



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PGZOO



KARINA KETHELEN SILVA DE AQUINO

**Análises em múltiplas resoluções taxonômicas revelam pouca
influência da fragmentação e regeneração florestal
sobre as assembleias de artrópodes em uma
paisagem alterada da Amazônia**

MANAUS, AMAZONAS
MARÇO/2020



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PGZOO



**Análises em múltiplas resoluções taxonômicas revelam pouca
influência da fragmentação e regeneração florestal
sobre as assembleias de artrópodes em uma
paisagem alterada da Amazônia**

Discente: Karina Kethelen Silva de Aquino

Orientador: Prof. Dr. Sergio Henrique Borges

Coorientador: Prof. Dr. Fabrício Baccaro

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Amazonas como requisito para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

MANAUS, AMAZONAS

MARÇO/2020

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

A657a Aquino, Karina Kethelen Silva de
Análises em múltiplas resoluções taxonômicas revelam pouca influência da fragmentação e regeneração florestal sobre as assembleias de artrópodes em uma paisagem alterada da Amazônia / Karina Kethelen Silva de Aquino . 2020
38 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Sergio Henrique Borges
Coorientador: Fabricio Beggiato Baccaro
Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Amazônia Central. 2. Coleoptera. 3. Hemiptera. 4. Diptera. 5. Florestas Secundárias . I. Borges, Sergio Henrique. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

Dedico esse trabalho em primeiro lugar a Deus por ter me dado forças e me sustentado nos momentos de tribulação, a minha mãe que infelizmente não vai poder presenciar a finalização do meu mestrado, mas sempre foi a minha primeira incentivadora, ao meu pai e a minha tia; que sempre me deram apoio durante minha trajetória na vida acadêmica.

*“Seja um estudante enquanto você tiver
algo para aprender, ou seja, por toda a sua vida”*

Henry L. Dohert

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer em primeiro lugar a Deus, pois sem Ele nada disso seria possível. Ele enviou pessoas que foram de grande importância para realização a minha dissertação e que puderam me apoiar durante os momentos de dificuldade.

Gostaria de agradecer a FAPEAM por ter concedido a bolsa de estudos durante os anos de mestrado, ao programa de Pós Graduação em Zoologia por todo o suporte e apoio, assim como o PDBFF por permitir que eu realizasse todas as coletas necessárias e por fornecer suporte financeiro e estrutural para isso. Agradeço também a National Geographic e a Fundation Rufford por financiarem parte das coletas realizadas no PDBFF.

Gostaria de agradecer ao meu orientador, Prof^o Dr. Sergio Henrique Borges; por ter aceitado me orientar, por acreditar no meu potencial, pelo incentivo, sempre me ajudando quando precisei, agradeço pelas inúmeras dicas, conselhos e inspiração. Sou muito grata por tudo que eu aprendi com o senhor durante esses anos. Ao meu Coorientador; Dr^o Fabrício Baccaro agradeço pela ajuda com a criação do projeto, incentivo, por ter confiado em mim, pela ajuda com as finalizações das análises estatísticas, assim como os conselhos. Ao Dr. Augusto Loureiro Henriques agradeço pela identificação dos Tabanídeos a nível de espécie.

A Giulliana Appel, pela oportunidade de fazer uma parceira científica muito enriquecedora, entre o seu projeto de doutorado e o meu de mestrado. Agradeço também por todo o suporte técnico e emocional. Agradeço ao Juruna, nosso técnico de campo que sempre nos ajudou durante as coletas e nos ensinou muitas coisas. Agradeço a todas as pessoas que eu tive a oportunidade de conhecer e aprender um pouco mais durante as coletas de campos.

Quero agradecer ao meu namorado Welton, que mesmo distante sempre buscou me incentivar, me dar suporte emocional para enfrentar as lutas e sempre acreditou em mim. Também gostaria de agradecer as minhas colegas e companheiras de mestrado Natasha e Caroline; obrigada por toda a parceria e amizade, pelos momentos de alegria, de conversa, agradeço também pelos momentos de desespero em que elas sempre se fizeram presentes na minha vida, durante esses dois anos de jornada. Sem o apoio de vocês isso seria ainda mais difícil. Ao secretário do curso Giu, que sempre esteve a disposição de ajudar os alunos com os problemas burocráticos, com o cafezinho da tarde e por quebrar meu “galho” sempre que eu precisei resolver algo.

Agradeço aos meus colegas de laboratório de Biologia Animal por todo o incentivo, pelas tardes de risadas, pelas dicas e por deixarem meus dias de triagem mais leves e menos estressantes. Agradeço também aos meus familiares, principalmente minha mãe, que infelizmente faleceu quando eu estava no início do mestrado, mas sempre foi uma grande incentivadora. O meu pai e a minha tia, por estarem me dando o suporte financeiro e emocional necessário durante esses dois anos. Por fim e não menos importante, agradeço a todos os professores da UFAM e INPA que passaram pela minha vida durante todos esses anos de pós-graduação, vocês foram de total importância para a construção da minha vida acadêmica e me qualificaram para que eu pudesse chegar onde estou.

**Análises em múltiplas resoluções taxonômicas revelam pouca
influência da fragmentação e regeneração florestal
sobre as assembleias de artrópodes em uma
paisagem alterada da Amazônia**

Karina Kethelen Silva de Aquino¹, Fabricio Baccaro², Augusto
Loureiro Henriques³ & Sérgio Henrique Borges²

¹Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Instituto de Ciências
Biológicas, Universidade Federal do Amazonas

²Universidade Federal do Amazonas, Departamento de Biologia –
Av. General Rodrigo O. Jordão Ramos, 3000,
Manaus, AM, 69077-000, Brasil

³Coordenação de Pesquisas em Entomologia, Instituto Nacional
de Pesquisas da Amazônia (INPA)

RESUMO

Fragmentação e a perda de habitats podem levar ao aumento ou diminuição da diversidade de espécies e abundância. Por outro lado, os impactos destes distúrbios podem ser amenizados através da regeneração da vegetação através da sucessão secundária. Neste estudo, avaliamos o efeito da fragmentação e da regeneração florestal sobre a diversidade, abundância e composição taxonômica de artrópodes em uma paisagem modificada por ações humanas na Amazônia Central. O estudo foi realizado na região do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, no qual, o processo de isolamento dos fragmentos e criação das áreas de pastagem ocorreu em 1980, e o reisolamento de alguns fragmentos realizado nos anos de 1994 e 2000. As coletas foram realizadas durante o período de julho a dezembro de 2018. Para as amostragens dos artrópodes utilizamos armadilhas do tipo Malaise distribuídas em ambientes de fragmentos florestais de 10 hectares, florestas primárias contínuas e florestas secundárias. Adotamos uma abordagem de identificação dos artrópodes em múltiplas resoluções taxonômicas incluindo ordens (todos os indivíduos), famílias (somente da Ordem Diptera) e espécies (somente da Família Tabanidae). Coletamos um total de 25.230 indivíduos correspondentes a 17 Ordens, 30 famílias de Diptera e 31 espécies de dípteros da família Tabanidae. Coleoptera e Hemiptera foram mais abundantes nas florestas secundárias comparadas com os outros ambientes estudados. Entre as famílias de Diptera, somente Clusiidae foi identificada como indicadora de fragmento florestal. A espécie de mutuca *Dichelacera cervicornis* foi identificada como indicadora de florestas primárias. Não foram detectadas diferenças significativas na composição taxonômica de artrópodes entre os três ambientes e este resultado foi consistente entre as resoluções taxonômicas adotadas. Nossos resultados sugerem que, apesar de fortes distúrbios ambientais terem afetado as paisagens de estudo, a vegetação se regenerou ao longo do tempo favorecendo a dispersão de artrópodes entre os ambientes. Como consequência foi observada somente diferenças sutis na composição taxonômica e abundância entre fragmentos florestais, florestas secundárias e primárias.

