez famílias mais abundantes, Sparassidae foi o único grupo com maior densidade em fragmentos ( $0,03 \pm 0,005$ ) do que na mata contínua ( $0,014 \pm 0,01$ ), tendo sido aparentemente beneficiado pela fragmentação ( $F_{[1,14]}=17,9$ ,  $p=0,001$ ,  $n=16$ ). Por outro lado, foi encontrada uma abundância de aranhas significativamente maior em mata contínua para as famílias Ctenidae (floresta  $0,18 \pm 0,075$ , fragmentos  $0,1 \pm 0,05$ ,  $F_{[1,14]}=5,7$ ,  $p=0,031$ ,  $n=16$ ), Pisauridae (floresta  $0,008 \pm 0,004$ , fragmentos  $0,03 \pm 0,002$ ,



$F_{[1,14]}=4,9$ ,  $p=0,044$ ,  $n=16$ ) e Salticidae (floresta  $0,03 \pm 0,01$ , fragmentos  $0,018 \pm 0,008$ ,  $F_{[1,14]}=5,2$ ,  $p=0,039$ ,  $n=16$ ). Já a abundância das demais famílias não foi diferente entre fragmentos e mata contínua, e na maioria dos casos, não foi observado relação entre a abundância das famílias mais comuns e os fatores ambientais, porém, houveram algumas exceções. Valores próximos do significativo ( $p \leq 0,05$ ) quanto as relações entre famílias de aranhas e variáveis ambientais do sub-bosque também foram discutidos neste estudo.

A abundância de Ctenidae foi maior na mata contínua (ANCOVA,  $r^2=0,47$ ,  $F_{[1,13]}=5,7$ ,  $p=0,032$ ,  $n=16$ ) e possivelmente aumenta em locais onde o número médio de troncos caídos é pequeno (ANCOVA,  $r^2=0,47$ ,  $F_{[1,13]}=4,5$ ,  $p=0,053$ ,  $n=16$ , fig.9). Foi observado que o número de indivíduos de Araneidae parecem aumentar em amostras com maior número de palmeiras (ANCOVA,  $r^2=0,30$ ,  $F_{[1,13]}=4,3$ ,  $p=0,058$ ,  $n=16$ ), e sua abundância não é diferente entre os tratamentos (ANCOVA,  $r^2=0,30$ ,  $F_{[1,13]}=1$ ,  $p=0,329$ ,  $n=16$ , fig.10). Quanto as famílias Sparassidae, Salticidae e Thomisidae, não foi observada nenhuma relação entre a abundância destes grupos e os componentes da vegetação de sub-bosque.

Theridiidae foi uma das famílias que não teve sua abundância aparentemente afetada pela fragmentação (ANCOVA  $r^2=0,30$ ,  $F_{[1,13]}=3,6$ ,  $p=0,081$ ,  $n=16$ ), entretanto, parece haver uma tendência de um menor número de indivíduos coletados no sub-bosque de amostras com uma vegetação mais densa (ANCOVA,  $r^2=0,30$ ,  $F_{[13,1]}=4,4$ ,  $p=0,056$ ,  $n=16$ , fig.11). Por outro lado, as famílias Pisauridae, Uloboridae, Corinnidae e Pholcidae também não tiveram suas abundâncias relacionadas com nenhum dos fatores ambientais medidos em fragmentos e floresta.

#### Efeito de borda

Nas bordas estudadas foram coletadas 1113 aranhas pertencentes a 27 famílias (tab.7). A família Pisauridae foi a mais abundante em bordas de floresta ( $0,43 \pm 0,79$ ) do que nos fragmentos ( $1,78 \pm 1,45$ ), ( $F_{[14,1]}=4,7$ ,  $p=0,042$ ,  $n=16$ ). Sparassidae foi mais numerosa na borda dos fragmentos ( $7,4 \pm 4$ ) do que de florestas ( $3,3 \pm 0,01$ ), ( $F_{[14,1]}=8,1$ ,  $p=0,013$ ,  $n=16$ ), e as demais famílias consideradas neste capítulo não tiveram suas abundâncias diferentes quanto as bordas de fragmentos e floresta.

Da dezena de famílias mais comuns analisadas, apenas a abundância de Ctenidae parece ter sido afetada pela distância de borda, pois existe uma tendência do número de indivíduos ser maior junto a borda (ANCOVA,  $r^2=0,32$ ,  $F_{[13,1]}=4,5$ ,  $p=0,052$ ,  $n=16$ ). Por outro lado, não foi observado diferença significativa quanto a abundância do grupo em

relação a fragmentos e mata contínua (ANCOVA,  $r^2=0,32$ ,  $F_{[13,1]}=1,1$ ,  $p=0,315$ ,  $n=16$ , fig.12). As famílias Araneidae e Theridiidae mostraram interação com o número de palmeiras, porém, suas respostas são opostas a este fator. Enquanto a abundância de Araneidae aumenta com o número de palmeiras junto as bordas (ANCOVA,  $r^2=0,62$ ,  $F_{[13,1]}=19,2$ ,  $p=0,001$ ,  $n=16$ , fig.13), ocorre o contrário na família Theridiidae (ANCOVA,  $r^2=0,31$ ,  $F_{[13,1]}=5,4$ ,  $p=0,037$ ,  $n=16$ , fig.14). A semelhança entre estes grupos, é o fato deles não terem sofrido uma redução significativa do número de indivíduos nos remanescentes de floresta (ANCOVA, Araneidae  $r^2=0,62$ ,  $F_{[13,1]}=0,04$ ,  $p=0,841$ ,  $n=16$  e Theridiidae  $r^2=0,31$ ,  $F_{[13,1]}=1,3$ ,  $p=0,282$ ,  $n=16$ ). Nas demais famílias, não foi observada relação alguma entre a abundância de aranhas e os componentes da vegetação das bordas de floresta e fragmentos.

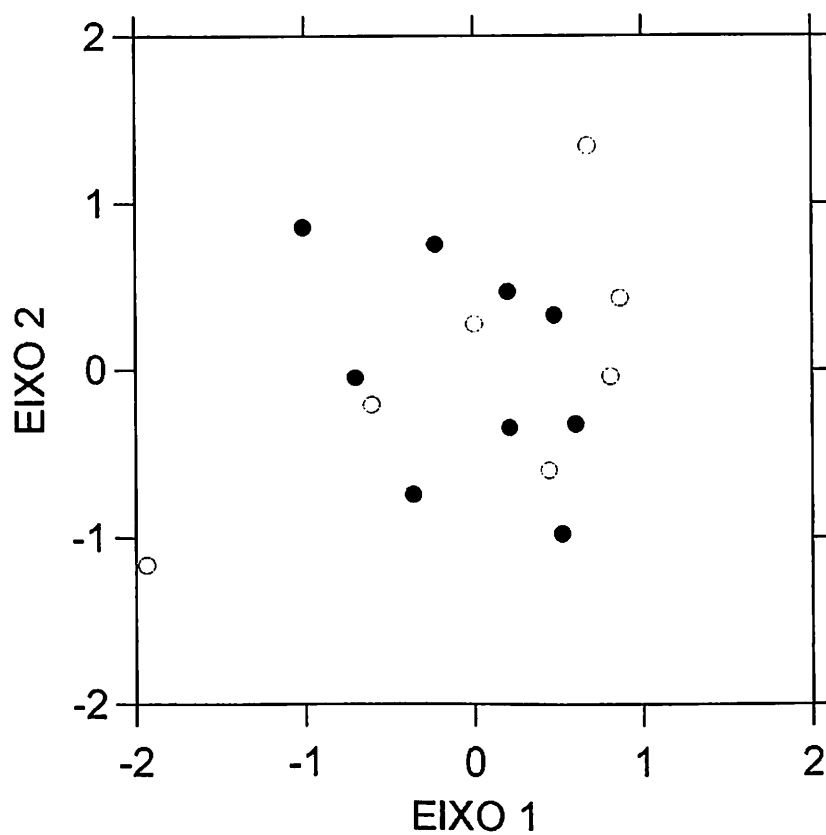


Figura 5. Ordenação (HMDS) da estrutura da vegetação do sub-bosque de fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros).

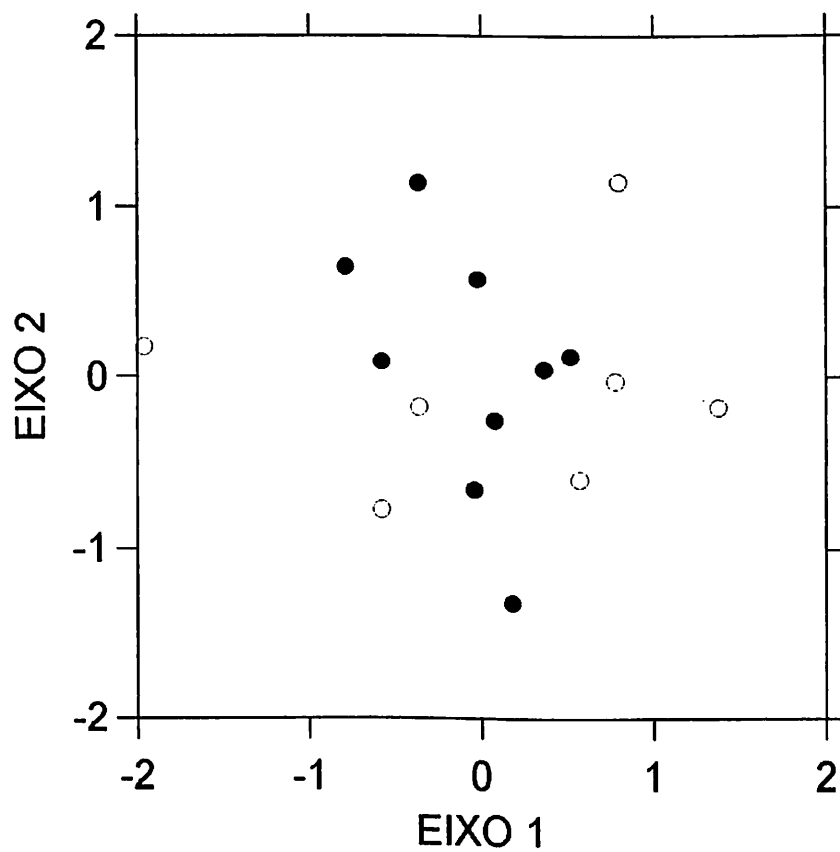


Figura 6. Ordenação (HMDS) da estrutura da vegetação do sub-bosque em bordas de fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros).

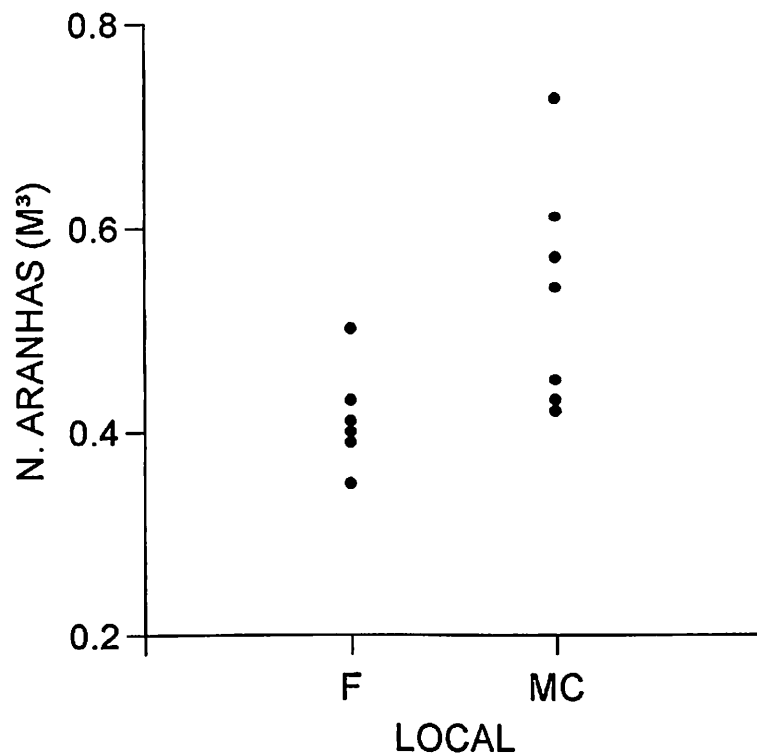


Figura 7. Abundância de aranhas em mata contínua (MC) e fragmentos (F). Tiveram a mesma abundância de aranhas Colossoiha e Porto Alegre 10ha (0.43 ind./m<sup>3</sup>), Cidade Powell e Km-41-T5 (0.61 ind./m<sup>3</sup>) e Cabo Frio e Dimona MC (0.45 ind./m<sup>3</sup>).

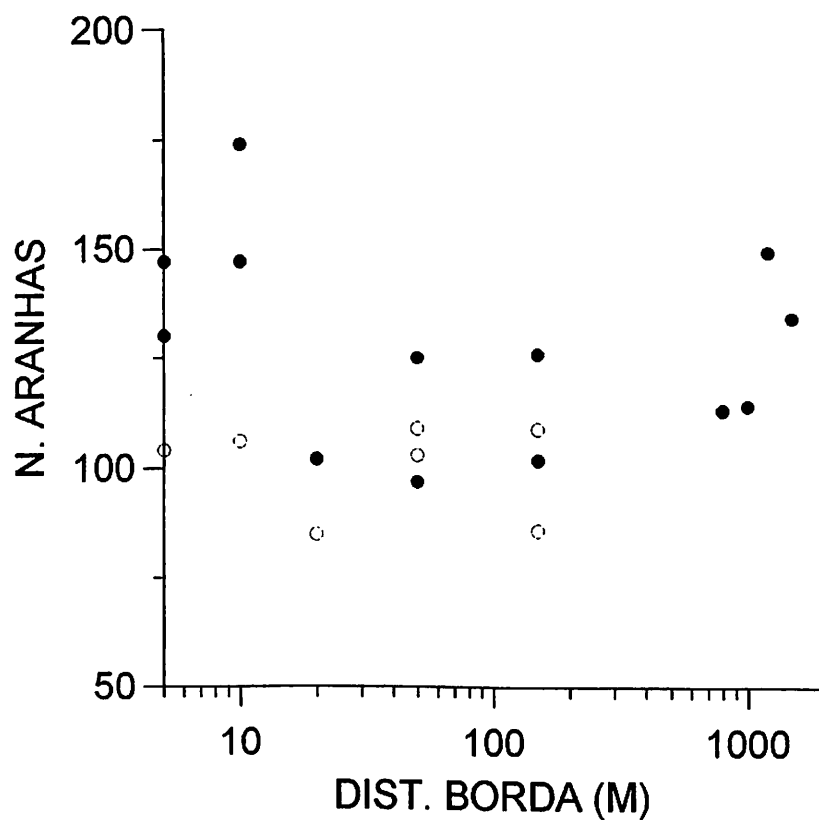


Figura 8. Abundância de aranhas em função da distância de borda em fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros). Os pontos localizados no interior de florestas estão a 800m, 1000m, 1200m e 1500m da borda. A escala do eixo x está em log(10)

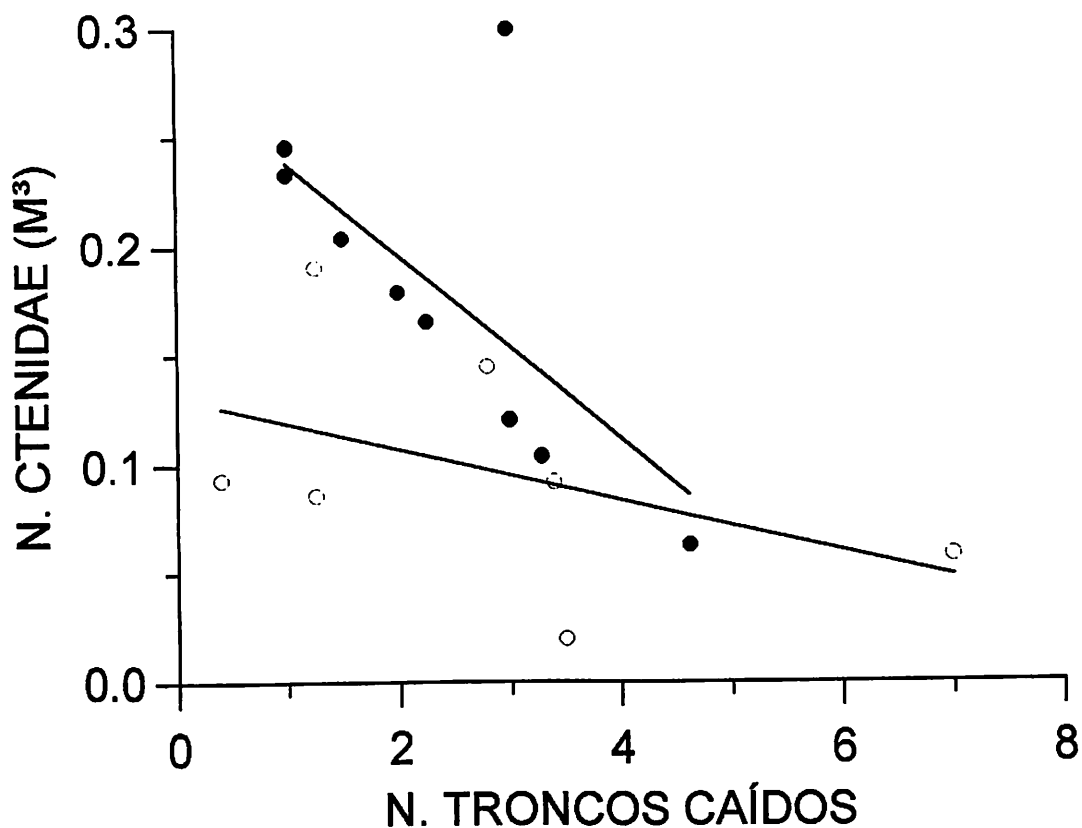


Figura 9. Relação entre a abundância de Ctenidae e o número médio de troncos caídos em fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros).

