MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

CURSO DE MESTRADO EM ZOOLOGIA

Pós-Graduação
ZOOLOGIA
MPEG/UFPA

EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE DROSOFILÍDEOS (DIPTERA) NO EXTREMO SUL DA AMAZÔNIA.

RONILDON MIRANDA DOS SANTOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Curso de Mestrado, do Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará como requisito para obtenção do grau de mestre em Zoologia.

Orientadora: Dra. Marlúcia Bonifácio Martins.

BELÉM-PA
2005

RONILDON MIRANDA DOS SANTOS

EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE DROSOFILÍDEOS (DIPTERA) NO EXTREMO SUL DA AMAZÔNIA.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Curso de Mestrado, do Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará como requisito para obtenção do grau de mestre em Zoologia.

Orientadora: Dra. Marlúcia Bonifácio Martins.

BELÉM-PA
2005

RONILDON MIRANDA DOS SANTOS

EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE DROSOFILÍDEOS (DIPTERA) NO EXTREMO SUL DA AMAZÔNIA.

Dissertação aprovada como requisito para obtenção do grau de Mestre no curso de Pós-graduação em Zoologia do Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará, pela Comissão formada pelos professores:

Orientadora: Dra. Marlúcia Bonifácio Martins
Departamento de Zoologia, MPEG

Profª. Dra. Rosana Tidon-Sklorz
Departamento de Genética e Morfologia, UNB
(Membro)

Dr. Ulisses Galatti
Coordenação de Zoologia, MPEG
(Membro)

Prof. Dr. Marcus E. B. Fernandez
Campus de Bragança, UFPA
(Membro)

Profª. Dra. Maria Cristina Esposito
Departamento de Zoologia, UFPA/MPEG
(Suplente)

Belém, 28 de fevereiro de 2005.

"A man who wants to do something will find a way. A man who doesn't will find an excuse".

Thomas Emerson
(Writer)

Aos meus pais (Rosa & Raimundo) pelo apoio,
confiança, compreensão, amor e por
sempre acreditarem em mim,
até mesmo quando eu
não mais o fazia.
Amo de verdade vocês!!!

AGRADECIMENTOS

Sou grato a Dra. Marlúcia B. Martins pela orientação, aprendizado, interesse, e amizade nestes mais de cinco anos de caminhada.

Ao Dr. Carlos Peres pela confiança, apoio e atenção, e também por contribuir nas analises de dados e subsidiar as coletas de campo por meio do Natural Environmental Research Courail do Reino Unido (NERC).

Ao Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e Universidade Federal do Pará (UFPA) pelo apoio estrutural dado no cumprimento das tarefas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Tecnológico e Científico (CNPq) pela ajuda financeira atribuída.

À minha amada irmã, Rosiany Miranda, e amado irmão, Rosyvaldo Miranda, pelo carinho e amizade que persistiu durante nossos vinte e cinco anos juntos.

Aos meus, agora no plural, dois sobrinhos Harrison e Diogo Miranda por terem entrado na minha vida.

A Danni Roberto por ter me mostrado o sentido da amizade, tanto nos melhores quanto nos piores momentos, que por sinal foram muitos durante este tempo.

A Márcia Cristina pelos momentos maravilhosamente felizes um dia vividos.

Agradeço aos meus amigos Sérgio Malcher (carcamano), Bruno Silva (Piu-Piu), Ednaldo Filho (Tuca) e Marcelo Pinheiro (Macaco) pelas aventuras realizadas e encorajamento.

Aos meus "amigos do Laboratório de Ecologia de Insetos" Catarina Praxedes, Michele Azevedo, Ivaneide Furtado, Fabíola Azevedo, Luzanira Seleiro, Joana, Ana Carolina, Alessandra Rodrigues, José Pena, Thiago Novaes, Josinei Sifuente e João Tiago pelo

companheirismo, brincadeiras, debates e relaxamento na hora do almoço. Com certeza nossa amizade não está delimitada apenas ao campus de pesquisa.

Aos meus "outros colegas de Museu" Rosimeire, José Augusto (Guto), Roberta Valente, Adna Albuquerque, Rodrigo D'Alincourt, Ivanei Araújo, Alexandre Bragança, Alexandre Hercos, Tatiana Vieira, Flávio Pimenta (Pimentinha), Eduardo Von Mühlen (Duka), Darlan Feitosa, David Candiani, Ana Ely Melo, Janael Ricetti, Izaura Magalhães, João Valsecchi e Carol Cigerza.

À Dorotéa e Anete por me suportarem e deixar meu nome eternamente na portaria do MPEG.

Sou grato a senhor Geraldo Corrêa de Araújo pela ajuda indispensável nos meus três meses em Alta Floresta. Agradeço tanto a ele quanto a hospitalidade de sua esposa, filhos e filha.

Agradeço a Paulo Fernando Pimenta pela super ajuda na confecção do mapa da área e a Fernanda Michalski pela colaboração referentes aos dados de Alta Floresta repassados a mim.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....vii
RESUMO.....x
ABSTRACT.....xi
1. INTRODUÇÃO.....1
1.1. OBJETIVO GERAL.....12
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....12
2. MATERIAL E MÉTODOS.....13
2.1. ÁREA DE ESTUDO.....13
2.1.1. Município de Alta Floresta - MT.....13
2.1.2. Município de Apiacás - MT.....14
2.2. DESENHO AMOSTRAL.....16
2.2.1. Fragmentos Florestais.....16
2.2.1.1. Alta Floresta.....17
2.2.1.2. Apiacás.....17
2.2.2. Transecções.....18
2.2.3. Disposição dos Pontos Amostrais.....19
2.3. ARMADILHAS E ISCAS.....19
2.4. ANÁLISE DA ESTRUTURA DO HABITAT NOS PONTOS DE COLETA.....20
2.4.1. Densidade de Árvores.....20
2.4.2. Área Basal.....21
2.4.3. Sub-Bosque.....22
2.4.4. Escassez de recursos no Ambiente.....23
2.5. ISOLAMENTO.....23
2.6. FOGO.....23
2.7. EXPLORAÇÃO DE MADEIRA.....24
2.8. CAÇA.....24
2.9. TRIAGEM DOS INSETOS.....24
2.10. ANÁLISE DE DADOS.....26
3. RESULTADOS.....29
3.1. FAUNA DE DROSOPHILIDAE DA REGIÃO DE ALTA FLORESTA E APIACÁS.....29

3.2. CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS....31
3.3. CARACTERIZAÇÃO ECOLÓGICA DAS ESPÉCIES....33
3.3.1. Riqueza e Diversidade....35
3.3.2. Similaridade de Espécies Entre os Fragmentos....38
3.4. EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL....41
3.4.1. Efeito de Tamanho....41
3.4.2. Efeito de Borda....41
3.4.3. Efeito da Degradação do Ambiente....45
3.4. COMPARAÇÃO DOS PADRÕES DE DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA ENTRE OS GRUPOS DE FRAGMENTOS....48
4. DISCUSSÃO....51
4.1. FRAGMENTAÇÃO E DIVERSIDADE....51
4.2. MATRIZ ADJACENTE E EFEITO DE BORDA....55
4.3. RESPOSTAS ECOLÓGICAS DAS ESPÉCIES....57
5. CONCLUSÕES....59
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS....60
ANEXO I....80

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Demonstração dos fragmentos florestais amostrados em Alta Floresta e Apiacás. Os dois fragmentos do município de Apiacás ficaram fora da cena.....**15**

Figura 2: Desenho esquemático das transecções feitas em fragmentos florestais nos municípios de Alta Floresta e Apiacás. O número de transecções variou com o tamanho do fragmento.....**18**

Figura 3: Ilustração da armadilha utilizada na coleta dos indivíduos da família Drosophilidae....**20**

Figura 4: Representação esquemática das árvores medidas. A linha tracejada representa a divisão imaginária dos quadrantes. O ponto vermelho representa a armadilha coletora de drosofilídeos. As linhas ligando as árvores à armadilha indicam as distâncias das mesmas.....**21**

Figura 5: Método de mensuração da densidade do sub-bosque. Detalhe para a armadilha que foi colocada fora da área aberta da transecção, para não interferir nas observações da estrutura do ambiente.....**22**

Figura 6: Ilustração de alguns indivíduos pertencentes à Família Drosophilidae, organismos alvo do trabalho.....**25**

Figura 7: Gráfico representativo da abundância relativa dos gêneros da família Drosophilidae atraídos pelas iscas de banana fermentada na região de Alta Floresta e Apiacás.....**29**

Figura 8: Estimativa do número de espécies para parte do sul da Amazônia brasileira. **(a)** gráfico das curvas de acumulação de espécies representadas pelos sete estimadores estatísticos. **(b)** numero de espécies raras coletadas na paisagem.....**30 e 31**

Figura 9: Gráfico da riqueza observada de espécies (colunas) e da riqueza estimada segundo as curvas de rarefação (linhas) em cada um dos trinta fragmentos florestais pertencentes à região amostrada. O valor base considerado para comparação entre os ambientes foi 45 indivíduos no cálculo da rarefação.....**36**

Figura 10: Histograma da média do número de indivíduos por armadilha. Dois terços dos

fragmentos florestais apresentaram uma média de menos de vinte indivíduos por armadilha.....37

Figura 11: Correlações não significativas entre tamanho florestal e riqueza de espécies (**a**) e entre o tamanho florestal e a média do número de indivíduos por armadilha (**b**). Os valores de tamanho foram logaritimizados (base 10) para reduzir as diferenças entre as áreas dos fragmentos (Valor crítico de r para α = 5%).....41

Figura 12: Dendograma da riqueza e abundância das espécies de Drosophilidae num gradiente matriz adjacente-centro florestal, baseados nos quatro primeiros fatores da PCA (Distância Euclidiana).....42

Figura 13: Relações entre o número de indivíduos das espécies de Drosophilidae (eixo Y) em relação à distância da borda florestal (eixo X). (**a**) *D. malerkotliana*, (**b**) grupo melanogaster, (**c**) *S. latifasciaeformis*, (**d**) *Z. indianus*, (**e**) sub-grupo willistoni e (**f**) grupo saltans. As correlações foram significativamente negativas para os três primeiros gráficos, enquanto o sub-grupo willistoni obteve correlação significativamente positiva em relação à distância da borda florestal (Valor crítico de r para α = 5%).....43 e 44

Figura 14: Relação entre abertura sub-bosque e índice de Shannon (**a**) e abertura do sub-bosque e equitabilidade (**b**). Ambas correlações foram significativas e apontaram uma diminuição na diversidade à medida que o sub-bosque torna-se mais limpo (Valor crítico de r para α = 5%).....45

Figura 15: *Scatterplot* da distribuição dos fragmentos florestais em relação ao grau e histórico de perturbação ambiental. As áreas envolvidas por um círculo azul representam os ambientes mais íntegros, inversamente, os fragmentos delimitados pela elipse vermelha representam as áreas mais degradadas.....46

Figura 16: *Cluster* baseado nos três primeiros fatores da PCA obtido através dos dados do grau de degradação ambiental e estrutural sofrido pelos fragmentos florestais estudados na

região.....47

Figura 17: Curvas de rarefação referentes os grupos de fragmentos classificados em três níveis de degradação ambiental.....48

Figura 18: Diversidade de espécies de Drosophilidae no centro florestal. Comparação da diversidade entre três grupos com diferentes graus de degradação. Diversidade alfa (**a**), diversidade de Shannon-Weaver (**b**) e índice de dominância de Berger-Parquer (**c**).....49

Resumo

Perturbações ambientais freqüentemente provocam alterações na estrutura da paisagem e na diversidade faunística. Dados referentes ao histórico de degradação, estrutura ambiental e coleta de espécies foram obtidas em 30 fragmentos florestais de vários tamanhos nos municípios de Alta Floresta e Apiacás, sul da Amazônia, com o intuito de examinar como a comunidade de Drosophilidae responde à alteração florestal. Os resultados mostraram grande heterogeneidade entre os fragmentos florestais, porém a diversidade de espécies foi semelhante entre os maiores e mais conservado e os menores com alto grau de degradação. Um total de 10.692 indivíduos de Drosophilidae, divididos em 62 táxons, foram coletados. Não foi observada relação entre tamanho dos fragmentos florestais e diversidade de espécies. Entretanto, a abertura do sub-bosque foi uma das variáveis ambientais que mais contribuiu para a diminuição da diversidade. A estimativa de riqueza de espécies para a região ficou em torno de 100 espécies. A estrutura de abundância das comunidades foi mais similar entre os fragmentos florestais do que a composição de espécies. Cerca de 34% da riqueza total esteve restrita à borda florestal e 19% ao centro dos remanescentes, 47% das espécies foram comuns a ambos os habitats. Algumas espécies de drosofilídeos responderam a um gradiente de distância matriz-centro florestal. *D. malerkotliana*, *S. latifasciaeformis* e *Z. indianus* decresceram suas freqüências com a proximidade do centro, por outro lado, as espécies do grupo willistoni aumentaram em abundância. O principal efeito da fragmentação florestal sobre a comunidade de drosofilídeos foi a alteração drástica na composição de espécies, com a matriz do habitat sendo determinante na composição faunística do fragmento.

Palavras-chaves: Drosophilidae, fragmentação florestal, composição e riqueza de espécies, efeito de borda.

ABSTRACT

Ambient disturbances frequently produce changes in the structure of landscape and fauna diversity. Data about degradation's history, ambient structure and species have been collected in 30 forest fragments of different sizes in Alta Floresta and Apiacás towns, south of the Amazonia, to verify how Drosophilidae community answers to forest fragmentation. The results showed great heterogeneity between forest fragments; however diversity was similar between larger and best conserved and small with high degree of degradation. A total of 10.692 individuals of Drosophilidae, divided in 62 taxons, were collected. Relation between forest fragments size and species diversity was not observed. However, the opening of sub-forest was one of ambient variables that contributed the more to reduction of species diversity. Estimate of species richness for the region was around 100. The structure of abundance of communities was more similar between the forest fragments than species composition. About 34% of total richness was restricted to the forest edge and 19% to the center of the remnants; 47% of the species was common to both habitats. Some species of drosophilids answered to a distance gradient forest matrix-center. *D. malerkotliana*, *S. latifasciaeformis* and *Z. indianus* decreased their frequencies with the proximity of the center. On the other hand, the group *willistoni* increased in abundance. The main effect of the forest spalling on the community of drosophilids is the drastic alteration in species composition, with the matrix of the habitat being determinative in species composition of forest fragments.

Key-words: Drosophilidae, Forest fragments, species composition and richness, edge effects.

1. INTRODUÇÃO

A utilização econômica de áreas florestadas tem historicamente demonstrado ser sinônimo de desflorestamento (COCHRANE 2003) e este processo tem se intensificado ainda mais a partir do final do século XX (COLEMAN 1989). A alteração da paisagem resulta na fragmentação da vegetação natural e seminatural (KIVINIEMI & ERIKSSON 2002) e, juntamente com a perda de habitat, constitui uma das principais ameaças aos ecossistemas florestados, acarretando vários prejuízos para inúmeros grupos taxonômicos (VANDERMEER & PERFECTO 1997, NEPSTAD et al. 1999b, SCARIOT 2000, GASCON et al. 2001) e podendo levar a altas taxas de extinção (SOUZA et al. 2001, BROOK et al. 2003).

A Amazônia é uma das regiões pertencente aos trópicos que detém uma das maiores riquezas de vida, abrangendo quase todos os grupos de organismos do planeta. As relações entre os componentes bióticos e abióticos conferem a este bioma uma estrutura bastante complexa que resulta em uma altíssima biodiversidade. A Amazônia brasileira e toda a bacia Amazônica são portadoras de aproximadamente 40% e 60% do restante das florestas tropicais úmidas do mundo (SALATI & VOSE 1984, GRACE et al. 1995, PHILLIPS et al. 1998, HOUGHTON et al. 2000).

Há alguns séculos o bioma amazônico vem sendo explorado e nas últimas três décadas tornou-se bastante intenso o uso de seus recursos naturais. Um fator importante para a atual conjuntura amazônica brasileira está no modelo desenvolvimentista incentivado pelas ações governamentais (CARVALHO et al. 2001, LAURANCE et al. 2001a, LAURANCE et al. 2002a, 2002b).

Análises realizadas por vários autores revelaram que o desmatamento na Amazônia brasileira vem crescendo gradativamente e é fortemente relacionado a três fatores: construção de rodovias, aumento da densidade populacional humana e severidade da estação

seca (SKOLE & TUCKES 1993, LAURANCE 1999, GASCON et al. 2000, CARVALHO et al. 2001, LAURANCE et al. 2001a, 2001b, LAURANCE et al. 2002a, NEPSTAD 2002).

LAURANCE et al. (2001a, 2001b) desenvolveram modelos que predizem o padrão e a intensidade do desflorestamento na Amazônia como conseqüência da implementação de projetos de infraestrutura, através da avaliação do impacto de estradas e rodovias. Experimentos realizados por FORYS et al. (2002) apontaram a presença de estradas como um importante fator na alteração na dinâmica populacional de algumas espécies de formigas, indicando que construção de estradas pode ser um determinante preceptor do desflorestamento.

Com a alteração florestal por meio da política desenvolvimentista, o aumento da densidade populacional na Amazônia torna-se um problema bastante sério, e quanto maior a demanda humana por recursos alimentícios e moradia, mais a sociedade vê-se no direito de expandir suas fronteiras para agricultura, pecuária, e habitação (JACKSON & PIPER 1989, FEARNSIDE & GUIMARÃES 1996, FEARNSIDE 1997b, 1998, 1999a, NEPSTAD et al. 1999b, LAURANCE et al. 2002b). Além da terra usada para a agricultura suportar de longe menor biodiversidade que outras áreas (ALKORTA et al. 2003), a quantidade de florestas primárias na Amazônia tem diminuido cada vez mais (NEPSTAD et al. 1999a).

Tal conversão da floresta provoca um aumento na adição de dióxido de carbono na atmosfera terrestre, favorecendo o efeito estufa e o aumento do aquecimento global (FEARNSIDE & GUIMARÃES 1996, WILLIAMS 1997, FEARNSIDE 1996, 1997a, 1999b). Juntamente às outras conseqüências decorrentes da fragmentação, esses problemas podem causar danos às espécies nativas e diminuir a qualidade de vida da população humana.

GASCON et al. (2001) e LAURANCE et al. (2002c) reuniram os principais dados de trabalhos publicados, realizados nas últimas décadas, sobre o efeito da fragmentação

florestal em áreas destinadas do Projeto de Dinâmica Biológica em Fragmentos Florestais (PDBFF), em Manaus. As análises de intensidade da fragmentação foram baseadas na razão anual de desflorestamento a partir de dados espaciais, crescimento de vegetação secundária e biomassa. Independente da reposição de árvores novas, no que se refere à biomassa, esta pode chegar a consideráveis perdas dependendo da local observado, tendo uma redução não somente em fragmentos isolados, mas também próximo às bordas de florestas intactas (FEARNSIDE 1996, LAURANCE et al. 1997, WILLIAMS 1997).

Outro problema decorrente da alteração da vegetação está na composição geral da paisagem onde o fragmento (ou a margem de floresta) está inserido, denominado como habitat matriz, o qual influencia na composição local de espécies e variações no microclima ambiental da região (MESQUITA et al. 1999, GASCON et al. 2000, SIZER et al. 2000, GASCON et al. 2001, GANADE & BROWN 2002).

Vários trabalhos apontam que grupos de vertebrados, os quais utilizam ou exploram a matriz tendem a aumentar ou a permanecer estáveis nos fragmentos. Uma vez que estes grupos evitam a matriz, muitas vezes suas populações declinam ou desaparecem. Outro fato observado é que espécies, que não estavam originalmente presentes na floresta contínua, têm invadido a paisagem alterada a partir do habitat matriz, passando a ser comumente encontrada em fragmentos florestais (MARTINS 1989, FEARNSIDE 1999a, GASCON et al. 1999, MARTINS 2001, STOUFFER & BORGES 2001, TOCHER et al. 2001). Entretanto, algumas espécies não demonstram alterações aparentes em suas populações com tais mudanças, como é o caso de alguns grupos de formigas, onde muitas espécies presentes nos fragmentos foram raras ou ausentes na matriz (FORYS et al. 2002).

Tais interferências na paisagem deixam os arredores dos fragmentos e bordas de florestas contínuas com características visivelmente alteradas, muitas vezes possuindo uma

densidade florestal bastante alta no início e perdendo gradativamente sua biomassa (CARVALHO & VASCONCELOS 1999, NASCIMENTO & VIANA 1999). O chamado efeito de borda é um dos principais determinantes da extensão e magnitude das diferenças entre as características do centro do fragmento e sua periferia (CAMARGO & KAPOS, 1995, FERREIRA & LAURANCE 1997, DIDHAM 1998, DIDHAM & LAWTON, 1999, CARVALHO & VASCONCELOS 1999, MESQUITA et al. 1999, COCHRANE & LAURANCE 2002, DAUBER & WOLTERS 2004), podendo aumentar também a predisposição à entrada de fogo até certa parte em fragmentos florestais (KELLMAN & MEAVE 1997).

O efeito de borda em um ambiente degradado é bastante intenso e os danos na mancha florestal aumentam se a matriz circundante for uma área totalmente desmatada. A mortalidade de árvores é significativa à medida que se aproxima da borda florestal, diferindo fortemente do centro do fragmento (FOWLER et al. 1993, MESQUITA et al. 1999, LAURANCE et al. 2001b, LAURANCE & WILLIAMSON 2001).

As alterações próximas às bordas dos fragmentos devem-se às mudanças no microclima, que se torna mais seco (FOWLER et al. 1993, LAURANCE et al. 2001b), e à exposição ao aumento da velocidade do vento, que muitas vezes, devido a sua turbulência, derruba as árvores maiores (FERREIRA & LAURANCE 1997, LAURANCE et al. 2000).

Apesar de ser grande a diferença de densidade da borda florestal em relação ao centro, esta desempenha um tipo de proteção, "pára-choque", para o fragmento (DIDHAM & LAWTON 1999, GASCON et al. 2000) e pode ser determinante na alteração da composição faunística destes (MARTINS 2001, VASCONCELOS et al. 2001).

Outro importante causador de modificação na matriz e no próprio fragmento é o fogo (SIZER et al. 2000), que também contribui para a diminuição da área de florestas ainda intactas (NEPSTAD et al. 1999a, 1999b). As queimadas podem ocorrer por combustão

espontânea, devido às épocas de baixa umidade e intenso calor, ou através da ação antrópica (UNL & KAUFMAN 1990, BARBOSA & FEARNSIDE 1999, LAURANCE et al. 2001a). Este fogo raramente alcança o interior da floresta (UNL et al. 1988), entretanto produz um ambiente extremamente heterogêneo (COCHRANE & SCHULZE 1999) e provoca extinção local de espécies, além do empobrecimento do solo no que se refere aos microorganismos e aos nutrientes (CAMARGO & KAPOS 1995, DIDHAM 1998).

Apesar de, com o passar dos anos, a floresta tender a retornar ao seu aspecto anterior, dificilmente as ligações e processos ali pré-existentes tornar-se-ão os mesmos. CASTAÑO-MENESES & PALACIOS-VARGAS (2003) demonstraram que o fogo afeta tanto a densidade quanto a composição de guildas de formigas.