PALAVRAS-CHAVE: Amazônia Central, Coleoptera, Hemiptera, Diptera, florestas secundárias, fragmentos florestais

ABSTRACT

Fragmentation and habitat loss cause increase or decrease of species diversity and abundance. The impacts of such disturbances, however, could be diminished through the regeneration of vegetation after secondary succession. In this study, we evaluate the effects of fragmentation and forest regeneration on the diversity, abundance and taxonomic composition of arthropods in a human-modified landscape in the Central Amazon. The study was carried out in Biological Dynamics of Forest Fragments Project. The process of isolation of fragments and creation of pasture areas occurred in 1980, and the re-isolation of some fragments carried out in the years 1994 and 2000. Collections were carried out during the period from July to December 2018. Arthropods were sampling with Malaise traps distributed in 10-hectares forest fragments, secondary forests and primary continuous forests. We adopted an approach to identify the arthropods in multiple taxonomic resolution including orders (all individual collected), families (only Diptera order) and species (only from Tabanidae family). We collect 25,230 individual from 17 orders, 30 families of Diptera and 31 species from Tabanidae. Coleoptera and Hemiptera were more abundant in secondary forests compared to other habitats. Among the Diptera, only Clusiidae was identified as the indicator of forest fragments. In addition, the Tabanidae species *Dichelacera cervicornis* was identified as indicator of primary forests. No significant differences were detected in taxonomic composition of arthropods between the three habitats and these results were consistent in all taxonomic resolution adopted. Our results indicate that, although strong environment disturbance affects the studied landscape, the vegetation recovering along the time favoring the arthropods dispersal among habitats. As consequence we detected only subtle differences in the abundance and taxonomic composition of arthropods among the forest fragments, secondary and primary forests.

KEY-WORDS: Central Amazon, Coleoptera, Hemiptera, secondary forests, forests fragments

INTRODUÇÃO

Alterações ou distúrbios antrópicos exercem forte influência sobre as comunidades de animais e de plantas, podendo selecionar organismos mais tolerantes ou extinguir espécies com menor capacidade adaptativa (Oliveira *et al.* 2011). Desta forma, diversos distúrbios antrópicos, com destaque para a fragmentação e a perda de habitats, podem levar ao aumento ou diminuição da diversidade de espécies e das populações (Périco *et al.* 2005).

A fragmentação florestal é o processo pelo qual determinado habitat tem sua área reduzida em tamanho sendo subdividido em dois ou mais espaços desconectados, o que implica em redução do habitat original (Fahrig 2003; Forero-medina; Vieira 2007). A fragmentação de florestas tropicais ocasiona perda de espécies decorrente da destruição do habitat natural, redução da população, diminuição da migração, alteração do microclima dentro dos fragmentos e colonização de espécies exóticas que podem competir com espécies residentes (Didham *et al.* 1996; Thomazini e Thomazini 2000).

A perda de habitat sem fragmentação implica na subtração completa ou em parte de um tipo de vegetação em uma paisagem. Distúrbios ambientais desta natureza podem se originar de causas naturais (p. ex. furacões, tsunamis, erupções vulcânicas) ou de ações antrópicas como corte da floresta para agricultura, pecuária ou exploração madeireira. Locais que perdem sua cobertura vegetacional, no entanto, podem recuperar parte de suas funções ecológicas através da sucessão secundária. Em florestas tropicais, a regeneração florestal é o processo pelo qual a floresta perturbada desenvolve características similares às da floresta madura a partir de um processo gradual de sucessão ecológica (Klein 1980; Saldarriaga e Uhl 1991).

A velocidade de regeneração das florestas depende da intensidade da perturbação e os principais meios de regeneração das espécies tropicais incluem bancos de sementes dormentes no solo, bancos de plântulas estabelecidas no chão da floresta, através da emissão rápida de brotos e/ou raízes ou de dispersão de propágulos (Garwood 1989). O desmatamento de grandes áreas florestais nas últimas décadas teve como consequência o fato das florestas secundárias estarem ocupando áreas cada vez mais extensas nos trópicos (Chazdon *et al.* 2007; Aide *et al.* 2013). Por exemplo, estima-se que na Amazônia Brasileira as florestas secundárias atualmente ocupem uma área de 107 a 157 mil km² (Almeida 2010).

Diversos grupos de animais são afetados tanto pela fragmentação quanto pela regeneração florestal com destaque para os artrópodes (Mazzarolo 2009). Os artrópodes

incluem organismos extremamente diversos que habitam diferentes nichos e ambientes durante o seu ciclo de vida (Krügel *et al.* 2016). Estes animais exercem múltiplas funções nos ecossistemas (p. ex. decompositores, polinizadores, servem de recurso alimentar) e respondem rapidamente às mudanças ocorridas no ambiente, além contribuírem de modo significativo para as cadeias alimentares (Zardo *et al.*, 2010).

Os artrópodes apresentam variadas respostas aos processos de perturbação ambiental. Em um estudo realizado na região sul do Brasil, (Krügel *et al.* 2016) mostraram que ambientes de gramado/campo apresentam maior abundância e riqueza de artrópodes, quando comparadas com áreas de milharal e de mata ciliar. Matas nativas na região sul do Brasil hospedam maior abundância de artrópodes (595 indivíduos de 16 taxa) do que áreas de monocultura de *P. elliottii* (293 indivíduos de 11 taxa) amostrados com esforço de coleta similar (Copatti e Daudt 2009). Artrópodes pequenos como aranhas, pseudoescorpiões e coleópteros tiveram suas abundâncias reduzidas em fragmentos florestais pequenos no sul do Brasil, mas o tamanho dos fragmentos não interferiu na abundância de ácaros (Duarte 2004). Um estudo realizado na Amazônia Central demonstrou que existe maior abundância de aranhas em florestas contínuas que nos fragmentos de florestas (Rego *et al.* 2005)

Os efeitos de perturbações ambientais sobre as comunidades de artrópodes se estendem também às funções ecossistêmicas providenciadas pelos mesmos. A perda de grupos funcionais de artrópodes, por exemplo, está associada aos efeitos de fragmentação de florestas tropicais (Didham, *et al.* 1996). Perreira *et al.* 2013 reportam que a dinâmica da ciclagem de serapilheira em áreas de borda de fragmentos comparados com seu interior foram alteradas e este serviço ecossistêmico está associado a perda de diversidade de grupos funcionais de invertebrados. Em uma comunidade de coleópteros da Amazônia Central, o efeito da fragmentação fez com que os grupos funcionais respondessem de forma muito variada de acordo com a intensidade da fragmentação com as espécies predadoras sendo as mais afetadas, tendo redução nestes locais quando comparados com áreas não fragmentadas. (Didham *et al.* 1998).

A regeneração florestal em uma paisagem alterada pela fragmentação e perda de habitats originais pode atuar na recuperação das comunidades de artrópodes. Cada espécie de planta tem pelo menos uma espécie de inseto que a utiliza como recurso alimentar ou para alguns estágios de desenvolvimento, sendo assim, a diversidade de insetos e outros artrópodes é afetada pela sucessão secundária responsável pela regeneração florestal (Grimaldi e Engel 2005). Durante a regeneração florestal, também

ocorre uma sucessão das espécies de insetos por causa da especificidade inseto/planta (Dunn 2004; King *et al.* 1998). Assim é possível que a regeneração florestal atue de modo a diminuir os efeitos negativos da fragmentação e perda de hábitat.