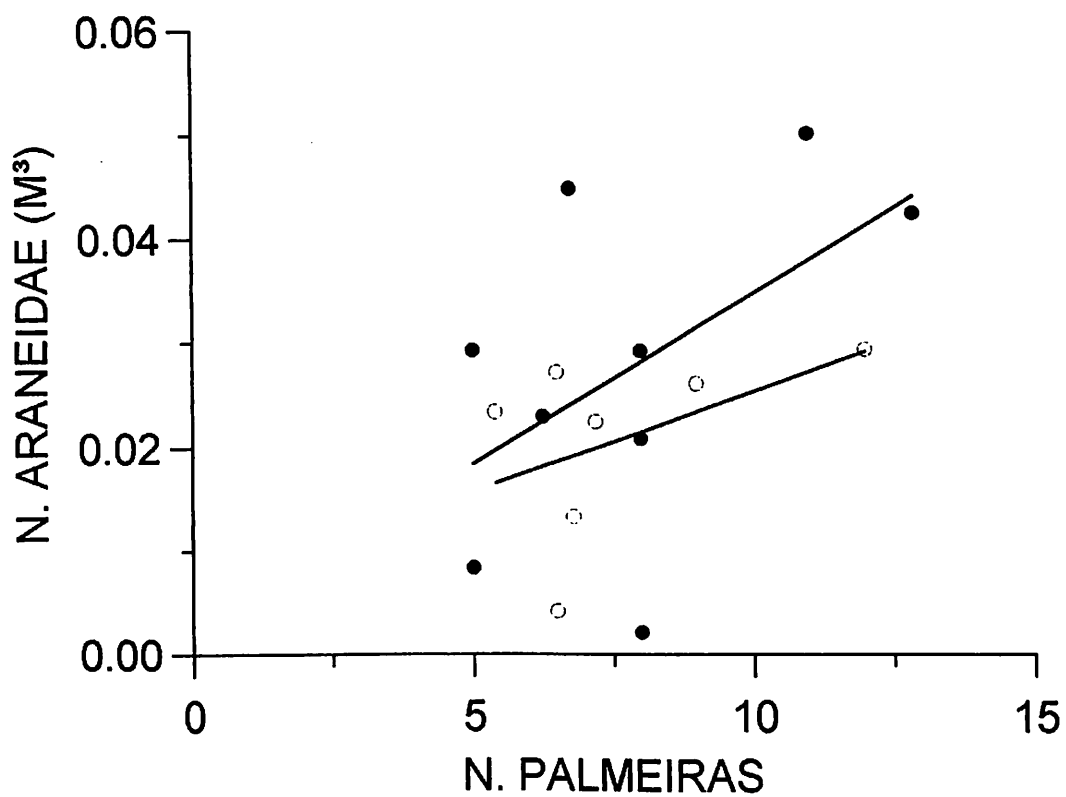


Figura 10. Relação entre a abundância de Araneidae e o número médio de palmeiras em fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros).

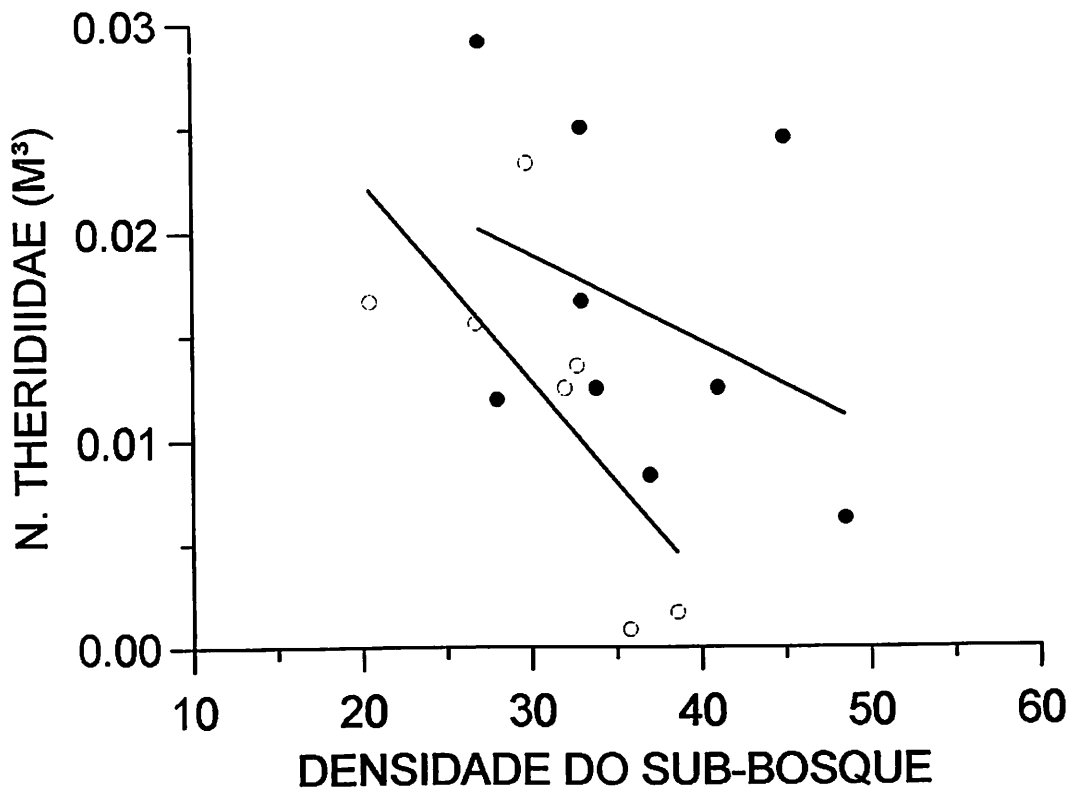


Figura 11. Relação entre a abundância de Theridiidae e a densidade média da vegetação do sub-bosque de fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros).

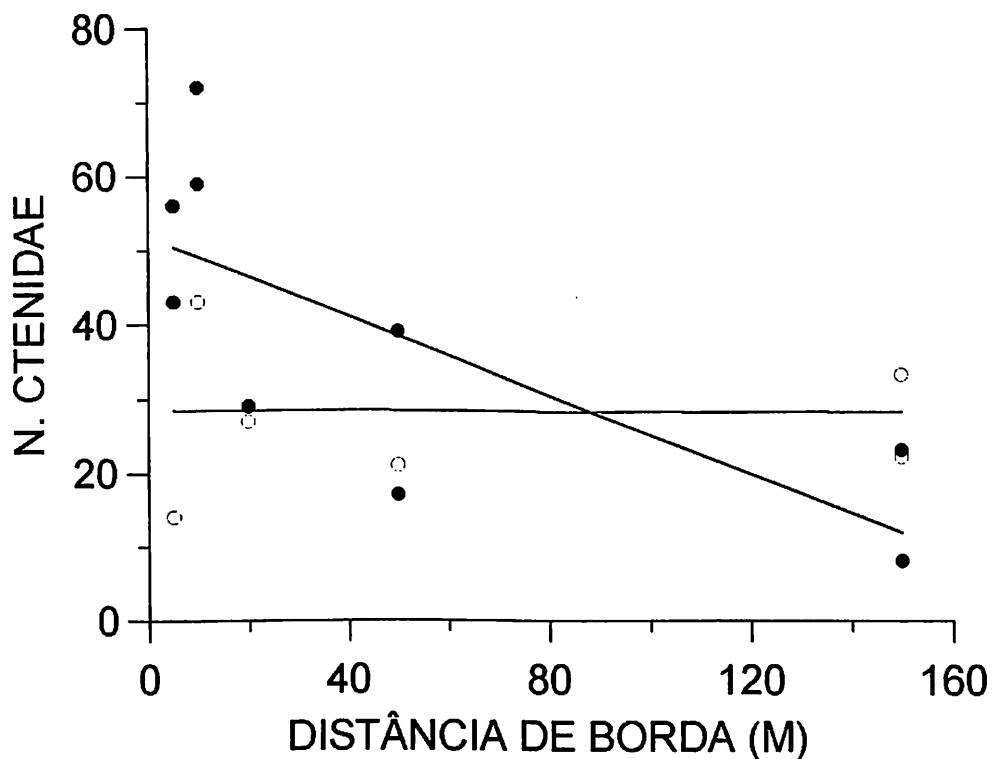


Figura 12. Efeito da distância da borda sobre a abundância de Ctenidae em fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros).

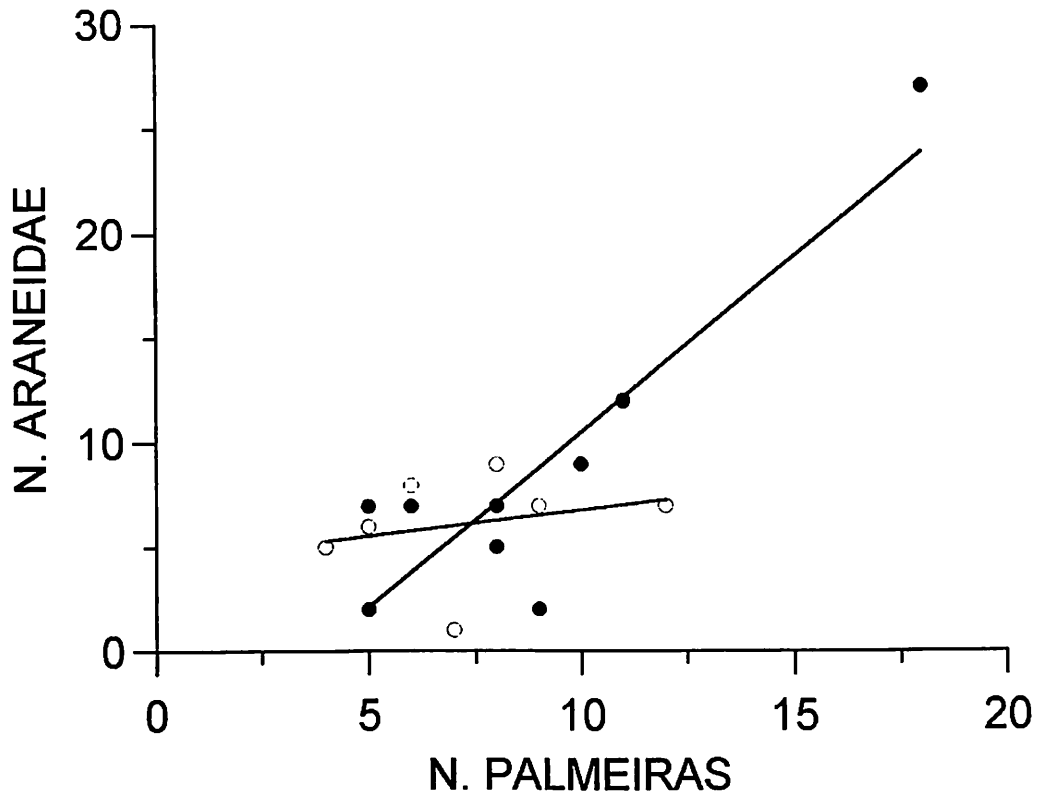


Figura 13. Relação entre a abundância de Araneidae e o número de palmeiras nas bordas de fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros).

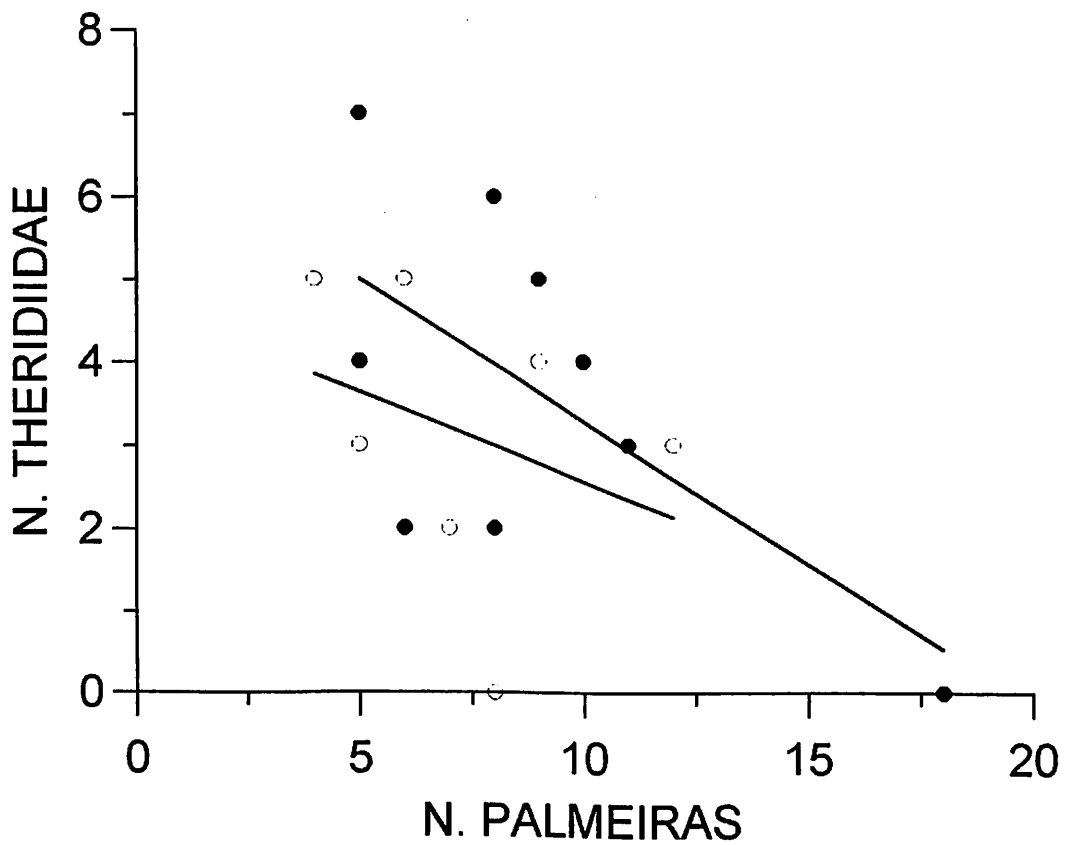


Figura 14. Relação entre a abundância de Theridiidae e o número de palmeiras nas bordas de fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros).