Há épocas do ano em que as queimadas são autorizadas em algumas regiões da Amazônia por órgãos competentes, porém muitos fazendeiros e donos de grandes extensões de terra freqüentemente ateiam fogo em suas propriedades na época seca, visando transformá-las em pastos para criação de gado, formar áreas apropriadas para a plantação de monoculturas, ou mesmo somente para limpar a área (NEPSTAD et al. 1999a, COCHRANE & LAURANCE 2002, COCHRANE 2003).

Conseqüentemente, nos últimos anos fogos acidentais têm afetado cerca de 50% das florestas restantes e causando mais desflorestamento que a própria limpeza intencional (COCHRANE et al. 1999). Em anos de "El niño" essa situação torna-se ainda mais grave na Amazônia, pois neste período o clima passa a ser consideravelmente mais quente e seco que o normal (BARBOSA & FEARNSIDE 1999, COCHRANE et al. 1999, NEPSTAD et al. 1999a, LAURANCE & WILLIAMSON 2001, NEPSTAD 2002, COCHRANE 2003).

Outra atividade bastante comum na Amazônia é a retirada de madeira por grandes e pequenas empresas madeireiras, que abrem imensos corredores para acessar as

áreas onde se encontram as espécies comerciais. Em seguida, mais clareiras são formadas com a derrubada de árvores de grande porte, que por sua vez derrubam outras dezenas ao cair, devido ao corte não manejado (FEARNSIDE 1989).

Milhões de hectares de floresta já têm sido cortados e milhões mais estão sendo a cada ano (NEPSTAD et al. 1999b). O corte de espécies nobres inicia uma série de eventos de degradação e destruição tardia da floresta tropical (FEARNSIDE 1997c), contribuindo ainda mais para sua flamabilidade (COCHRANE & LAURANCE 2002) e alteração na comunidade de espécies animais (CASTILLO & LOBO 2004, SAMEJIMA et al. 2004, TABARELLI et al. 2004).

Tais mudanças têm implicações na redução da biodiversidade, através da diminuição da resistência à perturbação, da simplificação do sistema, e da perda da integridade ecológica (VINSON & HAWKINS 1998), bem como da alteração da dinâmica populacional de algumas espécies (POWELL & POWELL 1987, LAURANCE 1990, 1991, 1999, BECKER et al. 1991, MALCOLM 1994, TOCHER et al. 1997).

Cada um dos diferentes componentes do processo de fragmentação de hábitat subentende uma série de efeitos, que por sua vez podem interagir na determinação da integridade do fragmento após o isolamento. As interações da fragmentação, tais como: corte de madeira, incêndio, perda de área florestal, mudança climática, etc. significam grande ameaça para a floresta amazônica (COCHRANE et al. 1999, COCHRANE 2001, LAURANCE & COCHRANE 2001, LAURANCE & WILLIAMSON 2001, COCHRANE & LAURANCE 2002). Assim, as conseqüências da perturbação florestal podem ser bastante comprometedoras tanto para espécies vegetais como animais. E como a riqueza da flora pode influenciar na fauna (HAWKINS & PAUSAS 2004), a redução significativa da diversidade é eminente.

Da mesma forma como vários outros táxons, espécies da família Drosophilidae também sofrem influência dos efeitos da fragmentação florestal. E isso se agrava devido aos

ambientes de floresta apresentarem condições mais apropriadas para o desenvolvimento da maioria de espécies de *Drosophila* (PAVAN 1959). De acordo com este, o gênero *Drosophila*, apresenta um ciclo de vida curto e de fácil reprodução, com grandes flutuações em suas populações. Essas flutuações, apesar de variarem com a composição genotípica das populações, são geralmente relacionadas às variações no meio ambiente.

Como determinadas espécies de Drosophilidae apresentam fidelidade de habitat, ou seja, só conseguem responder bem às características de apenas um tipo de ambiente, estas distinções de ambiente são úteis para considerar drosófilas como um grupo de organismos importante para análise de áreas degradadas, devido a alteração florestal facilitar a introdução de espécies não pertencentes ao habitat. Um exemplo disso é o caso da facilitação na introdução e expansão de espécies exóticas de Drosophilidae com a mudança da paisagem (MARTINS 1985, 1989, 2001, BAND 1994).

Apesar dos drosofilídeos possuírem um grande número de espécies e apresentarem uma ampla distribuição geográfica (THROCKMORTON 1975), suas espécies não se distribuem uniformemente (MARTINS 1987). Amostras obtidas no mesmo período de tempo, em habitats distintos de uma mesma área, podem ser muito diferentes. Espécies coletadas em quintais, um ambiente fortemente devastado, são geralmente diferentes em composição e abundância daquelas encontradas em matas, podendo apresentar espécies que praticamente ocorrem em qualquer região, as quais são denominadas cosmopolitas (PAVAN 1959).

Contudo, geralmente é difícil de explicar a estrutura da comunidade porque um grande número de fatores pode fazer o papel de molde desta (SEVENSTER & ALPHEN 1993). Conforme a paisagem vai se alterando, as comunidades de drosofilídeos podem variar muito, respondendo à redução de área, isolamento, efeito de borda, fogo, retirada de madeira,

alteração do habitat matriz, e provavelmente outro fator, a pressão de caça, também influencie no desempenho destas comunidades.

Por serem moscas sensíveis às variações ambientais, drosófilas podem responder de diversas formas a uma paisagem alterada (BELO 1979, MARTINS 2001, ARGENÍ et al. 2003). Em condições ambientais favoráveis e não favoráveis a variação genética de suas populações podem aumentar e/ou diminuir (HOFFMANN & MERILÃ 1999), influenciando no seu comportamento (RODRIGUEZ et al. 1992).

Algumas espécies de *Drosophila* de deserto podem resistir à temperatura de até 46°C, porém, *D. simulans* (uma espécie cosmopolita) tolera temperaturas similares a de determinadas espécies endêmicas de deserto (STRATMAN & MARKOW 1998). Contudo, o estresse por calor influencia no comportamento de espécies de *Drosophila* e proporciona alterações genéticas em suas populações (FASOLO & KREBS 2004).

Além do mais, a sobrevivência e a habilidade de resposta é completamente diferente para as espécies após o estresse por calor, assim como a densidade larval (BALDAL et al. 2004). A temperatura, juntamente com a urbanização, também pode influenciar no polimorfismo da coloração do corpo e, quanto menor, mais pigmentado (COSTA et al. 2003).

A urbanização é outro fator que pode modificar a composição da comunidade de Drosophilidae. AVONDET et al. (2003) estudaram tal mudança ao longo de um gradiente urbano e observaram que a diversidade não se alterou.

Estudos são constantemente realizados sobre diferenças genéticas entre populações de *Drosophila* geograficamente isoladas e seus padrões de relacionamento (CARSON 1990, BRITON et al. 1994, COSTA et al. 2000, MARKOW et al. 2002). COBB et al. (2000) verificaram que em populações de *D. teissieri* a diferenciação genética foi correlacionada significativamente com a distância física entre fragmentos florestais na África.

Por outro lado, PFEILER & MARKOW (2001) não encontraram nenhuma evidência de diferenciação na estrutura de populações separadas por uma distância acima de 475 km, nas espécies estudadas. A contribuição para o alto nível de fluxo gênico entre essas populações parece ser a alta longevidade, dispersão e múltiplas fêmeas.

Concomitantemente com os diferentes fatores, a caça de alguns mamíferos talvez possa intervir na dinâmica populacional de certos grupos de Drosophilidae, à medida que a maioria das espécies efetivamente caçada é frugívora e a ausência ou diminuição de suas populações nos fragmentos intensamente caçados poderá influenciar na disponibilidade de frutos presentes no solo da mata (MARTINS, 2001). Com isso, algumas populações de drosófilas podem tornar-se mais abundantes em certos lugares ou diferirem significativamente em sua composição faunística, dependendo da intensidade de caça que esta área sofra.

Considerando o fato de que o gênero *Drosophila* desenvolve-se em recursos limitados e efêmeros, neste caso o fruto, o desenvolvimento rápido é vantajoso para as larvas, desde que isso aumente suas habilidades para competir por recursos e completar seu desenvolvimento antes deles se exaurirem (DAVIS & HARDY 1994). Porém, segundo MAIR et al. (2003), a restrição alimentar pode prolongar o tempo de vida deste tipo de moscas.

Apesar da diferença de escala entre mamíferos e drosofilídeos, o que conseqüentemente refletirá nos mecanismos para a aquisição de alimento (RITCHIE & OLFF 1999), a diferença está apenas no modo de utilização. Enquanto um mamífero come vários frutos parcial ou integralmente, dezenas de indivíduos pertencentes às diferentes espécies de drosofilídeos alimentam-se de leveduras e bactérias que se desenvolvem em um único fruto em decomposição (PAVAN 1959).

O conceito de guilda está sendo muito utilizado atualmente, visto que são grupos funcionais e representativos dos processos do ecossistema (MARTINS 2001). Estes

grupos são assim determinados por usarem o mesmo recurso de maneira similar, como é o caso de comunidades de drosofilídeos associados aos frutos em decomposição. Estas guildas de drosófilas têm demonstrado ser ótimos indicadores para o nível e histórico de perturbação do habitat (PARSONS 1991, DAVIS & JONES 1994, MARTINS 1996, 2001).

WOODCOCK et al. (2002) avaliaram que as comparações entre habitats têm indicado que as definições de parâmetros do modelo de agregação, usualmente utilizado para explicar os padrões de diversidade das guildas de drosofilídeos (SHORROCKS et al. 1979, SHORROCKS & ROSEWELL 1986), não são fixos e podem ser significativamente influenciados pela qualidade do habitat dentro de um sistema aparentemente similar.

CARROLL & DINGLE (1996) postularam que as espécies invasoras mais prováveis de interagir com sucesso são aquelas em que altos níveis de variação genética são expressas nas características mais prováveis para a adaptação ao novo ambiente.

As características biológicas dos organismos envolvidos têm que ser levada em consideração quando estudados os efeitos da fragmentação, assim como a escala espacial em que se opera (RIBAS et al. 2004). Segundo REJMÁNEK & RANDALL (2004), a maioria das espécies naturalizadas é incorporada em floras nativas sem nenhuma conseqüência séria, concentrando-se principalmente em áreas degradadas.

PARSONS (1991) enfatiza que *Drosophila* tem um papel de indicador biológico de mudança de habitat que é acentuado pela sua associação próxima às características florísticas das florestas úmidas. Por conseguinte, a combinação do aumento da perturbação do habitat e mudança climática foca a atenção sobre a distribuição de espécies e ambientes na borda florestal. Desta forma, os membros desta família têm potencial como espécies indicadoras para de avaliar o nível de distúrbios em alguns habitats, ou como bioindicadores para o grau de

integridade da paisagem, o que é mais recomendado, segundo FROUZ (1999), para os táxons de níveis inferiores.

Com o intuito de contribuir para a compreensão do efeito fragmentação florestal sobre a estrutura de comunidade de Drosophilidae, o presente estudo avalia os padrões de riqueza e diversidade de uma guilda de drosofilídeos frugívoros em uma região no extremo sul da Amazônia brasileira.

Os esforços concentraram-se nas análises de diversidade de drosofilídeos em relação as variáveis estruturais de remanescentes de mata e intensidade de perturbação em termos de tamanho do fragmento, efeito de borda, fogo, extração de madeira, densidade florestal e caça de mamíferos de médio a grande porte.

1.1. Objetivo Geral

Analisar a influência da fragmentação florestal sobre a estrutura da comunidade de drosofilídeos em duas regiões situadas no extremo sul da Amazônia, nos municípios de Alta Floresta e Apiacás, Estado do Mato Grosso.

1.2. Objetivos Específicos

→ Estimar a riqueza e diversidade de espécies de drosofilídeos para a paisagem da região.

→ Medir a extensão do efeito de borda sobre a composição e abundância das espécies de drosofilídeos nos fragmentos e matas remanescentes.

→ Correlacionar as características dos fragmentos (isolamento, queimadas, caça, escassez de recursos, extração de madeira) e a estruturação das comunidades de drosofilídeos.

→ Inferir sobre os efeitos da alteração da paisagem na diversidade biológica, utilizando os drosofilídeos como organismos indicadores.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

2.1.1. Município de Alta Floresta – MT

Alta Floresta, está situada ao extremo norte do Estado de Mato Grosso, 09° 53'02" latitude sul, 56° 14'38" longitude oeste, apresentando uma extensão territorial[1] de 8.947.069 Km^2 e uma população de 46.956 habitantes (IBGE, 2000). A cidade foi criada a partir de um projeto de colonização particular, através da INDECO (Integração Desenvolvimento e Colonização), fundada por Ariosto da Riva "Bandeirante do Século XX", época em que o governo federal fomentava a campanha nacionalista "integrar para não entregar". A fundação da cidade deu-se em 19 de Maio de 1976 e foi possível devido à abertura da BR-163, a denominada Cuiabá/Santarém[2].

Esta região localiza-se no extremo sul da Amazônia, quase na transição para o cerrado, e apresenta um histórico de utilização de área de aproximadamente vinte e cinco anos. Com isso o desflorestamento e a fragmentação florestal passaram fazer parte da paisagem. Esta paisagem contém diversos fragmentos florestais de diferentes idades e históricos de perturbação e ainda resquícios de floresta que nunca foram modificados.

Os primeiros habitantes da região foram garimpeiros que penetravam na mata atrás de pedras preciosas, principalmente ouro, e daí por diante a cidade começou a crescer.

A microrregião de Alta Floresta, situada na área florestal que compõe a Amazônia Legal, tem a maior taxa de evolução percentual e 6,4% do rebanho total do estado, representando a sétima maior região pecuária, mas com valores muito próximos aos das outras principais microrregiões (anos 1990-2000)[3]. Este reconhecimento só foi possível devido à alta taxa de conversão de áreas florestadas em pastos para rebanhos bovinos.

[1] http://www.ibge.gov.br/home/geografia/areaterritorial/pdf/areas_2001_51.pdf

[2] http://www.mtnews.com.br/cidades/floresta.htm

[3] http://www.cna.org.br/IndicadoresPec02/Dez/metodologiaCusto.htm

O município tem um pouco mais de vinte e cinco anos de desenvolvimento e uma parte da floresta natural já não existe mais, caracterizando-se por um mosaico de pastos, capoeiras, fragmentos florestais, algumas áreas de plantação, um centro urbano e várias comunidades rurais adjacentes. A condição climática dessa região tropical é quente e úmida, com precipitação média de 2.750 mm e intensidade máxima nos meses de janeiro, fevereiro e março. A temperatura média anual de 24°C, máxima de 40°C e mínima de 4°C.

2.1.2. Município de Apiacás – MT

Com população de 6.665 habitantes (IBGE, 2000) e a 09° 33'24" latitude sul e 57° 22'54" longitude oeste e uma área de 20.630,19 Km², o município de Apiacás apresenta um clima equatorial quente e úmido, e assim como em Alta Floresta apresenta 2 meses de seca, de junho a julho, precipitação anual de 2.750 mm, com intensidade máxima em janeiro, fevereiro e março. A temperatura média anual é 24° C, com máxima de 40° e mínima de 4°.

Adquirindo o status de município em 1989, o extrativismo é a base da economia local. A exploração madeireira é bastante intensa na região, mas é no extrativismo mineral (ouro) que se concentra a base econômica do município, que tem um dos solos mais ricos do Brasil. Na região desenvolve-se satisfatoriamente a agricultura, com excelentes safras de algodão, arroz, etc. A pecuária, em franca expansão, caracteriza-se pelo sistema de cria e leiteira[4].

Os ambientes utilizados no presente trabalho referentes ao município de Apiacás estão situados na Fazenda Apiacás, distante 90 km do centro de Alta Floreta (70 km em linha reta). A localização dos fragmentos florestais amostrados e seus respectivos códigos estão representados na Figura 1.

[4] http://www.mtnews.com.br/cidades/apiacas.htm

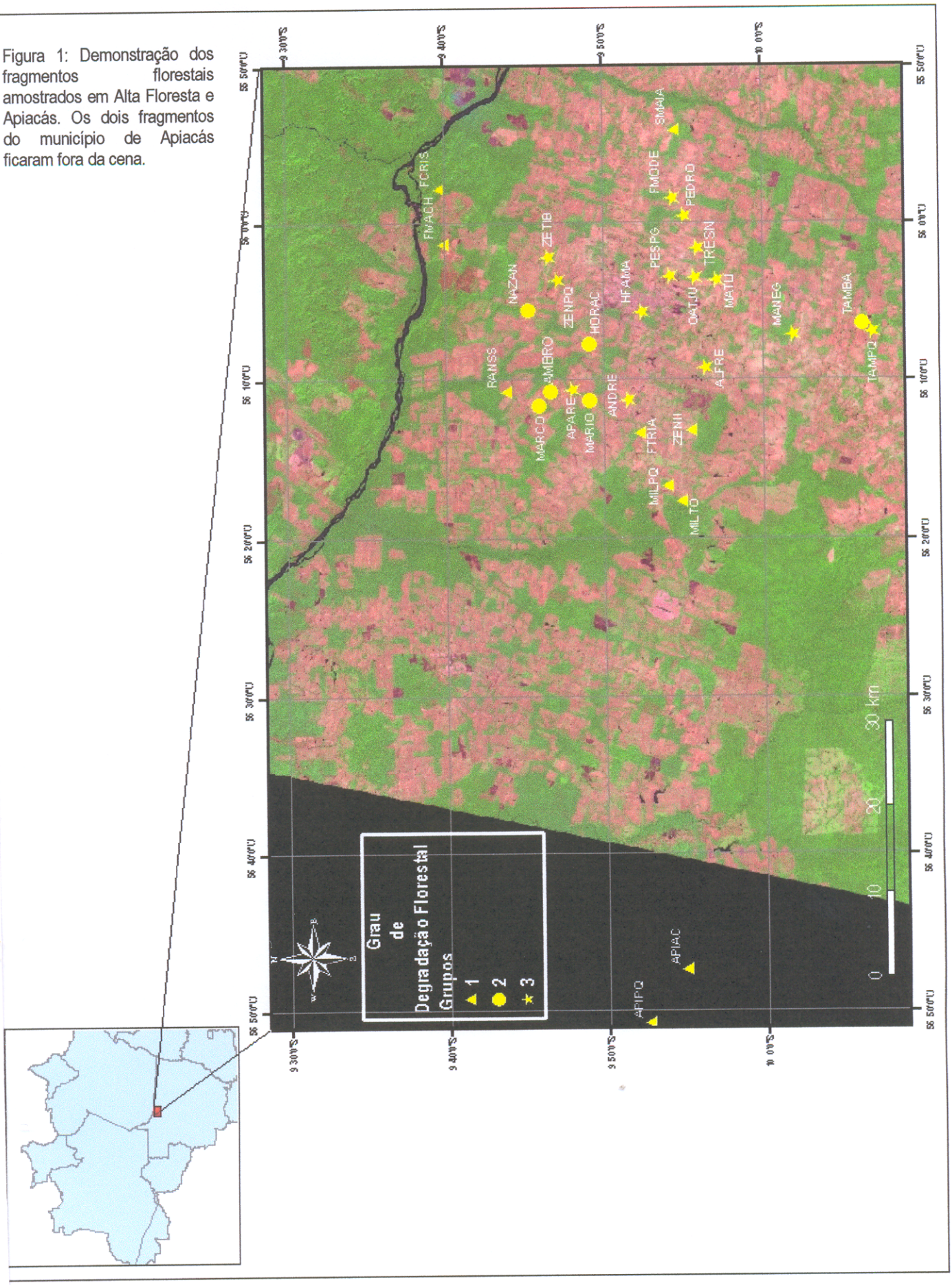


Figura 1: Demonstração dos fragmentos florestais amostrados em Alta Floresta e Apiacás. Os dois fragmentos do município de Apiacás ficaram fora da cena.

2.2. DESENHO AMOSTRAL

A expedição para a coleta dos dados de campo nos municípios de Alta Floresta e Apiacás ocorreu no período de outubro de 2002 e janeiro de 2003.

2.2.1. Fragmentos Florestais

Foram utilizadas trinta fragmentos florestais de diversas categorias de tamanho para o desenvolvimento do estudo, na qual a menor mediu cinco hectares e a maior mais de cem mil hectares (tamanho estimado).

A matriz predominante na região é de pasto e os fragmentos florestais encontram-se total ou parcialmente inseridos nesta. Alguns fragmentos situam-se distantes de núcleos urbanos e apresentam grande extensão de área e um histórico de degradação ambiental (queimadas, retirada de madeira, derrubadas, caça) menos intenso, interconectando-se a outros remanescentes de floresta primária contínua, sendo fragmentos de maior tamanho e menor grau de perturbação.

Para o tratamento dos dados, de cada fragmento foi considerado o tamanho, localização geográfica, matriz na qual está inserido e tipo de perturbação estrutural sofrida, incluindo intensidade de caça. Nestes fragmentos também foram estimadas a densidade florestal do sub-bosque, densidade da área basal e escassez de recursos potencialmente usados pelos drosofilídeos na área, além das espécies amostradas de drosofilídeos.

Com o auxílio destas informações foram obtidos três conjuntos de dados: um para os fragmentos como um todo (macroescala), outro de dados ambientais nos pontos de coleta em cada fragmento (microescala) e um último com dados de espécies nos pontos de coleta.

Em cada fragmento foram estabelecidas transecções para a distribuição dos pontos de coleta. Em fragmentos muito pequenos uma única transecção foi situada bem no ponto médio das duas bordas laterais, objetivando minimizar o efeito desta ao longo da transecção. Quando houve a possibilidade de abertura de mais de uma transecção por fragmento estas permaneceram distanciadas entre si em pelo menos 100 m, procedendo da mesma maneira em relação às distâncias da borda paralela mais próxima.

2.2.1.1. Alta Floresta

Vinte e oito fragmentos florestais foram amostrados em Alta Floresta, cuja denominação do fragmento e quantidade de transecções por área foram as seguintes: Hotel Floresta Amazônica – HFAMA (1), Fazenda Zeniiti III – ZENII (2), Fazenda Triângulo – FTRIA (2), Mário – MARIO (2), Horácio – HORAC (2), Ambrósio – AMBRO (1), Aparecido – APARE (1), Nazan – NAZAN (2), Alfredo – ALFRE (1), Fazenda Zeniiti III (fragmento pequeno) – ZENPQ (1), André Luis – ANDRE (2), Marcos – MARCO (2), Fazenda Cristalino – FCRIS (6), Fazenda Machado – FMACH (4), Fazenda Tambatajá (frag. Peq.) – TAMPQ (2), Milton Paulista – MILTO (2), Seu Pedrão – PEDRO (2), Fazenda Tambatajá – TAMBA (2), Milton Paulista (frag. Peq.) – MILPQ (2), Fazenda Rancho SS – RANSS (2), Mane Guilherme – MANEG (2), Pesque-pague – PESPG (1), Otacílio Julião – OTAJU (1), Zé tibolla – ZETIB (2), Mata do Linhão – MATLI (2), Fazenda três Nascentes – TRESN (2), Fazenda Modelo – FMODE (2) e Sítio Maia – SMAIA (2).