De fato, uma síntese de estudos sobre efeitos da fragmentação e da regeneração florestal na Amazônia Central vinte anos depois do desmatamento inicial, demonstrou que grupos taxonômicos respondem de modo distinto aos processos de perturbação e regeneração ambiental (Vasconcelos e Bruna 2012). As comunidades de besouros Scarabaeinae, por exemplo, parecem ter se reestabelecido na paisagem perturbada, e possivelmente a regeneração florestal teve um papel importante neste processo (Vasconcelos e Bruna 2012).

Um dos maiores desafios para se investigar os efeitos da fragmentação e da regeneração florestal sobre a comunidade de artrópodes é a enorme diversidade deste grupo animal. Com mais de 1.2 milhões de espécies descritas, os artrópodes (Filo Arthropoda) correspondem à aproximadamente 80% de todos os animais do planeta e inclui linhagens distribuídas em pelo menos 18 grandes grupos de organismos tão diversos quanto aranhas (Classe Arachnida), insetos (Classe Insecta), caranguejos (Classe Malacostraca), centopeias (Classe Diplopoda), entre muitos outros (<http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2019>, consultado em 12/dez/2019). Importante, enfatizar que estes números são aproximações grosseiras, uma vez que se estima que a diversidade de animais do planeta é de 8,7 milhões de espécies, sem contar com as espécies que não foram descritas, a grande maioria de artrópodes (Mora *et al.* 2011). As comunidades de artrópodes que residem em regiões tropicais são ainda mais diversificadas e desconhecidas quanto comparadas com ambientes temperados (Basset *et al.* 2012).

Estudos que avaliem os efeitos de fragmentação e outros tipos de perturbação de hábitat raramente se aplicam à comunidade completa dos artrópodes. Isso ocorre devido às dificuldades inerentes de identificar uma enorme quantidade de indivíduos e espécies amostrados por um conjunto muito diversificados de técnicas e armadilhas. De fato, a identificação correta de milhares de indivíduos e espécies (muitas das quais ainda desconhecidas pela ciência) pode levar anos e necessitam do empenho de um número grande de especialistas em cada grupo taxonômico. Por exemplo, em uma área de somente 0.48 hectares no Panamá, (Basset *et al.* 2012) amostraram quase 130 mil artrópodes representado 6.144 espécies. Para se atingir este nível de identificação das

amostras, (Basset *et al.* 2012) tiveram de contar com a colaboração de quase 100 especialistas em diversos grupos taxonômicos.

Para lidar com tal dificuldade, pesquisadores normalmente adotam três estratégias: i) focar o estudo em um grupo específico de artrópodes (p. ex. abelhas, besouros, aranhas) que podem ser mais facilmente amostrados em armadilhas direcionadas para a coleta destes grupos, ii) identificar todos os indivíduos em morfo-espécie ou, iii) realizar amostragens que adotem resoluções taxonômicas acima do nível de espécies (p. ex. sub-famílias, famílias ou ordens) que podem ser mais facilmente identificadas sem necessitar da colaboração de especialistas em grupos específicos. Esta última alternativa é menos utilizada, pois uma resolução taxonômica muito grosseira dos artrópodes pode não ser suficiente para detectar padrões de distribuição ecológica.

A identificação de insetos e outros artrópodes em grupos taxonômicos acima do nível de espécies, no entanto, pode ser uma alternativa viável para avaliar como as assembleias de artrópodes respondem a fragmentação e regeneração florestal (Didham, *et al.* 1998; Lamarre *et al.* 2016; Souza *et al.* 2016). De fato, alguns estudos têm demonstrado que é possível identificar padrões de distribuição ecológica de artrópodes em diferentes tipos de vegetação utilizando-se da resolução taxonômica no nível de família mesmo em ambientes tropicais hiperdiversos como a floresta amazônica (Lamarre *et al.* 2016; Timms *et al.* 2013; Cardoso *et al.* 2011).

Neste estudo avaliamos as assembleias de artrópodes em uma paisagem alterada da Amazônia Central adotando uma abordagem de identificação em múltiplas resoluções taxonômicas (ordens, famílias e espécies). A paisagem estudada é complexa e inclui pastagens, fragmentos florestais, florestas secundárias e florestas primárias. Neste estudo estávamos interessados em testar a ideia de que os efeitos da perturbação do hábitat podem ser detectados nos diferentes níveis de resolução taxonômica adotados.

O objetivo geral do estudo foi avaliar como a alteração da paisagem na forma de fragmentação e regeneração florestal afeta a diversidade, abundância e composição de artrópodes em uma paisagem modificada por ações humanas na Amazônia Central. Especificamente, investigamos se a resolução taxonômica influencia na detecção de possíveis efeitos de perturbação ambiental sobre a comunidade de artrópodes e verificamos se determinados grupos de artrópode podem ser considerados como indicador de determinada condição ambiental.

MATERIAL E MÉTODO

Área de estudo

O estudo foi realizado na região do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), um projeto de cooperação internacional entre o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e o Smithsonian Institution (SI). As áreas do PDBFF se localizam na BR-174 a cerca de 80 km ao norte da cidade de Manaus (Figura 1). O clima da região é tropical úmido, com temperatura média de 26 °C e precipitação anual de 1.900-2.300 mm, com estação chuvosa de dezembro a maio e estação seca de junho a novembro.