Tabela 3. Valores médios dos componentes da vegetação do sub-bosque de fragmentos ( $\leq 10$ ha) e mata contínua ( $>1000$ ha). PS= profundidade média da serrapilheira (cm), DV= densidade média da vegetação, NP= número médio de palmeiras, NTC= número médio de troncos caídos, NLS= números médio de liteiras suspensas e NB= número médio de bifurcações dos galhos de arbustos

AMOSTRAS	ÁREA (ha)	$\bar{X}$ PS (CM)	$\bar{X}$ DV	$\bar{X}$ NP	$\bar{X}$ NTC	$\bar{X}$ NLS	$\bar{X}$ NB
Colosso	1	3,4	32,0	12,0	7,0	4,0	6,0
Colosso	10	3,4	35,8	7,2	3,4	2,4	5,1
Dimona	10	2,3	38,6	5,4	0,4	0,8	7,6
Dimona1	1	2,1	32,8	9,0	1,3	1,8	6,4
Dimona2	1	2,6	26,8	6,5	3,5	0,5	6,2
P.Alegre	1	7,0	20,5	6,5	1,3	1,0	12,3
P.Alegre	10	3,1	29,8	6,8	2,8	1,2	11,8
C.Powell	>1000	6,4	27,0	5,0	2,0	3,0	5,8
Cabo Frio	>1000	3,0	33,9	12,9	3,3	0,3	4,9
Dimona	>1000	2,3	28,0	6,3	2,3	0,5	6,0
Florestal	>1000	2,6	45,0	6,8	4,6	1,6	6,1
Km 41-T1	>1000	3,4	48,5	8,0	1,5	1,5	8,5
Km 41-T2	>1000	2,6	33,0	5,0	3,0	1,0	6,2
Km 41-T3	>1000	3,7	33,0	8,0	3,0	2,0	1,5
Km 41-T4	>1000	3,0	37,0	8,0	1,0	1,0	7,2
Km 41-T5	>1000	4,6	41,0	11,0	1,0	2,0	6,5

Tabela 4. Valores dos componentes da vegetação do sub-bosque de bordas de fragmentos ( $\leq 10$ ha) e mata contínua ( $>1000$ ha). DBORDA= distância em relação a borda da amostra, PS= profundidade da serrapilheira (cm), DV= densidade da vegetação, NP= número de palmeiras, NTC= número de troncos caídos, NLS= números de liteiras suspensas e NB= número de bifurcações dos galhos de arbustos

AMOSTRAS	ÁREA (ha)	DBORDA(m)	PS(CM)	DV	NP	NTC	NLS	NB
Colosso	1	5	3,4	32	12	7	4	6,0
Colosso	10	150	1,6	28	8	5	1	4,8
Dimona	10	150	1,6	35	5	0	1	8,5
Dimona1	1	50	1,2	37	9	2	2	4,0
Dimona2	1	20	2,5	29	4	2	0	4,5
P.Alegre	1	10	7,8	17	6	2	1	12,2
P.Alegre	10	50	2,7	18	7	2	0	15,7
C.Powell	>1000	5	6,4	27	5	2	3	5,8
Cabo Frio	>1000	150	1,5	45	18	3	0	6,3
Dimona	>1000	150	1,3	15	9	2	1	2,5
Florestal	>1000	50	4,2	55	10	3	3	7,0
Km 41-T1	>1000	50	2,8	45	6	1	1	8,8
Km 41-T2	>1000	20	2,6	33	5	3	1	6,2
Km 41-T3	>1000	10	3,7	33	8	3	2	1,5
Km 41-T4	>1000	5	3,0	37	8	1	1	7,2
Km 41-T5	>1000	10	4,6	41	11	1	2	6,5



Tabela 5. Abundância e número de indivíduos/m<sup>3</sup> de aranhas coletas em fragmentos ( $\leq 10$ ha) e mata contínua ( $>1000$ ha)

AMOSTRA	TAMANHO (ha)	ABUNDÂNCIA	ÁREA AMOSTRADA (M <sup>3</sup> )	N. DE INDIVÍDUOS (m <sup>3</sup> )
Colosso	1	104	360	0.29
Colosso	10	490	1800	0.27
Dimona	10	476	1800	0.26
Dimona1	1	337	1440	0.23
Dimona2	1	399	1440	0.28
P.Alegre	1	480	1440	0.33
P.Alegre	10	524	1800	0.29
C.Powell	$>1000$	147	360	0.41
Cabo Frio	$>1000$	764	2520	0.30
Dimona	$>1000$	881	2880	0.31
Florestal	$>1000$	840	2880	0.29
Km 41-T1	$>1000$	274	720	0.38
Km 41-T2	$>1000$	102	360	0.28
Km 41-T3	$>1000$	174	360	0.48
Km 41-T4	$>1000$	130	360	0.36
Km 41-T5	$>1000$	147	360	0.41
TOTAL	-	6269	20880	-

Tabela 6. Abundância de aranhas coletadas nas bordas de fragmentos ( $\leq 10$ ha) e mata contínua ( $>1000$ ha). O símbolo (\*) indica as amostras usadas na determinação da influência do tamanho da área sobre o efeito de borda. As demais bordas que foram utilizadas em todas as análises deste estudo somam juntas 1852 indivíduos, coletados nas estações chuvosa e seca

BORDAS	TAMANHO (ha)	DISTÂNCIA DA BORDA (m)	ABUNDÂNCIA
Colosso	1	5	104
Colosso	10	150	109
Dimona	10	150	86
Dimona1	1	50	103
Dimona2	1	20	85
P.Alegre	1	10	106
P.Alegre	10	50	109
C.Powell	$<1000$	5	147
Cabo Frio	$<1000$	150	126
Cabo Frio*	$<1000$	1500	134
Dimona	$<1000$	150	102
Dimona*	$<1000$	800	113
Florestal	$<1000$	50	97
Florestal*	$<1000$	1000	114
Km 41-T1	$<1000$	50	125
Km 41-T1*	$<1000$	1200	149
Km 41-T2	$<1000$	20	102
Km 41-T3	$<1000$	10	174
Km 41-T4	$<1000$	5	130
Km 41-T5	$<1000$	10	147
TOTAL	-	-	2362

Tabela 7. Médias ( $\bar{x}$ ) e desvios-padrão (DP) da abundância das famílias de aranhas coletadas durante a estação de chuvas em fragmentos (FRAG), mata contínua (MC) e nas bordas analisadas.

FAMÍLIA	ABUNDÂNCIA TOTAL				ABUNDÂNCIA BORDAS			
	FRAG		MC		FRAG		MC	
	$\bar{x}$	DP	$\bar{x}$	DP	$\bar{x}$	DP	$\bar{x}$	DP
Anyphaenidae	0.1	0.4	0.4	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Araneidae	24.1	10.3	27.1	31.9	6.1	2.6	8.7	7.6
Clubionidae	0.1	0.4	0.3	0.7	0.0	0.0	0.2	0.4
Corinnidae	6.4	3.1	5.2	4.2	1.7	1.7	2.2	1.5
Ctenidae	112.3	56.8	107.9	90.6	28.4	10.4	38.4	21.2
Deinopidae	1.0	1.2	1.4	1.7	0.0	0.0	0.8	1.0
Dictynidae	0.1	0.4	0.7	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Dipluridae	0.1	0.4	0.6	0.7	0.1	0.4	0.6	0.7
Gnaphosidae	0.3	0.5	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Hersiliidae	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Idiopidae	0.1	0.4	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0
Linyphiidae	0.1	0.4	1.9	4.6	0.0	0.0	0.2	0.4
Lycosidae	0.4	0.5	1.0	1.7	0.3	0.5	0.6	1.3
Mimetidae	0.0	0.0	1.9	2.6	0.0	0.0	0.3	0.5
Miturgidae	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Oonopidae	1.3	1.0	0.7	0.7	0.3	0.8	0.2	0.4
Oxyopidae	0.9	0.9	0.3	0.5	0.3	0.8	0.0	0.0
Paratropididae	0.0	0.0	0.2	0.4	0.0	0.0	0.1	0.3
Philodromidae	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pholcidae	4.6	4.3	3.0	3.8	1.0	1.2	0.4	0.7
Pisauridae	4.1	3.6	9.0	10.5	0.4	0.8	1.8	1.5
Salticidae	17.9	11.4	20.2	16.3	4.3	1.0	7.0	3.8
Scytodidae	0.4	0.8	1.7	1.9	0.1	0.4	0.7	0.9
Selenopidae	0.6	1.0	0.0	0.0	0.3	0.8	0.1	0.3
Senoculidae	0.3	0.8	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Sparassidae	30.1	12.1	18.3	23.8	7.4	4.0	3.3	1.6
Synotaxidae	0.4	0.8	0.2	0.4	0.1	0.4	0.1	0.3
Tetragnathidae	1.7	1.4	1.6	1.3	0.4	0.5	0.4	0.7
Theraphosidae	0.9	1.2	0.8	1.0	0.1	0.4	0.3	0.5
Theridiidae	15.0	7.8	12.9	15.0	3.1	1.8	3.7	2.2
Theridiosomatidae	1.7	2.1	1.2	2.3	0.3	0.5	0.1	0.3
Thomisidae	12.4	9.0	15.8	17.3	3.6	2.0	4.6	3.3
Trechaleidae	1.0	1.4	0.1	0.3	0.1	0.4	0.0	0.0
Uloboridae	5.1	5.8	6.6	8.1	1.3	3.0	2.0	1.0

## DISCUSSÃO

Diferenças quanto as variáveis ambientais e a estrutura da vegetação (conjunto de todos os fatores) de fragmentos e mata contínua eram esperadas. No entanto, acredito que o efeito da fragmentação e da distância de borda sobre a vegetação podem estar ocorrendo numa escala mais fina, e as variáveis amostradas, exceto a profundidade da serrapilheira, não foram suficientes para determinar tais efeitos. Assim, provavelmente, as variações espaciais das áreas de coleta podem fazer com que a estrutura da vegetação de um fragmento, seja mais parecida com a de uma floresta próxima, do que em relação a outro fragmento que esteja localizado a grandes distâncias.

O tempo de isolamentos dos fragmentos não é o mesmo, e a vegetação em torno dos locais de amostragem levam a diferentes matrizes. Fragmentos como os da fazenda Dimona são cercados por pastagem, e outros como o de 10ha da Fazenda Porto Alegre, tem uma vegetação mais alta e densa em seu entorno. Algumas amostras em floresta, como as do Km 41, são beiradas por estrada de terra, outras como na Cidade Powell são cercadas por floresta secundária dominada por *Cecropia sp.* No Florestal a matriz é denominada por *Vismia sp.*, e na Reserva do Cabo Frio, as capoeiras tem cerca de 20 anos. Matrizes de amostras circundadas por pastagem por exemplo, teriam menor grau de permeabilidade e maior isolamento do que áreas circundadas por floresta secundária. De acordo com Mesquita *et al.* (1999), quanto mais parecida a vegetação da matriz em relação ao fragmento, mais fraco é o efeito de borda, e pode ser que o efeito da fragmentação tenha sido reduzido neste sistema. Assim, as amostras de fragmentos e floresta foram consideradas semelhantes quanto ao sub-bosque, e outras variáveis que não foram medidas neste estudo poderiam ter sido mais importantes para caracterizar a estrutura da vegetação, que foi feita em função de fatores que poderiam estar influenciando a comunidade de aranhas.

Aranhas podem ser encontradas por todo o sub-bosque, e a interação entre a abundância da comunidade e a estrutura da vegetação era esperada. A medida que a estrutura da vegetação se torna mais diversificada, a heterogeneidade de habitats e a capacidade do ambiente em suportar mais aranhas é maior. A disponibilidade de refúgios aumenta, os pontos para fixação de teias e a variedade do tamanho de presas é maior, e a densidade de aranhas é favorecida. Porém, mesmo havendo efeito da estrutura da vegetação sobre a abundância de aranhas, este fator não explica o maior número de indivíduos na mata contínua, pois não foi observada diferença entre

fragmentos e floresta quanto a estrutura da vegetação. Como as abundâncias em fragmentos e floresta foram padronizadas nos testes e o número de coletas entre os tratamentos foi praticamente o mesmo, descarta-se o efeito do tamanho da área de coleta. Mas por outro lado, não descarto o tamanho da área, como justificativa para as menores abundâncias de aranhas em fragmentos. Também deve-se considerar, que no sub-bosque, existem locais de grande potencial para a fixação de teias e forrageamento e que não foram ocupados, ou que já foram ocupados por aranhas anteriormente e no momento das coletas de encontravam vagos (William Eberhard, com. pess.). Assim, métodos de campo que realmente sejam capazes de determinar experimentalmente o grau de interação e relações de causa-efeito entre a abundância de aranhas e a estrutura da vegetação são necessários para conclusões mais evidentes a respeito da influência da estrutura da vegetação do sub-bosque sobre a araneofauna.

Fatores como invasão de predadores vindos da matriz, mortalidade e competição intraespecífica e interespecífica, mesmo admitindo níveis semelhantes nos remanescentes e na floresta, podem ter mais impacto sobre a comunidade de aranhas dos fragmentos. Em florestas a reposição de indivíduos vindos de outros locais de dentro da própria mata pode ser mais alta, o que não ocorre na mesma escala em fragmentos devido a sua menor área. A migração para dentro dos remanescentes de floresta provavelmente é menor e pode estar mais relacionada com a permeabilidade da matriz e a capacidade de dispersão de algumas aranhas, como *Parawixia sp* (Araneidae), que faz balonismo e consegue se deslocar a enormes distâncias com a ajuda do vento (Foelix 1982).

Apesar de possíveis diferenças na disponibilidade de alimentos entre fragmentos e florestas, acho que este não é um fator limitante para a comunidade de aranhas, pois muitas delas não apresentam adaptações a falta de alimentos (Wise 1993). Além de predação entre as próprias aranhas, durante as coletas noturnas, elas foram observadas predando baratas (Blatodea), grilos (Gryllidae), cupins (Isopoda), formigas (Formicidae), besouros (Coleoptera), artrópodes escondidos sob o folhço como miriápodes (Diplopoda e Chilopoda), opiliões (Opiliones) e um escorpião-vinagre (Uropygi). Durante o dia eram observadas junto as plantas predando moscas (Diptera), percevejos (Hemiptera), borboletas (Lepidoptera), gafanhotos (Orthoptera), cigarras (Homoptera), vespas (Hymenoptera), formigas (Formicidae) e um louva-deus (Mantodea). Também pude observar aranhas predando pequenos vertebrados como lagartos (*Anolis sp* e *Coleodactylus sp*) e sapos (*Colosthetus sp*). Assim, a estrutura da

vegetação encontrada de fragmentos e floresta provavelmente comporta uma variedade de presas capaz de sustentar a comunidade de aranhas nestes locais.

Nas bordas, a abundância de aranhas continuou mais alta na floresta. Porém, não houve relação entre a abundância de aranhas e as variáveis ambientais, e nem influência da distância de borda sobre o número de indivíduos na comunidade. Ainda em relação as variáveis ambientais, estes fatores podem não ter sido capazes de captar as respostas da comunidade junto as bordas caso as aranhas estejam respondendo as mudanças da paisagem numa escala mais fina. Nos pontos de coleta mais distantes da borda, principalmente em florestas, esperava-se que houvesse uma atenuação do efeito de borda sobre a abundância de aranhas, mas isto não ocorreu nem mesmo próximo a matriz, e o tamanho do fragmento parece não ter tido influência sobre a distância de borda.