2.2.1.2. Apiacás

Apenas dois remanescentes florestais foram utilizados na coleta de dados do projeto no município de Apiacás (Fazenda Apiacás). O primeiro (APIPQ) apresenta um tamanho florestal de 726 ha, isolado, nunca foi queimado nem retirado madeira, entretanto há atividade de

caça. As primeiras armadilhas das duas transecções deste ambiente começaram de um corredor, no qual o lado oposto constituía-se de mata. O segundo (APIAC) remanescente apresenta uma área estimada de 100.000 ha (estimados) e quase todas as mesmas características do primeiro fragmento a não ser pela conectividade com mata primária de outras propriedades. Quatro transecções foram abertas nessa área, todas começando da matriz de pasto. Ambos os fragmentos são constituídos por vegetação primária e uma matriz de pasto.

2.2.2. Transecções

Cada transecção foi definida a partir da borda do fragmento, prosseguindo sempre perpendicularmente em direção ao centro, terminando a 240 m da borda (Figura 2). Apenas um fragmento, o HFAMA, não seguiu tal padrão devido a todos os seus pontos de coleta estarem contidos inteiramente no centro da mata. A transecção foi definida com o mesmo comprimento e número de amostras dos demais.

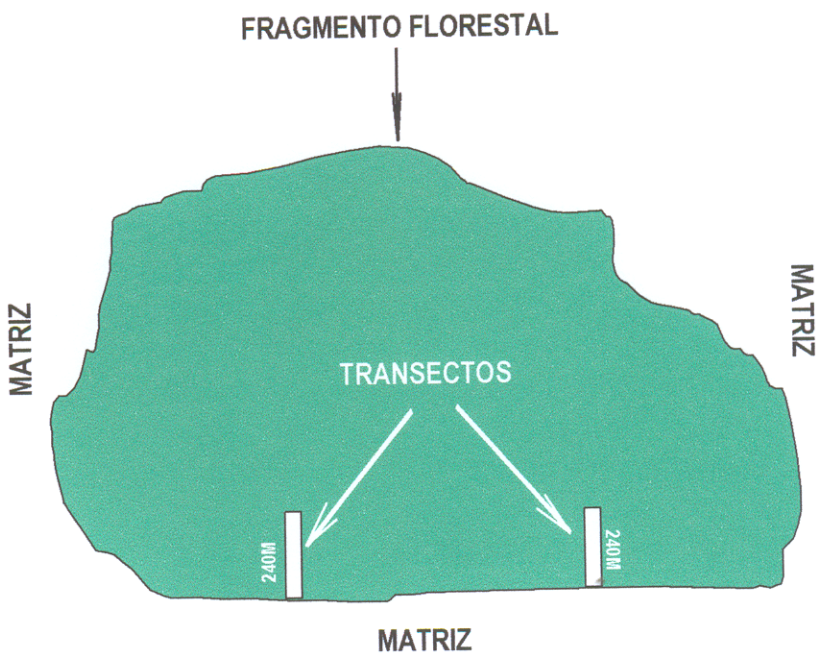


Figura 2: Desenho esquemático das transecções feitas em fragmentos florestais nos municípios de Alta Floresta e Apiacás. O número de transecções variou com o tamanho do fragmento.

2.2.3. Disposição dos Pontos Amostrais

Para cada transecção aberta foram definidos dez pontos amostrais, o primeiro estava contido na matriz e o segundo exatamente no início da borda florestal do fragmento (0 m). O ponto inserido na matriz variou de 2,5 m a 24 m da borda. O restante dos pontos foi distribuído em intervalos regulares de trinta metros, até 240 m. Tal espaçamento foi estabelecido de forma a garantir a independência amostral.

Para coleta de drosofilídeos foram colocadas uma armadilha em cada ponto, totalizando 610, nos lugares mais propícios, elevadas por um barbante, à cerca de 60 cm do solo, permanecendo expostas por ininterruptos três dias.

2.3. ARMADILHAS E ISCAS

As armadilhas (Figura 3) foram constituídas de um tubo PVC de 100 mm de diâmetro e 20 cm de altura, com parte superior fechada com uma tampa de acrílico e acoplada à sua base um funil invertido para que os insetos entrem e permaneçam presos até a triagem do material. No bico do funil encontra-se encaixado um pires de acrílico onde ficou depositada a isca de banana fermentada, atrativa para as moscas (mais detalhes ver MIRANDA-SANTOS, 2001). As bananas foram amassadas manualmente e misturadas com suco natural de laranja para ajudar na fermentação e evitar a ressecamento rápido. Cada remessa preparada de isca permaneceu uma noite em processo de fermentação. Aproximadamente 100 g de isca foram depositados em cada armadilha.



Figura 3: Ilustração da armadilha utilizada na coleta dos indivíduos da família Drosophilidae

2.4. Analise da estrutura do Habitat nos Pontos de Coleta

2.4.1. Densidade de árvores

A distância das oito árvores mais próximas, com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 10 cm, de cada ponto amostral foi utilizada para estimativa da densidade local de árvores e do fragmento no geral. Depois que a armadilha foi colocada no ponto amostral foram estabelecidas duas linhas imaginária cruzadas onde se considerava a armadilha ponto central, dividindo a área em quatro quadrantes, então foram realizadas as medidas das distâncias das duas árvores mais próximas de cada quadrante a partir da armadilha (Figura 4).

Para o cálculo da densidade de árvores usou-se a seguinte fórmula:

$$D = 1/\bar{d}^2$$

Onde, $\bar{d}$ é a média das distâncias das árvores à armadilha. Medida representada por **m/ha**.

Para obter a densidade de árvores para o fragmento foi considerado o resultado da média das densidades de árvores de cada ponto amostral realizada nas transecções (CARLOS PERES, comunicação pessoal).

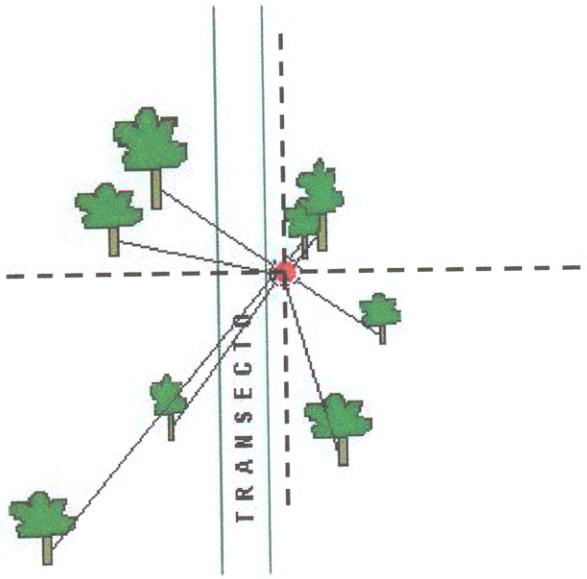


Figura 4: Representação esquemática das árvores medidas. A linha tracejada representa a divisão imaginária dos quadrantes. O ponto vermelho representa a armadilha coletora de drosofilídeos. As linhas ligando as árvores à armadilha indicam as distâncias das mesmas.

2.4.2. Área basal

Com o auxílio da medida do DAP foi calculada a área basal. Para a obtenção desta medida utilizou-se uma trena para medir o diâmetro das árvores com DAP igual ou superior a 10 cm. As medidas de diâmetro foram feitas sempre pela mesma pessoa.

A fórmula a seguir define o cálculo da área basal:

$$A_b = \pi r^2$$

Onde, π é igual a 3,1416 e r corresponde o raio da árvore.

O produto da densidade de árvores (D) e área basal (A_b) resulta na densidade da área basal, representado por **m²/ha**. A média da área basal das oito árvores representa a área basal do ponto amostral e a média dos pontos representa a medida para o fragmento florestal. A padronização adotada neste trabalho para a estrutura vegetal dos fragmentos florestais foi a seguinte: se a densidade da área basal for ≥10 e <20 m²/ha considera-se uma mata pouco desenvolvida (sem árvores de grande porte), se for ≥20 a <30 m²/ha considera-se

mata de porte médio e se o resultado for ≥30 m^2/ha considera-se mata de grande porte (CARLOS PERES, comunicação pessoal).

2.4.3. Sub-bosque

Na análise de sub-bosque foi utilizando um bastão de 2,5 m de comprimento, subdividido em 25 faixas (vermelha/branco) de 10 cm cada. Foram feitas duas medidas de sub-bosque em cada ponto de armadilha (uma paralela à transecção a 2 m para o lado direito da abertura, e outra perpendicular a este, tomando como ponto central à armadilha). A distância entre o bastão e o observador foi sempre de 15 m (Figura 5), ficando a armadilha a 7,5 m de cada observador (CARLOS PERES, comunicação pessoal). Os números de faixas visíveis foram anotados para análise da densidade visível do sub-bosque, representada em porcentagem, utilizando a seguinte fórmula:

$$SB = \frac{n_1 + n_2}{25} \times 100$$

Onde, n_1 é o número de faixas visíveis na paralela à transecção e n_2 as faixas visíveis na perpendicular.

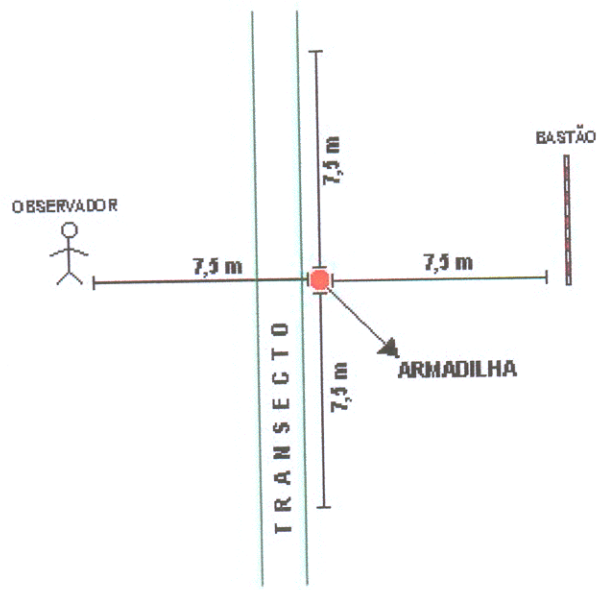


Figura 5: Método de mensuração da densidade do sub-bosque. Detalhe para a armadilha que foi colocada fora da área aberta da transecção, para não interferir nas observações da estrutura do ambiente.

2.4.4. Escassez de recursos no ambiente

Em cada ponto amostral verificou-se a presença de recursos em um raio de 5 metros, sendo o ponto central a armadilha de drosofilídeos. Foram considerados recursos frutos, flores e fungos caídos ou não no solo, pois estes são potencialmente usados por essas moscas. O grau de escassez dos recursos encontrados foi ordenado, considerando uma escala de zero a três, ou seja, quanto maior a numeração, mais escasso é o recurso (0 – recursos abundantes, 1 – oferta média, 2 – pouco recurso disponível, 3 – nenhum recurso visível).

2.5. ISOLAMENTO

Os dados relativos ao isolamento florestal, queimada, retirada de madeira e intensidade de caça foram obtidos do projeto "Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on the structure of Amazonian forest vertebrate assemblages", financiado pelo Natural Environmental Research Courail do Reino Unido (NERC), através de coletas realizadas pelo grupo de pesquisa do Dr. Carlos Peres (East Anglia University).

O grau de isolamento do fragmento florestal foi definido por uma escala de 1 a 3. Se o fragmento estabelecia conexão com outras matas adjacentes, este recebeu uma numeração 1; se apresentava isolamento, mas a mata mais próxima localizava-se até 500 m de distância do mesmo, então o fragmento recebeu uma numeração 2 e, por último, se esta distância foi superior a 500 m o fragmento recebeu uma numeração 3.

2.6. FOGO

A intensidade de queimada nos fragmentos foi discriminada da seguinte forma: 1 – para fragmentos nunca queimados, 2 – para fragmentos pouco queimados há alguns anos

(fogo pela borda florestal ou um pouco mais a dentro) e 3 – para fragmentos queimados totalmente há alguns anos atrás.

2.7. Exploração de Madeira

Uma ordenação de 1 a 3 foi também utilizada para o corte de madeira, sendo: 1 fragmento nunca cortado; 2 fragmento cortado com pouca intensidade (corte manual de espécies comerciais) e 3 fragmento muito cortado, no qual foi utilizado maquinário para a derrubada de árvores comerciais.

2.8. Caça

As informações referentes a caça nos fragmentos florestais utilizados foram consideradas em uma escala de 1 a 3. Quando não houve nenhuma atividade de caça no fragmento este recebeu a numeração 1; se a intensidade de caça no fragmento foi pouca (caça de espera), deu-se a numeração 2 e quando esta atividade foi alta (caça de espera e com auxílio de cachorro) a numeração incidente foi 3.

2.9. Triagem dos Insetos

Após a chegada do material vivo no alojamento realizou-se a primeira triagem manual do material, apenas para separar os indivíduos da família Drosophilidae (Figura 6) dos outros insetos, a olho nu. Todos os drosofilídeos e demais táxons retirados das armadilhas foram reservados separadamente em recipientes etiquetados contendo álcool a 70%. Em seguida, os tubos de vidro com drosofilídeos foram guardados juntos num recipiente maior, submersos em álcool na mesma concentração, para posterior identificação em laboratório.



Figura 6: Ilustração de alguns indivíduos pertencentes à Família Drosophilidae, organismos alvo do trabalho.

A identificação das moscas em laboratório foi realizada com o auxílio de uma lupa e um microscópio óptico. Foram observadas as características morfológicas externas e dissecados as genitálias de machos e de fêmeas (edeagus e espermatecas) quando necessário. Quando a análise não foi conclusiva o indivíduo foi morfotipado e codificado em fichas específicas (Anexo I) e, todos aqueles com características semelhantes a determinados morfotipos foram agrupados com o mesmo código, sendo considerados o mesmo táxon. As genitálias foram preparadas através do método descrito por WHEELER & KAMBYSELLIS (1966) e KANESHIRO (1969).

Todo o processo foi assistido por chaves dicotômicas e artigos especializados (MALOGOLOWKIN 1946, PAVAN & CUNHA 1947, SALES 1947, BURLA et al. 1949, WHEELER 1949, BREUER & PAVAN 1950, PAVAN 1950, FROTA-PESSOA & WHEELER 1951, MALOGOLOWKIN 1952, WHEELER 1952, BREUER & PAVAN 1954, FROTA-PESSOA 1954, CUNHA 1955, HEED & WHEELER 1957, SPASSKY 1957, PAVAN 1959, MAGALHÃES 1962, THROCKMORTON 1962, WHEELER & TAKADA 1963, BREUER & ROCHA 1971, HEED & RUSSELL 1971, BOCK & WHEELER 1972, SENE et al. 1980, WHEELER 1981, VAL 1982, VILELA 1983, VILELA & PEREIRA 1986, VILELA & BÄCHLI 1990, VILELA 1992, VAL &

MARQUES 1996, VILELA et al. 2002). Os drosofilídeos e demais insetos foram depositados na coleção entomológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém – Pará.

2.10. ANÁLISES DE DADOS

As curvas de rarefação foram obtidas através do programa Biodiversity Pro (http://www.sams.ac.uk/activities/downloads/software/bdpro.zip). Os índices de diversidade de Shannon-Weaver (H'), Log na base 10, que combina dois componentes da diversidade que são o número de espécies e a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies (KREBS 1986), a equitabilidade (Shannon J'), que descreve a forma de distribuição das populações na comunidade, o índice alfa (α) que analisa a diversidade local de espécies, e o índice de dominância de Berger-Parker (d), que dá uma importância relativamente pequena às espécies raras e uma maior às espécies comuns, expressando a importância proporcional da espécie mais abundante. Estes índices também foram calculados pelo mesmo programa.

A média do número de indivíduos por armadilha foi calculada para os diferentes fragmentos florestais e calculadas as correlações (R^2) entre valores dos índices de diversidade e as variáveis descritivas da estrutura ambiental: área basal, abertura do sub-bosque e tamanho.

As estimativas de riqueza foram realizadas para os fragmentos e para a paisagem da região com o auxílio do programa EstimateS 7.0 (Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples) (COLWELL & CODDINGTON 1996, MANLY 1997, COLWELL 2000). Os estimadores utilizados nas análises foram o ACE, ICE, Jack 1 e 2, Chao 1 e 2, e Bootstrap) que, no geral, são técnicas de simulação que permitem a estimativa do aumento do número de espécies relativo ao número de amostras. Adotaram-se cem randomizações para efetuar os cálculos.

Deste programa foram obtidas as proporções das espécies chamadas raras que são nomeadas como: únicas – *singletons*, (espécies representadas somente por um indivíduo), duplas – *doubletons*, (espécies representadas por dois indivíduos, podendo ser em uma ou duas amostras), unicata – *uniques*, (espécies que aparecem em apenas uma amostra, independendo da quantidade de indivíduos) e duplicata – *duplicates*, (aquelas encontradas em duas amostras)

Com o auxilio do EstimateS 7.0 calculou-se ainda os índices de similaridade utilizados nas análises, que foram o de Jaccard (MAGURRAN 1988), que verifica o quanto a composição de espécies são semelhantes entre os fragmentos, sendo representado pela fórmula:

$$J = \frac{j}{(a + b - j)}$$

onde, ***a*** é o número de espécies do habitat A, ***b*** o número de espécies do habitat B e ***j*** é o número de espécies comuns de ambos os habitats.

e o de Morisita, que equipara a composição e estrutura de abundância entre amostras, calculado pela fórmula:

$$C_{mH} = \frac{2\sum(an_i bn_i)}{(da+db)aN.bN}$$

sendo que $da = \frac{\sum an^2}{aN^2}$

onde, ***aN*** é o número total de indivíduos no habitat A e an_i o número do indivíduos nas ***i*** espécies em A.

A composição de espécies foi analisada com base na discriminação das espécies de acordo com sua origem geográfica e preferência de habitat (espécies nativas ou

exóticas) e abundância (raras ou comuns). Espécies com freqüências de até 1% do total do número de indivíduos foram consideradas raras e as demais abundantes. A origem foi classificada em termos das grandes regiões biogeográficas, sendo nativas aquelas cuja origem é o Neotrópico.

O programa SYSTAT (versão 10) foi utilizado nas análises dos componentes principais (PCA) e análise de *Cluster* dos dados quantitativos e qualitativos coletados, no agrupamento dos fragmentos de acordo com o grau de perturbação ambiental e composição de espécies.

O uso do PCA proporciona a redução das dimensões, diminuindo o número de variáveis em poucos eixos, e ordenação dos dados através de combinações lineares incorrelatas das variáveis originais que explicam a proporção máxima da variância, existentes no conjunto de dados (JONGMAN et al. 1995). Um ponto positivo na PCA é que ela não requer multinormalidade dos dados.

O uso do dendograma (*cluster*) foi escolhido, para auxiliar na comparação dos fragmentos e das diferentes distâncias das armadilhas à borda, favorecendo a interpretação dos dados sobre as paisagens e o efeito da matriz sobre o fragmento, agregando grupos distintos de variáveis. O *cluster* foi baseado nos primeiros fatores da PCA que explicaram uma proporção significativa das relações. A distância métrica usada foi a distância Euclidiana, por ser considerada a maneira mais simples de interpretar a semelhança entre as amostras, através do método da variância mínima de Ward.

As análises do efeito de borda sobre a comunidade de drosofilídeos foram baseadas nos quatro primeiros fatores do componente principal, calculado sobre a matriz de dados da abundância específica nas diferentes distâncias da transecção.

3. RESULTADOS

3.1. FAUNA DE DROSOPHILIDAE DA REGIÃO DE ALTA FLORESTA E APIACÁS

Ao final das coletas um total de 10.692 indivíduos da família Drosophilidae foi capturado na região de Alta Floresta e Apiacás. Destes, 62 táxons foram estabelecidos em nível de espécie, morfoespécie, subgrupo ou grupo. Nove gêneros foram relatados para a região (*Drosophila*, *Scaptodrosophila*, *Zaprionus*, *Rhinoleucophenga*, *Neotanygastrella*, *Chymomyza*, *Mycodrosophila*, *Hirtodrosophila* e *Leucophenga*), sendo que o gênero *Drosophila* foi o mais abundante, seguido de *Scaptodrosophila* e *Zaprionus* (Figura 7). Pelo menos três das espécies capturadas são novas para a ciência.

Apenas um táxon foi representativo para cada um dos seguintes gêneros: *Scaptodrosophila*, *Zaprionus*, *Rhinoleucophenga*, *Chymomyza*, *Mycodrosophila*, *Hirtodrosophila* e *Leucophenga*, enquanto os outros dois (*Neotanygastrella* e *Drosophila*) estiveram representados por dois e cinqüenta e três táxons, respectivamente.

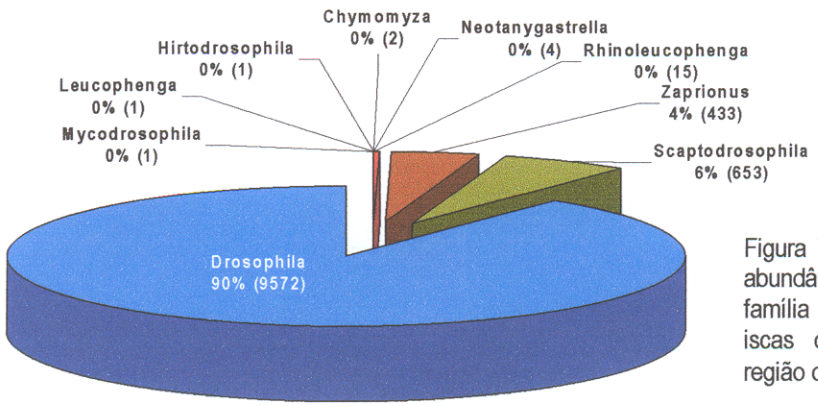
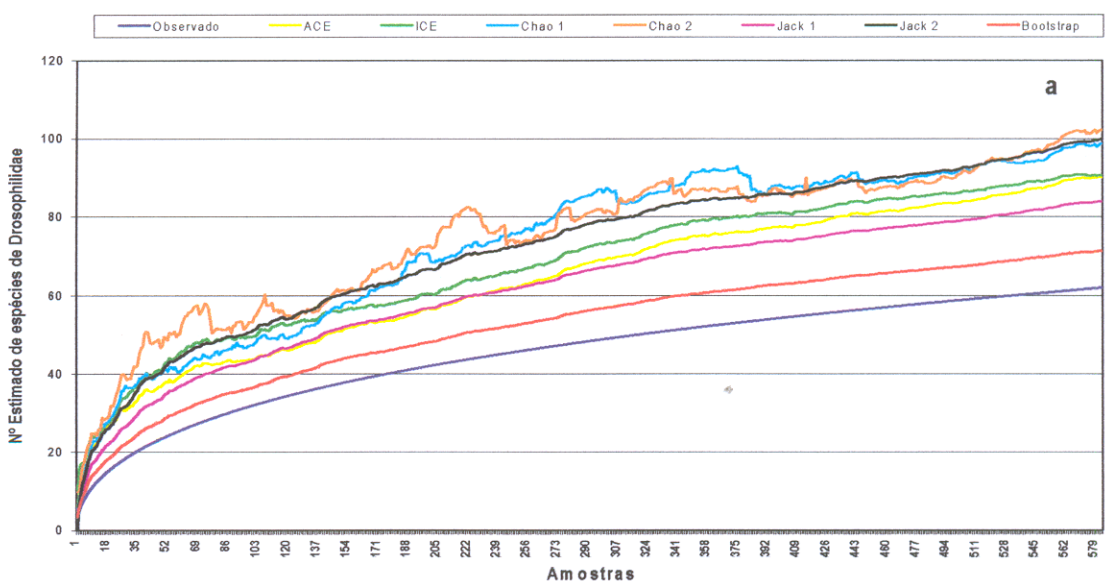


Figura 7: Gráfico representativo da abundância relativa dos gêneros da família Drosophilidae atraídos pelas iscas de banana fermentada na região de Alta Floresta e Apiacás.