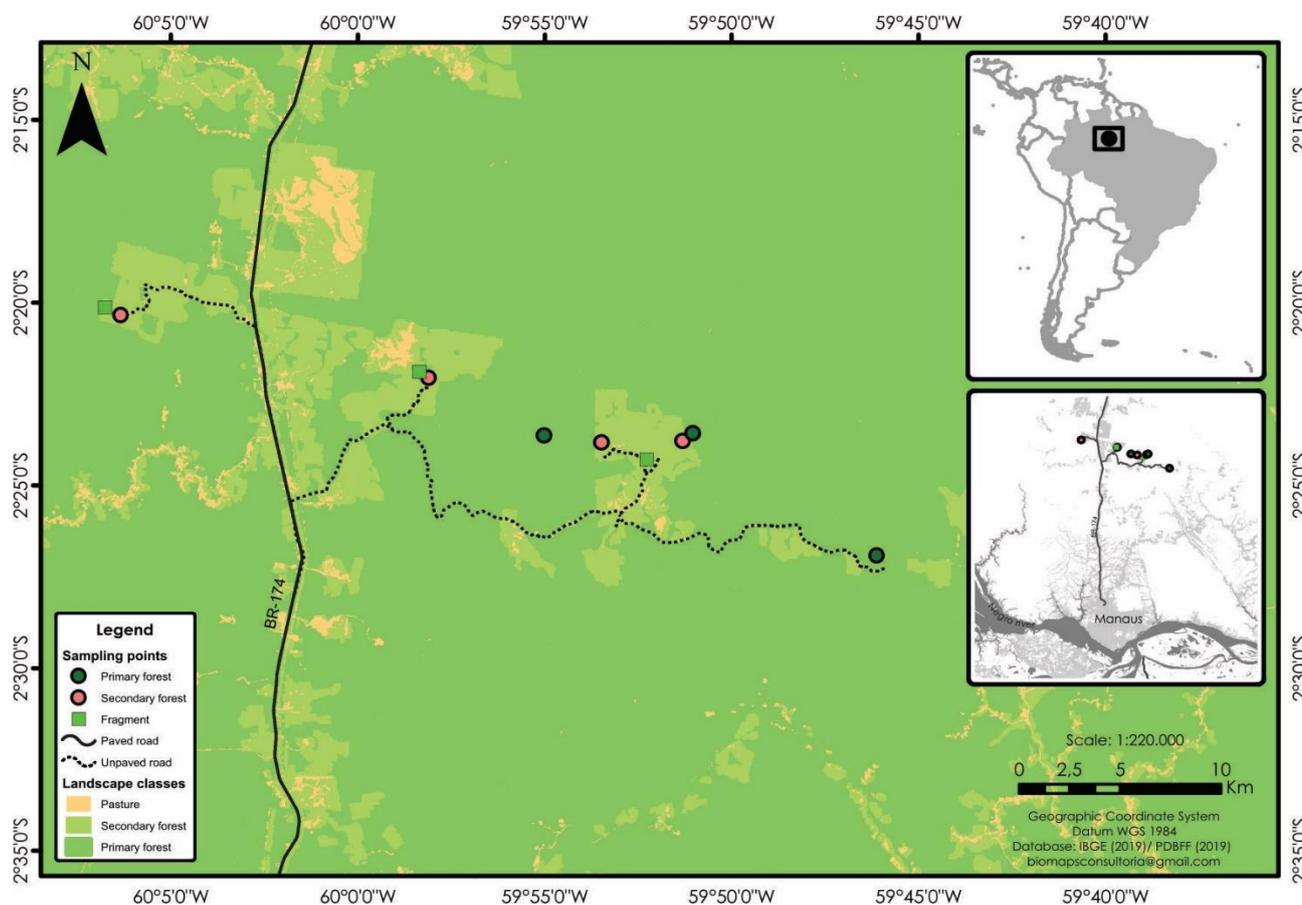


Figura 1. Região de estudo no Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). Os círculos em verde escuro ilustram a posição dos sítios em florestas primárias contínuas, os quadrados em verde claro os sítios em fragmentos florestais de 10 hectares e os círculos rosa os sítios em florestas secundárias. O polígono em destaque possui uma área aproximada de 256 mil hectares dos quais 90% correspondem a florestas primárias, 8% a florestas secundárias e 2% a pastagens. As classes de uso da terra foram definidas a partir de uma classificação supervisionada de uma imagem Landsat 8 OLI/TIRS obtida em 30 de Julho de 2017.

A região de estudo possui seis acampamentos que funcionam como bases logísticas: Dimona, Cabo Frio, Colosso, Km 41, Porto Alegre e Esteio, sendo que as coletas foram realizadas em cinco acampamentos. As paisagens regionais são constituídas de áreas de pastagem ativas e abandonadas, grandes extensões de florestas primárias contínuas, fragmentos florestais de três tamanhos (1, 10 e 100 hectares) e por florestas secundárias em diferentes estágios de sucessão (Figura 1). Estas florestas secundárias apresentam diferentes espécies de plantas dominantes sendo possível separar áreas que foram intensamente queimadas para manejo de pastagens dominadas por plantas do gênero *Vismia* e áreas de floresta que somente sofreram corte sem posterior utilização ou queima da vegetação que são dominadas por embaúbas do gênero *Cecropia* (Mesquita *et al.* 2001).

O processo de isolamento dos fragmentos e criação das áreas de pastagens do PDBFF foi realizado da década de 70, sendo uma das poucas áreas em floresta tropical do mundo criado para fins experimentais a fim de se investigar os impactos da fragmentação em processos bióticos e abióticos (Didham *et al.* 1998). Além disso, a regeneração natural da vegetação ao redor dos fragmentos florestais oferece uma oportunidade ímpar de se estudar os efeitos da regeneração de florestas tropicais sobre a biodiversidade (Mesquita *et al.* 2001)

Coleta, triagem e identificação dos artrópodes

Existem inúmeras técnicas para captura de artrópodes com diferentes graus de eficiência e tipos de erros amostrais associados. Neste estudo, optamos por utilizar armadilhas do tipo Malaise que foi escolhido por: i) ser um método relativamente fácil de implementar em campo e de se padronizar o esforço de amostragem e ii) se constituir em uma técnica que onde são capturados uma grande diversidade de artrópodes voadores e alguns grupos de invertebrados não voadores.

As armadilhas foram instaladas em três tipos de vegetação: fragmento de 10 hectares, áreas de floresta contínua e florestas secundárias. Cada armadilha possui 1,70 metros de altura e 1,50 metros de comprimento (Figura 2). Em cada estação de coleta foram instaladas quatro armadilhas Malaise, nas quatro direções, no centro de cada ambiente e posicionadas a vinte metros de distância de um gravador ultrassom para captação de emissões sonoras dos morcegos insetívoros. A distribuição conjunta das armadilhas Malaise e dos gravadores de ultrassom foi implementada para avaliar a disponibilidade de presas para morcegos insetívoros que será devidamente analisada por Giulliana Appel, aluna de doutorado do INPA em parceria com o presente estudo. As

armadilhas ficaram em funcionamento durante três dias e quatro noites em cada tipo de vegetação.



Figura 2. Armadilhas do tipo Malaise instalada em floresta contínua (A) e em mata secundária (B). Fotos: Karina Kethelen

Os artrópodes foram retirados das armadilhas de doze em doze horas, abrangendo os períodos diurno e noturno. Os animais coletados foram preservados em frascos contendo álcool a 90%, devidamente etiquetadas e levadas para o Laboratório de Biologia Animal da Universidade Federal do Amazonas (UFAM) onde foram identificados.

As coletas foram realizadas em cinco acampamentos do PDBFF: Dimona, Colosso, Cabo Frio, Km 41, Porto Alegre e Florestal. As amostragens foram realizadas em três fragmentos florestais de 10 hectares, três áreas de florestas secundárias e três áreas de floresta contínua, totalizando nove sítios de amostragem. No total foram dispostas 72 armadilhas, uma vez que os nove sítios foram amostrados em duas ocasiões diferentes em intervalos de no mínimo 30 dias. As coletas tiveram início em julho e foram finalizadas em dezembro de 2018 abrangendo toda estação de seca. O esforço total de coleta de artrópodes foi de 54 dias e 72 noites divididas igualmente entre os três tipos de ambientes amostrados.

A triagem dos artrópodes foi realizada em duas etapas. Inicialmente, todos os indivíduos coletados foram identificados no nível de Ordem. Posteriormente ocorreram as identificações dos indivíduos da Ordem Diptera para o nível taxonômico de Família utilizando-se, principalmente, das chaves de identificação disponíveis em Rafael et al (2012) e consultas a especialistas da Coordenação de Pesquisas em Entomologia do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Optou-se por se utilizar o nível

taxonômico de Família devido às inerentes dificuldades de se identificar invertebrados até o nível específico, ao elevado número de indivíduos coletados (ver resultados) e ao pouco tempo disponível para a execução do projeto.

A Ordem Diptera foi escolhida por corresponder à maior parte das amostras (58.5% dos indivíduos). Posteriormente ocorreu a identificação no nível de espécies dos indivíduos da família Tabanidae. Optou-se pela identificação dessa família em um nível mais refinado devido a sua abundância e disponibilidade de um taxonomista especialista na família (Augusto Loureiro Henriques), que identificou praticamente todos os indivíduos coletados no nível específico (1.572 indivíduos coletados e 1.535 indivíduos identificados).

Análises de dados

Cada seção de coleta em cada sítio foi considerada como uma réplica nas análises totalizando cinco réplicas de florestas secundárias, cinco de florestas primárias e seis de fragmentos florestais. Infelizmente uma amostra de floresta secundária e uma de floresta primária tiveram de ser descartadas devido a problemas de acondicionamento das amostras.