As hipóteses para a menor abundância nas bordas dos fragmentos, podem ser as mesmas quando considerarei apenas o tamanho das amostras. O que também pode estar acontecendo, é que algumas espécies reagem de maneira diferente as mudanças causadas pelo aparecimento de uma borda. Possivelmente alguns grupos se beneficiem das bordas, enquanto outros são prejudicados ou menos suscetíveis as mudanças da paisagem. Também deve-se considerar, que a análise da abundância de uma comunidade por englobar todos indivíduos, não capta comportamentos específicos ou distintos entre os grupos em relação a fragmentação ou ao aparecimento de bordas. Além disso, o comportamento dos indivíduos mais abundantes em relação a estes fatores pode estar ocultando variações na abundância de espécies raras e que estejam respondendo as mudanças do ambiente causadas pela fragmentação.

A abundância total dos indivíduos coletados, está praticamente representada apenas por 6 famílias. Nas coletas feitas durante a estação chuvosa, Ctenidae corresponde a quase metade das aranhas capturadas, e somadas as famílias Araneidae, Sparassidae, Salticidae, Thomisidae e Theridiidae, elas representam juntas, 85% da abundância da comunidade. A comparação das porcentagens entre as famílias coletados neste estudo em relação a outros trabalhos é complicada, pois nos levantamentos de aranhas, os métodos e a padronização do esforço costumam ser distintos (Coddington *et al.* 1991, Green 1999). Um levantamento da araneofauna realizado na Reserva Ducke, uma floresta de terra-firme próxima a Manaus, contabilizou 56 famílias capturadas inclusive no dossel, por diversos métodos de coleta, onde muitas delas (44%) foram representadas por menos de 10 indivíduos (Höfer e Brescovit 2001). Ainda em relação

ao estudo feito na Ducke, utilizando apenas dois tipos de coleta, capturei 60% das famílias e creio que a comunidade de aranhas do sub-bosque pôde ser relativamente bem representada, além disso, controlei o esforço de captura para que futuras comparações quanto a comunidade de aranhas possam ser feitas. Outro levantamento de aranhas feito na Mata Atlântica do Espírito Santo (Santos 1999), utilizou os mesmos métodos de coleta empregados neste estudo, e o número de famílias capturadas foi o mesmo. Entretanto, comparações a respeito da diversidade de famílias em relação aos três estudos não foram feitas a princípio, em razão das diferenças quanto ao esforço de coleta.

Dentre as famílias mais abundantes da floresta, Ctenidae, Salticidae e Pisauridae somam 56% dos indivíduos, contribuindo para que o número de aranhas na mata contínua fosse maior. Por outro lado, Sparassidae, a única família com maior abundância em fragmentos, representa 10% da abundância total de indivíduos coletados. Estas famílias possuem diferenças quanto a uso de recursos, hábitat e comportamento, e os fatores que podem estar influenciando na redução da abundância destes grupos, não são necessariamente os mesmos. Como as famílias podem estar respondendo de modo diferente as mudanças da paisagem causadas pela fragmentação, a princípio elas serão discutidas separadamente. As discussões são feitas enfocando um pouco da história natural de cada grupo e suas repostas a fragmentação, e primeiramente serão discutidas as famílias que tiveram suas abundâncias alteradas pela redução da floresta.

#### CTENIDAE Keyserling 1877

Todos indivíduos da família Ctenidae são noturnos, não tecem teias e foram coletados forrageando principalmente no folhicho, sobre troncos de árvores, e na vegetação mais próxima ao solo. Os indivíduos são grandes e muitos deles pertencem ao gênero *Ctenus*, que representa boa parte das aranhas que vivem sobre o solo da floresta (Höfer *et al.* 1994). A maior abundância de Ctenidae observada em relação aos demais grupos se deve em parte à facilidade em serem visualizadas e coletadas devido a intensidade do brilho dos olhos, tamanho dos indivíduos e pelo fato das coletas noturnas serem mais longas que as diurnas possibilitando maior captura indivíduos.

A princípio eu esperava que a abundância da família estivesse claramente relacionada ao acúmulo de serrapilheira, e não ao número de troncos caídos. No entanto, locais com mais troncos sobre o solo podem estar disponibilizando mais refúgios e dificultando a captura dos indivíduos que podem estar se escondendo nestes locais.

Outra possibilidade seria o fato destes esconderijos serem dominados por fêmeas e machos adultos que são menos ativos e forrageiam menos que os juvenis (Salvestrini e Gasnier 2001). Mas como somente pouco mais de 20% dos indivíduos de Ctenidae capturados eram adultos, provavelmente as coletas não teriam sido muito prejudicadas. Mesmo que as amostras de fragmentos e floresta tenham quantidades de troncos caídos semelhantes, na mata contínua a abundância de aranhas é maior, portanto esta interação não explica a discrepância do número de indivíduos coletados nos tratamentos. Além disso, soma-se o fato de não ter sido observada diferença significativa na quantidade de troncos caídos em fragmentos e floresta. Outro fator importante para a distribuição de aranhas desta família, e que não foi considerado neste estudo, é o tipo de solo. Gasnier e Höfer (2001), mostraram que em solos arenosos Ctenidae está mais sujeita a ataques por formigas de correição, e em solos argilosos, algumas espécies (*C. crulsi* Mello-Leitão 1930 e *C. manauara* Höfer, Brescovit e Gasnier 1994) são mais frequentes, assim, este fator poderia explicar a baixa abundância de Ctenidae nos fragmentos.

Foi observado que em relação a abundância de Ctenidae, o efeito da distância de borda é comum nos dois tratamentos e constitui uma das consequências da fragmentação sobre o grupo. Entretanto, isto pode significar que devido ao efeito da distância da matriz em relação a abundância desta família, fragmentos menores que 10ha se comportam como uma borda de floresta, pois o número de aranhas nestes locais é semelhante. No caso dos fragmentos de 1ha, o efeito de borda provavelmente é ainda mais proeminente e toda a comunidade de aranhas presentes nestes locais está sujeita aos efeitos causados pelas mudanças na paisagem. Isto reforça a teoria de que o efeito de borda é um dos principais fatores envolvidos na fragmentação de habitats (Murcia 1995, Laurance e Yensen 1991), e que fragmentos pequenos não sejam capazes de reproduzir em menor escala as condições ambientais encontradas na floresta, por estarem sujeitos as mudanças causadas pelo surgimento de bordas.

Perto de uma borda, pode haver maior facilidade para obtenção de alimento e maior estoque de presas (no caso artrópodes, Didham 1997b), mas os principais fatores que seriam os responsáveis por este comportamento, os componentes da vegetação, não mostraram relação alguma com a abundância de Ctenidae próximo a matriz. Também pode ser que esteja havendo invasão de indivíduos oriundos da vegetação de entorno das amostras já que estas aranhas são errantes, mas isto não foi analisado neste estudo, e provavelmente, coletas nas matrizes poderiam responder melhor a esta questão.

## PISAURIDAE Simon 1890

Certamente, esta é uma das famílias com maior variação quanto ao tamanho, comportamento e uso de habitats. Quatro gêneros são muito comuns na Amazônia, sendo que as aranhas noturnas *Thaumasia sp* e *Ancylometes sp* não tecem teias, enquanto que *Architis* e *Staberius* são diurnas e tecem teias similares a folhas de papel (Brescovit *et al.* 2003 e Höfer e Brescovit 2001). Os indivíduos coletados junto a vegetação durante o dia eram pequenos ao contrário dos exemplares de *Ancylometes sp*, as maiores aranhas não caranguejeiras da natureza (Antônio Brescovit com. pess.), e que foram capturadas na serrapilheira e no troncos das árvores. Nas bordas, possivelmente a paisagem dos fragmentos se encontra mais alterada e o habitat pode estar sendo menos propício para a sobrevivência dos indivíduos, e assim, menor abundância de aranhas nos remanescentes foi observada. Isto talvez seja devido a migração de espécies errantes para fora dos fragmentos, e por outro lado, pode ser que esteja havendo maior reposição de indivíduos juntos as bordas da floresta por aranhas oriundas da mata contínua, ou até mesmo da matriz. Mesmo tendo sido constatado que a abundância do grupo é menor nas bordas de fragmentos, não houve interação com nenhum dos fatores analisados. Numa família de hábitos tão diversos, o fato de indivíduos de comportamentos tão distintos terem sido agrupados nas análises, provavelmente não foi eficiente em determinar os efeitos da fragmentação e dos componentes da vegetação sobre o grupo.

De acordo com Höfer e Brescovit (2001), esta família pode ser separada em duas guildas ecologicamente distintas. Portanto, a determinação dos efeitos da fragmentação sobre Pisauridae poderia ter sido observada caso eu tivesse relacionado o número de indivíduos apenas com a estrutura da vegetação. Mas como eu não tinha idéia das proporções entre os gêneros que seriam coletados, preferi analisar a abundância do grupo como um todo em relação a cada um dos fatores ambientais.

## SALTICIDAE Blackwall 1841

A maioria dos indivíduos é pequena, e Salticidae é o grupo de maior diversidade entre as aranhas, com 4889 espécies já identificadas (Platnick 2003), sendo que na Amazônia, são conhecidas cerca de 250 espécies (Brescovit *et al.* 2003), e a característica mais marcante desta família são os dois olhos frontais enormes e que conferem a estas aranhas uma visão apurada (Foelix 1982). Capturam as presa saltando sobre elas e em seguida subjugando-as (Wise 1991), não tecem teias podendo ser



diurnas ou noturnas e forrageiam constantemente na vegetação e no folhiço (Höfer e Brescovit 2001).

Esta foi a quarta família mais abundante deste estudo, são em sua maioria diurnas e praticamente todos indivíduos foram capturados junto a vegetação durante o dia. Mesmo assim, nenhuma interação entre a abundância do grupo e os fatores relacionados as características do sub-bosque foi observada, e o maior número de aranhas na mata contínua não pôde ser explicado pelas variáveis relacionadas a vegetação. Durante a noite, a visualização e coleta foram dificultadas pelo tamanho, agilidade de fuga e pelo fato de muitos indivíduos serem escuros e capazes de se camuflar na serrapilheira.

A distância da matriz não justifica a condição de Salticidae nos remanescentes, e se foi observado maior abundância da família nas bordas de mata contínua, a explicação mais plausível para este caso seria o fato destas aranhas possuírem grande acuidade visual e preferência por locais bem iluminados como bordas de floresta (Antonio Brescovit com. pess.). Alguns fragmentos são bem fechados e sua luminosidade em alguns locais é menor (obs. pessoal), e como Salticidae possui uma visão bem desenvolvida, seu sucesso na captura de presas pode estar sendo maior na mata contínua. Outra hipótese estaria relacionada a maior reposição de indivíduos vindo de outras áreas da floresta, o que não ocorre nos fragmentos na mesma escala, principalmente por uma questão de tamanho e distância em relação as eventuais fontes de colonização.

#### SPARASSIDAE Bertkau 1872

Esta foi a única família mais abundante em fragmentos, e comparada aos demais grupos deste estudo, apresenta a menor diversidade com apenas 9 espécies coletadas na Amazônia (Brescovit *et al.* 2003). Sparassidae são aranhas de movimentos rápidos, tamanho médio e que possuem hábitos semelhantes aos de Ctenidae, um dos motivos pelos quais foram agrupadas numa mesma guilda por Höfer e Brescovit (2001). São noturnas, se deslocam bastante durante o forrageamento e podem se esconder nas plantas durante o dia, pois consegui coletar alguns indivíduos com batedores de vegetação. Forrageiam principalmente sobre o folhiço, algumas espécies se camuflam com folhas secas e eventualmente alguns indivíduos podem ser coletados a noite sobre a vegetação. Também podem ser facilmente capturadas devido a sua grande abundância, e ao forte brilho esverdeado dos olhos ao refletir a luz das lanternas de cabeça.

Não foi observada nenhuma interação entre o número de indivíduos e as variáveis ambientais que pudesse explicar a maior abundância de Sparassidae nos remanescentes de floresta. Justamente nos fragmentos e nas suas bordas onde a abundância de Ctenidae é menor, existe maior número de indivíduos de Sparassidae, e pode ser que as condições ideias de vida para Ctenidae, sejam diferentes das de Sparassidae. No entanto, durante as coletas noturnas, pude observar indivíduos de Ctenidae, cujos adultos são maiores do que os de Sparassidae, se alimentando destas aranhas, e a diminuição na abundância destes predadores pode estar favorecendo a abundância de Sparassidae nos fragmentos, já que seus nichos podem se sobrepor pelo uso de habitats semelhantes. No entanto, nos fragmentos pode estar havendo predação de indivíduos jovens de Ctenidae por Sparassidae favorecendo a abundância das aranhas desta família não permitindo ue a população de Ctenidae aumente nestes locais. A última hipótese, seria a de que os indivíduos de Ctenidae estariam levando vantagem sobre Sparassidae na competição por recursos como territórios utilizados para caça, já que ambas forrageiam muito sobre a liteira. No entanto, a enorme quantidade e a grande variedade de presas, considerando ainda o largo espectro de alimentação de uma aranha, me levam a crer que a disponibilidade de alimento não é um fator limitante para a araneofauna numa floresta de terra-firme da Amazônia.

#### ARANEIDAE Simon 1895

São aranhas muito abundantes na floresta e após Salticidae é o segundo grupo mais amostrado da Amazônia com cerca de 200 espécies conhecidas (Brescovit *et al.* 2003). A maior parte destas aranhas são ativas a noite, com construção efetiva de teias e forrageamento enquanto que poucas espécies são diurnas (Antonio Brescovit com. pess.), no entanto, a maioria dos indivíduos foi coletada junto a vegetação durante o dia provavelmente enquanto estavam menos ativas. As aranhas da família Araneidae não tiveram sua abundância afetada pela fragmentação ou pela distância da borda.

Era esperado que fatores como a densidade e complexidade da vegetação estivessem relacionadas com o número de indivíduos deste grupo, mas foram as palmeiras que interagiram com a abundância de Araneidae inclusive ao considerar somente as bordas. Palmeiras, são abundantes no sub-bosque (Scariot 2001), e a arquitetura de suas folhas, largas e compridas devem favorecer a fixação de teias podendo fornecer abrigo e proteção contra chuvas. As palmeiras *Bactris* sp e *Astrocarium* sp, uma das mais numerosas no sub-bosque, possuem espinhos na parte

inferior de suas folhas, e protegem as aranhas contra inimigos de maior porte como pássaros, sapos e lagartos, porém, não evitam o parasitoidismo por vespas. Em locais onde há maior número de palmeiras, a abundância de aranhas é mais alta nos fragmentos, na mata contínua e nas bordas. A presença de palmeiras favorece a abundância de Araneidae e eleva a capacidade do sub-bosque de suportar um grande número de indivíduos, o que possivelmente ameniza os impactos da fragmentação sobre a família, devido a grande disponibilidade de microhabitats.

#### Theridiidae Sundevall 1833

Theridiidae é a terceira família mais comum na Amazônia, a quinta maior diversidade entre as aranhas (Platnick 2003) e o sexto grupo mais abundante deste estudo. Estas aranhas pequenas e que tecem teias irregulares (algumas em forma de cúpula) junto a vegetação, foram coletadas durante o dia, e menos frequentemente a noite em troncos caídos, raízes tabulares (sapopembas) e montes de serrapilheira acumulados na base de palmeiras.

O efeito negativo da densidade do sub-bosque sobre a abundância de Theridiidae não era esperado, já que uma vegetação mais densa disponibilizaria mais habitats, refúgios e locais para a construção de teias. O fato de não haver diferença significativa da abundância de Theridiidae em mata contínua e fragmentos não significa que este grupo seja menos suscetível a fragmentação. Mesmo supondo que exista uma interação negativa com a densidade do sub-bosque, este fator pode estar reduzindo o número de indivíduos de maneira semelhante em fragmentos e floresta. É curioso notar, que nas bordas também há interação negativa entre a abundância de Theridiidae e o número de palmeiras. No caso de Araneidae, estas plantas poderiam estar fornecendo vantagens como abrigo, proteção e locais para fixação de suas teias, porém o oposto foi observado em relação a Theridiidae.