A análise da paisagem como um todo e a performance dos sete estimadores para riqueza de espécies de Drosophilidae, para um grupo de 583 amostras, está representada

na Figura 8a. O número máximo de espécies estimado para os 62 táxons observados foi de cento e duas (Chao 2), enquanto o número mínimo estimado foi aproximadamente setenta e uma (Bootstrap). A maioria das curvas de acumulação de espécies ainda demonstra um gradiente de crescimento, não tendo alcançado a estabilidade (assíntota), sugerindo a necessidade de aumento do esforço amostral com o intuito de obter um número de espécies mais próximo possível da realidade para a região estudada. Somente os estimadores ACE e ICE apresentaram, ao final (a partir da amostra 570), uma discreta estabilização. Os resultados dos demais estimadores foram as seguintes: Jack 1 – 84, ACE e ICE – 90, Chao 1 – 99 e Jack 2 – 100 (Figura 8a).

O número de espécies raras variou entre seis e vinte e duas, distribuindo-se da seguinte maneira no conjunto de habitats, que formam a paisagem da região: seis espécies foram consideradas duplas e duplicatas, as espécies únicas e unicatas foram representadas por vinte e uma e vinte e duas cada (Figura 8b). Tanto para as curvas de espécies duplas como de duplicatas a estabilização foi alcançada após 120 amostras, enquanto que as espécies únicas e unicatas ainda apresentaram um crescimento moderado até o final das amostras, tendendo, todavia à estabilidade.



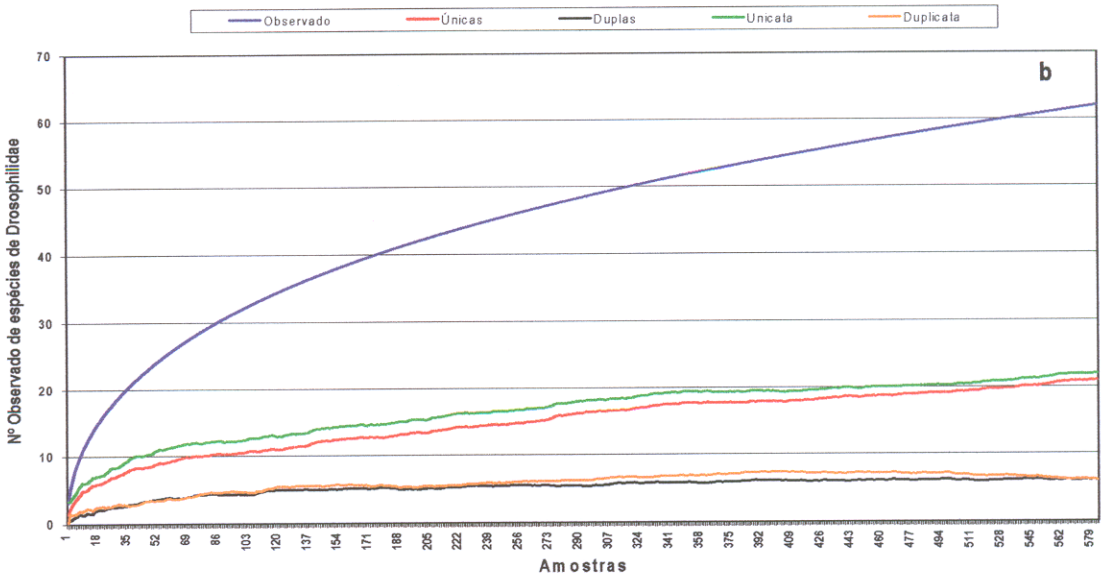


Figura 8: Estimativa do número de espécies para parte do sul da Amazônia brasileira. (**a**) gráfico das curvas de acumulação de espécies representadas pelos sete estimadores estatísticos. (**b**) numero de espécies raras coletadas na paisagem.

3.2. CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS

Todos os fragmentos florestais foram constituídos de áreas com vegetação arbórea, contudo, o grau de degradação em que se encontravam foi variado. Os dados ambientais relativos às variáveis estruturais para cada fragmento florestal estão representados na Tabela 1. As matrizes adjacentes aos fragmentos foram as seguintes: HFAMA (cidade) – AMBRO, OTAJU, ZETIB e APIPQ (mata) – FCRIS (mata/pasto) e pasto para os demais remanescentes.

As características paisagísticas dos fragmentos são as seguintes: HFAMA – inserido no centro da cidade, freqüentemente utilizado para trilhas ecológicas. ZENII – fragmento intercalado entre vegetação fechada e áreas de vegetação aberta. FTRIA – vegetação aberta com pequena área de tabocal. MARIO – vegetação relativamente fechada com algumas áreas de tabocal (bambus). HORAC – vegetação fechada com clareiras proporcionas por corredores antes utilizados na extração de madeira. AMBRO – mata um pouco fechada. APARE –

vegetação fechada com muito cipó. NAZAN – vegetação aberta com alguns pontos mais densos. ALFRE – mata muito fechada com cipós e espinhos. ZENPQ – vegetaçãaz005Cxso com aparência bem degradada e muitas áreas de tabocal. ANDRE – mata um pouco fechada, com partes de tabocal e cipó. MARCO – vegetação baixa com áreas fechadas. FCRIS – vegetação um pouco densa, com áreas bem abertas ao final dos transectos, algumas pedras e igarapés, nunca foi alterada no seu interior. FMACH – vegetação mais ou menos aberta e íntegra no interior. TAMPQ – mata visivelmente degradada, formada basicamente de vegetação arbustiva, cipós e tabocal. MILTO – mata um pouco densa, mas primária. PEDRO – vegetação fechada, presença de igarapé. TAMBA – vegetação um pouco densa, mas com áreas abertas e periodicamente alagadas. MILPQ – vegetação um pouco aberta, nunca cortada no interior. RANSS – vegetação fechada, com corredores bem antigos. MANEG – vegetação fechada, com áreas de cipó. PESPG – vegetação um pouco aberta e algumas árvores caídas. OTAJU – vegetação densa e baixa. ZETIB – mata muito fechada, com poucas áreas abertas. MATLI – vegetação mais ou menos densa, com partes alagadas. TRESN – mata densa e baixa. FMODE – mata um pouco fechada, com pedras grandes em algumas partes. SMAIA – vegetação um pouco densa, muitas pedras grandes formando uma pequena serra. APIPQ – mata um pouco densa, com algumas partes abertas, mata primária. APIAC – vegetação intercalando entre áreas abertas e um pouco fechadas, mata nativa.

Tabela 1: Características estruturais de cada fragmento florestal da região de Alta Floresta e Apiacás.

Fragmento	*Tamanho (ha)*	*Densidade Área Basal*	*Sub-bosque visível (%)*	*Escassez recurso*	*Isolamento*	*Queimada*	*Corte seletivo*	*Caça*
HFAMA	257	27,23	14,6	2	3	3	2	3
ZENII	1907	13,65	21,56	2	1	1	1	2
FTRIA	372	25,98	13,11	1	1	1	1	1
MARIO	1515	15,19	12,56	1	1	1	3	2
HORAC	933	16,37	17,56	1	1	2	3	2
AMBRO	726	14,29	27,33	1	1	1	3	3
APARE	6	11,42	0,44	1	3	2	3	2
NAZAN	726	41,52	19,11	0	1	1	3	3
ALFRE	229	13,63	10,22	3	1	3	2	1

Fragmento	Tamanho (ha)	Densidade Área Basal	Sub-bosque visível (%)	Escassez recurso	Isolamento	Queimada	Corte seletivo	Caça
ZENPQ	47	8,28	0	2	3	1	2	2
ANDRE	146	9,48	3,56	2	1	1	3	3
MARCO	46	16,26	16,22	1	1	1	3	3
FCRIS	100000	24,73	18,33	2	1	1	1	2
FMACH	100000	23,61	21,56	1	1	1	1	1
TAMPQ	193,6	21,85	0	2	1	3	3	1
MILTO	100000	14,72	7	1	1	2	1	2
PEDRO	962	14,69	9	1	2	2	3	3
TAMBA	12010	38,61	16,67	1	1	1	3	2
MILPQ	84	41,08	14,56	2	3	1	1	1
RANSS	100000	16,56	5,89	2	1	1	3	2
MANEG	600	13,16	3,89	2	2	1	3	2
PESPG	5	15,84	9,11	1	2	2	3	2
OTAJU	115	14,46	1,78	2	2	1	3	2
ZETIB	15	9,23	8,11	1	2	3	3	3
MATLI	915	20,25	12,44	0	2	3	3	3
TRESN	10	14,63	7	1	3	2	3	2
FMODE	420	15,49	2,56	0	2	2	2	3
SMAIA	35	15,89	15,78	2	2	2	1	1
APIPQ	726	13,66	8,67	2	2	1	1	2
APIAC	100000	14,77	6,11	2	1	1	1	2

3.3. Caracterização Ecológica das Espécies

A ocorrência das espécies por fragmento e a classificação de origem e abundância de cada uma estão representadas na Tabela 2.

Tabela 2: Composição e abundância das espécies nativas e raras encontradas na região de Alta Floresta e Apiacás.

TÁXONS / MORFOTIPOS	Nº de ocorrência	Nativas raras	Nativas abundantes	Exóticas raras	Exóticas abundantes	Nº de indivíduos
Sg. Willistoni	30		X			6425
Grupo Saltans	30		X			1929
S. latifasciaeformis	30				X	653
Z. indianus	25				X	443
D. malerkotliana	29				X	437
D. ivai	17		X			174
D. simulans	22				X	133
D. impudica	16		X			131
D. mapiriensis	14	X				63
D. fulvimaculoides	10	X				26
D. mediostriata	14	X				26
D. nebulosa	13	X				26
D. caponei	10	X				18
D. ananassae	11			X		17
D. polymorpha	12	X				15
R. personata	9	X				15

TÁXONS / MORFOTIPOS	Nº de ocorrência	Nativas raras	Nativas abundantes	Exóticas raras	Exóticas abundantes	Nº de indivíduos
D. moju	2	X				14
D. melanogaster	7			X		13
D. annulosa	1	X				11
D. cardini	9	X				11
D. aldrichi	7	X				10
D. fulvimacula	2	X				8
D. ararama	2	X				7
D. neomorpha	6	X				7
D. mesostigma	3	X				6
D. parthenogenetica	4	X				6
Grupo Tripunctata	5	X				6
D. pseudomercatorum	4	X				5
D. fumipennis	4	X				4
Grupo Peruviana	4	X				4
S04028	1	X				4
D. aguape	3	X				3
N. chymomyzoides	2	X				3
S04016	3	X				3
S04027	2	X				3
C. laevilimbata	2	X				2
D. coffeata	2	X				2
D. querubimae	2	X				2
S04022	2	X				2
S04032	1	X				2
S04034	2	X				2
D. albicens	1	X				1
D. annulimana	1	X				1
D. bipunctata	1	X				1
D. camargoi	1	X				1
D. tuchaua	1	X				1
Grupo Canalinea	1	X				1
Hirtodrosophila sp	1	X				1
Leucophenga sp	1	X				1
M. projectans	1	X				1
Neotanygastrella sp	1	X				1
S04023	1	X				1
S04035	1	X				1
S04037	1	X				1
S04040	1	X				1
S04041	1	X				1
S04042	1	X				1
S04043	1	X				1
S04045	1	X				1
S04050	1	X				1
S04052	1	X				1
S04055	1	X				1

A Tabela 2 representa os táxons encontrados em todos os fragmentos florestais. Todos pertenciam ao sub-grupo willistoni, grupo saltans e *S. latifasciaeformis*. A espécie *D. malerkotliana* não esteve presente em somente um fragmento (ZENII), enquanto que *Z. indianus* não ocorreu em cinco (NAZAN, FCRIS, PEDRO, RANSS e APIAC). *D. simulans* não esteve presente em oito fragmentos florestais (HFAMA, ZENII, APARE, NAZAN, MILTO, MANEG, MATLI e APIAC). *D. ivai* e *D. impudica* foram coletadas em mais da metade dos remanescentes, não sendo encontrada nos fragmentos HFAMA, ZENII, FTRIA, AMBRO, APARE, NAZAN, ZENPQ, PEDRO, MILPQ e RANSS, sendo que *D. ivai* também não foi coletada nos fragmentos MANEG, PESPG e OTAJU e *D. impudica* nos ambientes ALFRE, MARCO, FCRIS, TAMBA e SMAIA. As demais espécies ocorreram em menos de 50% dos remanescentes florestais, sendo que algumas só estiveram presentes na matriz adjacente ao fragmento florestal.

3.3.1. Riqueza e Diversidade

Pode ser observado na Figura 8 o número de espécies em cada fragmento apresentado na ordem da riqueza observada. A riqueza variou de 25 espécies no fragmento mais rico (APIAC) a sete (HFAMA). Os outros maiores valores foram dezenove (ANDRE e HORAC) e dezessete táxons (ZETIB). Cinco fragmentos, com oito espécies cada, constituíram os demais fragmentos mais pobres (FTRIA, AMBRO, APARE, NAZAN e RANSS).

A estimativa de riqueza de espécies para cada fragmento florestal, pelo método de rarefação, indicou a seguinte ordem de riqueza: um mínimo de duas espécies para um total de 45 indivíduos coletados (AMBRO) e cerca de onze espécies na maior estimativa (TAMPQ), com o mesmo número de indivíduos coletados. Os fragmentos APIPQ, MANEG, ZETIB e ANDRE apresentaram oito ou mais espécies para a mesma quantidade de indivíduos. Vários fragmentos alcançaram um número estimado de espécies inferior a cinco (NAZAN, ZENII,

HFAMA, MARIO, APARE e ALFRE), atribuindo a estes os menores valores de riqueza de espécies por indivíduo (Figura 9).

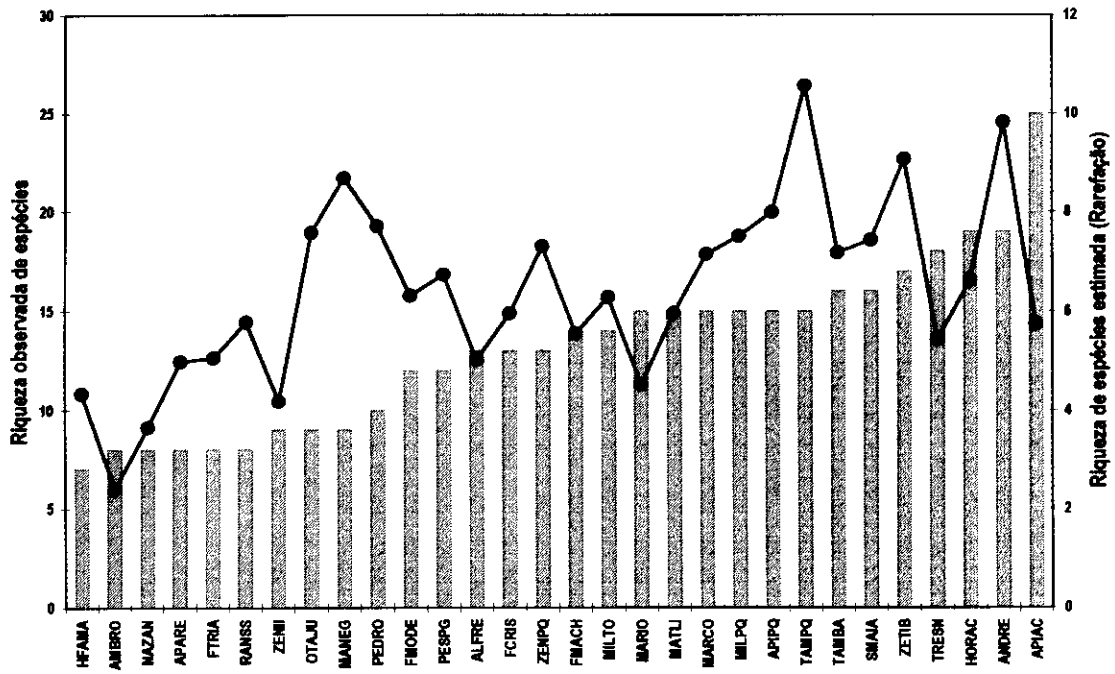


Figura 9: Gráfico da riqueza observada de espécies (colunas) e da riqueza estimada segundo as curvas de rarefação (linhas) em cada um dos trinta fragmentos florestais pertencentes à região amostrada. O valor base considerado para comparação entre os ambientes foi 45 indivíduos no cálculo da rarefação.

A abundância medida pelo número médio de indivíduos por armadilha variou de cinqüenta (MARIO) a três indivíduos (MANEG), obtendo números intermediários superiores de 45 e 46 (AMBRO e TRESN) e intermediários inferiores de cinco a nove indivíduos por armadilha (RANSS, PEDRO, FCRIS, TAMPQ e APIPQ, respectivamente), como exemplificado na Figura 10 (fragmentos ordenados por abundância média total).

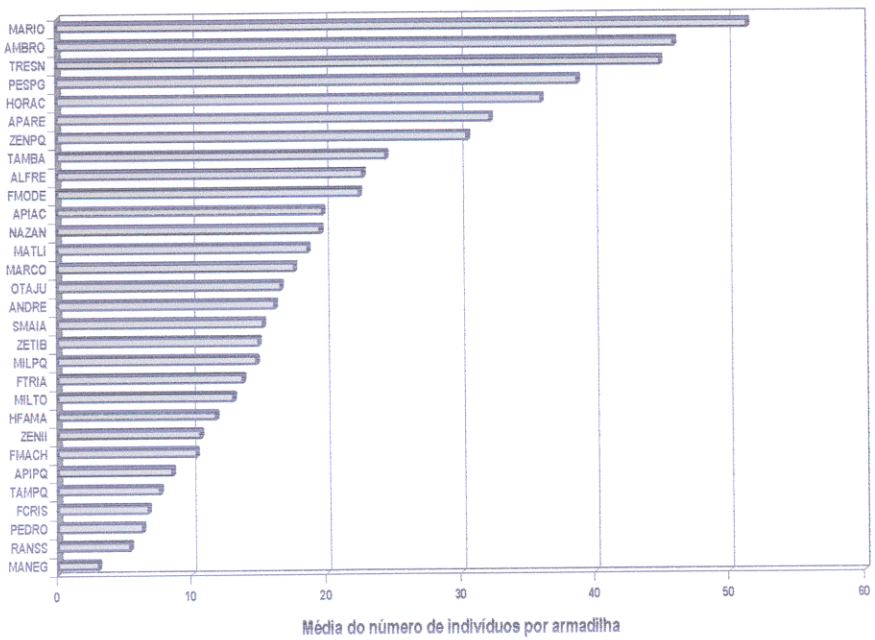


Figura 10: Histograma da média do número de indivíduos por armadilha. Dois terços dos fragmentos florestais apresentaram uma média de menos de vinte indivíduos por armadilha.

A diversidade indicada pelos valores da equitabilidade (Shannon J'), alfa, Shannon-Weaver (H') e Berger-Parquer (d) para cada um dos fragmentos estão apresentados na Tabela 3. Observando-se os índices, um fragmento foi consistentemente menos diverso em relação a todos os índices (AMBRO). Em contrapartida, com relação aos limites superiores dos mesmos índices estes foram compartilhados entre os fragmentos ANDRE, que apresentou a maior diversidade H' e a menor dominância, enquanto que OTAJU a maior equitabilidade e APIAC o maior alfa.

Tabela 3: Valores de diversidade para os trinta fragmentos florestais amostrados na região sul da Amazônia. Os valores em azul representam fragmentos florestais que obtiveram os índices mais elevados e em vermelho os mais baixos.

	Shannon (H')	Shannon (J')	Alpha (α)	Berger-Parker (d)
HFAMA	0,224	0,265	1,630	0,890
ZENII	0,308	0,323	1,960	0,802
FTRIA	0,312	0,346	1,580	0,835
MARIO	0,248	0,211	2,492	0,889
HORAC	0,501	0,392	3,579	0,713
AMBRO	**0,098**	**0,109**	**1,378**	**0,959**
APARE	0,331	0,367	1,486	0,817
NAZAN	0,198	0,219	1,424	0,903
ALFRE	0,277	0,249	2,993	0,873
ZENPQ	0,557	0,500	2,756	0,667

	Shannon (H')	Shannon (J')	Alpha (α)	Berger-Parker (d)
ANDRE	**0,895**	0,700	4,406	**0,295**
MARCO	0,733	0,623	3,178	0,376
FCRIS	0,581	0,522	2,623	0,426
FMACH	0,476	0,415	2,837	0,654
TAMPQ	0,89	0,757	4,204	0,303
MILTO	0,431	0,376	3,316	0,758
PEDRO	0,662	0,662	2,821	0,505
TAMBA	0,66	0,548	3,172	0,473
MILPQ	0,593	0,504	3,334	0,623
RANSS	0,485	0,538	2,068	0,598
MANEG	0,673	0,706	3,269	0,396
PESPG	0,682	0,632	2,349	0,495
OTAJU	0,770	**0,807**	2,038	0,299
ZETIB	0,818	0,665	3,966	0,386
MATLI	0,618	0,525	3,134	0,449
TRESN	0,392	0,312	3,192	0,783
FMODE	0,550	0,51	2,266	0,612
SMAIA	0,658	0,546	3,588	0,453
APIPQ	0,689	0,585	3,961	0,468
APIAC	0,503	0,360	**4,918**	0,670

3.3.2. Similaridade de Espécies Entre os Fragmentos

A composição de espécies de Drosophilidae variou consideravelmente entre os vários fragmentos florestais. Os valores de similaridade obtidos com o índice de Jaccard variaram entre todos os pares de fragmentos de 67% a 18%. Apenas 15% das comparações resultaram em valores iguais ou superiores a 50% de similaridade. Uma porcentagem menor (7%) das comparações entre os remanescentes florestais ficou abaixo de 25% de similaridade. O fragmento APIAC foi o mais distinto dos demais fragmentos com valores de similaridade sempre inferiores a 40% (Tabela 4).

Mais de 35% das comparações entre os ambientes alcançaram valores iguais ou superiores a 90% de similaridade quando calculado o índice de Morisita e, destes, 4% das comparações foram de 100%. Poucos foram os fragmentos florestais com menos de 50% de similaridade (9%). Os remanescentes florestais HFAMA e APIAC apresentaram o valor mais baixo de similaridade (24%) (Tabela 5).