Uma vez que o esforço de coleta foi idêntico em cada uma das réplicas, utilizamos o número de indivíduos como indicador da abundância. Testamos a hipótese de diferenças na abundância dos grupos de artrópodes (ordens, famílias e espécies) entre os três ambientes estudados através de uma análise de variância não paramétrica (testes Kruskal Wallis) para evitar problemas relativos à distribuição dos dados. Devido a grandes variações no número de indivíduos entre as réplicas, os dados de abundância foram transformados em raiz quadrada antes dos testes.

Também avaliamos se existem grupos de artrópodes que podem ser indicadores dos ambientes estudados através de uma análise de espécies indicadoras (ISA) usando como grupos de sítios os três ambientes amostrados. Nesta análise é calculado um índice de indicador (Indval) que varia de 0 a 1 baseado na abundância e frequência relativas dos táxons nas réplicas de cada grupo de sítios e as inferências estatísticas são baseadas em testes de permutação (Dufrene e Legendre 1997). Para estas análises selecionamos somente os grupos taxonômicos mais abundantes sendo Ordem (> de 200 indivíduos), Famílias (> de 100 indivíduos) e Espécies (> de 10 indivíduos).

As análises composicionais foram baseadas em ordenações do tipo não métricas (no metric multidimensional scaling – NMDS) usando o índice de Bray-Curtiz como medida de similaridade entre as amostras. Antes das análises de ordenação, os dados

foram relativizados pelo número total de indivíduos de cada sítio e transformados em raiz quadrado para equalizar a contribuição de espécies mais abundantes e mais raras. As matrizes de similaridade foram analisadas através de análises de similaridade (ANOSIM) para testar hipóteses de diferenças na composição de ordens, famílias e espécies entre os três tipos de ambientes amostrados. Para as análises foram utilizados os pacotes estatísticos Bioestat, Primer-E e R.

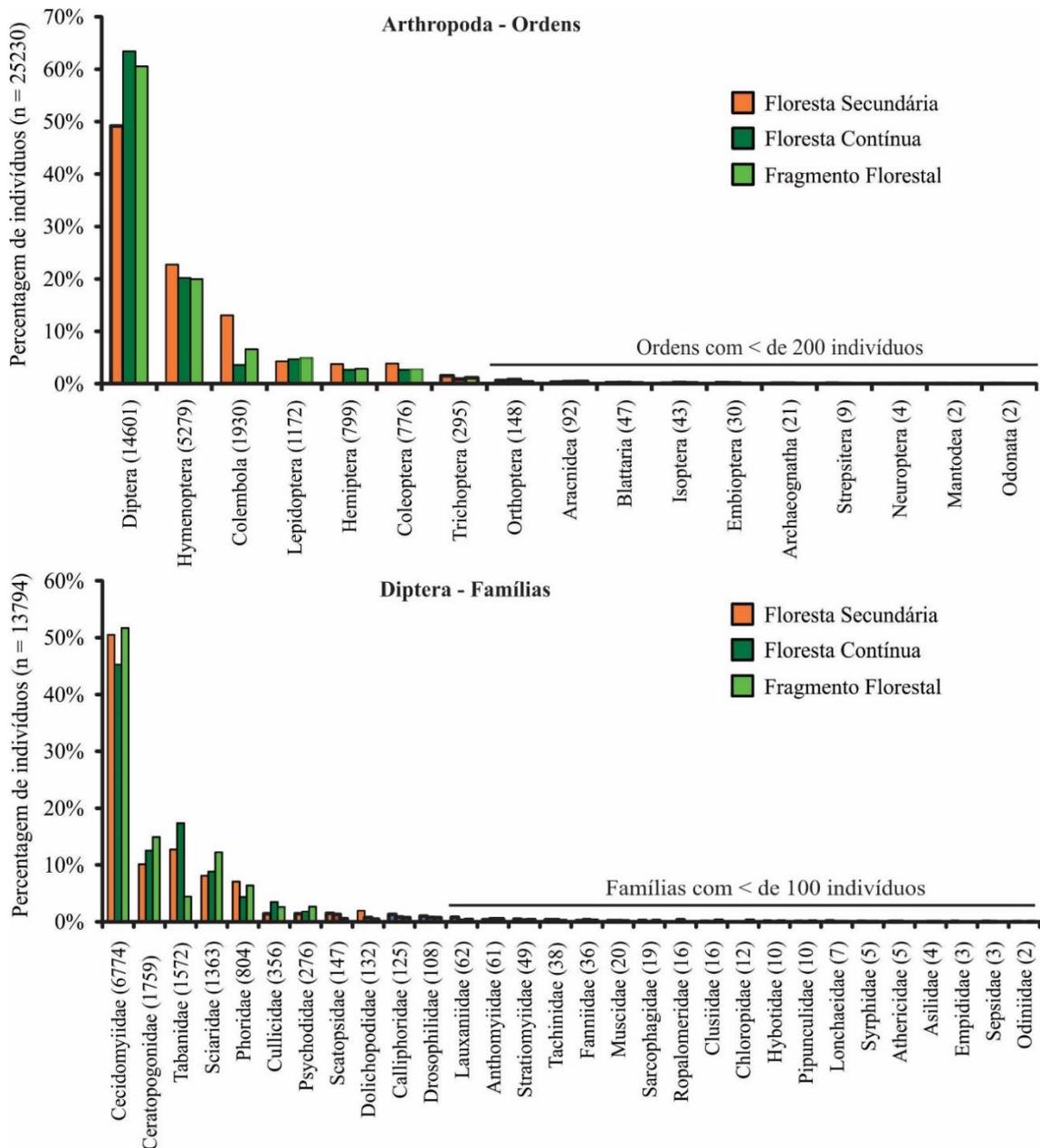


Figura 3. Porcentagem de indivíduos de artrópodes identificados nas resoluções de Ordem e Família (somente Diptera) nos ambientes de floresta secundária, floresta primária e fragmento florestal na região do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos

Florestais (PDBFF). Os números entre parênteses referem-se ao número de indivíduos coletados.

RESULTADOS

Ordem e Família

Foram identificados 25.230 indivíduos correspondentes a 17 Ordens e 30 famílias da Ordem Diptera (Apêndices 1 e 2). As ordens mais abundantes (> 200 indivíduos) foram: Diptera, Hymenoptera, Colembola, Lepidoptera, Hemiptera, Coleoptera e Trichoptera (Figura 3). Houve pouca diferença nos números totais de indivíduos coletados entre as ordens nos três ambientes estudados: fragmento florestal ($n = 8.768$), floresta primária ($n = 8.415$) e floresta secundária ($n = 8.047$ indivíduos).

Não foram detectadas diferenças significativas na abundância de indivíduos entre os três tipos de ambiente nas ordens Diptera (KW, $H = 0.58$, $P = 0.75$), Hymenoptera (KW, $H = 1.39$, $P = 0.49$), Lepidoptera (KW, $H = 0.54$, $P = 0.76$) e Trichoptera (KW, $H = 2.48$, $P = 0.29$). Entre os Colembola, observou-se uma tendência a maior abundância nas florestas secundárias (Figura 4), mas as variações na abundância foram muito grandes e não significativas (KW, $H = 4.63$, $P = 0.09$).

Em contraste, as ordens Coleoptera (KW, $H = 10.28$, $P = 0.006$) e Hemiptera (KW, $H = 6.68$, $P = 0.03$) foram mais abundantes nas florestas secundárias comparadas com os outros tipos de ambiente (Figura 4). As análises de espécies indicadoras reforçam o padrão de diferenças nas abundâncias destacando as ordens Coleoptera (Indval = 0.42, $P = 0.003$) e Hemiptera (Indval = 0.41, $P = 0.005$) como indicadoras de florestas secundárias.