Theridiidae e Araneidae são aranhas que costumam tecer suas teias junto a vegetação, porém neste estudo, apresentaram comportamentos opostos em relação a a presença de palmeiras e densidade do sub-bosque. Portanto, a presença de Araneidae seria uma das responsáveis pelo menor número de indivíduos de Theridiidae nos fragmentos, e talvez isto se deva a competição pelos melhores locais para a construção de teias, ou até mesmo pela predação.

Em muitas famílias como Araneidae e Theridiidae, diferenças quanto a abundância em fragmentos e floresta não foram determinadas. Por outro lado, nestes

dois grupos, foi observado uma interação entre o número de indivíduos e algumas das variáveis relacionadas a vegetação que poderiam explicar, o fato destas famílias não terem sido aparentemente afetadas pela fragmentação.

#### Considerações finais e aspectos relacionados a conservação de áreas fragmentadas

A queda na abundância e riqueza de espécies de aranhas também foi observada em fragmentos na Califórnia (Bolger *et al.* 2000), e reflete um comportamento semelhante ao encontrado para diversidade de formigas (Formicidae) (Vasconcelos *et al.* 2001), e abundância de invertebrados terrestres (Didham 1997b), onde fragmentos menores que 10ha não seriam capazes de suportar grande abundância de indivíduos e possivelmente maior riqueza de espécies. No entanto, a abundância é um parâmetro ecológico que omite informações essenciais para a conservação de quaisquer grupos. A diversidade e a composição da comunidade são importantes parâmetros para a tomada de decisões relativas a conservação, porém, não são abordados ao considerar apenas a abundância de um determinado grupo. A biomassa, e a energia disponível de uma caraquejeira da espécie *Theraphosa blondii* (Theraphosidae) por exemplo, equivale ao peso de milhares de aranhas da família Salticidae, e se tratando de abundância, estes fatores são considerados iguais para todos organismos, mesmo sendo diferentes. Além disso, não significa que locais com maior abundância de aranhas tenham necessariamente maior riqueza de espécies, e que em áreas com menor número de indivíduos não se encontre espécies raras, já que um dos efeitos muito conhecidos em áreas alteradas é o favorecimento da abundância de alguns grupos.

Entretanto, no estudo de uma comunidade de aranhas, a abundância tem seu valor ecológico ao caracterizar mudanças decorrentes da fragmentação de habitats. O fato de haver mais aranhas na floresta do que em fragmentos, demonstra diferenças entre a comunidade de florestas nativas e alteradas, podendo servir como um dos argumentos necessários para a conservação de áreas não perturbadas. Se há maior diversidade de espécies em fragmentos mesmo que suas abundâncias sejam menores, o que considero improvável, esta já é uma questão que necessita de outra abordagem, e outros parâmetros ecológicos que tragam mais informações a respeito da comunidade do que simplesmente a abundância dos indivíduos, são necessários.

A identificação de aranhas, assim como de muitos outros invertebrados, requer mais tempo e maiores custos. Problemas como a escassez de taxonomistas, baixo

número de espécies descritas (Coddington e Levi, 1991), e ausência de literatura, somam-se aos problemas de morfotipagem, que no caso de aranhas, é correta em somente 50% dos casos quando feita por não especialistas (Derraik *et al.* 2002).

Com a crescente derrubada das florestas tropicais, aliada a perda de habitats e extinção de espécies, decisões relativas a conservação necessitam de rapidez (Lovejoy *et al.* 1983). A determinação da abundância de invertebrados, como aranhas por exemplo, pode ser o primeiro passo para a interpretação dos efeitos da fragmentação sobre a floresta.

Considero a comparação da abundância entre áreas fragmentadas e floresta não impactadas, uma ferramenta rápida, barata (por não necessitar de especialistas) e capaz de demonstrar alterações na comunidade de aranhas submetidas a pressão antrópica. Estudos subsequentes a respeito de como a composição das comunidades estão sendo estruturadas e afetadas pela fragmentação são imprescindíveis. Entretanto, esta abordagem exige mais tempo e maiores custos para disponibilizar informações que não podem ser simplesmente respondidas apenas em função do número de indivíduos de uma determinada área.

Trabalhar com aranhas a nível de famílias só foi possível porque elas são ecologicamente distintas podendo ser diferenciadas quanto ao uso de habitats e a utilização de recursos. Porém, existem variações dentro dos grupos e se for viável determiná-las, elas devem ser consideradas para uma melhor caracterização das famílias. Caso estivesse trabalhando com espécies, onde a identificação é possível apenas em adultos, somente 28% das coletas seriam aproveitadas, pois esta foi a proporção de indivíduos adultos coletados. No entanto, ao analisar a comunidade ao nível de famílias, todos indivíduos capturados podem ser utilizados nas análises. Muitas espécies não são consideradas nos estudos por serem jovens, e não seria adequado extrapolar os efeitos da fragmentação para uma família, baseado apenas no estudo dos poucos adultos que puderam ser identificados.

As limitações deste estudo por ter abordado a araneofauna a nível de famílias são praticamente as mesmas apontadas em relação a abundância da comunidade. É evidente que o agrupamento de diferentes organismos produz informações menos refinadas a respeito do próprio grupo, mas por outro lado, assim como no estudo a nível de espécies, pode revelar diferentes padrões dentro da comunidade. O número de indivíduos das famílias que tiveram suas abundâncias alteradas em fragmentos corresponde a 68% do total de aranhas, sendo que quase metade delas pertence a família

Ctenidae. Portanto este estudo reforça o argumento de que aranhas, respondem a fragmentação da floresta e podem ser indicadores de mudanças na paisagem. A baixa abundância de uma família como Sparassidae, que teve mais indivíduos coletados em fragmentos, não significa, em termos de conservação, que a fragmentação tenha beneficiado o grupo, pois pode ter havido perda de espécies, um grave problema ao se tratar da manutenção da biodiversidade em florestas tropicais.

Mesmo que não tenham sido observadas diferenças quanto a abundância de algumas famílias entre floresta e remanescentes, também não significa necessariamente que elas sejam mais resistentes a fragmentação. O número de indivíduos em muitas famílias foi pequeno, e devido a menor área dos fragmentos, a chance de coletar espécies mais raras nestes locais provavelmente seja maior.

Em áreas fragmentadas as famílias respondem de forma diferente a redução da floresta, e pode-se dizer o mesmo a respeito das espécies. Existem fatores que amenizam os efeitos da fragmentação, como no caso de palmeiras em relação a abundância de Araneidae, ou que aumentam os riscos de perda de espécies como pode acontecer com Pisauridae em bordas de fragmentos. Há ainda aqueles fatores que podem vir a beneficiar alguns grupos, como pode ter ocorrido com a abundância de Sparassidae em fragmentos, onde menos indivíduos de Ctenidae foram observados. Vale ressaltar, que todas as famílias afetadas pela fragmentação neste estudo são compostas por aranhas errantes, com exceção de Pisauridae, que tem alguns gêneros tecedores de teias.

Aranhas de teia se geralmente se deslocam menos, e talvez maior número delas permaneça nos fragmentos mesmo em condições desfavoráveis. Já as os indivíduos errantes, tem mais facilidade em abandonar os remanescentes em busca de locais mais favoráveis a sua sobrevivência, e talvez estejam conseguindo alcançar áreas de mata contínua. Informações relativas a famílias não são muito úteis para a conservação da araneofauna por não tratar das espécies. Porém, elas são ecologicamente distintas e representam todos indivíduos coletados, portanto, suas abundâncias remetem aos efeitos da fragmentação sobre a comunidade. Assim, o estudo abordando famílias foi útil ao determinar que os impactos causadas pela redução da floresta variam dentro da comunidade, e que as relações com a vegetação do sub-bosque são fatores que possivelmente influem na suscetibilidade de algumas aranhas a fragmentação.

**CAPÍTULO 2**

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE  
DE ARANHAS DO SUB-BOSQUE**

## INTRODUÇÃO

Aranhas compreendem uma porção significativa da diversidade de artrópodes de solo e como invertebrados predadores de topo são componentes importantes de qualquer ecossistema (Toti *et al.* 2000). São a sétima maior diversidade do planeta, com 37972 espécies atualmente conhecidas (Platnick 2003), e muito pouco se sabe sobre este grupo principalmente nos trópicos, onde de 70-90% dos espécimens disponíveis em coleções são novas (Coddington e Levi 1991), portanto, estudos sobre uma possível perda de diversidade e mudanças na composição da araneofauna causadas pela fragmentação são essenciais para a conservação de florestas tropicais.

São conhecidos atualmente 37972 espécies de aranhas distribuídas em 3526 gêneros (Platnick 2003). Na Reserva Florestal Adolpho Ducke próximo a Manaus, já foram coletados 284 gêneros de aranhas por diversos métodos de captura, inclusive por amostragens de dossel (Höfer e Brescovit 2001). Caso a diversidade de aranhas seja alterada nos fragmentos em relação a floresta, isto pode se refletir na perda de espécies ou até mesmo de gêneros devido a fragmentação, podendo haver aumento dos riscos de extinção local e de mudanças na composição da araneofauna. Alguns estudos já demonstraram que a diversidade de estruturas presentes na vegetação tem um efeito positivo sobre a diversidade de espécies, como demonstrado por Greenstone (1984) para aranhas de teia. A composição e riqueza da comunidade de aranhas associadas a macrófitas aquáticas também é determinada pela complexidade da vegetação (Raizer e Amaral 2001), e a densidade do dossel, bem como a presença de ervas daninhas em campos de soja, que possibilitam mais pontos para fixação de teias, favorecem a abundância e riqueza de espécies (Halaj *et al.* 1998, Balfour e Rypstra 1998, respectivamente).

De acordo com Gibb e Hochuli (2002) a análise da composição de espécies talvez seja o melhor método para determinar mudanças na comunidade causadas pela fragmentação, e neste estudo, a composição da comunidade, que considerou o número de indivíduos de cada gênero, bem como quais deles estão presentes nas amostras, foi determinada pela comparação da abundância dos gêneros coletados no sub-bosque de fragmentos e floresta durante a estação chuvosa. A influência da estrutura da vegetação sobre a composição da araneofauna também foi analisada, para que os efeitos da fragmentação e da existência de bordas sobre a comunidade possam ser melhor compreendidos e discutidos.



## MÉTODOS

Vide capítulo 1, pp. 7

### **Análise dos efeitos da fragmentação sobre a composição da araneofauna**

A determinação dos efeitos da fragmentação sobre a composição da comunidade de aranhas do sub-bosque foi baseada na abundância de cada gênero coletado nas amostras. Apenas as coletas feitas na estação chuvosa puderam ser identificadas até o nível de gênero, e juntamente com o material coletado durante a estação seca, ainda se encontram em processo de identificação.

Para determinar os efeitos da fragmentação sobre a composição da comunidade, a similaridade da araneofauna de fragmentos e mata contínua foi comparada pela análise TWINSpan (Belbin, 1991), que consiste numa ordenação em dois sentidos entre espécies e locais. Desta forma pode-se identificar se existe associação entre os locais e as espécies (no caso deste estudo, os gêneros foram analisados e não as espécies). No entanto, o TWINSpan não fornece as distâncias de similaridade entre os locais, que são valores os numéricos que representam a comunidade de aranhas coletadas em cada amostra. Por esta razão, foi feita uma ordenação (HMDS) baseada na abundância dos gêneros, que permitiu representar a composição da comunidade em dois eixos, e cujos valores foram utilizados nas demais análises. As distâncias de similaridade entre as amostras foram calculadas pela distância Euclidiana.

O efeito da fragmentação sobre a composição da araneofauna foi testada por uma MANOVA, onde os valores dos dois eixos da ordenação são as variáveis dependentes, e a variável independente categórica é a localização da amostra (fragmentos ou mata contínua). Para avaliar a relação entre a estrutura da vegetação e a similaridade da araneofauna, foi feito um teste de Mantel. Afim de evitar que a composição da comunidade fosse mais fortemente representada pelos gêneros mais comuns, suas abundâncias foram transformadas. Cada gênero foi transformado por divisão de sua abundância, pela soma dos indivíduos deste mesmo grupo coletados em todas amostras. Assim, mais peso e importância foram dadas a frequência dos gêneros menos abundantes.

#### **Efeito de borda**

A frequência de cada gênero nas bordas, é a mesma observada no TWINSpan feito anteriormente, e sabendo-se quais delas foram estudadas, não há necessidade de se

refazer esta análise. No entanto, para determinar a similaridade da composição de aranhas entre as bordas de fragmentos e floresta decidi fazer apenas uma ordenação (HMDS) das abundâncias de cada gênero. A frequência dos gêneros mais menos abundantes também tiveram mais peso ao representar a comunidade, e para isto, suas abundâncias foram transformadas por divisão pela soma (Ferreira 1997).

A diferença da composição da araneofauna entre fragmentos e floresta foi avaliada por uma MANOVA. Em seguida, foi executada uma MANCOVA, que incluiu a distância da borda como uma das possíveis variáveis relacionadas a composição da comunidade. Finalmente, para determinar se a heterogeneidade da estrutura da vegetação está correlacionada com a composição da araneofauna em bordas, foi feito um teste de Mantel.

O TWINSPLAN ("Two-way species analysis"), a ordenação (HMDS) das amostras, e as medidas de similaridade das matrizes utilizadas no teste de Mantel (vegetação e composição), foram executadas no programa PATN (Belbin 1991). As análises de variância (MANOVA e MANCOVA), foram feitas no programa SYSTAT v.9 (Wilkinson 1998), e o teste de Mantel foi feito executado pelo programa RT (Manly 1997), utilizando 1000 aleatorizações para as regressões entre as matrizes.

## RESULTADOS

Foram identificados 1164 indivíduos adultos de 96 gêneros e 27 famílias (tab.8). Das sete famílias que não foram identificadas até gênero, apenas em Dipluridae foi observado um indivíduo adulto cuja identificação não foi possível. Nas demais famílias (Hersiliidae, Idiopidae, Lycosidae, Miturgidae, Philodromidae e Theraphosidae), foram coletados apenas jovens. Dos 1102 adultos coletados, 913 (82%) foram identificados até gênero, e pela falta de literatura ou ausência de especialistas, não foi possível a identificação dos demais indivíduos. Entretanto, afim de representar melhor a araneofauna amostrada, 233 jovens puderam ser identificados fazendo com que 30% da comunidade pudesse ser conhecida até gênero. Este número é próximo da porcentagem de todos os indivíduos adultos coletados no inverno (28%), e que poderiam virtualmente ter sido identificados. Portanto, considero que boa parte da comunidade pôde ser identificada ao menos até gênero, já que os jovens constituem 72% das coletas de inverno, e sua identificação é difícil ou inviável.

Apenas *Ctenus* (n=330, Ctenidae) esteve presente em todas as amostras. *Noegus* (n=85, Salticidae), *Dipoena* (n=51, Theridiidae) e *Mangora* (n=21, Araneidae) estiveram presentes em 13, 12 e 11 amostras respectivamente, enquanto que *Episimus* (n= 63, Theridiidae), *Alpaida* (n= 25, Araneidae), e *Centroctenus* (n= 24, Ctenidae) foram coletados em dez amostras. A presença dos demais gêneros nas amostras pode ser visualizada pelo TWINSpan (fig.15), onde nota-se que 29 gêneros (30%) foram coletados somente em mata contínua e 13 (13%) apenas em fragmentos. Mas com exceção de *Thaumasia* (n= 16, Pisauridae) e *Ero* (n=11, Dipluridae), coletados em seis e três florestas respectivamente e *Achaeranea* (n=3, Theridiidae), coletada em três fragmentos, as demais famílias foram capturadas no máximo em duas amostras. Por esta razão, não existem dados suficientes para afirmar que a fragmentação leva a perda de alguns destes gêneros, ou que suas populações tenham sido favorecidas em fragmentos. O TWINSpan mostra ainda, que a fragmentação não resulta numa composição de gêneros de aranhas característica de fragmentos ou mata contínua. O mesmo pode ser observado pela ordenação da comunidade (fig.16), onde alguns fragmentos são mais similares a floresta do que em relação a outros fragmentos, e a composição da araneofauna entre estes locais não é significativamente diferente (MANOVA,  $F_{[2,13]}=0,8$ ,  $p=0,477$ ,  $n=16$ ). As causas da manutenção local da diversidade da comunidade em fragmentos, também não pôde ser explicada pela estrutura da vegetação

(tab.3 e fig.5, cap.1), (Mantel,  $p=0,616$ ,  $n=16$ ), pois não houve correlação entre a comunidade de aranhas a nível de gêneros e a estrutura da vegetação do sub-bosque. Porém, de acordo com a ordenação da composição de aranhas, nota-se que na mata contínua, as distâncias de similaridade são maiores do que entre as amostras de fragmentos, e apesar de não haver diferenças quanto a araneofauna entre os tratamentos, a comunidade de aranhas nas florestas é mais heterogênea do que nos fragmentos. Isto se deve em parte ao fato de 28,7% dos gêneros terem sido coletados somente na floresta, enquanto que nos fragmentos 13,8% dos gêneros só foram encontrados nestes locais (tab.8).