Tabela 4: Valores do índice de diversidade de Jaccard entre os trinta fragmentos florestais de Alta Floresta e Apiacás. Em negrito as comparações iguais ou acima de 50% e em vermelho as comparações com valores iguais ou abaixo de 25%.

	HFAMA	ZENII	FTRIA	MARIO	HORAC	AMBRO	APARE	NAZAN	ALFRE	ZENPQ	ANDRE	MARCO	FCRIS	FMACH	TAMPQ	MILTO	PEDRO	TAMBA	MILPQ	RANSS	MANEG	PESPG	OTAJU	ZETIB	MATLI	TRESN	FMODE	SMAIA	APIPQ	APIAC
HFAMA	1																												
ZENII	0.45	1																											
FTRIA	**0.5**	0.42	1																										
MARIO	0.38	0.41	0.44	1																									
HORAC	0.3	0.33	0.42	**0.55**	1																								
AMBRO	**0.5**	0.31	**0.6**	0.44	0.35	1																							
APARE	**0.5**	0.42	0.45	0.44	0.29	0.45	1																						
NAZAN	**0.67**	0.31	0.45	0.35	0.35	0.45	0.33	1																					
ALFRE	0.43	0.29	**0.5**	**0.65**	0.45	**0.5**	0.4	0.4	1																				
ZENPQ	**0.54**	0.47	**0.5**	**0.56**	0.45	0.4	0.4	0.4	**0.53**	1																			
ANDRE	0.37	0.33	0.29	0.43	0.36	0.35	0.35	0.29	0.45	0.39	1																		
MARCO	0.38	0.33	0.44	0.43	0.31	0.35	0.35	0.35	0.47	0.33	**0.55**	1																	
FCRIS	0.33	0.22	0.31	0.27	0.33	0.31	0.24	0.31	0.3	0.3	0.28	0.27	1																
FMACH	0.31	0.35	0.47	**0.53**	**0.5**	0.47	0.29	0.22	0.42	0.42	0.38	0.38	0.29	1															
TAMPQ	0.38	**0.5**	**0.53**	**0.58**	**0.55**	0.35	0.35	0.35	0.47	0.47	0.48	**0.58**	0.33	**0.61**	1														
MILTO	0.4	0.44	0.29	**0.53**	**0.5**	0.38	0.47	0.38	**0.5**	0.35	**0.57**	0.45	0.35	0.33	**0.53**	1													
PEDRO	0.31	0.27	0.38	0.39	0.32	0.38	**0.5**	0.29	0.44	0.35	0.45	0.39	0.35	0.26	0.39	**0.5**	1												
TAMBA	0.28	0.32	0.41	0.43	0.35	0.41	0.33	0.26	0.45	0.32	0.35	0.41	0.32	0.43	0.43	0.36	0.3	1											
MILPQ	0.29	0.26	0.44	**0.5**	0.43	0.44	0.44	0.35	0.47	0.33	0.42	0.43	0.22	0.38	**0.5**	**0.53**	0.47	0.35	1										
RANSS	0.36	0.31	0.45	0.35	0.23	0.45	0.45	0.33	0.4	0.31	0.35	0.44	0.31	0.29	0.44	0.38	**0.64**	0.33	0.44	1									
MANEG	0.45	0.29	**0.55**	0.41	0.47	**0.55**	0.42	**0.55**	0.38	0.29	0.27	0.33	0.22	0.44	0.41	0.44	0.27	0.32	**0.6**	0.31	1								
PESPG	**0.58**	0.31	0.43	0.42	0.41	0.43	0.33	0.43	0.39	0.47	0.41	0.42	0.39	**0.53**	**0.5**	0.37	0.29	0.33	0.42	0.33	**0.5**	1							
OTAJU	0.45	0.29	**0.55**	0.41	0.4	**0.55**	0.42	0.31	0.38	0.38	0.4	0.41	0.29	**0.53**	0.41	0.35	0.36	0.32	**0.5**	0.42	**0.64**	**0.62**	1						
ZETIB	0.41	0.3	0.32	0.45	0.38	0.39	0.32	0.32	0.43	0.43	**0.57**	0.45	0.3	0.41	**0.52**	0.48	0.35	0.32	0.39	0.39	0.3	0.45	0.37	1					
MATLI	0.38	0.33	0.35	0.43	0.48	0.35	0.28	0.35	0.4	0.33	0.31	0.25	0.27	0.45	0.43	0.45	0.19	0.35	0.36	0.21	**0.5**	0.42	0.41	0.33	1				
TRESN	0.32	0.23	0.3	0.43	0.37	0.3	0.24	0.24	0.41	0.35	0.42	0.43	0.29	**0.52**	**0.5**	0.33	0.27	0.36	0.43	0.3	0.35	**0.58**	0.42	0.46	0.32	1			
FMODE	0.36	0.31	**0.54**	**0.5**	0.48	0.43	0.43	0.25	0.47	0.39	0.35	0.35	0.32	**0.53**	**0.5**	0.37	0.29	0.4	0.35	0.33	0.4	0.41	**0.5**	0.45	0.42	0.43	1		
SMAIA	0.35	0.32	0.33	0.43	0.35	0.41	0.41	0.33	0.45	0.32	0.4	**0.55**	0.26	0.43	0.41	0.43	0.3	0.45	0.41	0.33	0.39	0.47	0.39	0.43	0.35	0.48	0.47	1	
APIPQ	0.38	0.33	0.44	0.43	0.48	0.35	0.28	0.28	0.4	0.4	0.42	0.36	0.33	**0.61**	**0.58**	0.39	0.25	0.48	0.36	0.28	0.41	**0.59**	**0.5**	0.39	**0.5**	**0.5**	**0.5**	0.41	1
APIAC	0.19	0.26	0.18	0.29	0.33	0.18	0.18	0.22	0.23	0.19	0.33	0.29	0.27	0.26	0.33	0.39	0.25	0.28	0.21	0.18	0.21	0.23	0.21	0.24	0.29	0.23	0.23	0.32	0.33	1

Tabela 5: Valores do índice de diversidade de Morisita entre os trinta fragmentos florestais de Alta Floresta e Apiacás. Em negrito as comparações iguais ou acima de 90% e em vermelho as comparações com valores iguais ou abaixo de 25%.

	HFAMA	ZENII	FTRIA	MARIO	HORAC	AMBRO	APARE	NAZAN	ALFRE	ZENPQ	ANDRE	MARCO	FCRIS	FMACH	TAMPQ	MILTO	PEDRO	TAMBA	MILPQ	RANSS	MANEG	PESPG	OTAJU	ZETIB	MATLI	TRESN	FMODE	SMAIA	APIPQ	APIAC
HFAMA	1																													
ZENII	**0.98**	1																												
FTRIA	**0.99**	**0.99**	1																											
MARIO	**1**	**0.98**	1	1																										
HORAC	**0.97**	**0.97**	**0.98**	**0.97**	1																									
AMBRO	**1**	**0.98**	**0.99**	**1**	**0.95**	1																								
APARE	**0.99**	**0.99**	**1**	**0.99**	**0.98**	**0.98**	1																							
NAZAN	**1**	**0.98**	**1**	**1**	**0.96**	1	**0.99**	1																						
ALFRE	**1**	**0.99**	**1**	**1**	**0.97**	**0.99**	**1**	1	1																					
ZENPQ	**0.95**	**0.96**	**0.97**	**0.95**	**0.99**	**0.93**	**0.97**	**0.95**	**0.95**	1																				
ANDRE	0.56	0.6	0.6	0.57	0.7	0.52	0.62	0.56	0.57	0.75	1																			
MARCO	0.67	0.68	0.69	0.67	0.78	0.63	0.73	0.66	0.67	0.81	**0.92**	1																		
FCRIS	0.62	0.75	0.68	0.63	0.68	0.61	0.67	0.64	0.66	0.71	0.65	0.82	1																	
FMACH	**0.92**	**0.97**	**0.95**	**0.92**	**0.95**	**0.9**	**0.95**	**0.92**	**0.94**	**0.95**	0.68	0.75	0.86	1																
TAMPQ	0.58	0.62	0.61	0.58	0.67	0.54	0.63	0.58	0.59	0.72	0.89	**0.93**	0.71	0.72	1															
MILTO	**0.98**	1	**0.99**	**0.98**	**0.98**	**0.97**	**0.99**	**0.98**	**0.99**	**0.97**	0.63	0.72	0.75	**0.98**	0.66	1														
PEDRO	0.82	0.87	0.86	0.82	0.89	0.79	0.87	0.83	0.84	**0.92**	0.79	0.87	0.84	**0.94**	0.89	**0.9**	1													
TAMBA	0.77	0.86	0.82	0.78	0.84	0.75	0.82	0.78	0.8	0.88	0.78	0.8	**0.94**	**0.95**	0.84	0.87	**0.97**	1												
MILPQ	**0.92**	**0.94**	**0.94**	**0.92**	**0.97**	0.89	**0.95**	**0.92**	**0.93**	**0.96**	0.76	0.84	0.73	**0.95**	0.79	**0.96**	**0.96**	**0.9**	1											
RANSS	0.87	**0.94**	**0.91**	0.87	**0.91**	0.85	**0.9**	0.83	0.89	**0.92**	0.69	0.73	**0.91**	**0.99**	0.73	**0.95**	**0.94**	**0.97**	**0.92**	1										
MANEG	0.66	0.77	0.72	0.67	0.75	0.65	0.72	0.68	0.69	0.79	0.78	0.73	**0.97**	0.88	0.78	0.78	0.89	**0.97**	0.8	**0.92**	1									
PESPG	0.82	0.87	0.85	0.82	**0.9**	0.79	0.87	0.82	0.83	**0.93**	0.83	**0.9**	0.81	**0.93**	0.85	0.89	**0.96**	**0.94**	**0.94**	**0.93**	0.89	1								
OTAJU	0.51	0.62	0.57	0.52	0.62	0.49	0.57	0.52	0.54	0.66	0.8	0.7	0.88	0.74	0.75	0.63	0.77	0.86	0.67	0.79	**0.94**	0.83	1							
ZETIB	0.7	0.77	0.73	0.69	0.78	0.66	0.75	0.69	0.71	0.81	0.81	0.85	0.86	0.86	0.87	0.79	**0.91**	**0.92**	0.82	0.88	**0.9**	**0.96**	0.89	1						
MATLI	0.33	0.46	0.39	0.34	0.39	0.32	0.38	0.36	0.36	0.45	0.59	0.52	0.89	0.61	0.69	0.47	0.63	0.79	0.52	0.68	0.85	0.6	0.82	0.67	1					
TRESN	**0.99**	1	1	**0.99**	**0.98**	**0.98**	1	**0.99**	**0.99**	**0.98**	0.63	0.73	0.72	**0.97**	0.65	1	0.89	0.86	**0.96**	**0.93**	0.76	0.89	0.61	0.78	0.44	1				
FMODE	**0.9**	**0.96**	**0.94**	**0.91**	**0.95**	0.88	**0.93**	**0.91**	**0.92**	**0.96**	0.73	0.77	0.85	**0.99**	0.72	**0.97**	**0.93**	**0.94**	**0.95**	**0.98**	**0.9**	**0.96**	0.79	0.89	0.59	**0.96**	1			
SMAIA	0.53	0.66	0.59	0.53	0.59	0.52	0.58	0.55	0.56	0.63	0.63	0.58	**0.98**	0.79	0.67	0.66	0.76	0.89	0.63	0.85	**0.95**	0.76	**0.9**	0.84	0.89	0.64	0.79	1		
APIPQ	0.44	0.58	0.5	0.44	0.49	0.43	0.48	0.46	0.47	0.52	0.53	0.44	**0.95**	0.71	0.56	0.57	0.66	0.81	0.52	0.78	0.89	0.65	0.85	0.76	0.86	0.54	0.71	**0.97**	1	
APIAC	0.24	0.4	0.31	0.26	0.28	0.25	0.29	0.27	0.29	0.31	0.35	0.25	0.86	0.54	0.38	0.38	0.47	0.64	0.31	0.62	0.76	0.45	0.72	0.57	0.85	0.35	0.52	**0.9**	**0.93**	1

3.4. EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

3.4.1. Efeito de Tamanho

Não houve correlação significativa entre o tamanho do fragmento e a riqueza de espécies observada (Figura 11a) ou estimada pelo método de rarefação. Nem tampouco com a abundância média de indivíduos por armadilha, apesar de uma leve tendência desta diminuir com o aumento da área do fragmento (Figura 11b).

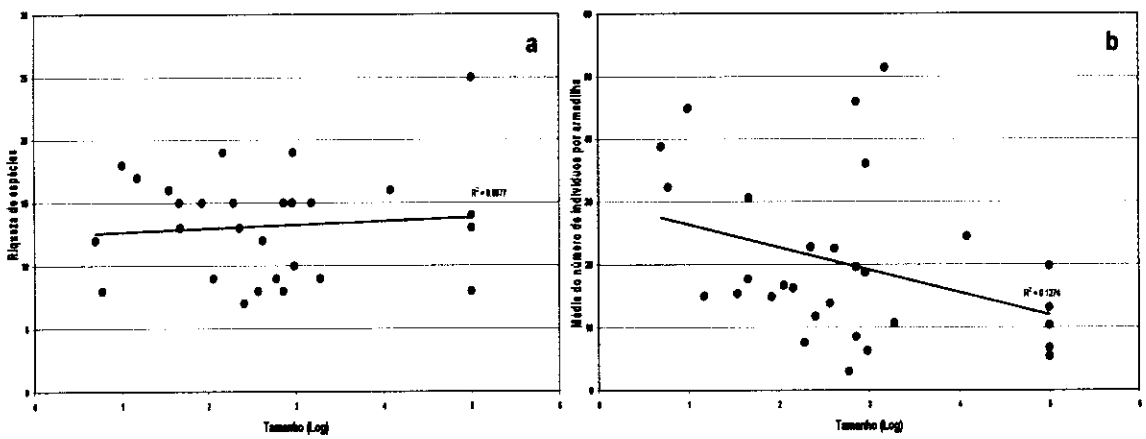


Figura 11: Correlações não significativas entre tamanho florestal e riqueza de espécies (**a**) e entre o tamanho florestal e a média do número de indivíduos por armadilha (**b**). Os valores de tamanho foram logaritimizados (base 10) para reduzir as diferenças entre as áreas dos fragmentos (Valor crítico de r para α = 5%).

3.4.2. Efeito de Borda

Baseado nos quatro primeiros componentes resultantes da PCA foi construído um dendograma relativo à distribuição da riqueza e abundância das espécies em um gradiente da matriz adjacente até a parte mais central do fragmento florestal (com base nos dez pontos de coleta de cada transecto). Os quatro componentes explicaram aproximadamente 63% da variância total. A análise demonstrou uma distinção gradativa da riqueza e abundância das espécies de Drosophilidae seguindo o gradiente do transectos.

O dendograma mostra que a riqueza e abundância de espécies podem ser separadas em dois grupos. Até os noventa metros da borda florestal as espécies são mais similares do que as do cento e vinte metros em diante. A matriz adjacente mostrou-se como o ponto mais diferenciado em relação aos outros pontos dentro do fragmento, contudo, mantém uma relação bem mais próxima com os primeiros metros do fragmento do que com o centro do remanescente florestal (Figura 12).

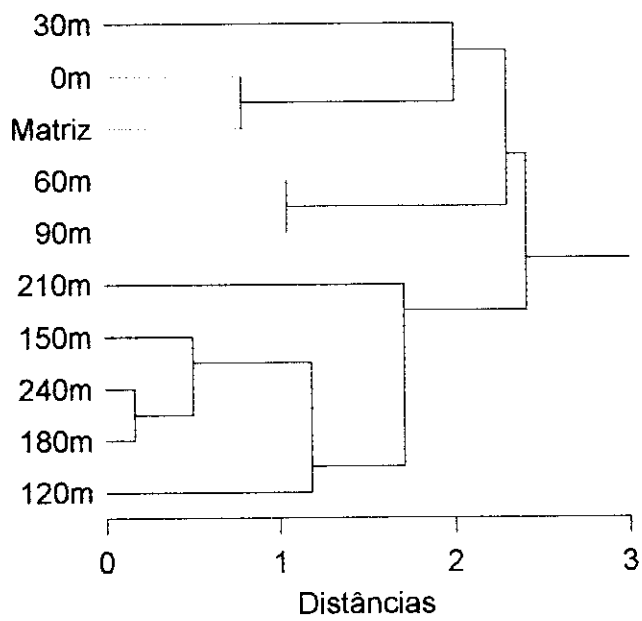


Figura 12: Dendograma da riqueza e abundância das espécies de Drosophilidae num gradiente matriz adjacente-centro florestal, baseados nos quatro primeiros fatores da PCA (Distância Euclidiana).

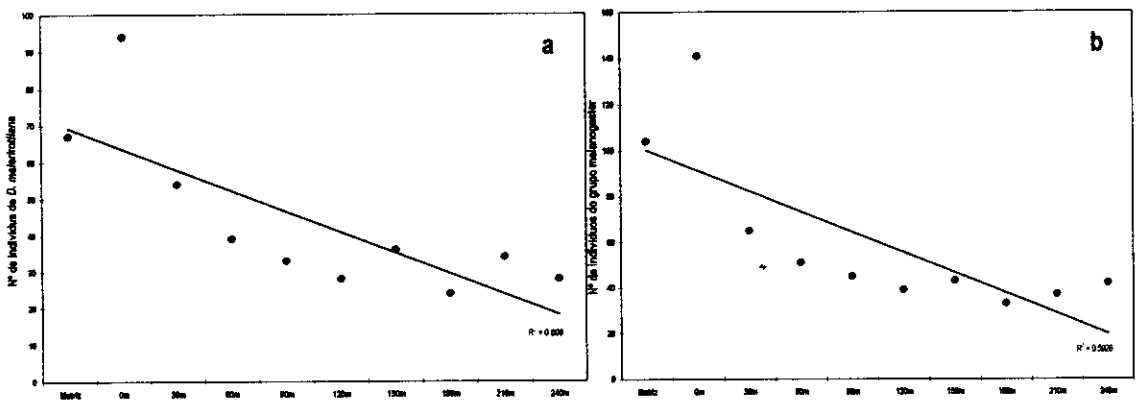
Verificando-se a abundância das espécies em relação ao gradiente de distância da matriz adjacente para o centro do fragmento florestal observa-se que *D. malerkotliana*, assim como as demais espécies do grupo *melanogaster* e *S. latifasciaeformis* apresentaram correlações significativamente negativa com a distância da matriz para o centro do fragmento, ou seja, à medida que se aproxima do centro do remanescente florestal o número de indivíduos dessas espécies diminui consideravelmente (Figura 13a, b, c). Entretanto, apesar do gráfico

correspondente a espécie *Z. indianus* apresentar uma tendência igual aos anteriores, o teste não foi significativo.

Zaprionus indianus, *S. latifasciaeformis* e *D. malerkotliana* apresentaram acumulação de indivíduos nos pontos de captura da matriz circundante ao fragmento florestal e no primeiro ponto amostral da borda, tornando-se escassos em direção ao centro do fragmento.

Setenta e quatro por cento dos indivíduos de *Z. indianus* foram coletados nos dois primeiros pontos, sendo que a matriz foi o ambiente com maior freqüência, com quase a metade do total do número de indivíduos da espécie. *D. latifasciaeformis* apresentou 61% e *D. malerkotliana* 37% de seus indivíduos nos dois pontos mais externos do fragmento. Embora *D. malerkotliana* demonstre, dentre as espécies, uma maior correlação com o gradiente de distância da matriz para o centro florestal, observa-se que esta penetra sem muita dificuldade no interior do fragmento florestal.

Por outro lado, os indivíduos do sub-grupo willistoni e grupo saltans mostram uma tendência inversa, aumentando seu contingente à medida que o centro florestal se aproxima (Figura 13e, f). Apenas o sub-grupo willistoni obteve uma correlação significativamente positiva com gradiente de distância à matriz florestal. Para as espécies menos freqüentes não foi possível estabelecer correlação com o gradiente.



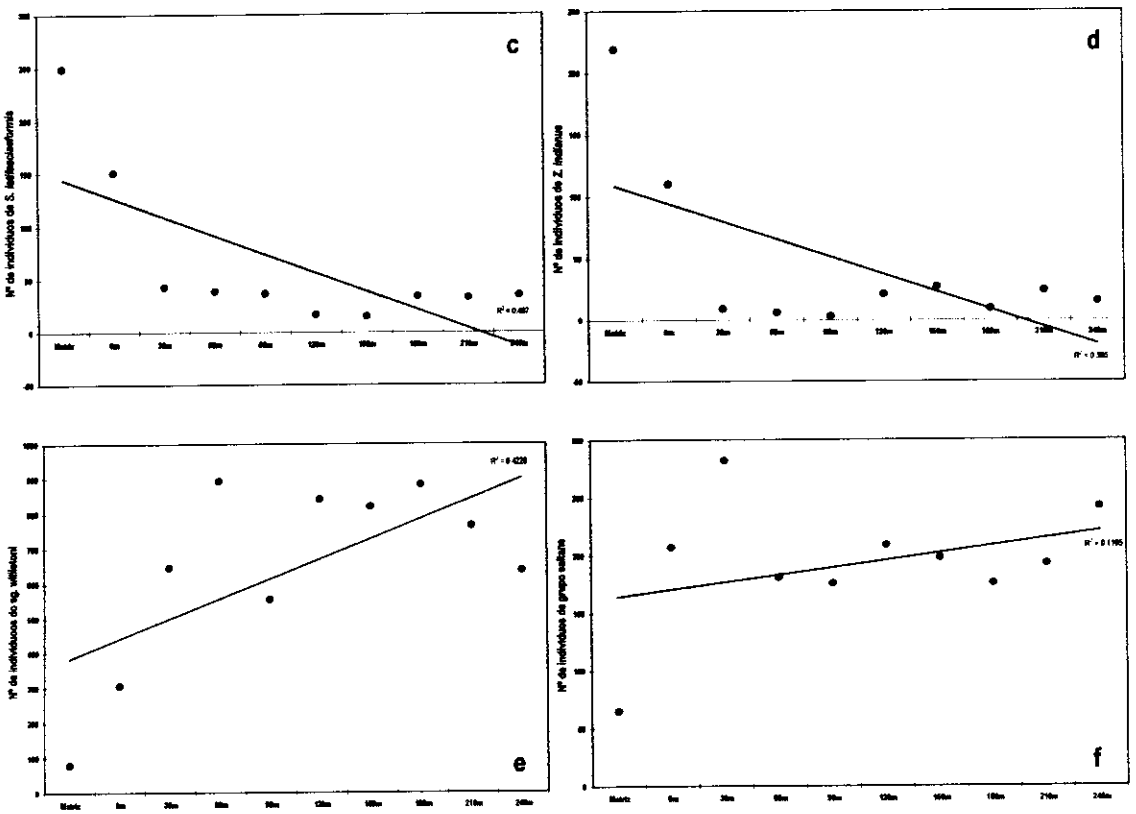


Figura 13: Relações entre o número de indivíduos das espécies de Drosophilidae (eixo Y) em relação à distância da borda florestal (eixo X). (**a**) *D. malerkotliana*, (**b**) grupo melanogaster, (**c**) *S. latifasciaeformis*, (**d**) *Z. indianus*, (**e**) sub-grupo willistoni e (**f**) grupo saltans. As correlações foram significativamente negativas para os três primeiros gráficos, enquanto o sub-grupo willistoni obteve correlação significativamente positiva em relação à distância da borda florestal (Valor crítico de r para α = 5%).