A Ordem Diptera incluiu mais da metade de toda a amostra com 14.601 indivíduos (58% dos indivíduos) e desse total, 13.794 indivíduos foram identificados ao nível de família. As famílias de Diptera mais abundantes (> 100 indivíduos) foram Cecidomyiidae, Ceratopogonidae, Tabanidae, Sciaridae, Phoridae, Culicidae, Psychodidae, Scatopsidae, Dolichopodidae, Calliphoridae e Drosophilidae (Figura 3).

A abundância de indivíduos entre as famílias de Diptera foi similar nas florestas primárias ($n = 5.028$ indivíduos) e fragmentos florestais ($n = 5.027$), mas consideravelmente menor nas florestas secundárias ($n = 3.739$). Entre os dípteros testados para diferenças de abundância, somente a família Clusiidae apresentou abundância mais alta nos fragmentos florestais quando comparada com os outros ambientes ((KW, $H = 7.97$, $P = 0.02$). As análises de espécies indicadoras também

destacaram os Clusiidae como indicadores de fragmentos florestais (Indval = 0.78, $P = 0.02$).

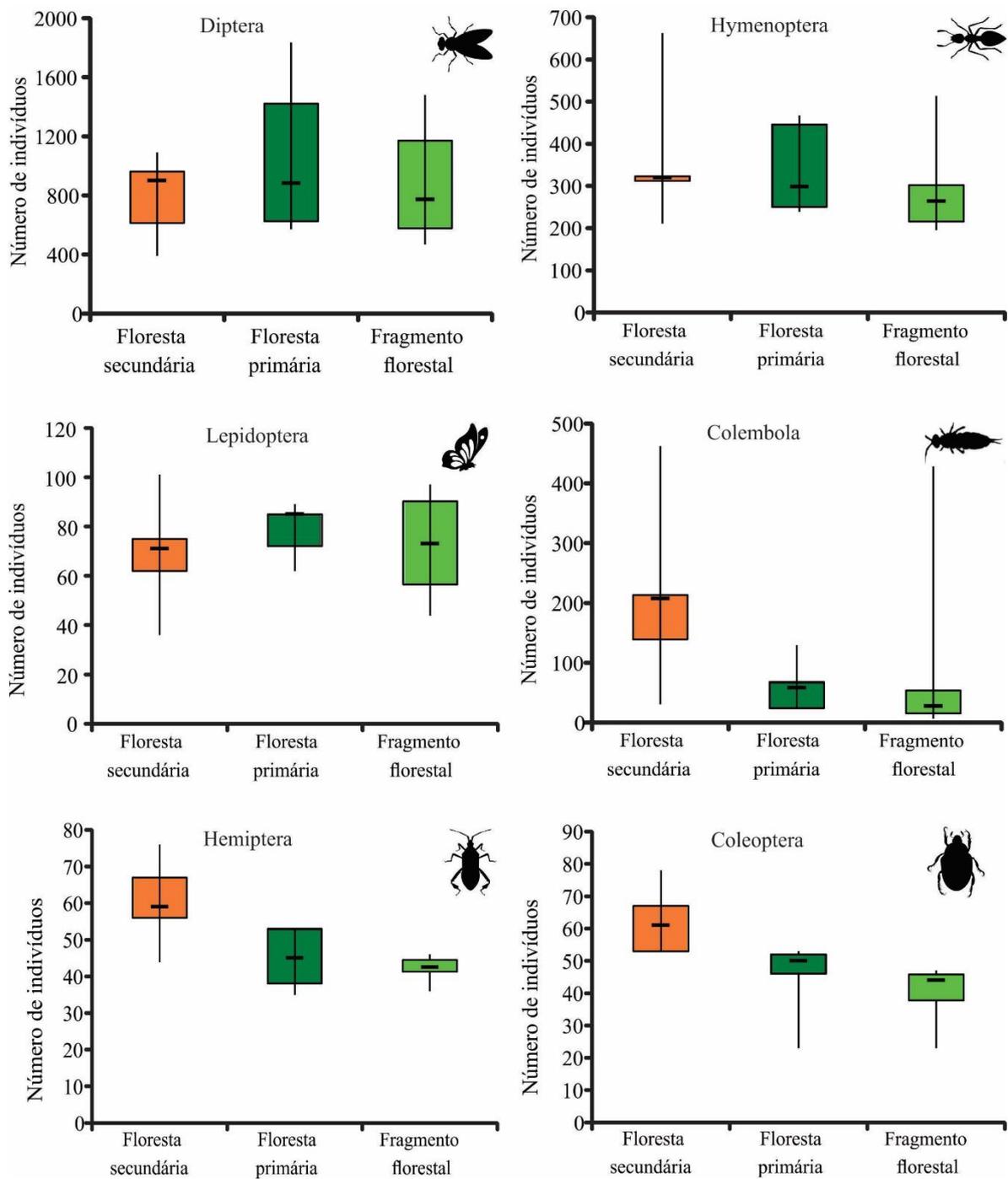


Figura 4. Abundância de artrópodes das ordens dominantes nas amostras (> 200 indivíduos) distribuídas entre os três ambientes estudados. Nos gráficos o traço representa o número médio de indivíduos, a linha vertical os valores mínimo e máximo e a caixa o primeiro e terceiro quartis.

As análises de similaridade demonstraram que a composição de ordens e famílias não foi distinta entre os tipos de ambiente estudados (ANOSIM, R global = 0.04, P = 0.32 para ordens e R global = 0.08, P = 0.18 para famílias). De fato, os gráficos de ordenação mostram uma mistura muito grande dos sítios de amostragem indicando uma baixa distinção composicional entre os ambientes (Figura 5).