#### Efeito de borda

Nas bordas estudadas foram coletados 339 indivíduos de 63 gêneros e 23 famílias (tab.8), onde apenas *Ctenus* ( $n= 104$ , Ctenidae) esteve presente em todas as amostras. Assim como nas análises de fragmentação, a composição da comunidade de aranhas não foi diferente nas bordas de floresta e fragmentos (MANOVA,  $F_{[2,13]}=0,8$ ,  $p=0,477$ ,  $n=16$ ), e a ordenação dos gêneros, não mostra maior similaridade entre as amostras de um mesmo tratamento (fig.17). Porém neste caso, onde somente as bordas foram consideradas, as áreas de floresta foram mais similares entre si quanto araneofauna do que os fragmentos. A distância da borda parece não ter efeito sobre a composição de aranhas (MANCOVA,  $F_{[2,13]}=1,8$ ,  $p=0,48$ ,  $n=16$ ), e a araneofauna das bordas de fragmentos e floresta é similar (MANCOVA,  $F_{[2,13]}=1,6$ ,  $p=0,242$ ,  $n=16$ ). Nota-se de acordo com a ordenação, que a similaridade da composição das bordas de fragmentos e floresta é maior se comparada a ordenação dos tratamentos ao considerar todas as amostras e não somente as bordas. Porém, foi observado, que a estrutura da vegetação (tab.4 e fig.6, cap.1) está correlacionada com a composição da comunidade de aranhas nas bordas (Mantel,  $p=0,02$ ,  $n=16$ ), pois a composição da araneofauna do sub-bosque é alterada a medida em que a heterogeneidade da vegetação de fragmentos e floresta varia.

Figura 15. TWINSpan, indicando a presença dos gêneros (espaços preenchidos) de aranhas em cada amostra de fragmentos (F) e mata contínua (M). O cálculo de similaridade da araneofauna entre as amostras foi baseado na abundância dos gêneros coletados durante a estação de chuvas, onde nota-se que não existe uma composição de aranhas característica de fragmentos ou mata contínua.

F1=Colosso(10ha), F2=Colosso(1ha), F3=Dimona(10ha), F4=Dimona1(1ha),  
F5=Dimona2(1ha), F6=P.Alegre(10ha), F7=P.Alegre(1ha), M1=C.Powell(>1000ha),  
M2=C.Frio(>1000ha), M3=Dimona(>1000ha), M4=Florestal(>1000ha),  
M5=Km41T1(>1000ha), M6=Km41T2(>1000ha), M7=Km4T3(>1000ha),  
M8=Km41T4(>1000ha) e M9=Km41T5(>1000ha)



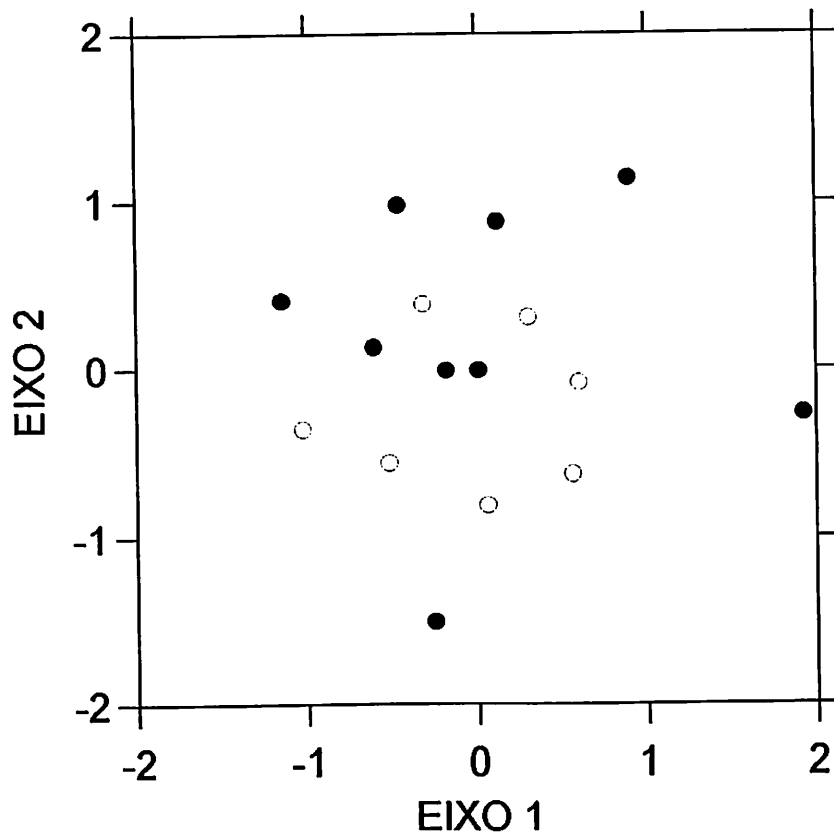


Figura 16. Ordenação (HMDS) da composição de aranhas em fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros), baseada na abundância dos gêneros coletados.

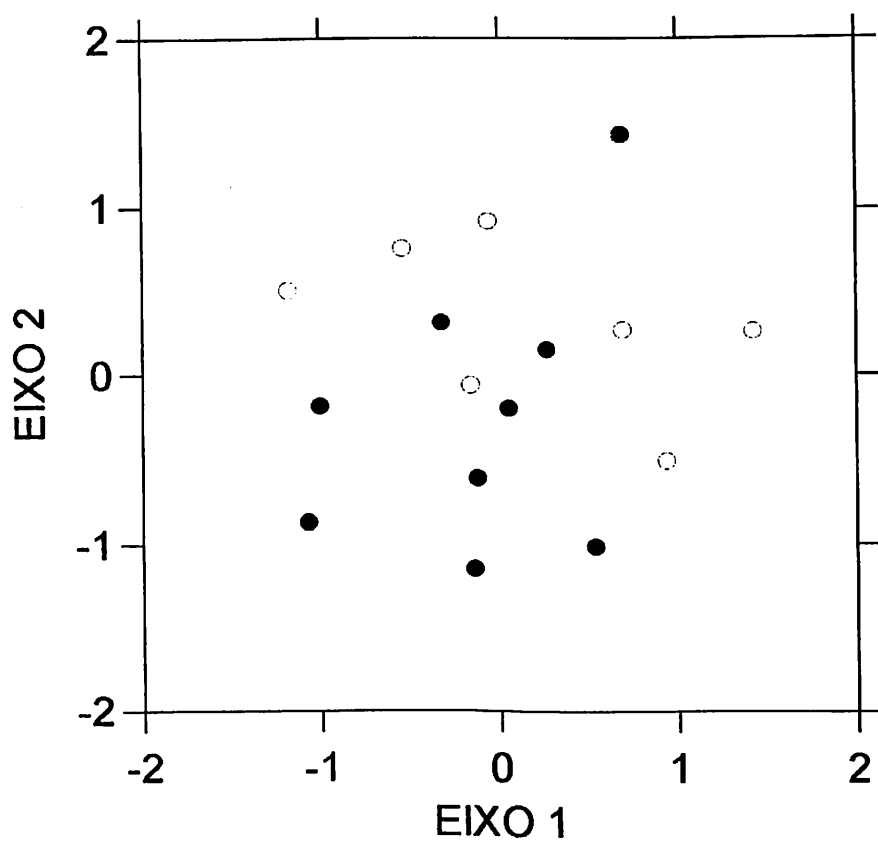


Figura 17. Ordenação (HMDS) dos gêneros de aranhas nas bordas de fragmentos (pontos claros) e mata contínua (pontos escuros), baseada na abundância dos gêneros coletados.

Tabela 8. Médias ( $\bar{x}$ ) e desvios-padrão da abundância dos gêneros de aranhas coletados durante a estação de chuvas em fragmentos (FRAG), mata contínua (MC) e nas bordas analisadas.

FAMÍLIA/GÊNERO	ABUNDÂNCIA TOTAL				ABUNDÂNCIA BORDAS			
	FRAG		MC		FRAG		MC	
	$\bar{x}$	DP	$\bar{x}$	DP	$\bar{x}$	DP	$\bar{x}$	DP
Anyphaenidae								
<i>Patrera</i>	0.0	0.0	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Wulfila</i>	0.0	0.0	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
Araneidae								
<i>Acacesia</i>	0.6	0.8	0.3	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Alpaida</i>	0.9	0.7	2.1	3.4	0.3	0.5	0.3	0.5
<i>Araneus</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Bertrana</i>	0.1	0.4	0.2	0.4	0.0	0.0	0.2	0.4
<i>Chaetacis</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cyclosa</i>	0.3	0.5	0.3	0.5	0.0	0.0	0.1	0.3
<i>Eriophora</i>	0.1	0.4	0.2	0.4	0.1	0.4	0.0	0.0
<i>Eustala</i>	1.7	1.4	0.4	1.0	0.9	0.9	0.1	0.3
<i>Hypognatha</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Kapogea</i>	0.1	0.4	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Madrepeira</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Mangora</i>	1.3	0.8	1.3	1.7	0.7	0.8	0.4	0.5
<i>Manogea</i>	0.3	0.8	0.3	0.7	0.0	0.0	0.1	0.3
<i>Metazygia</i>	0.3	0.8	0.9	1.8	0.0	0.0	0.1	0.3
<i>Metepeira</i>	0.1	0.4	0.2	0.4	0.0	0.0	0.2	0.4
<i>Micrathena</i>	1.3	2.0	2.8	3.3	0.4	0.5	0.4	0.7
<i>Micrepeira</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Ocrepeira</i>	0.4	0.5	0.3	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Parawixia</i>	1.3	1.8	1.1	2.0	0.7	0.8	0.1	0.3
<i>Spilasma</i>	0.7	0.8	0.7	1.4	0.1	0.4	0.1	0.3
<i>Wagneriana</i>	0.0	0.0	0.4	1.0	0.0	0.0	0.1	0.3
<i>Xylethrus</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Clubionidae								
<i>Elaver</i>	0.0	0.0	0.3	0.7	0.0	0.0	0.2	0.4
<i>Myrmecium</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Corinnidae								
<i>Corinna</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Parachemmis</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Trachelas</i>	0.3	0.5	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0
<i>Tupirina</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.1	0.3
Ctenidae								
<i>Ancylometes</i>	0.0	0.0	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Centroctenus</i>	2.0	2.0	1.1	1.3	0.3	0.5	0.7	1.0
<i>Ctenus</i>	19.4	9.8	21.6	20.7	6.4	5.0	6.6	3.9
<i>Enoploctenus</i>	0.3	0.5	1.1	1.7	0.1	0.4	0.2	0.4
<i>Phoneutria</i>	0.4	0.5	0.4	0.7	0.0	0.0	0.1	0.3
Deinopidae								
<i>Deinops</i>	0.1	0.4	0.7	1.0	0.0	0.0	0.2	0.4



Tabela 8. continuação

FAMÍLIA/GÊNERO	ABUNDÂNCIA TOTAL				ABUNDÂNCIA BORDAS			
	FRAG		MC		FRAG		MC	
	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP
Dicytnidae								
<i>Dictyna</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Thallumetus</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Gnaphosidae								
<i>Zimiromus</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Linyphiidae								
<i>Brattia</i>	0.0	0.0	1.2	3.3	0.0	0.0	0.1	0.3
<i>Dubiaranea</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.1	0.3
Mimetidae								
<i>Ero</i>	0.0	0.0	1.2	1.8	0.0	0.0	0.1	0.3
<i>Gelanor</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Oonopidae								
<i>Gamasomorphinae</i>	0.1	0.4	0.3	0.5	0.1	0.4	0.1	0.3
<i>Neoxyphimus</i>	0.3	0.5	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0
<i>Orchestina</i>	0.4	0.8	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Paratropidae								
<i>Paratropis</i>	0.0	0.0	0.2	0.4	0.0	0.0	0.1	0.3
Pholcidae								
<i>Mesabolivar</i>	1.7	1.6	0.9	2.0	0.1	0.4	0.0	0.0
<i>Metagonia</i>	0.3	0.5	0.8	1.3	0.1	0.4	0.1	0.3
<i>Priscula</i>	0.3	0.5	0.1	0.3	0.0	0.0	0.1	0.3
Pisauridae								
<i>Architis</i>	0.3	0.8	0.3	0.5	0.0	0.0	0.1	0.3
<i>Staberius</i>	0.0	0.0	0.2	0.7	0.0	0.0	0.2	0.7
<i>Thaumasia</i>	0.0	0.0	1.8	2.0	0.0	0.0	0.3	0.5
Salticidae								
<i>Corythalia</i>	0.1	0.4	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cotimusa</i>	0.0	0.0	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Cylistella</i>	0.3	0.8	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0
<i>Itata</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Lyssomanes</i>	0.7	1.0	0.9	1.1	0.3	0.5	0.3	0.5
<i>Noegus</i>	6.4	6.3	4.4	3.2	1.4	1.8	2.3	3.6
<i>Scopocira</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Scytodidae								
<i>Scytodes</i>	0.3	0.8	0.9	1.1	0.1	0.4	0.1	0.3
Selenopidae								
<i>Selenops</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0
Senoculidae								
<i>Senoculus</i>	0.1	0.4	0.1	0.3	0.1	0.4	0.1	0.3
Sparassidae								
<i>Olios</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Polybetes</i>	0.1	0.4	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Sparanthinae</i>	1.0	2.2	0.6	1.1	0.7	1.9	0.2	0.7
Synotaxidae								
<i>Synotaxus</i>	0.4	0.8	0.1	0.3	0.3	0.5	0.0	0.0

Tabela 8. continuação

FAMÍLIA/GÊNERO	ABUNDÂNCIA TOTAL				ABUNDÂNCIA BORDAS			
	FRAG		MC		FRAG		MC	
	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP
Tetragnathidae								
<i>Azilia</i>	0.6	0.8	0.1	0.3	0.4	0.8	0.0	0.0
<i>Chrysometa</i>	0.4	0.8	1.1	1.5	0.3	0.5	0.4	1.0
<i>Leucauge</i>	0.9	1.1	0.3	0.5	0.3	0.5	0.1	0.3
Theridiidae								
<i>Achaearanea</i>	0.4	0.5	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0
<i>Anelosimus</i>	0.4	0.8	0.2	0.4	0.1	0.4	0.0	0.0
<i>Argyrodes</i>	0.1	0.4	1.1	1.8	0.1	0.4	0.7	1.3
<i>Chryso</i>	1.0	0.8	0.9	1.2	0.3	0.8	0.1	0.3
<i>Coleosoma</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0
<i>Dipoena</i>	3.6	2.9	2.9	2.4	0.7	1.9	1.6	1.9
<i>Episimus</i>	4.6	3.0	3.4	5.8	0.4	0.8	0.2	0.4
<i>Spintharus</i>	0.1	0.4	0.3	0.7	0.1	0.4	0.2	0.7
<i>Styposis</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Theridion</i>	0.4	0.8	0.4	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Thwaitesia</i>	0.4	0.8	0.8	1.3	0.1	0.4	0.3	0.7
Theridiosomatidae								
<i>Ogulnius</i>	1.6	1.9	0.9	1.6	0.3	0.5	0.0	0.0
Thomisidae								
<i>Deltoclita</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.1	0.3
<i>Epicadius</i>	2.0	2.0	2.3	3.6	0.6	0.8	0.7	1.3
<i>Thomisinae</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Titidius</i>	0.3	0.8	2.4	3.2	0.0	0.0	1.2	3.0
<i>Tmarus</i>	1.4	1.3	0.8	1.0	0.6	0.8	0.4	0.5
<i>Tobias</i>	0.1	0.4	0.1	0.3	0.1	0.4	0.0	0.0
Trechaleidae								
<i>Dossemus</i>	0.4	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Rhoicinus</i>	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Trechalea</i>	0.6	1.1	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0
Uloboridae								
<i>Miagrammopes</i>	1.1	2.0	1.7	2.7	0.6	1.5	0.4	1.0
<i>Uloborus</i>	0.9	1.5	1.1	1.5	0.1	0.4	0.3	0.5
<i>Zosis</i>	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

## DISCUSSÃO

Ao tratar apenas dos indivíduos adultos da comunidade, apenas uma fração dos exemplares coletados puderam ser identificados (28% neste estudo), e a diversidade de aranhas está subestimada assim como em outros estudos onde a identificação das espécies não é possível com indivíduos jovens. Mesmo assim, creio que a análise a nível de gêneros foi capaz de determinar que a composição de aranhas nos fragmentos não é muito diferente da floresta, no entanto deve-se considerar que diferenças quanto a araneofauna entre os tratamentos foram observadas principalmente na mata contínua. Existiu uma tendência de perda de diversidade com a fragmentação mas isto não implicou necessariamente no desaparecimento de alguns gêneros de aranhas nos fragmentos. Boa parte deles foram coletados uma vez na mata contínua e com um maior esforço de coleta é possível que estes gêneros possam vir a ser encontrados nos fragmentos. Outra possibilidade, é a de que estes gêneros ausentes nos fragmentos estivessem representados nestes locais apenas por indivíduos jovens.