Chymomyza laevilimbata foi coletada a sessenta metros da borda florestal nos fragmentos SMAIA e APIAC. Um único espécime de *Mycodrosophila projectans* foi coletado na matriz de habitat do fragmento FCRIS. A espécie *Neotanygastrella chymomyzoides* foi encontrada na borda do fragmento APIAC e do fragmento TRESN. Os indivíduos da espécie *Rhinoleucophenga personata* limitaram-se à matriz adjacente dos fragmentos MARIO, HORAC, APARE, ALFRE, ANDRE, PEDRO, MILPQ, MILTO e ZENPQ, sendo que nos dois últimos fragmentos a espécie esteve presente a 0 metro da borda.

Vinte e um táxons estiveram presentes exclusivamente na borda florestal (34% do número total de espécies) e destes, oito foram encontrados só na matriz adjacente (*D.*

albicens, *D. pseudomercatorum*, *M. projectans*, *R. personata* e os morfotipos S04016, S04040, S04043 e S04050). Os táxons *D. annulimana*, *D. bipunctata*, *D. querubimae*, *D. tuchaua*, *Hirtodrosophila sp*, grupo canalinea e morfotipos S04022, S04023, S04032, S04042, S04045 e S04055 foram restritos ao centro florestal, constituindo 19% da riqueza total observada.

3.4.3. Efeito da Degradação do Ambiente

A riqueza e abundância de espécies não foram correlacionadas à densidade da área basal, e nem tampouco à abertura do sub-bosque (valores de R^2 inferiores a 3%). A diversidade (H') e equitabilidade (J') mostraram uma tendência a diminuir com a abertura do sub-boque, apresentando uma correlação significativamente negativa, como pode ser observada nas Figuras 14a e b. Nenhuma correlação foi observada entre as medidas de diversidade e a densidade de área basal.

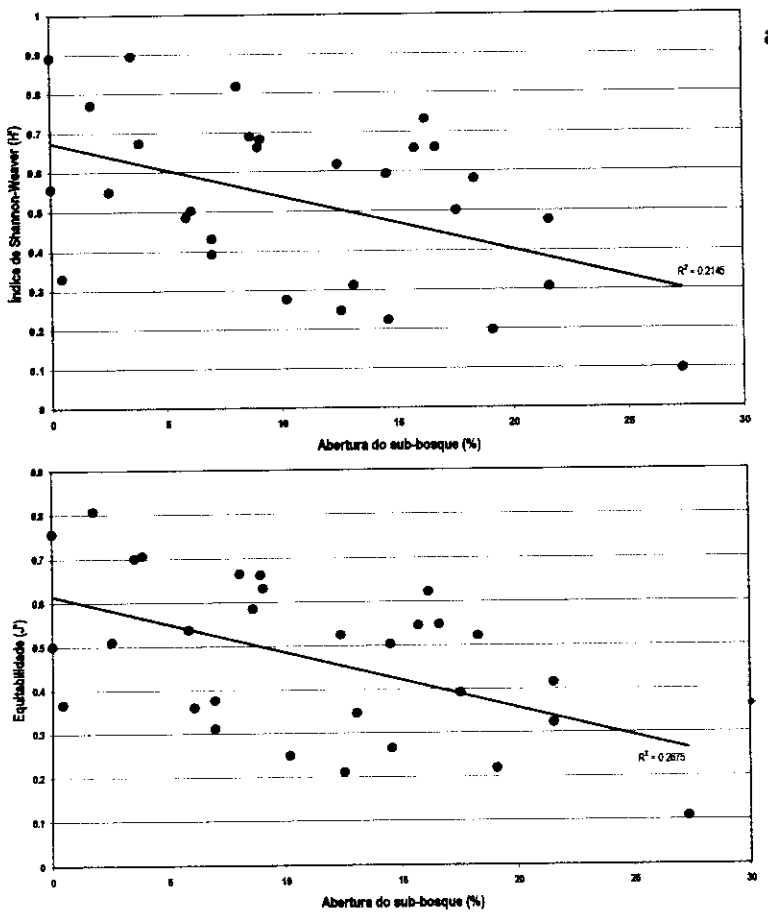


Figura 14: Relação entre abertura sub-bosque e índice de Shannon (**a**) e abertura do sub-bosque e equitabilidade (**b**). Ambas correlações foram significativas e apontaram uma diminuição na diversidade à medida que o sub-bosque torna-se mais limpo (Valor crítico de r para $\alpha = 5\%$).

Na análise de componentes principais foi aplicada às variáveis ambientais apresentadas da Tabela 1. A porcentagem da variância total explicada pelos três primeiros eixos do PCA foi 65% (32,2% no eixo 1, 17,3% no eixo 2 e 15,5% no eixo 3). O primeiro eixo representou um gradiente de diminuição na abertura do sub-bosque, aumento no isolamento, aumento da queimada, aumento do corte seletivo e um aumento da caça. O segundo eixo representa um gradiente de aumento na densidade da área basal e um aumento da visibilidade do sub-bosque. O terceiro eixo representa um gradiente de aumento no tamanho do fragmento e um aumento na disponibilidade de recurso no solo da floresta. (Tabela 6).

Tabela 6 – Correlação entre as variáveis de estrutura da vegetação, histórico ambiental e os três eixos da PCA. Variáveis com coeficientes acima de 50% foram considerados arbitrariamente para caracterizar os eixos.

VARIÁVEIS	EIXO 1	EIXO 2	EIXO 3
Tamanho	-0,492	-0,296	**0,663**
Isolamento	**0,594**	0,000	-0,231
Queimada	**0,632**	0,477	0,049
Corte Seletivo	**0,712**	0,291	-0,113
Caça	**0,643**	-0,123	0,472
Densidade da Área Basal	-0,485	**0,648**	-0,061
Sub-Bosque Visível	**-0,551**	**0,674**	0,128
Recurso	0,359	0,310	**0,699**

O gráfico de dispersão (Figura 15) obtido dos dois primeiros fatores e o dendograma (Figura 16) resultante dos três primeiros fatores agrupou os fragmentos florestais segundo suas características estruturais.

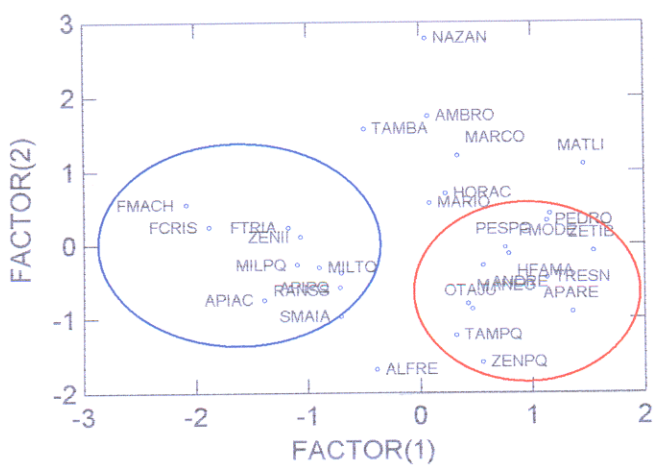


Figura 15: Gráfico de dispersão da distribuição dos fragmentos florestais em relação ao grau e histórico de perturbação ambiental. As áreas envolvidas por um círculo azul representam os ambientes mais íntegros, inversamente, os fragmentos delimitados pela elipse vermelha representam as áreas mais degradadas.

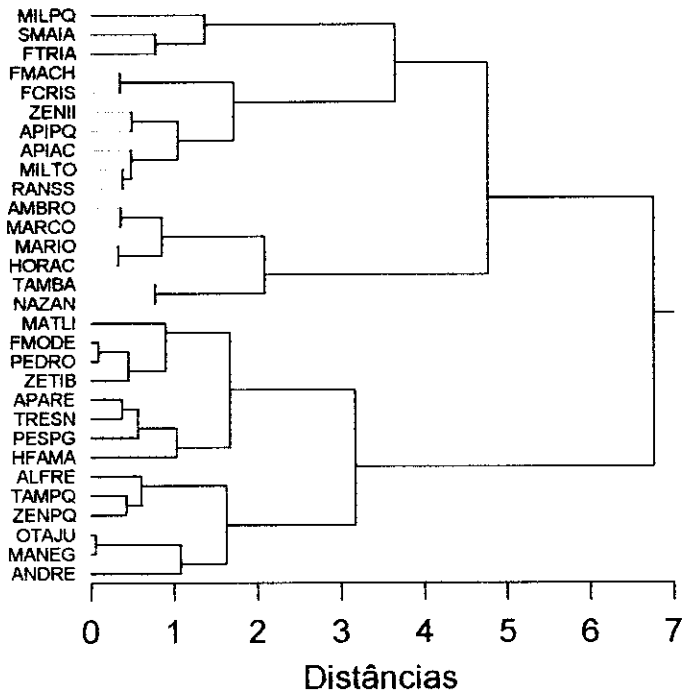


Figura 16: *Cluster* baseado nos três primeiros fatores da PCA obtido através dos dados do grau de degradação ambiental e estrutural sofrido pelos fragmentos florestais estudados na região.

Os remanescentes florestais MILPQ, SMAIA, FTRIA, FMACH, FCRIS, ZENII, APIPQ, APIAC, MILTO e RANSS foram identificados como os fragmentos florestais mais conservados, quando considerado a estrutura e perturbação ambiental. Os ambientes com perturbação estrutural e ambiental de nível intermediário foram representados pelos fragmentos AMBRO, MARCO, MARIO, HORAC, TAMBA e NAZAN. Os fragmentos florestais que demonstraram uma estrutura ambiental e um histórico de degradação muito elevado foram as áreas MATLI, FMODE, PEDRO, ZETIB, APARE, TRESN, PESPG, HFAMA, ALFRE, TAMPQ, OTAJU, MANEG e ANDRE.

Com base na análise de agrupamento dos fragmentos florestais, podem ser distinguidos em três grupos. O grupo 1 representado pelos remanescentes florestais mais íntegros, o grupo 2 pelos de nível de perturbação intermediário e o grupo 3 reunindo aqueles mais degradados (Figura 16).

3.4. Comparação dos Padrões de Diversidade e Abundância Entre Grupos de Fragmentos

Para as análises comparativas de riqueza e diversidade de espécies entre os remanescentes florestais foram usados os pontos amostrais a partir dos 120 metros do interior dos fragmentos. De acordo com o agrupamento baseado nos níveis de perturbação ordenado pela análise de componentes principais, tanto o número de espécies observadas quanto os cálculos baseados no método de rarefação evidenciam a mesma tendência em termos de riqueza. O grupo de fragmentos menos degradados apresentou a maior riqueza do que os outros dois. O cálculo de rarefação foi estipulado para 1.720 indivíduos, obtendo o primeiro grupo 28 espécies estimadas, o segundo e terceiro grupo cerca de 21 espécies cada (Figura 17). A soma do número de espécies observadas nos grupos de fragmentos também resultou em 28 espécies para o grupo um e 21 espécies nos grupos dois e três.

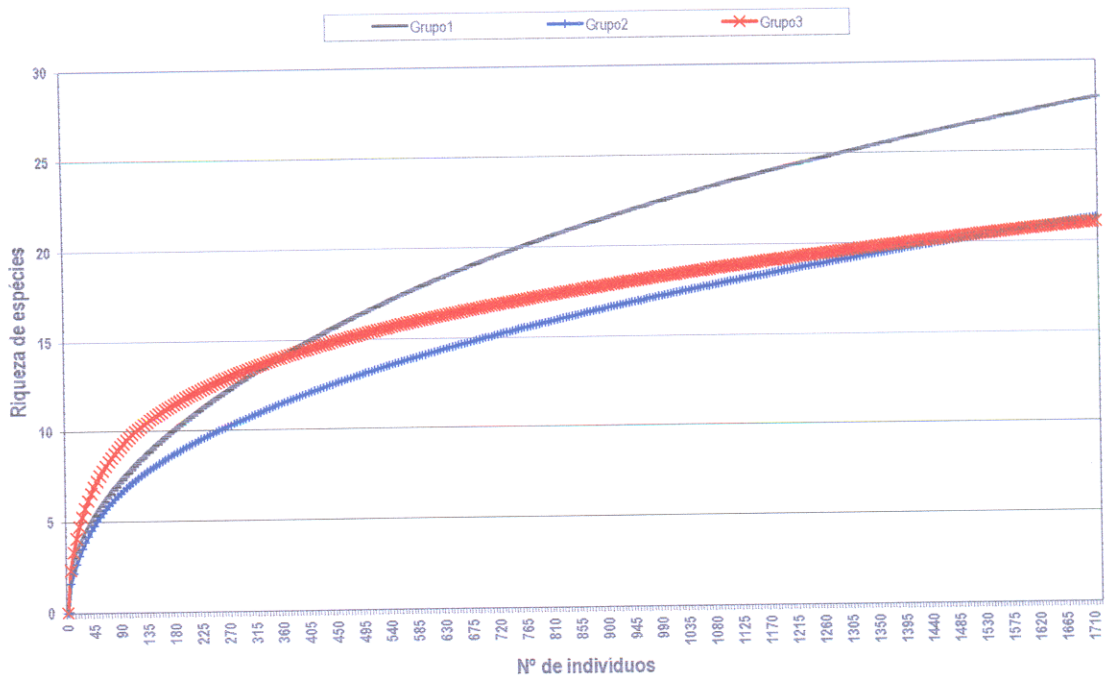


Figura 17: Curvas de rarefação referentes os grupos de fragmentos classificados em três níveis de degradação ambiental.

A diversidade medida pelo índice de alfa nos grupos de fragmentos florestais foi maior para o grupo 1 (4,75) e semelhante nos grupos 2 e 3 (3,5), Figura 18a. O índice de diversidade de Shannon-Weaver indicou mais altas diversidades para os grupos 1 e 3 (1,7 e 1,8, respectivamente) e um valor bastante menor para o grupo 2 (0,96) (Figura 18b). O índice de Berger-Parquer indicou maiores valores de dominância para o grupo de fragmentos 2 (0,86), e menor dominância para o grupo 1 (0,53). O grupo 3 obteve um valor intermediário, 0,68 (Figura 18c).

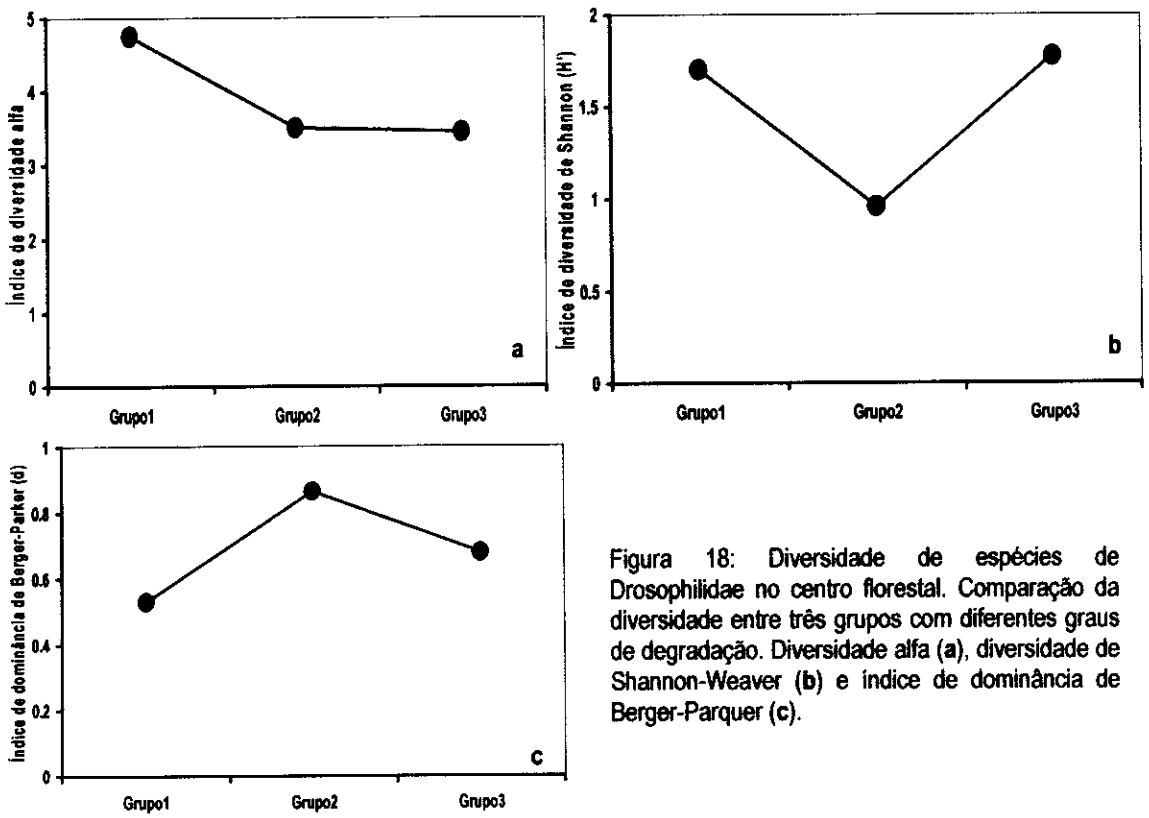


Figura 18: Diversidade de espécies de Drosophilidae no centro florestal. Comparação da diversidade entre três grupos com diferentes graus de degradação. Diversidade alfa (**a**), diversidade de Shannon-Weaver (**b**) e índice de dominância de Berger-Parquer (**c**).

A similaridade segundo o índice de Jaccard foi de 35% entre o grupo 1 e 2, e de 47% entre os grupos de fragmentos 1 e 3. A similaridade na composição de espécies dos grupos 2 e 3 ficou em torno de 42%. Quando a análise de similaridade foi baseada no índice de Morisita as comparações de um modo geral produziram valores mais altos evidenciando maior

semelhança na estrutura de abundância entre os grupos. A comparação entre os grupos 1 e 2 produziu os menores valores (82%), enquanto entre os grupos 1 e 3 a similaridade foi de 92%. A maior semelhança de espécies entre os grupo foi entre 2 e 3, com 96% de similaridade.

4. Discussão

Diversos trabalhos têm avaliado a sobrevivência de espécies em paisagens fragmentadas (HENLE et al. 2004, MELBOURNE et al. 2004, VASCONCELOS et al. 2001, HOLWAY 2005) e as mudanças proporcionadas pela alteração no tamanho da área de mata na riqueza de espécies.

A diferença entre este trabalho e vários outros já publicados está no desenho amostral adotado. Geralmente as análises do efeito da fragmentação florestal sobre determinados grupos de organismos são realizadas em poucos remanescentes florestais, com amostragens repetitivas.

A utilização de vários fragmentos florestais proporciona uma base mais consistente para inferências a respeito do efeito da alteração ambiental sobre a fauna, por demonstrarem de forma mais ampla as diversas pressões que estes estão submetidos. Em outras palavras, do menor ao maior fragmento florestal, do mais devastado ao mais conservado, se ocorre relação entre um ou mais componentes da degradação ambiental e a fauna local, talvez seja porque esta tenha uma forte influência.

4.1. Fragmentação e Diversidade

Enquanto que nos fragmentos florestais da região de Alta Floresta e Apiacás a estimativa de riqueza de espécies ficou em torno de cem, em paisagens alteradas da Amazônia oriental (município de Igarapé-açu, nordeste do Pará) a riqueza estimada foi na ordem de quarenta (MIRANDA-SANTOS, 2001). Além de o esforço amostral ter sido consideravelmente menor em Igarapé-açu, a paisagem de tal região compunha-se de um mosaico de habitats (plantação, capoeira, mata primária), sem uma matriz definida, e histórico de perturbação ambiental mais antigo, por volta de cento e trinta anos.

MEDEIROS & KLACZKO (2004), quando estudaram remanescentes florestais no Estado de São Paulo, encontraram cento e vinte e cinco espécies somente do gênero *Drosophila*, trinta e duas a mais de que no trabalho anterior de TIDON-SKLORZ & SENE (1999). Segundo os autores, quase metade da riqueza provavelmente constituiu-se de registros novos para a ciência, no entanto, os autores não detectaram diferença na composição de espécies entre os fragmentos florestais, não sendo o caso dos resultados deste estudo.

A riqueza observada de espécies nos fragmentos do Estado de São Paulo foi muito maior em relação aos da região de Alta Floresta e Apiacás. Contudo, o esforço amostral e o método de coleta nestes trabalhos foram distintos. MEDEIROS & KLACZKO (2004) obtiveram um terço a mais de amostras, utilizaram apenas três remanescentes florestais e identificaram quase 30.000 machos do gênero *Drosophila*, tornando difícil inferir, com estes dados, qual região seria a portadora da fauna mais rica.

Observações realizadas em alguns grupos de animais indicam que após uma determinada perturbação a riqueza específica também pode aumentar (DIDHAM & LAWTON 1999, GASCON et al. 2001, VENTICINQUE & FOWLER 2001). Todavia, sem considerar que um grupo taxonômico particular aumenta ou diminui sua riqueza de espécies após isolamento, fragmentos maiores mantém mais espécies que os menores (STRATFORD & STOUFFER 1999).

Apesar da maior riqueza observada de espécies neste trabalho ter ocorrido na comunidade de drosofilídeos pertencente a um dos remanescentes florestais mais conservados e de alta conectividade (com área maior que 100.000 ha), de um modo geral as estimativas de diversidade apontaram fragmentos menores e estruturalmente mais perturbados como detentores de alta diversidade, não sendo evidente, uma relação entre diversidade, tamanho e grau de perturbação do fragmento, concordando em parte com as análises de SOUZA &

BROWN (1994) baseadas em dados de comunidades de cupim, onde relataram um aumento de espécies em florestas contínuas.

Por outro lado, RIBAS et al. (2004) encontraram relação entre o tamanho e grau de fragmentação florestal com a diversidade de formigas e grilos em uma região de floresta tropical com histórico de degradação ambiental de mais de 50 anos. Alta Floresta e Apiacás têm um histórico de perturbação recente, cerca de 25 anos, mas não apresentaram tais relações. A explicação pode estar nas diferenças tanto de amostragem quanto no grupo taxonômico escolhido, que, porventura, foi exclusivo para a análise do efeito de tamanho sobre a comunidade.

Entre os ambientes, observou-se neste estudo, uma diversidade de espécies maior nos fragmentos mais alterados ou com alteração intermediária do que em fragmentos florestais conservados, indicando que nem sempre a diversidade é maior nos remanescentes florestais maiores e mais íntegros. Talvez isto aconteça devido à suscetibilidade dos fragmentos florestais menores à colonização por espécies exóticas após a fragmentação florestal (MARTINS 2001). Fatos desta natureza também foram registrados em estudos realizados por DIDHAM & LAWTON (1999), GASCON et al. (2001) e VENTICINQUE & FOWLER (2001).