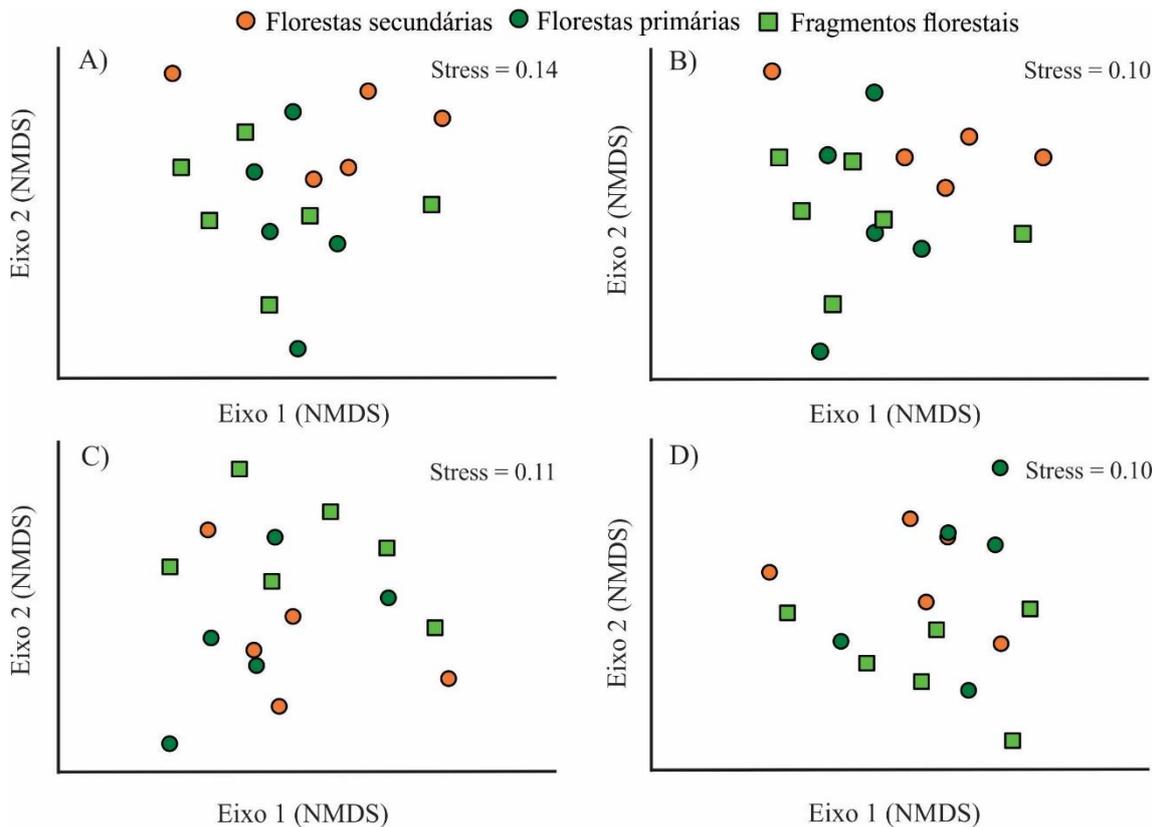


Figura 5. Ordenação dos sítios de amostragem no espaço multidimensional (NMDS) demonstra que não existem diferenças apreciáveis na composição de ordens e famílias de artrópodes entre os ambientes estudados. A) todas ordens, B) as ordens com mais de 200 indivíduos, C) Todas as famílias da ordem Diptera, D) famílias da ordem Diptera com mais de 100 indivíduos.

Espécies

A família Tabanidae foi a terceira mais abundante com 1.572 indivíduos coletados sendo que desse total 1.535 indivíduos de 31 espécies foram identificados ao nível específico (Apêndice 3). Três espécies *Stypommisa glandicolor* (Lutz, 1912), *Tabanus trivittatus* Fabricius, 1805 e *Pityocera (Elaphella) cervus* (Wiedemann, 1828) responderam por 84% de todos os indivíduos coletados, sendo que as outras 29 espécies corresponderam a menos de 5% dos indivíduos coletados.

O ambiente que apresentou o maior número de indivíduos de tabanídeos foi a floresta primária (849 indivíduos), seguido de floresta secundária (467 indivíduos) e fragmento florestal (219 indivíduos). Apesar destas diferenças nos números absolutos, nenhuma espécie de tabanídeo apresentou diferenças significativas na abundância entre os ambientes amostrados. As análises de espécies indicadoras, no entanto, apontaram a espécie *Dichelacera (D.) cervicornis* (Fabricius, 1805) como indicadora de ambiente de floresta primária (Indval = 0.78, P = 0.009). Esta espécie foi relativamente abundante na floresta primária (n = 28 indivíduos), raro nas florestas secundárias (n = 8) e completamente ausente nos fragmentos florestais.

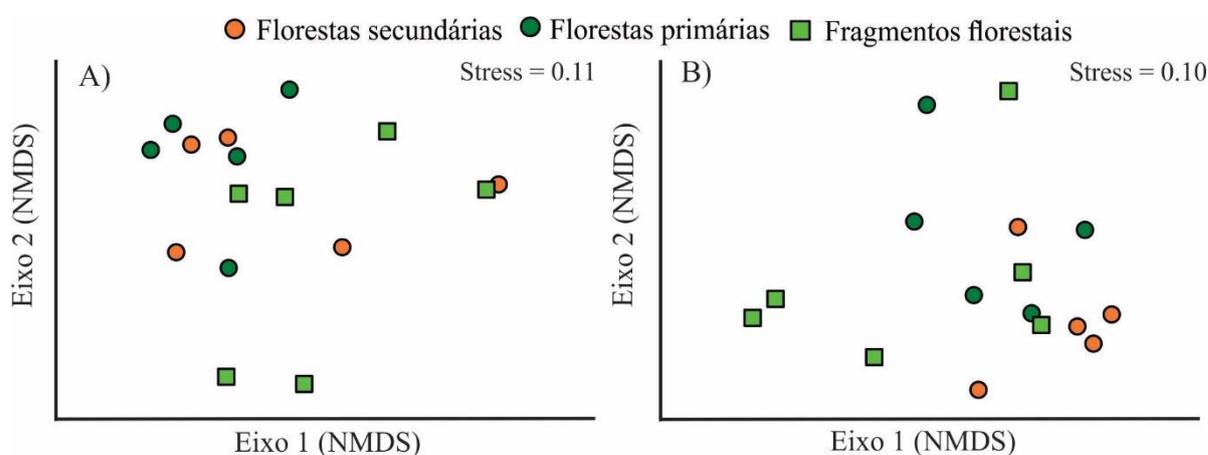


Figura 6. Ordenação dos sítios de amostragem no espaço multidimensional (NMDS) baseado na abundância de espécies da família Tabanidae demonstra que não existem diferenças apreciáveis na composição de espécies entre os ambientes. A) todas espécies, B) espécies com mais de 10 indivíduos.

De modo similar ao observado nos níveis taxonômicos de ordem e família, as análises de similaridade demonstraram que a composição de espécies de tabanídeos não foi distinta entre os tipos de ambiente estudados (ANOSIM, R global = 0.09, P = 0.16). Novamente, a ordenação gráfica dos sítios não demonstrou nenhuma distinção na composição de espécies entre os habitats amostrados (Figura 6).

DISCUSSÃO

A fauna de artrópodes da região do PDBFF tem sido amplamente estudada por diversos pesquisadores ao longo de décadas desenvolvendo estudos com besouros (Klein 1989; Silva 2002; Didham *et al.* 1996; Didham 1997), borboletas (Brown *et al.* 1997), formigas (Vasconcelos e Bruna 2010), dípteras (Martins 1989), abelhas (Morato e

Campos 2000) entre outros. Os resultados destes esforços demonstraram que os efeitos da fragmentação e da regeneração florestais sobre os artrópodes podem variar amplamente entre grupos taxonômicos e o período em que foram realizadas as amostragens (Vasconcelos e Bruna 2009). Este estudo é pioneiro em investigar os efeitos da fragmentação e regeneração florestais sobre artrópodes em distintas resoluções taxonômicas.

Das 17 ordens amostradas neste estudo, Coleoptera e Hemiptera foram indicadoras de ambientes de florestas secundárias. Entre os coleópteros, Silva *et al.* (2014) encontraram resultados contrastantes com os nossos indicando que os coleópteros são indicadores de floresta primária. Na região do PDBFF, coleópteros Scarabaeinae se distribuem em um gradiente decrescente de diversidade de espécies desde floresta contínua até áreas fragmentadas de 1 hectare e este padrão está associado aos efeitos de fragmentação florestal (Klein 1989). No entanto, estudos realizados na mesma região após 14 anos, demonstraram que as comunidades de Scarabaeinae podem recuperar a quase totalidade das espécies presentes nas florestas contínuas (Silva 2002).

Esta recuperação na diversidade das comunidades de coleópteros está relacionada aos processos de regeneração natural das florestas que ocorrem ao longo do tempo (Silva 2002). Nosso estudo confirma esta tendência, indicando que as florestas secundárias se consolidaram com um ambiente propício a sobrevivência de coleópteros e que a matriz se tornou permeável permitindo o fluxo de espécies de coleópteros entre as florestas primárias e secundárias.