A composição da araneofauna leva em conta a abundância de cada um dos grupos, e caso ela pudesse ter sido representada por todos indivíduos capturados, é provável que os efeitos da fragmentação sobre a composição da comunidade pudessem ter sido mais claramente observados. A densidade de aranhas, tendo os jovens como maioria, é menor nos fragmentos (exceto para Sparassidae), mas como a comunidade foi representada quase que totalmente por adultos esta diferença não foi significativa, e o efeito da fragmentação sobre a composição não pôde ser determinado por meio dos gêneros coletados. Também deve-se considerar que no cálculo das matrizes da similaridade da araneofauna, a frequência dos gêneros menos abundantes nas amostras foi favorecida pela padronização dos dados, pois era esperado que eles fossem mais suscetíveis a fragmentação, e por esta razão, as diferenças quanto a abundância de aranhas entre fragmentos e floresta tiveram menor peso nas análises. Outra hipótese, é a de que mesmo com a densidade de indivíduos reduzida, parte da diversidade da comunidade presente antes do isolamento da floresta foi mantida. Os fragmentos não são totalmente isolados (Laurance *et al.* 2002), e aranhas que conseguem se deslocar e sobreviver nas matrizes podem chegar até os remanescentes de mata recolonizando-os, como foi observado em abelhas (Euglossinae), pássaros, borboletas, sapos e primatas nas áreas do PDBFF (Becker *et al.* 1991, Stouffer e Bierregaard 1995, Brown e Hutchings 1997, Tocher *et al.* 2001, Gilbert e Setz 2001, respectivamente). Assim,

indivíduos vindos de dentro da floresta ou até mesmo da matriz e que podem estar se dispersando por balonismo, podem acabar cruzando com aranhas que vivem nos fragmentos e manter parte da diversidade e da variabilidade genética da comunidade.

A ordenação da composição da comunidade indicou que houve maior similaridade da araneofauna nas amostras de fragmentos do que nas amostras de florestas contínuas, e isto indica que pode estar havendo uma simplificação da composição da araneofauna nos fragmentos. Outro dado que reforça esta hipótese é que a quantidade de gêneros encontrados somente na floresta é o dobro do número de gêneros encontrados apenas em fragmentos. No entanto, a frequência destes gêneros menos abundantes é baixa em fragmentos e mata contínua, já que as florestas tropicais possuem alta diversidade, baixas densidades (Gaston 1990) e muitas espécies raras (Lepsch-Cunha *et al.* 2001) devido às variações geográficas e à diversidade dos gradientes ambientais (Duivenvoorden *et al.* 2002). Fragmentos possuem maior similaridade da comunidade e áreas de floresta contínua possuem uma araneofauna mais heterogênea numa escala espacial mais ampla. A simplificação da araneofauna nos fragmentos demonstra que a diversidade  $\beta$ , que representa a variação da composição entre as áreas (Whittaker 1972), está sendo afetada negativamente pela fragmentação mesmo que diferenças quanto à diversidade local (diversidade  $\alpha$ ) não tenham sido observadas. Isto provavelmente está relacionado com o fato dos fragmentos possuírem menor área e conseqüentemente menor heterogeneidade de habitats do que a mata contínua (Zimmerman e Bierregaard 1986), no entanto, diferenças quanto à heterogeneidade da estrutura da vegetação entre fragmentos e floresta não foram observadas neste estudo. Este mesmo efeito foi observado em relação às formigas nas áreas do PDBFF, onde a riqueza de espécies por unidade de área não foi drasticamente afetada pela fragmentação, porém houve variações na composição de espécies em função da distância e da heterogeneidade entre locais (Vasconcelos *et al.* 2001).

Ao analisar o sub-bosque como uma média dos fatores ambientais de cada amostra, a estrutura da vegetação entre as amostras pode ter sido distorcida, e nenhuma interação entre a composição da comunidade de aranhas e a heterogeneidade do habitat foi observada. Por outro lado, próximo às bordas, apenas as variáveis da vegetação de um transecto por amostra foram consideradas, e provavelmente o ambiente do sub-bosque pôde ser melhor representado, possibilitando que a relação entre a composição da comunidade de aranhas e a heterogeneidade da vegetação pudesse ter sido observada apenas junto à matriz. Também pode ser que as alterações no sub-bosque sejam mais

abruptas nas bordas (Laurance e Yensen 1991, Murcia 1995), levando a uma resposta mais evidente da composição da comunidade em relação as mudanças da paisagem. Quando a vegetação se torna mais heterogênea, aumentam o número e a complexidade de habitats disponíveis. Existem mais esconderijos, locais para construção de teias, maior variedade de presas e predadores e o ambiente comporta maior diversidade de aranhas (Greenstone 1984, Uetz 1991, Balfour e Rypstra 1998, Halaj *et al.* 1998, Bonte *et al.* 2002). Portanto, a heterogeneidade da vegetação de um fragmento pode ser alta o suficiente para manter uma grande variedade de indivíduos, já que não foram observadas diferenças marcantes quanto a composição da araneofauna em relação a floresta ou nas bordas. Ao contrário do que foi observado num estudo com formigas, (Carvalho e Vasconcelos 1999), a distância da borda não teve relação com a composição da araneofauna, mas parece exercer um efeito indireto sobre a comunidade. Como mostram alguns estudos (Camargo e Kapos 1995, Murcia 1995, Malcon 1994, Didham e Lawton 1999), a fragmentação é capaz de produzir modificações no sub-bosque, principalmente nas bordas, e por sua vez, estas mudanças da estrutura da vegetação tem efeito direto sobre a composição de aranhas como foi observado junto a matriz.

Assim como foi demonstrado em algumas famílias, as aranhas respondem de modo diferente a mudanças ambientais, e para muitos indivíduos, um remanescente de floresta pode ter as condições ambientais necessárias e suficiente para manter suas populações. No entanto, devido ao grande número de gêneros pouco abundantes onde possivelmente existam espécies realmente raras na natureza, não é possível afirmar que fragmentos de até 10ha sejam capazes de manter ao longo dos anos a mesma diversidade de áreas de mata contínua. O que se pode concluir, é que a heterogeneidade da estrutura da vegetação e conseqüentemente a disponibilidade de habitats, são fatores muito relacionados com a composição da araneofauna. Mesmo menores ou iguais a 10ha, o sub-bosque dos fragmentos parecem ser heterogêneos o suficiente para manter grande parte da diversidade de gêneros e possivelmente de espécies. Os efeitos da fragmentação são atenuados pelas características da vegetação no sub-bosque, e nos fragmentos a composição de aranhas não difere nitidamente daquela observada na mata contínua.

Considerações finais e aspectos relacionados a conservação de áreas fragmentadas

Devido ao grande número de gêneros e famílias de baixa abundância, e espécies raras na natureza, mais métodos de captura e coletas são necessários para que a composição da comunidade seja melhor representada e os efeitos da fragmentação sobre a araneofauna sejam mais nítidos. Creio que a identificação das aranhas juntamente com as coletas feitas no verão vão resolver parte do problema e, assim, mais indivíduos adultos poderão ser incluídos nas análises.

Caso a abundância de toda a comunidade, não tivesse sido analisada, provavelmente os argumentos deste estudo sobre a fragmentação de habitats teriam menos poder. Foi importante para as conclusões a respeito de como a fragmentação afeta a comunidade de aranhas, a análise da abundância da comunidade bem como das famílias mais comuns. O que de início era uma alternativa para contornar os problemas relativos a identificação, o estudo de famílias e da abundância de indivíduos em conjunto com uma abordagem taxonômica mais refinada, se mostrou uma ferramenta interessante na determinação dos efeitos da fragmentação sobre a comunidade de aranhas. Considerando somente os indivíduos adultos, mesmo que a comunidade possa ser melhor representada taxonomicamente, a não ser que haja uma enorme quantidade de exemplares coletados, não se sabe ao certo, o quão parecido é a composição de jovens e adultos. Como todos indivíduos coletados, ou pelo menos boa parte deles, foram utilizados nas análises da comunidade, alguns efeitos da fragmentação sobre a araneofauna não poderiam ter sido observados apenas pela análise da composição da comunidade. Devo ressaltar, que as espécies existem e fazem parte da comunidade, enquanto que famílias e gêneros são uma classificação que na realidade não existe na natureza, mas que por outro lado, constituem uma alternativa para no estudo de aranhas, cuja taxonomia é complicada e requer especialistas (Derraik *et al.* 2002). Apesar da artificialidade das classificações usadas neste estudo, elas revelaram informações importantes que aumentam as chances de perda de espécies e de diversidade nos fragmentos, e por outro lado, fatores que podem estar minimizando os efeitos da fragmentação sobre a comunidade de aranhas.

Uma das hipóteses levantadas neste estudo, baseada nos gêneros identificados, é a de que apesar da similaridade da composição entre os tratamentos, existiu maior tendência de perda de espécies nos fragmentos pois as áreas de mata contínua são mais diversificadas. Os resultados deste estudo parecem contradizer os trabalhos feitos por Gibb e Hochuli (2002) na Austrália, e por Bolger *et al.* (2000) na Califórnia, que afirmam respectivamente que fragmentos menores tem uma composição da araneofauna

diferente dos fragmentos maiores, e que a abundância de aranhas errantes de solo aumenta nos fragmentos. Estas contradições provavelmente se devem em grande parte, ao menor número de fragmentos amostrados neste estudo, e ao fato deles não serem completamente isolados das fontes colonizadoras, enquanto na Austrália e na Califórnia, os fragmentos por serem urbanos se encontravam com maior grau de isolamento. Além disso, estes trabalhos usaram espécies, enquanto que este estudo utilizou-se de taxas maiores e comparou os fragmentos com a vegetação nativa do local, o que não foi feito nos outros trabalhos. No entanto, a maior abundância de Sparassidae nos solos de fragmentos e o fato do efeito de borda não ter forte influência sobre a comunidade concordam com os resultados obtidos na Califórnia e considerando a queda na heterogeneidade da comunidade em fragmentos, este estudo corrobora com o trabalho realizado na Austrália de que existe perda da diversidade da araneofauna devido a fragmentação.

A abundância de aranhas por volume de habitat ( $m^3$ ) diminuiu nos fragmentos, e o mesmo foi observado para boa parte das famílias mais abundantes. Se isto ocorre em função da diminuição da área de floresta, é porque a fragmentação está tendo alguma influência sobre a comunidade, e os fragmentos provavelmente não estejam sendo habitats muito adequados (Souza e Brown 1994). Mesmo que a composição da comunidade de aranhas não tenha sido muito afetada pela fragmentação, não se sabe ao certo se as populações dentro dos fragmentos ainda continuarão viáveis ao longo dos anos caso elas continuem com um certo grau de isolamento. A densidade nos fragmentos é menor, e provavelmente as chances de encontro entre os adultos de espécies raras são reduzidas e o cruzamento entre parentes aumenta. Soma-se a estes fatores o fato de haver uma perda da diversidade regional (diversidade  $\beta$ ) com a fragmentação, o que leva a crer, que apesar dos fragmentos terem seu valor na conservação da araneofauna, eles não são suficientes na manutenção da diversidade ao considerar grandes escalas espaciais. Quanto maior a área de um fragmento, as chances de que se tenha maior heterogeneidade e disponibilidade de habitats aumentam (Zimmerman e Bierregaard 1986), a reposição de espécies por indivíduos vindos de outras partes da floresta também é maior, e os riscos de extinção local são reduzidos (Laurance *et al.* 2002). Portanto, a heterogeneidade de habitats em remanescente de mata de até 10ha de floresta não é suficiente para manter a diversidade de aranhas, que de modo geral são sensíveis a fragmentação e a mudanças na paisagem.

Como os fragmentos não se encontram totalmente isolados da floresta, a permeabilidade da matriz em vários locais deve ser alta pois a vegetação já está bem desenvolvida (Mesquita *et al.* 1999) e a invasão dos fragmentos por espécies vindas da floresta e da matriz parece muito provável. Assim, pode ser que o estoque genético das aranhas nos fragmentos esteja sempre se renovando e o risco de extinção para as populações de fragmentos seja reduzido, porém, um estudo com a aranha social *Anelosimus eximius* (Theridiidae) mostrou o contrário, pois estas aranhas presentes em maiores abundâncias em bordas e fragmentos são mais suscetíveis a fragmentação, tendo maior “turnover” e maiores riscos de extinção (Venticinque e Fowler 2001).

Quando o assunto é conservação e manutenção da biodiversidade a perda de qualquer espécie sequer é grave, e o risco de que isto aconteça nos fragmentos parece ser grande até mesmo em relação aos gêneros, já que muitos deles são pouco abundantes e provavelmente comportam espécies raras. A heterogeneidade de habitats decorrente da estrutura da vegetação, pode até minimizar os efeitos da fragmentação, mas caso os fragmentos fossem realmente isolados, as conseqüências da redução da floresta teriam maiores riscos para a conservação da diversidade das aranhas do sub-bosque. A presença de corredores parece ser uma das maneiras de se preservar a diversidade em fragmentos e diminuir os efeitos da fragmentação de habitats (Lovejoy *et al.* 1986, Lima e Gascon 1999, Laurance e Laurance 1999). Se as matas contínuas possuem maior heterogeneidade que os fragmentos, a presença de corredores talvez pudesse minimizar os efeitos causados pela simplificação da araneofauna nos remanescentes pela imigração de indivíduos vindos das fontes colonizadoras, e que não sejam hábeis em atravessar as matrizes até chegarem aos fragmentos. O aumento da conectividade entre fragmentos e floresta pode vir a aumentar a heterozigose da comunidade diminuindo os riscos de extinção e mantendo estáveis as populações ao longo dos anos (Soulé 1987). No entanto, também creio que a melhor estratégia para a conservação da araneofauna, seria a criação de grandes áreas de reservas (Soulé e Simberloff 1986), que preservariam a heterogeneidade de habitats, contribuindo para que a diversidade de aranhas não seja simplificada como foi observado nos fragmentos durante este estudo. Entretanto, isto muitas vezes não é possível, e quando as áreas já estão fragmentadas, quanto menor a intensidade de degradação da matriz, maior a permeabilidade (Gascon *et al.* 1999, Mesquita *et al.* 1999), conectividade com as fontes colonizadoras e maiores as chances de que se mantenha um maior número de espécies e de populações viáveis (Lovejoy *et al.* 1986).