A composição de espécies foi bastante diferente entre o ambiente mais distante e o restante dos fragmentos florestais, isso pode ter ocorrido devido à localização dos remanescentes florestais. A diferença de riqueza entre fragmentos distantes não foi considerada nas análises do presente estudo. Entretanto, COBB et al. (2000) encontraram diferenças genéticas significativamente correlacionadas com a distância física em populações distintas de *D. teissieri*. Esta espécie é restrita à floresta, intensificando tal diferença com a separação geográfica.

As comunidades de Drosophilidae dos diversos fragmentos florestais são mais similares quando a estruturação de suas populações é considerada, apresentando uma composição de espécies bastante distinta entre a maioria dos remanescentes. Tal fato corrobora com o trabalho de AVONDET et al. (2003), o qual verificou a mudança na composição da comunidade em paisagens mais distintas, sem uma alteração significativa nos valores de diversidade. O referido estudo analisou a estrutura da comunidade em um gradiente de urbanização.

A habilidade que espécies típicas de florestas desenvolvem em resposta às mudanças no clima é amplamente desconhecida (HOFFMANN et al. 2002). Contudo, espécies de florestas tropicais apresentam um baixo potencial para adaptação a estresses climáticos e ambientais, embora apresentem altos níveis de variação genética e morfológica (DAHLGAARD & HOFFMANN 2000, HOFFMANN et al. 2003, KOJIMA & KIMURA 2003).

Uma temperatura mais branda e uma menor oscilação de recursos favorecem a adaptabilidade de espécies de Drosophilidae (BOCHDANOVITS & JONG 2003a). ZAMUDIO et al. (1995) sugeriram que espécies de moscas-de-fruta a uma temperatura de 25°C, embora fenotipicamente menores, são fisiologicamente vigorosas e têm uma performance relativamente boa sob circunstâncias ambientais diversas, propondo que indivíduos adultos menores sejam mais resistentes às altas temperaturas do que os de maior tamanho (BOCHDANOVITS & JONG 2003b).

Conforme as análises realizadas por AVONDET et al. (2003) as variáveis mais importantes na previsão da distribuição da comunidade de *Drosophila* foram: temperatura máxima, déficit máximo de saturação, porcentagem de cobertura vegetal, média do diâmetro na altura do peito (DAP) de arbustos e árvores e o número de espécies de árvores. Nos resultados

obtidos neste trabalho os valores de DAP não foram correlacionados com a diversidade de espécies.

As espécies encontradas no fragmento HFAMA, portador da menor diversidade e totalmente inserido na matriz de cidade, foram típicas de ambientes alterados, mesmo sendo uma amostragem totalmente do centro do fragmento. Já nos fragmentos menos alterados, como por exemplo, ZENII, FTRIA e APIPQ as espécies introduzidas distribuíram-se principalmente nos primeiros noventa metros da transecção, ou seja, na borda florestal. Contudo, em praticamente todos os outros fragmentos, as espécies introduzidas estiveram presentes ao longo de todas as transecções, mesmo que com abundância reduzida. A presença ou ausência em maior ou menor freqüência no centro do fragmento de determinadas áreas dependeu do grau de degradação da estrutura ambiental e o histórico de perturbação do fragmento como um todo.

Todavia, quando as análises de diversidade foram feitas apenas com a fauna do centro dos fragmentos florestais, os resultados mostraram uma relação mais coerente com a maioria dos estudos já realizados, indicando que a diversidade de um remanescente florestal é influenciada pela matriz a qual está inserido.

4.2. Matriz Adjacente e Efeito de Borda

A matriz adjacente na maior parte das vezes serve como um filtro seletivo para o fluxo de espécies entre fragmentos distintos e não como uma barreira impedindo a troca de material genético entre populações da mesma espécie (LAURANCE 1991, GASCON et al. 1999). Todavia, dependendo do tamanho da área aberta ao redor dos fragmentos isolados, a matriz pode servir como uma barreira para algumas espécies (POWELL & POWELL 1987). Assim, supõe-se que o tipo de vegetação da matriz e a distância entre os fragmentos são os principais determinantes do tamanho do poro do filtro para movimento de indivíduos. Por

exemplo, um habitat matriz de pasto provoca uma pressão seletiva muito maior em determinados organismos do que uma matriz de capoeira, onde algumas características ambientais são semelhantes às de floresta.

Foi evidente a influência da matriz como corredor de penetração na diversidade e composição de espécies de Drosophilidae da região, entretanto, a maioria das espécies encontradas na matriz foi rara neste estudo e não penetraram no centro do fragmento. Houve diferenças tanto na abundância quanto na composição das espécies de Drosophilidae no gradiente de distância matriz florestal e o interior dos fragmentos, indicando claramente um efeito de borda, fato também observado em espécies de formigas (HOLWAY 2005) e de insetos galhadores (JULIÃO et al. 2004).

Estudos realizados por DE LUCA et al. (2003) com espécies de flebótomos, em florestas primárias e habitats matrizes adjacentes em Alta Floresta, detectaram fortes diferenças na diversidade e abundância entre as espécies destes ambientes.

Algumas espécies não são tolerantes ao estresse climático, apresentando uma baixa resistência à dissecação (HOFFMANN et al. 2003). Por outro lado, LEHMANN et al. (2000) afirmaram que ao contrário de seus parentes maiores, moscas pequenas não só apresentam um maior gasto de energia no vôo como também têm um maior risco de dissecação. Todavia, *Drosophila* pode usar muitas outras estratégias para evitar a dissecação, incluindo mudança de habitat, alterações no padrão de atividade locomotora e mudanças no comportamento respiratório. Talvez isso explique a existência de espécies restritas ao centro do fragmento onde provavelmente a umidade é maior e a existência de outras espécies na borda florestal e matriz adjacente, onde as condições microclimáticas são mais intensas.

4.3. Respostas Ecológicas das Espécies

O sub-grupo willistoni, formado por seis espécies crípticas, obteve mais de 50% do número total de indivíduos e apresentou uma correlação de mais de 40% associada à distância da borda florestal, demonstrando a relação das espécies do grupo com ambientes florestados (PAVAN 1959, TIDON-SKLORZ & SENE 1999).

Já que o grupo saltans é composto por algumas espécies típicas de floresta e outras com maior afinidades às áreas abertas (PAVAN 1959, SENE et al. 1981), quando analisado em conjunto não apresentou correlação com a distância da borda florestal. O motivo pode ter sido a falta de identificação das espécies do grupo, que provavelmente apresentam respostas variadas.

Zaprionus indianos, uma espécie recentemente introduzida no Brasil (VILELA, 1999), foi bastante comum na matriz de pasto e nos primeiros metros dos fragmentos florestais. Porém, nos fragmentos NAZAN, FCRIS, PEDRO, RANSS e APIAC não foi detectada a presença desta espécie nas suas respectivas matrizes florestais e nem no interior dos mesmos, sendo que neste último fragmento foram identificadas várias espécies raras e as espécies cosmopolitas não foram comuns ao longo dos transectos.

TIDON et al. (2003) reuniram dados da distribuição desta espécie no Brasil e evidenciaram a colonização preferencialmente em ambientes de savana. Na área estudada *Z. indianus* só foi registrada no centro dos fragmentos florestais mais degradados, demonstrando uma preferência maior aos ambientes mais secos.

Outra espécie exótica introduzida há aproximadamente vinte anos atrás no Brasil (VAL & SENE 1980, MARTINS 1989), *Drosophila malerkotliana*, apresentou correlação significativa entre sua abundância e a distância da borda florestal, demonstrando seu sucesso nas áreas de borda, como observado por MARTINS (1985, 1989). Apesar de *D. malerkotliana* ter

uma correlação mais forte com a distância da borda florestal, esta espécie penetra mais no interior do fragmento florestal.

Drosophila latifasciaeformis completa o grupo de espécies que obteve maior abundância na matriz e borda florestal, com diminuição de sua freqüência relativa com a proximidade de centro. Estas correlações demonstram uma intima relação das espécies exóticas mais abundantes e florestas alteradas estruturalmente. E à medida que o ambiente torna-se mais perturbado, tais espécies penetram com maior intensidade no centro florestal.

Aparentemente *Z. indianus*, *D. malerkotliana* e *S. latifasciaeformis* apresentam as condições necessárias para um melhor desempenho na paisagem alterada, conforme o postulado de que as espécies invasoras mais prováveis de interagir com sucesso são aquelas que possuem um leque de características mais adequadas para a adaptação do novo ambiente (CARROLL & DINGLE, 1996).

Tudo indica que não é o baixo valor da diversidade e sim a composição de espécies existentes na área florestal que melhor reflete seu grau de degradação, ou seja, a medida que uma determinada espécie coloniza um ambiente, dependendo de sua ecologia, as respostas para a qualidade do habitat podem ser extraídas. PARSONS (1991) sugeriu que espécies de *Drosophila* têm um papel como indicador biológico de mudança de habitat que é enfatizado pela suas estreitas associações com as características florísticas das florestas tropicais úmidas.

5. Conclusões

A região de Alta Floresta e Apiacás apresentaram uma riqueza de espécies relativamente alta em relação às outras paisagens amazônicas alteradas. Provavelmente isto se deve ao fato da paisagem representar uma área de transição de mata Amazônica para o cerrado, concentrando espécies de ambos os biomas.

A diversidade de espécies não respondeu de maneira trivial às variáveis da estrutura ambiental dos fragmentos florestais e não apresentou um padrão claro para inferências com relação ao efeito do tamanho da área florestal. Os efeitos de tamanho e estrutura do ambiente interagem de tal forma que a avaliação de suas influências não se apresentaram nítidas.

O grau de interferência da matriz sobre a composição faunística do fragmento florestal foi intensificado pelo grau de perturbação deste, devido a matriz adjacente servir como um corredor que proporciona o acesso das espécies raras e abundantes no interior ou até os primeiros metros do fragmento florestal.

A família Drosophilidae sofreu influência do efeito de borda até noventa metros da matriz adjacente e as espécies que representaram com clareza este padrão foram *D. malerkotliana*, *S. latifasciaeformis* e *Z. indianus*, decrescendo suas freqüências em direção ao centro do fragmento florestal e as espécies do subgrupo. willistoni seguindo a direção inversa.

Z. indianus só penetrou no centro do fragmento florestal quando este foi bastante degrado, com características de borda florestal.

A composição de espécies mostrou-se mais fortemente influenciada pelo grau de integridade do fragmento florestal do que os padrões de diversidade e riqueza. A composição faunística parece ser o parâmetro mais adequado para monitorar o grau de alteração de ambientes florestados, através da avaliação da estrutura de comunidade de Drosophilidae.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALKORTA, I.; ALBIZU, I. & GARBISU, C. 2003. Biodiversity and agroecosystems. **Biodiversity and Conservation**, London, **12** (12): 2521-2522.

ARGEMÍ, M.; MESTRES, F.; PREVOSTI, A. & SERRA, L. 2003. Microevolutionary dynamics of a community of Drosophilids. **Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research**, Chicago, **41** (1): 57-63.

AVONDET, J.L.; BLAIR, R.B.; BERG, D.J. & EBBERT, M.A. 2003. *Drosophila* (Diptera: Drosophilidae) response to changes in ecological parameters across an urban gradient. **Environmental Entomology**, Lanham, **32** (2): 347-358.

BALDAL, E.A.; van der LINDE, K.; van ALPHEN, J.J.M.; BRAKEFIELD, P.M. & ZWAAN, B.J. The effects of larval density on adult life-history traits in three species of *Drosophila*. **Mechanisms of Ageing and Development**, in press.

BAND, H.T. 1994. *Chymomyza procnemoides* Wheeler (Diptera: Drosophilidae): Will it succeed as a biological invader? **Global Ecology and Biogeography Letters**, Oxford, **4** (3): 65-68.

BARBOSA, L.I. & FEARNSIDE, P.M. 1999. Incêndios na Amazônia brasileira: Estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento "El niño" (1997/98). **Acta Amazônica**, Manaus, **29**: 513-534.

BECKER, P.; MOURE, J.S. & PERALTA, F.J.A. 1991. More about Euglossine Bees in Amazonian Forest Fragments. **Biotropica**, Washington, **23** (4): 586-591.

BELO, M. 1979. Espécies domésticas de "*Drosophila*". III. Diversidade de espécies atraídas para isca de banana fermentada naturalmente. **Científica**, **7**: 245-253.

BOCHDANOVITS, Z. & JONG, G. 2003. Experimental evolution in *Drosophila melanogaster*: interaction of temperature and food quality selection regimes. **Evolution**, Lancaster, **57** (8): 1829-1836.

BOCHDANOVITS, Z. & JONG, G. 2003. Temperature dependence of fitness components in geographical populations of *Drosophila melanogaster*: changing the association between size and fitness. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, **80** (4): 717-725.

BOCK, J.R. & WHEELER, M.R. 1972. The *Drosophila melanogaster* species group. **The University of Texas Publication**, Austin, **7213**.

BREUER, M.E. & PAVAN, C. 1950. Genitália masculina de "*Drosophila*" (Diptera): Grupo "annulimana". **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **10** (4): 469-488.

BREUER, M.E. & PAVAN, C. 1954. Genitália masculina de "*Drosophila*" do grupo "dreyfusi" (Diptera). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **14** (4): 469-488.

BREUER, M.E. & ROCHA, R.F. 1971. Genitália masculina de algumas espécies de *Drosophila* dos grupos "repleta" e "tripunctata" (Diptera, Drosophilidae). **Papéis avulsos de Zoologia**, São Paulo, **25** (15): 121-137.

BRITON, J.; NURTHEN,R.K.; BRISCOE, D.A. & FRANKHAM, R. 1994. Modelling problems in conservation genetics using *Drosophila*: Consequences of harems. **Biological Conservation**, Amsterdam, **69**: 267-275.

BROOK, B.W.; SODHI, N.S. & NG, P.K.L. 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. **Nature**, London, **424** (6947): 420-423.

BURLA, H.; CUNHA, A.B.; CORDEIRO, A.R.; DOBZHANSKY, TH; MALOGOLOWKIN, C. & PAVAN, C. 1949. The *Willistoni* group of sibling species of *Drosophila*. **Evolution**, Lancaster, **3** (4): 300-314.

CAMARGO, J.L.C. & KAPOS, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, **11** (2): 205-221.

CARROLL, S.P. & DINGLE, H. 1996. The biology of post-invasion events. **Biological Conservation**, Amsterdam, **78**: 207-214.

CARSON, H.L. 1990. Increased genetic variance after a population bottleneck. **Tree**, **5** (7): 228-230.

CARVALHO, K.S. & VASCONCELOS, H.L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation**, Amsterdam, **91** (2-3): 151-157.

CARVALHO, G.; BARROS, A.C.; MOUTINHO, P. & NEPSTAD, D. 2001. Sensitive development could protect Amazonian instead of destroying it. **Nature**, London, **409** (6817): 131.

CASTAÑO-MENESES, G. & PALACIOS-VARGAS, J.G. 2003. Effects of fire and agricultural practices on neotropical ant communities. **Biodiversity and Conservation**, London, **12** (9): 1913-1919.

CASTILLO M.L. & LOBO, J.M. 2004. A comparison of Passalidae (Coleoptera, Lamellicornia) diversity and community structure between primary and secondary tropical forest in Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, **13** (7): 1257-1269.

COBB, M.; HUET, M.; LACHAISE, D. & VEUILLE, M. 2000. Fragmented forests, evolving flies: molecular variation in African populations of *Drosophila teissieri*. **Molecular Ecology**, **9**: 1591-1597.

COCHRANE, M.A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. **Conservation Biology**, Boston, **15** (6): 1515-1521.

COCHRANE, M.A. 2003. Fire science for rainforests. **Nature**, London, **421** (6926): 913-919.

COCHRANE, M.A. & SCHULZE, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, Washington, **31** (1): 2-16.

COCHRANE, M.A. & LAURANCE, W.F. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, **18** (3): 311-325.

COCHRANE, M.A.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M.D.; SOUZA JR, C.M.; NEPSTAD, D.C.; LEFEBVRE, P. & DAVIDSON, E.A. 1999. Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. **Science**, Washington, **284** (5421): 1832-1835.

COLEMAN, D.C. 1989. Ecology, Agroecosystems, and Sustainable Agriculture. **Ecology**, Washington, **70** (6): 1590.

COLWELL, R.K. 1994-2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7. Persistent URL <purt.oclc.org/estimates>.

COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. 1996. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation, p 101-118. In: D.L. HAWKSWORTH (Ed.). **Biodiversity: Measurement and estimation**. London, Chapman & Hall in association with The Royal Society.

COSTA, C.T.A.; KUHN, G.C.S. & SENE, F.M. 2000. Low courtship song variation in South and Southeastern Brazilian populations of *Drosophila meridionalis* (Diptera, Drosophilidae). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **60** (1): 53-61.

COSTA, B.E.P.; ROHDE, C. & VALENTE, V.L.S. 2003. Temperature, urbanization and color polymorphism in South Brazilian populations of *Drosophila kikkawai* (Diptera, Drosophilidae). **Iheringia**, série zoologia, Porto Alegre, **93** (4): 381-393.

CUNHA, A.B. 1955. Sobre duas raças de "*Drosophila neocardini*" Streisinger (Drosophilidae, Diptera). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **15** (1): 117-125.

DAHLGAARD, J. & HOFFMANN, A.A. 2000. Stress resistance and environmental dependence of inbreeding depression in *Drosophila melanogaster*. **Conservation Biology**, Boston, **14** (4): 1187-1192.

DAUDER, J. & WOLTERS, V. 2004. Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. **Biodiversity and Conservation**, London, **13** (5): 901-915.

DAVIS, A. & HARDY, I. 1994. Hares and tortoises in *Drosophila* community ecology. **Tree, 9** (4): 119-120.

DAVIS, A.J. & JONES, K.E. 1994. *Drosophila* as an indicator of habitat type and habitat disturbance in tropical forest, central Borneo. **Drosophila Information Service**, Norman, **75**: 150-151.

DE LUCA, A.S.; VASCONCELOS, H.L. & BARRETT, T.V. 2003. Distribution of sandflies (Diptera: Phlebotominae) in forest remnants and adjacent matrix habitats in Brazilian Amazonia. **Brazilian Journal of Biology**, Rio de Janeiro, **63** (3): 401-410.

DIDHAM, R.K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, Berlin, **116** (3): 397-406.

DIDHAM, R.K. & LAWTON J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, Washington, **31** (1): 17-30.

FASOLO, A.G. & KREBS, R.A. 2004. A comparison of behavioural change in *Drosophila* during exposure to thermal stress. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, **83**: 197-205.

FEARNSIDE, P.M. 1989. Manejo florestal na Amazônia: necessidade de novos critérios na avaliação de opções de desenvolvimento. **Pará Desenvolvimento**, Belém, **25**: 49-59.

FEARNSIDE, P.M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, **80** (1): 21-34.

FEARNSIDE, P.M. 1997**a**. Monitoring needs to transform Amazonian forest maintenance into a global warming-mitigation option. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, **2**: 285-302.

FEARNSIDE, P.M. 1997**b**. Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonian. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **54**: 531-549.

FEARNSIDE, P.M. 1997**c**. Protection of mahogany: a catalytic species in the destruction of rain forests in the American tropics. **Environmental Conservation**, **24** (4): 303-306.

FEARNSIDE, P.M. 1998. Tropical deforestation: small farmers and land clearing in the Ecuadorian Amazon. **Biodiversity and Conservation**, London, **7** (2): 272.

FEARNSIDE, P.M. 1999**a**. Biodiversidade nas florestas Amazônicas brasileiras: riscos, valores e conservação. **Holos**: 33-59.

FEARNSIDE, P.M. 1999**b**. Desmatamento e o efeito estufa. **Caderno Texto Jornal do Comércio**, 1: 7.

FEARNSIDE, P.M. & GUIMARÃES, W.M. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonian. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, **80** (1): 35-46.

FERREIRA, L.V. & LAURANCE, W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. **Conservation Biology**, Boston, **11** (3): 797-801.

FORYS, E.A.; ALLEN, C.R. & WOJCIK, D.P. 2002. Influence of proximity and amount of human development and roads on the occurrence of the red imported fire ant in the lower Florida Keys. **Biological Conservation**, Amsterdam, **108** (1): 27-33.

FOWLER, H.G.; SILVA, C.A. & VENTICINQUE, E. 1993. Size, taxonomic and biomass distributions of flying insects in central Amazonia: Forest edge vs. understory. **Revista de Biologia Tropical**, Costa Rica, **41** (3): 755-760.

FROTA-PESSOA, O. 1954. Revision of the *tripunctata* group of *Drosophila* with description of fifteen new species (Drosophilidae, Diptera). **Arquivos do Museu Paranaense**, **15**: 253-330.

FROTA-PESSOA, O. & WHEELER, M.R. 1951. A revision of the genus Neotanygastrella Duda (Diptera, Drosophilidae). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **11**: 145-151.

FROUZ, J. 1999. Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, **74** (1-3): 167-186.

GANADE, G. & BROWN, V.K. 2002. Succession in old pastures of central Amazonia: role of soil fertility and plant litter. **Ecology**, Washington, **83** (3): 743-754.

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. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Amsterdam, **91** (2-3): 223-229.

GASCON, C.; WILLIAMSON, B.G. & FONSECA, G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, Washington, **288** (5470): 1356-1358.

GASCON, C.; LAURANCE, W.F. & LOVEJOY, T.E. 2001. Fragmentação Florestal e Biodiversidade na Amazônia central, p. 112-127. In: B.F.S. Dias & I. Garay (Eds.). **Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais: Avanços Conceituais e Revisão de Novas Metodologias de Avaliação e Monitoramento**. Petrópolis, Editora Vozes.

GRACE, J.; LLOYD, J.; MCINTYRE, J.; MIRANDA, A.C.; MEIR, P.; MIRANDA, H.S.; NOBRE, C.; MONCRIEFF, J.; MASSHEDER, J.; MALHI, Y.; WRIGHT, I. & GASH, J. 1995. Carbon Dioxide Uptake by an Undisturbed Tropical Rain Forest in Southwest Amazonia, 1992 to 1993. **Science**, Washington, **270** (5237): 778-780.

HAWKINS, B.A. & PAUSAS, J.G. 2004. Does plant richness influence animal richness?: the mammals of Catalonia (NE Spain). **Diversity and Distributions**, Oxford, **10** (4): 247-252.

HEED, W.B. & WHEELER, M.R. 1957. Thirteen new species in the genus *Drosophila* from the Neotropical Region. **The University of Texas Publication**, Austin, **5721**, 17-38.

HEED, W.B. & RUSSELL, J.S. 1971. Phylogeny and population structure in island and continental species of the cardini group of *Drosophila* studied by inversion analysis. **The University of Texas Publication**, Austin, **7103**: 91-130.

HENLE, K.; LINDENMAYER, D.B.; MARGULES, C.R.; SAUNDERS, D.A. & WISSEL, C. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? **Biodiversity and Conservation**, London, **13** (1): 1-8.

HOFFMANN, A.A. & MERILÄ, J. 1999. Heritable variation and evolution under favourable and unfavourable conditions. **Tree**, **14** (3): 96-101.

HOFFMANN, A.A.; ANDERSON, A. & HALLAS, R. 2002. Opposing clines for high and low temperature resistance in *Drosophila melanogaster*. **Ecology Letters**, **5** (5): 614-618.

HOFFMANN, A.A.; HALLAS, R.J.; DEAN, J.A. & SCHIFFER, M. 2003. Low potential for climatic stress adaptation in a rainforest *Drosophila* species. **Science**, Washington, **301**: 100-102.

HOLWAY, D.A. 2005. Edge effects of an invasive species across a natural ecological boundary. **Biological Conservation**, Amsterdam, **121**: 561-567.

HOUGHTON, R.A.; SKOLE, D.L.; NOBRE, C.A.; HACKLER, J.L.; LAWRENCE, K.T. & CHOMENTOWSKI, W.H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, London, **403** (6767): 301-304.

IBGE, 2000. http//:www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/universo.php?tipo=31&uf=51 (acessado em 20/12/2004).

JACKSON, W. & PIPER, J. 1989. The necessary marriage between ecology and agriculture. **Ecology**, Washington, **70** (6): 1591-1593.

JONGMAN, R.H.G.; TER BRAAK, C.J.F. & VAN TONGEREN. 2000. **Data analysis in community and ecology**. Cambridge, Cambridge University Press. 299p.

JULIÃO, G.R.; AMARAL, M.E.C.; FERNANDES, G.W. & OLIVEIRA, E.G. 2004. Edge effect and species-area relationships in the gall-forming insect fauna of natural forest patches in the Brazilian Pantanal. **Biodiversity and Conservation**, London, **13** (11): 2055-2066.

KANESHIRO, K.Y. 1969. A study of the relationships of Hawaiian *Drosophila* species based on the external male genitalia. **University of Texas Publication**, Austin, **6918**: 55-70.

KELLMAN, M. & MEAVE, J. 1997. Fire in the tropical gallery forest of Belize. **Journal of Biogeography**, Oxford, **24** (1): 23-34.

KIVINIEMI, K. & ERIKSSON, O. 2002. Size-related deterioration of semi-natural grassland fragments in Sweden. **Diversity and Distributions**, Oxford, **8** (1): 21-29.

KOJIMA, K. & KIMURA, T. 2003. Life history adaptations and stress tolerance of four domestic species of *Drosophila*. **Entomological Science**, **6** (3): 135-142.

KREBS, C.J. 1986. **ECOLOGIA: Análisis experimental de la distribución y abundancia.** 3º ed. Madri: Ediciones Pirámide, S. A,

LAURANCE, W.F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, Shippensburg, **71**: 641-653.

LAURANCE, W.F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. **Conservation Biology**, Boston, **5** (1): 79-89.

LAURANCE, W.F.1999.Reflections on the tropical deforestation crisis. **Biological Conservation**, Amsterdam, **91** (2-3): 109-117.

LAURANCE, W.F. & COCHRANE, M.A. 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Boston, **15** (6): 1488-1489.

LAURANCE, W.F. & WILLIAMSON, G.B. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. **Conservation Biology**, Boston, **15** (6): 1529-1535.

LAURANCE, W.F.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; GASCON, C. & LOVEJOY, T.E. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science**, Washington, **278** (5340): 1117-1118.

LAURANCE, W.F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L. & LOVEJOY, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, London, **404** (6780): 836.

LAURANCE, W.F.; COCHRANE, M.A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P.M.; DELAMÔNICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S. & FERNANDES, T. 2001**a.** The Future of the Brazilian Amazon. **Science**, Washington, **291** (5503): 438-439.

LAURANCE, W.F.; WILLIAMSON, G.B.; DELAMÔNICA, P.; OLIVEIRA, A.; LOVEJOY, T.E.; GASCON, C. & POHL, L. 2001**b**. Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, **17** (6): 771-785.

LAURANCE, W.F.; ALBERNAZ, A.K.M.; SCHROTH, G.; FEARNSIDE, P.M.; BERBEN, S.; VENTICINQUE, E.M. & DA COSTA, C. 2002**a**. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. **Journal of Biogeography**, Oxford, **29** (5): 737-748.

LAURANCE, W.F.; ALBERNAZ, A.K.M. & DA COSTA, C. 2002**b**. O desmatamento está se acelerando na Amazônia brasileira? **Biotaneotropica**, **2**: 1-9.

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. & SAMPAIO, E. 2002**c**. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Boston, **16** (3): 605-618.

LEHMANN, F.O.; DICKINSON, M.H. & STAUNTON, J. 2000. The scaling of carbon dioxide release and respiratory water loss in flying flies (*Drosophila* spp.). **The Journal of Experimental Biology**, Cambridge, **203**: 1613-1624.

MAGALHÃES, L.E. 1962. Notes on the taxonomy, morphology, and distribution of the saltans group of *Drosophila*, with descriptions of four new species. **The University of Texas Publication**, Austin, **6205**: 134-154.

MAGURRAN, A.E. 1988. **Ecological Diversity and Its Measurement**. New Jersey, Princeton University Press.

MAIR, W.; GOYMER, P.; PLETCHER, S.D. & PARTRIDGE, L. 2003. Demography of dietary restriction and death in *Drosophila*. **Science**, Washington, **301**: 1731-1733.

MALCOLM, J.R. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology**, Washington, **75** (8): 2438-2445.

MALOGOLOWKIN, C. 1946. Sobre o gênero "*Rhinoleucophenga*" com descrição de cinco espécies novas (Drosophilidae, Diptera). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **6** (3): 415-426.

MALOGOLOWKIN, C. 1952. Sobre a genitália dos "Drosophilidae" (Diptera). III grupo willistoni do gênero "*Drosophila*". **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **12** (1): 79-96.

MARKOW, T.A.; CASTREZANA, S. & PFEILER, E. 2002. Flies across the water: Genetic differentiation and reproductive isolation in allopatric desert *Drosophila*. **Evolution**, Lancaster, **56** (3): 546-552.

MARTINS, M.B. 1985. Influência da modificação do habitat sobre a diversidade e abundância de *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae) em uma floreta tropical da Amazônia central. Dissertação de Mestrado. Manaus, INPA/FUA.

MARTINS, M.B. 1987. Variação espacial e temporal de algumas espécies e grupos de *Drosophila* em duas reservas de matas isoladas, nas vizinhanças de Manaus (Amazonas, Brasil). **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, **3**: 195-198.

MARTINS, M.B. 1989. Invasão de fragmentos florestais por espécies oportunistas de *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). **Acta Amazônica**, Manaus, **19**: 265-271.

MARTINS, M.B. 1996. Drosófilas e outros insetos associados a frutos de *Parahancornia* dispersos sobre o solo da floresta. Tese de Doutorado, Campinas, Universidade Estadual de Campinas.

MARTINS, M.B. 2001. Drosophilid fruit-fly guilds in Forest fragments, p. 175-186. In: R.O. BIERREGAARD Jr, C. GASCON, T.E. LOVEJOY & R. MESQUITA (Eds.). **Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. Connecticut, Yale University Press.

MEDEIROS, H.F. & KLACZKO, L.B. 2004. How many species of *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae) remain to be described in the forests of São Paulo, Brazil? Species list of three forests remnants. **Biota Neotropica**, **4** (1): 1-12.

MELBOURNE, B.A.; DAVIES, K.D.; MARGULES, C.R.; LINDENMAYER, D.B.; SAUNDERS, D.A.; WISSEL, C. & HENLE, K. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where to from here? Biodiversity and Conservation, London, **13** (1): 275-284.

MESQUITA, R.C.G.; DELAMÔNICA, P. & LAURANCE, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Amsterdam, **91** (2-3): 129-134.

MIRANDA-SANTOS, R. 2001. Mapeamento da diversidade de drosofilídeos no mosaico de paisagem em Igarapé-açu, região Bragantina, estado do Pará. Trabalho de Conclusão de Curso. Belém, Universidade Federal do Pará.

NASCIMENTO, H.E.M. & VIANA, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de eco-unidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, **55**: 29-47.

NEPSTAD, D. 2002. A heated fight against devastation. **Nature**, London, **415** (6871): 476.

NEPSTAD, D.C.; MOREIRA, A.G. & ALENCAR, A.A. 1999**a**. **Flames in the rain Forest: Origins, impacts and alternatives to Amazonian fire**. Pilot Program to Conserve the Brazilian Rain Forest, Brasilia, Brazil.

NEPSTAD, D.C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDONZA, E.; COCHRAME, M. & BROOKS, V. 1999**b**. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, London, **398** (6727): 505-508.

PARSONS, P.A. 1991. Biodiversity conservation under global climatic change: The insect *Drosophila* as a biological indicator? **Global Ecology and Biogeography Letters**, Oxford, **1** (3): 77-83.

PAVAN, C. & CUNHA, A.B. 1947. Espécies brasileiras de *Drosophila*. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras**, Universidade de São Paulo (86) Biologia Geral, **7**: 20-64.

PAVAN, C. 1950. Espécies brasileiras de *Drosophila* II. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras**, Universidade de São Paulo (111) Biologia Geral, **8**: 1-37.

PAVAN, C. 1959. Relações entre populações naturais de *Drosophila* e o meio ambiente. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras**, Universidade de São Paulo (221) Biologia Geral, **11**: 1-81.

PFEILER, E. & MARKOW, T.A. 2001. Ecology and population genetics of Sonoran Desert *Drosophila*. **Molecular Ecology**, **10** (7): 1787-1791.

PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NÚÑEZ, P.V.; VÁSQUEZ, R.M.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S. & GRACE, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, Washington, **282** (5388): 439-442.

POWELL, A.H. & POWELL, G.V.N. 1987. Population dynamics of euglossine bees in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, Washington, **19** (2): 176-179.

REJMÁNEK, M. & RANDALL, J.M. 2004. The total number of naturalized species can be a reliable predictor of the number of alien pest species. **Diversity and Distributions**, Oxford, **10**: 367-369.

RIBAS, C.R.; SOBRINHO, T.G.; SCHOEREDER, J.H.; SPERBER, C.F.; LOPES-ANDRADE, C. & SOARES, S.M. 2004. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. **Acta Oecologica**, Paris, in press.

RITCHIE, M.E. & OLFF, H. 1999. Spatial scaling laws yield a synthetic theory of biodiversity. **Nature**, London, **400** (6744): 557-560.

RODRIGUEZ, L.; SOKOLOWSKI, M.B. 1992. Habitat selection by *Drosophila melanogaster* larvae. **Journal of Evolutionary Biology**, **5** (1): 61-70.

SALATI, E. & VOSE, P.B. 1984. Amazon Basin: A System in Equilibrium. **Science**, Washington, **225** (4658): 129-138.

SALES, H. 1947. Sobre a genitália dos "Drosophilidae" (Diptera): I *Drosophila melanogaster* e *D. simulans*. **Summa Brasiliensis Biologiae**, Rio de Janeiro, **1**: 311-383.

SAMEJIMA, H.; MARZUKI, M.; NAGAMITSU, T. & NAKASIZUKA, T. 2004. The effects of human disturbance on a stingless bee community in a tropical rainforest. **Biological Conservation**, Amsterdam, **120** (4): 577-587.

SCARIOT, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonia forest fragments. **Biotropica**, Washington, **32** (4): 662-669.

SENE, F.M.; VAL, F.C.; VILELA, C.R. & PEREIRA, M.A.Q.R. 1980. Preliminary data on the geographical distribution of *Drosophila* species within morphoclimatic domains of Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, **33**: 315-326.

SENE, F.M.; PEREIRA M.A.Q.R.; VILELA, C.R. & BIZZO, N.M.V. 1981. Influence of different ways to set baits for collection of *Drosophila* flies in three natural environments. **Drosophila Information Service**, Norman, **56**: 118-121.

SEVENSTER, J.G. & van ALPHEN, J.J.M. 1993. A life history trade-off in *Drosophila* species and community structure in variable environments. **Journal of Animal Ecology**, London, **62** (4): 720-736.

SHORROCKS, B.; ATKINSON, W. & CHARLESWORTH, P. 1979. Competition on a divided and ephemeral recourse. **Journal of Animal Ecology**, London, **48** (3): 899-908.

SHORROCKS, B. & ROSEWELL, J. 1986. Guild size in Drosophilids: a simulation model. **Journal of Animal Ecology**, London, **55** (2): 527-541.

SIZER, N.C.; TANNER, E.V.J. & FERRAZ, I.D.K. 2000. Edge effects on litterfall mass and nutrients concentrations in forest fragments in central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, **16** (6) 853-863.

SKOLE, D. & TUCKER, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. **Science**, Washington, **260** (5116): 1905-1910.

SOUZA, O; SCHOEREDER, J.H.; BROWN, V. & BIERREGAARD, R.O.Jr. 2001. A theoretical overview of the processes determining species richness in Forest fragments, p. 13-21. In: R.O. BIERREGAARD Jr, C. GASCON, T.E. LOVEJOY & R. MESQUITA (Eds.). **Lessons**

From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest. Connecticut, Yale University Press.

SOUZA, O.F.F. & BROWN, V.K. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termites communities. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, **10** (2): 197-206.

SPASSKY, B. 1957. Morphological differences between sibling species of *Drosophila*. **The University of Texas Publication**, Austin, **5721**: 48-61.

STRATMAN, R. & MARKOW, T.A. 1998. Resistance to thermal stress in desert *Drosophila*. **Functional Ecology**, **12** (6): 965-970.

STOUFFER, P.C. & BORGES, S.H. 2001. Conservation recommendations for understory birds in Amazonian forest fragments and second-growth areas, p. 248-261. In: R.O. BIERREGAARD Jr, C. GASCON, T.E. LOVEJOY & R. MESQUITA (Eds.). **Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. Connecticut, Yale University Press.

STRATFORD, J. & STOUFFER, P. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, Boston, **13** (6): 1416-1423.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, London, **13** (7): 1419-1425.

THROCKMORTON, L.H. 1962. The problem of phylogeny in the genus *Drosophila*. **The University of Texas Publication**, Austin, **6205**: 207-343.

THROCKMORTON, L.H. 1975. **The Phylogeny, Ecology, and Geography of *Drosophila***. In: Handbook of Genetics. R.C. King (Ed). New York, Plenum Publishing Corporation.

TIDON-SKLORZ, R. & SENE, F.M. 1999. *Drosophila*. In: C.R.F. Brandão & E.M. Cancello (eds.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX.** 5º Vol. Invertebrados terrestres. FAPESP, São Paulo.

TIDON-SKLORZ, R.; LEITE, D.F. & LEÃO, B.F.D. 2003. Impact of the colonisation of *Zaprionus* (Diptera, Drosophilidae) in different ecosystems of the Neotropical Region: 2 years after the invasion. **Biological Conservation**, Amsterdam, **112** (3): 299-305.

TOCHER, M.D.; GASCON, C. & ZIMMERMAN, B.I. 1997. Fragmentation Effects on a Central Amazonian Frog Community: A Ten-year Study, p. 124-137. In: W.F. Laurance, & R.O. Bierregaard Jr (Eds.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago, Illinois, University of Chicago Press.

TOCHER, M.D.; GASCON, C. & MEYER, J. 2001. Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix habitats aquatic sites, p. 235-247. In: R.O. BIERREGAARD Jr, C. GASCON, T.E. LOVEJOY & R. MESQUITA (Eds.). **Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. Connecticut, Yale University Press.

UNL, C.; KAUFMAN, J.B. & CUMMINGS, D.L. 1988. Fire in the Venezuelan Amazon. 2: Environmental conditions necessary for forest fires in evergreen rain forest of Venezuela. **Oikos**, Copenhagen, **53**: 176-184.

UNL, C. & KAUFMAN, J.B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**, Washington, **71** (2): 437-449.

VAL, F.C. 1982. The male genitalia of some Neotropical *Drosophila*: Notes and illustrations. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, **34** (27): 309-347.

VAL, F.C. & SENE, F.M. 1980. A newly introduce *Drosophila* species in Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, **33**: 293-298.

VAL, F.C. & MARQUES, M.D. 1996. Drosophilidae (Diptera) from the Pantanal of Mato Grosso (Brazil) with the description of a new species belonging to the bromeliae group of the genus *Drosophila*. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, **39** (11): 223-230.

VAL, F.C.; VILELA, C.R. & MARQUES, M.D. 1981. Drosophilidae of the Neotropical Region, p. 123-168. In: M. ASHBURNER, H.L. CARSON & J.N. THOMPSON (eds.). **The genetics and Biology of Drosophila**. London, Acadamic Press, vol. 3a.

VANDERMEER, J. & PERFECTO, I. 1997. The agroecosystem: A need for the conservation biologist's lens. **Conservation Biology**, Boston, **11** (3): 591-592.

VASCONCELOS, H.L.; CARVALHO, K.S. & DELABIE, J.H.C. 2001. Landscape modifications and ant communities, p. 199-207. In: R.O. BIERREGAARD Jr, C. GASCON, T.E. LOVEJOY & R. MESQUITA (Eds.). **Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. Connecticut, Yale University Press.

VENTICINQUE, E.M. & FOWLER, H.G. 2001. Local extinction risks and asynchronies: The evidence for a metapopulation dynamics of a social spider, *Anelosimus eximius* (Araneae, Theridiidae), p. 187-198. In: R.O. BIERREGAARD Jr, C. GASCON, T.E. LOVEJOY & R. MESQUITA (Eds.). **Lessons From Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. Connecticut, Yale University Press.

VILELA, C.R. 1983. A revision of the *Drosophila repleta* species group (Diptera, Drosophilidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, **27** (1): 1-114.

VILELA, C.R. 1992. On the *Drosophila tripunctata* species group (Diptera, Drosophilidae). Revista Brasileira de Entomologia, **36**: 197-221.

VILELA, C.R. 1999. Is *Zaprionus indianus* Gupta, 1970 (Diptera, Drosophilidae) currently colonising the Neotropical Region? **Drosophila Information Service**, Norman, **82**: 37–38.

VILELA, C.R. & PEREIRA, M.A.Q.R. 1986. The male genitalia of four species of *tripunctata* group of *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, **30** (1): 213-219.

VILELA, C.R. & BÄCHLI, G. 1990. Taxonomic studies on Neotropical species of seven genera of Drosophilidae (Diptera). **Mitteilungen der Schweizerische Entomologischen Gesellschaft, 63**: 1-332. Supplement.

VILELA, C.R.; SILVA, A.F.G. & SENE, F.M. 2002. Preliminary data on the geographic distribution of *Drosophila* specimens within morphological dominion of Brazil: III The *cardini* group. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, **46** (2): 139-148.

VINSON, M.R. & HAWKINS, C.P. 1998. Biodiversity of Stream Insects: Variation at Local, Basin, and Regional Scales. **Annual Reviews of Entomology**, Palo Alto, **43**: 271-293.

WHEELER, M.R. 1949. Taxonomic studies on the Drosophilidae. **The University of Texas Publication**, Austin, **4920**: 157-195.

WHEELER, M.R. 1952. The Drosophilidae of the Neartic Region, exclusive f the genus *Drosophila*. **The University of Texas Publication**, Austin, **5204**: 162-218.

WHEELER, M.R. 1981. The Drosophilidae: a taxonomic overview, p. 1-97. In: M. ASHBURNER, H.L. CARSON & J.N. THOMPSON Jr (Eds.). **The genetics and biology of *Drosophila***. New York, Academic Press, 3ªed.

WHEELER, M.R. & TAKADA, H. 1963. A revision of the American species of Mycodrosophila (Diptera, Drosophilidae). **Annals of the Entomological Society of America**, Lanham, **56** (3): 392-399.

WHEELER, M.R. & KAMBISELLIS, M.P. 1966. Notes on the Drosophilidae (Diptera) of Samoa. **University of Texas Publication**, Austin, **6615**: 533-565.

WILLIAMS, N. 1997. Rain forest fragments fare poorly. **Science**, Washington, **278** (5340): 1016.

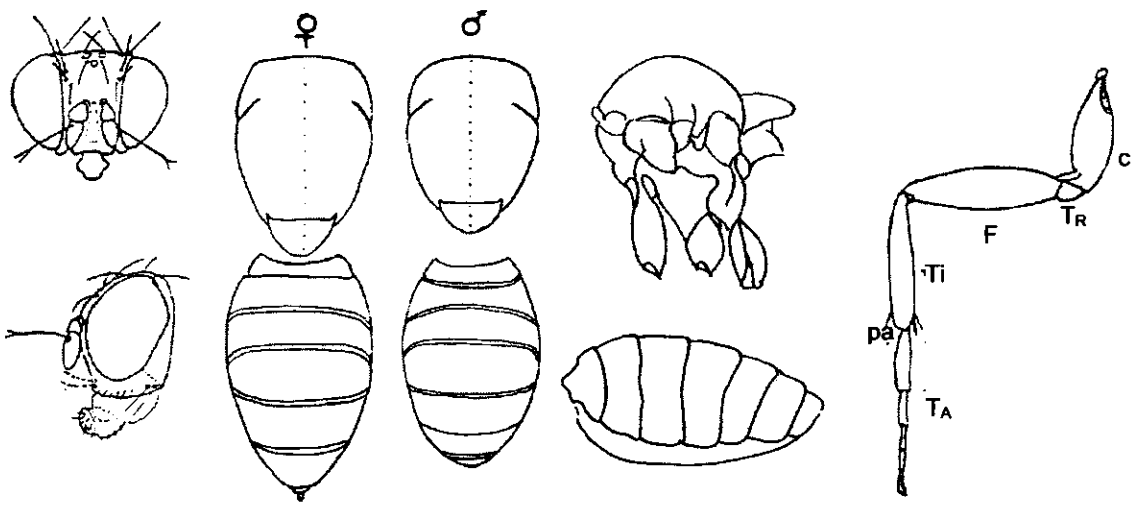
WOODCOCK, B.A.; WATT, A.D. & LEATHER, S.R. 2002. Aggregation habitat quality and coexistence: a case study on carrion fly communities in slug cadavers. **Journal of Animal Ecology**, London, **71** (1): 131-140.

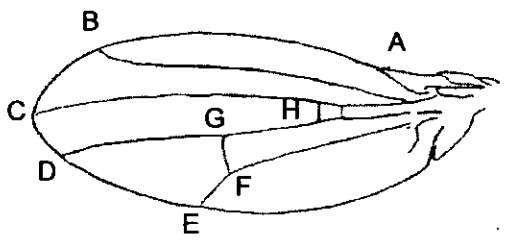
ZAMUDIO, K.R.; HUEY, R.B. & CRILL, W.D. 1995. Bigger isn't always better: body size, developmental and parental temperature and male territorial success in *Drosophila melanogaster*. **Animal Behaviour**, London, **49** (3): 671-677.

Anexo I: Ficha de morfotipo utilizada para a identificação das espécies de drosofilídeos.

MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI (MPEG)
Laboratório de Ecologia de Insetos

Cód. Morfotipo:	**Nº de Aristas:**	**Nº de Cerdas Acrosticais:**
Cód. Coleta:	**Nº de Dorso-centrais:**	**Pré-escutelares ( ) presente ( ) ausente**
Grupo:	**Nº de Cerdas Orais:**	**Esc. Ant. ( ) divergente ( ) convergente**
Espécie:	**Nº de Cerdas Orbitais:**	**Esc. Post. ( ) divergente ( ) convergente**





$$IC = \frac{AB}{BC} \approx$$

Observações: _____