**REFERÊNCIAS**

- Ab'saber, A.N., Tundisi, J.G., Forneris, L., Marino, M.C., Rocha, O., Tundisi, T., Shaffer-Novelli, Y., Vuono, Y.S. e Watanabe, S. 1997. Glossário de Ecologia. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, São Paulo, SP.
- Balfour, R.A. e Rypstra, A.L. 1998. The influence of habitat structure on spider density in a no-till soybean agroecosystem. *The Journal of Arachnology*, 26: 221-226.
- Becker, P., Moure, J.B. e Peralta, F.J.A. 1991. More about euglossinae bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica*, 23:586-591.
- Belbin, L. 1991. PATN: Pattern analysis package. CSIRO, Division of Wildlife and Ecology, Canberra, ACT, Australia.
- Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.) 2001. *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Bolger, D.T., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A. e Case, T.J. 2000. Arthropods in urban habitat fragmentation in southern California: area, age, and edge effects. *Ecological Applications*, 10(4): 1230-1248.
- Bonte, D., Baert, L. Maelfat, J. 2002. Spider assemblage structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). *The Journal of Arachnology* 30: 331-343.
- Brescovit, A.D., Bonaldo, A.B., Bertani, R. e Rheims, C.A. 2003. Araneae. pp. 1-41. In Adis, J. *Amazonian Arachnida and Myriapoda*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- Brown, K.S. e Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity Amazonian butterflies. In: W.F. Laurance and R.O. Bierregaard (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, IL. USA.
- Bullman, T.L. e Uetz, G.W. 1984. Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *American Midland Naturalist*, 111(1): 165-172.
- Camargo, J.L.C., and V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*. 11: 205-221.
- Carvalho, K.S. e Vasconcelos, H.L. 1999. Forest fragmentation in Central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, 91:151-158.
- Coddington, J.A. e Levi, H.W. 1991. *Systematics and evolution of spiders (Araneae)*.

- Ann. Rev. Ecol. Syst., 22: 565-592.
- Crouch, T.E. e Lubin, Y. 2000. Effects of climate and prey availability on foraging in a social spider, *Stegodyphus mimosarum* (Araneae, Eresidae). The Journal of Arachnology 28: 158-168.
- Davidson, C. 1998. Issues in measuring landscape fragmentation. Wildlife Society Bulletin 26(1): 32-37.
- Debinski, D.M. e Holt, R.D. 1999. A survey and overview of habitat fragmentation Experiments. Conservation Biology 14(2): 342-355.
- Denno, R.F. e Roderick, G.K. 1991. Influence of patch size, vegetation texture, and host plant architecture on the diversity, abundance, and life history styles of sap-feeding herbivores. In: Bell, S. S.; McCoy, E. D.; Mushinsky, H. R (eds.). Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space. Chapman and Hall, London, England.
- Derraik, J.G.B., Closs, G.P., Dickinson, K.J.M., Sirvid, P., Barratt, B.I.P. e Patrick, B.H. 2002. Arthropod morphospecies versus taxonomic species: a case study with Araneae, Coleoptera, and Lepidoptera. Conservation Biology, 16(4): 1015-1023.
- Didham, R.K. 1997a. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In Watt A.D., N.E. Stork, M.D. Hunter (eds), Forest and Insects. Chapman and Hall, London, England.
- Didham, R. K. 1997b. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia. pp. 55-70. In: W.F. Laurance and R.O. Bierregaard (eds.). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press, Chicago, IL. USA.
- Didham, R.K. e Lawton, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. Biotropica 31(1): 17-30.
- Duivenvoorden, J.F., Svenning, J.C. e Wright, S.J. 2002. Beta diversity in tropical forests. Science, 295:636-637.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. Journal of Wildlife Management. 61(3):603-610.
- Fearnside, P. M., e Leal-Filho, N. 2001. Soil and Development in Amazonia: Lessons from the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). Lessons From Amazonia: The

- Ecology and Conservation of a Fragmented Forest.. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Fearnside, P.M. e Laurance, W. F. 2002. O futuro da Amazônia: os impactos do Programa Avanço Brasil. *Ciência Hoje*. 182: 61-65.
- Ferreira, A.M. 1997. Transformações de dados em medidas de semelhança e suas interpretações ecológicas. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1: 111-114.
- Ferreira, L.V. e Laurance, W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology*, 11:797-801.
- Foelix, R.F. 1982. *Biology of Spiders*. Harvard University Press, London, England.
- Gadjos, P. e Toft, S. 2000. A twenty-year comparison of epigeic spider communities (Araneae) of Danish coastal heath habitats. *The Journal of Arachnology*, 28: 90-96.
- Gascon, C., T.E. Lovejoy. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. *Zoology, Analysis of Complex Systems* 101:273-280.
- Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Jr., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., e Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-230.
- Gascon, C., Bierregaard, R. O., Jr., Laurance, W. F. and Rankin-de Mérona, J. 2001. Deforestation and Forest Fragmentation in the Amazon. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Gascon, C., Laurance, W.F. e Lovejoy, T.E. 2002. Forest fragmentation and biodiversity in Central Amazonia. *Ecological Studies*, 162: 33-48.
- Gasnier, T. R., Höfer, H. e Brescovit, A. D. 1995. Factors affecting the "activity density" of spiders on tree trunks in Amazonian Rainforest. *Ecotropica* 1(2): 69-77.
- Gasnier, T. R. e Höfer, H. 2001. Patterns of abundance of four species of wandering spiders (Ctenidae, *Ctenus*) in a forest in central Amazonia. *The Journal of Arachnology* 29: 95-103.
- Gasnier, T. R., Azevedo, C. S., Torres-Sanchez, M. P. e Höfer, H. 2002. Adult size of eight hunting spider species in central amazonia: temporal variations and sexual dimorphisms. *Journal of Arachnology*, 30: 149-154.
- Gaston, K.J. 1990. Effects of scale and habitat on the relationship between regional

- Gibb, H. e Hochuli, D.F. 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation*, 106: 91-100.
- Gilbert, K.A. e Setz, E.Z.F. 2001. Primates in a fragmented land-scape: six species in Central Amazonia. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Green, J. 1999. Sampling method and time determines composition of spider collections. *The Journal of Arachnology*, 27: 176-182.
- Greenstone, M. H. 1984. Determinants of web spiders diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia*, 62: 299-304.
- Halaj, J., Ross, D.W. e Moldenke, A.R. 1998. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. *The Journal of Arachnology*, 26: 203-220.
- Hart, D.D. e Horwitz, R.J. 1991. Habitat diversity and the species-area relationship: alternative models and tests. In: Bell, S. S.; McCoy, E. D.; Mushinsky, H. R. (eds.). *Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London, England.
- Hodge, M.A. 1999. The implications of intraguild predation for the role of spiders in biological control. *The Journal of Arachnology* 27: 351-362.
- Höfer, H., Brescovit, A. D. e Gasnier, T. 1994. The wandering spiders of genus *Ctenus* (Ctenidae, Araneae) of Reserva Ducke, a rainforest in central Amazonia. *Andrias*, 13: 81-89.
- Höfer, H. e Brescovit, A.D. 2001. Species and guild structure of Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brasil. *Andrias*, 15: 99-119.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2000. Deforestation estimates for the Brazilian Amazon. São José dos Campos, Brasil.
- Jones, T.C. e Parker, P.G. 2000. Costs and benefits of foraging associated with delayed dispersal in the spider *Anelosimus studiosus* (Araneae, Theridiidae). *The Journal of Arachnology* 28: 61-69.
- Laurance, W. F. e Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55: 77-92.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin de-Merona, J.M., Gascon, C. e

- Lovejoy, T.E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117-1118.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Gascon, C. e Lovejoy, T.E. 1998. Biomass decline in Amazonian forest fragments. *Science*, 282: 1611.
- Laurance, S.G. e Laurance, W.F. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation*, 91:231-239.
- Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Tree* 15(4): 134-135.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G. e Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3):605-618.
- Lepsch-Cunha, N, Gascon, C. e Kageyama, P. 2001. The genetic of rare tropical trees. Implications for conservation of a demographically heterogeneous group. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Lima, M. e Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in Central Amazonia. *Biological Conservation*, 91:241-247.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard R. O., Jr., Rankin de-Mérona, J. M. e Schubart. H. O. R. 1983. Ecological dynamics of forest fragments. pp. 377-384. In: Sutton, S. L., Whitmore, T.C. and Chaddwick, A. C.(eds.). *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England.
- Lovejoy, T. E., R.O. Bierregaard, Jr., A. B. Rylands, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown, Jr., A. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O.R. Schubart, and Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M., (ed.) *Conservation Biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates, Inc.; pp. 257-285.
- Lubín, Y. Ellner, S. e Kotzman, M. 1993. Effects of habitat selection on growth and reproductive success in *Lactrodectus revivensis* (Aranea, Theridiidae). *Ecology*, 74:1915-1928.
- Lucas, R. M, Honzac, M., Amaral, I., Curran, P. I., Foody, M. e Amaral, S. 1998. Composição florística, biomassa, e estrutura de florestas tropicais em regeneração: uma avaliação por sensoriamento remoto. pp. 61-82. In, C. Gascon e P. Mouthino

- (eds.). Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Manaus, Brasil.
- Malcom, J.R. 1994. Edge effects in Central Amazonian Forest Fragments. *Ecology*, 75: 2438-2445.
- Manly, B.F.J. 1997. RT – A program for randomization testing, version 2.1. Center for Applications of Statistics and Mathematics, University of Otago. USA.
- Marshall, S. D., Walker, S. E. e Rypstra, A. L. 2000. A test for a differential colonization and competitive ability in two generalist predators. *Ecology*, 81: 3341-3349.
- Mesquita, R.M., Delamonica, P. e Laurance, W.F. 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 91: 129-134.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10 (2): 58-62.
- Nepstad, D., McGrath, D., Alencar, A., Barros, A. C., Carvalho, G., Santilli, M. e Vera Diaz, M. C. 2002. Frontier Governance in Amazonia. *Science* 295: 629-631.
- Nyffeller, M. 1999. Prey selection of spiders in the field. *The Journal of Arachnology* 27: 317-324.
- Oliver, I. e Beattie, A.J. 1993. A possible method for the rapid assessment of biodiversity. *Conservation Biology*, 7: 562-568.
- Oliver, I. e Beattie, A.J. 1995. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology*, 10: 99-109.
- Pereira, C. A. e Uhl, C. 1998. Crescimento de árvores de valor econômico em áreas de pastagem abandonadas no nordeste do estado do Pará. pp.249-260. In, C. Gascon e P. Mouthino (eds.). Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Manaus, Brasil.
- Platnick, N.I. 2003. The world spider catalogue version 3.5. The American Museum of Natural History. <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87>
- Post, W.M. e Riechert, S.E. 1977. Initial investigation into the structure of spider communities. *Journal of Animal Ecology*, 46: 729-749.
- Raizer, J. e Amaral, M.E.A. 2001. Does the structural complexity of aquatic macrophytes explain the diversity of associated spider assemblages. *The Journal of Arachnology*, 29: 227-237.
- Rankin-de Mérona, J., e Hutchings, R. W. 2001. Deforestation Impact at the Edge of

- an Amazonian Forest Fragment: Tree Mortality, Damage, and Recruitment. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest..* Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Ricklefs, R.E. 1993. *A economia da natureza*. Pp 437. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, Brasil.
- Riechert, S. E. e Harp, J. 1987. Nutritional ecology of spiders. In: F. Slansky and J. G. Rodriguez (eds.). *Arthropod Nutrition*. Academic Press, NY, USA.
- Riechert, S. E., Provencher, L. e Laurance, K. 1999. The potential of spiders to exhibit stable equilibrium point control of prey: Teste of two criteria. *Ecological Applications* 9: 365-377.
- Salvestrini, F.M.D. e Gasnier, T.R. 2001. Differences in the activity of juveniles, females and males of two hunting-spiders of the Genus *Ctenus* (Araneae, Ctenidae): active males or inactive females?. *The Journal of Arachnology*, 29: 276-278.
- Santos, A. J. 1999. *Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (Linhares-ES)*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, SP, Brasil.
- Scariot, A. 2001. Effects of Landscape Fragmentation on Palm Communities. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., and Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest..* Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Simberloff, D. e Dayan, T. 1991. The guild concept and the stature of ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 22: 115-143.
- Sokal, R. R. e Rohlf, F.J. 1981. *Biometry*. W.H. Freeman and Company, USA.
- Soulé M.S. e Simberloff, D. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 35: 19-40.
- Soulé M.E. (ed.) 1987. *Viable populations for conservation*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. New York, USA.
- Souza, O. F. F. e Brown, V. K. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology*, 10: 197-206.
- Souza, O., Schoederer, J. H., Brown, V. e Bierregaard, R. O. Jr. 2001. A Theoretical Overview of the Processes Determining Species Richness in Forest Fragments. In Bierregaard, R. O, Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale

- University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Stoufer, P.C. e Bierregaard, R.O. 1995. Use of of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76:2429-2445.
- Tocher, M., C. Gascon, and B. Zimmerman. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. pp. 124-137. In: W.F. Laurance and R.O.Bierregaard (eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.
- Tocher, M.V, Gascon, C. e Meyer, J. 2001. Community composition and breeding sucess of Amazonian frogs in continuous forest and matrix habitat aquatic sites. In Bierregaard, R. O, Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., and Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Toft, C. e Schoener, T. W. 1983a. Abundance and diversity of orb spiders on 106 Bahamian islands: biogeography at na intermediate trophic level. *Oikos* (41): 411-416.
- Toft, C. e Schoener, T. W. 1983b. Spiders populations: extraordinarily high densities on islands without top predators. *Science* (219): 1353-1355.
- Toft, S. 1999. Prey choice and spider fitness. *The Journal of Arachnology* 27: 301-307.
- Toti, D. S., Coyle, F.A. e Miller, J. A. 2000. A structure inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *The Journal of Arachnology*, 28: 329-345.
- Uetz, G. W. 1976. Gradient analysis of spider communities in a streamside forest. *Oecologia* 22: 373-385.
- Uetz, G. W. 1977. Coexistence in a guild of wandering spiders. *Journal of Animal Ecology*, 46: 531-541.
- Uetz, G. W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia*, 40: 29-42.
- Uetz, G. W. 1991. Habitat Structure and spider foranging. In: Bell, S. S.; McCoy, E. D.; Mushinsky, H. R (eds.). *Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London, England.
- Uetz, G. W., Halaj, J. e Cady, A. B. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *The Journal of Arachnology*, 27: 270-280.
- Vasconcelos, H.L., Carvalho, K.S. e Delabie, J.H.C. 2001. Landscape modifications and



- ant communities. In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., e Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Venticinque, E. M., e Fowler, H.G. 2001. Local Extinction Risks and Asynchronies: The evidence for a Metapopulation Dynamics of a Social Spider, *Anelosimus eximius* (Araneae, Theridiidae). In Bierregaard, R. O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T. E., and Mesquita, R. (eds.). *Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Vieira, R.S., and H. Höfer 1998. Efeito de forrageamento de *Eciton burchelli* (Hymenoptera, Formicidae) sobre a araneofauna de liteira em uma floresta tropical de terra firme na Amazônia central. *Acta Amazonica* 28:345-351.
- Wilkinson, L. 1998. SYSTAT version 9. Systat Inc. Evanston, IL. USA.
- Wilson, E.O. 1998. The current state of biological diversity. In *Biodiversity*. E.O. Wilson ed. Natural Academy Press, Washington D.C.
- Wise, D.H. 1993. *Spider in ecological webs*. Cambridge University Press, New York, USA.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213:251.
- Ysnel, F. e Canard, A. 2000. Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *The Journal of Arachnology*, 28: 107-114.
- Zimmerman, B. L. and R. O. Bierregaard, Jr. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography with an example from Amazonia. *J. Biogeography* 13:133-143.