Em contraste com os coleópteros, os hemípteros não foram objeto de nenhum estudo específico no contexto do PDBFF. Um estudo sobre efeitos de fragmentação na mata atlântica demonstrou que fragmentos mais conservados apresentam maior abundância de Heteroptera, uma subordem de Hemiptera (Campos *et al.* 2009). De modo similar, foi observada maior riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies de Auchenorrhyncha (outra subordem de Hemiptera) em ambientes de florestas nativas no Estado de São Paulo (Giustolin *et al.* 2009). Os ambientes de floresta nativa e capoeira com 15 anos de regeneração na região do Pará foram os locais mais favoráveis para sobrevivência de Cydinidae, uma família de Hemiptera (Cajaiba *et al.* 2017). No mesmo estudo, Cajaiba *et al.* (2017) demonstrara que as plantações de cacau apresentaram maior abundância e riqueza de Cydinidae (uma outra família de Hemiptera) comparado com áreas de pastagens.

Os estudos citados anteriormente foram realizados em paisagens distintas daquelas amostradas neste estudo. Ainda assim, estes trabalhos sugerem que os hemípteros em geral preferem ambientes com melhor grau de conservação e que a regeneração florestal pode ser um fator determinante para a abundância deste grupo em florestas secundárias (Cajaiba *et al.* 2017).

Outro fator relevante é a especificidade inseto/planta que pode determinar a persistência de indivíduos dessa ordem em um ambiente. Grimaldi e Engel (2005) sugerem que cada espécie de planta tenha pelo menos uma espécie de inseto que a utilize como recurso alimentar ou para algum estágio de desenvolvimento. Sendo assim, a biodiversidade de insetos provavelmente segue a biodiversidade vegetal e em Hemiptera essa relação é ainda mais forte, por que serem insetos, em geral, sugadores e utilizam sua planta hospedeira como recurso alimentar.

Além de Coleoptera e Hemiptera, outras três ordens se destacaram em termos de abundância neste estudo: Díptera (14.601 indivíduos), Hymenoptera (5.279 indivíduos) e Collembola (1.930 indivíduos). Em uma região da Amazônia Legal, as ordens Coleoptera, Hemiptera e Lepidoptera, apresentaram maior riqueza, Silva (2009). No trabalho de Copatti e Daudt, (2009) foram Hymenoptera, Díptera e Coleoptera. Para uma região de fragmento e pastagem no Mato Grosso, foram Hymenoptera, Collembola e Coleoptera, Silva e Oliveira (2009). Apesar de não terem apresentado nenhuma diferença na abundância entre os ambientes estudados, estas ordens parecem sempre figurar entre as mais abundantes em vários tipos de paisagens variando de regiões altamente perturbadas até áreas menos afetadas por distúrbios ambientais.

A posição destas ordens no “ranking” das mais abundantes, no entanto, pode variar em função dos métodos de amostragem. Neste estudo, por exemplo, a armadilha do tipo Malaise favorece a captura de uma grande quantidade de insetos voadores. No trabalho de (Silva 2009) a armadilha de captura foi a luminosa que tende a capturar insetos de voo noturno. (Copatti e Daudt 2009) usaram como método de captura a armadilha do tipo *pit fall*, que é uma armadilha que captura insetos que vivem ou se deslocam no solo. (Silva e Oliveira 2009) também utilizou a armadilha do tipo *pit fall*. A grande quantidade de colêmbolos coletados neste estudo pode ser explicada pelo fato das armadilhas de Malaise estarem próximas do chão e esses artrópodes possuem uma estrutura na região terminal do seu corpo, chamada de fúrcula, que permite que esses indivíduos possam dar pequenos saltos. Nós acreditamos que os colêmbolos subiram pelas cordas que prendem a Malaise nas árvores, alcançando o copo coletor.

Independente dos métodos empregados, os resultados dos estudos de artrópodes no PDBFF sintetizados por Vasconcelos e Bruna (2012) mostram que os organismos podem se adaptar a ambientes perturbados e até mesmo reagir de forma positiva a fragmentação florestal depois de um determinado tempo. Exemplos da complexidade e diversidade de reações dos artrópodes à fragmentação incluem: i) vespas solitárias foram mais abundantes nos fragmentos de 1 ha e na matriz do que na floresta contínua, ii) abelhas tiveram maior taxa de visitação em armadilhas de atração nas florestas contínuas comparadas com fragmentos florestais e florestas secundárias, iii) aranhas não apresentaram diferenças significativas nas abundâncias de espécies individuais entre os fragmentos florestais de 1, 10, 100 ha e floresta contínua, iv) moscas da família Drosophilidae apresentaram mudanças na composição de espécies mais evidentes nos fragmentos de 1 hectare comparados com os de 10 e 100 hectares. Estes resultados demonstram claramente que artrópodes podem reagir de formas distintas aos efeitos da fragmentação e regeneração florestais.

Nossos resultados indicam que, com algumas exceções, os grupos de artrópodes amostrados não apresentaram grandes diferenças na abundância e na composição taxonômica entre os ambientes estudados. Alguns pontos precisam ser abordados para uma adequada interpretação dos resultados. O primeiro deles é o tempo de isolamento dos fragmentos florestais e do processo de regeneração das florestas secundárias. (Vasconcelos e Bruna 2012; Laurence et. al. 2017) destacam que o processo de isolamento dos fragmentos florestais e implantação de pastagens se iniciaram no ano de 1980, sendo que nos anos de 1994, 2000 e 2014 alguns fragmentos florestais foram isolados novamente através do corte da vegetação secundária feita de forma branda, cortando 100 m de largura ao redor do fragmento. Também não houve nenhuma intervenção de manejo mais intensiva como aplicação regular de fogo, aplicação de herbicidas ou corte das florestas secundárias que cercam os fragmentos florestais.

Deste modo, as florestas secundárias da região estão a 38 anos passando por um processo praticamente ininterrupto de regeneração florestal e os fragmentos florestais estão a cerca de 4 anos sem sofrer isolamento. Este período de tempo ampliado deve ter tido profundas consequências no processo de regeneração dos ambientes alterados incluindo a facilitação dos fluxos biológicos entre os vários componentes das paisagens. A ampliação dos fluxos biológicos entre fragmentos, florestas secundárias e primárias podem ter exercido um efeito homogeneizador nas comunidades de artrópodes, o que

levaria a diferenças sutis na composição taxonômica e abundância dos grupos estudados.

Outro ponto relevante diz respeito ao tamanho dos fragmentos amostrados. A maioria dos estudos realizados com artrópodes no PDBFF indicam que a redução do número de espécies e abundância são mais evidentes nos fragmentos de 1 hectare. Fragmentos médios (10 ha) e grandes (100 ha) não demonstraram ser muito diferentes das florestas primárias em termos de abundância e composição de espécies. Assim nossa opção por ter amostrado fragmentos médios pode ter mascarado potenciais efeitos de redução mais drástica de área dos fragmentos sobre a diversidade e abundância de artrópodes.

O tamanho das amostras e o método utilizado também devem ser considerados. Devido a restrições logísticas, só foi possível amostrar três réplicas de cada ambiente o que limita as possibilidades de generalizações do estudo. No entanto, enfatizamos que as amostragens foram bastante intensas em cada réplica, o que se traduz no grande número de exemplares coletados. Adicionalmente, a amostragem de um grupo tão diversificado quanto artrópodes apresenta enormes desafios na escolha das técnicas a serem utilizadas. Nossa opção por amostrar este grupo utilizando somente uma técnica, certamente limitou os grupos que foram efetivamente amostrados, incluindo artrópodes que se deslocam pelo solo ou pela copa das árvores. As armadilhas Malaise, entretanto, foram efetivas na amostragem de vários grupos de artrópodes voadores (e mesmo não voadores como colêmbolos) sugerindo que, mesmo sendo seletivas, as armadilhas do tipo Malaise providenciaram uma amostragem diversa das comunidades de artrópodes da região.

Neste estudo optamos por uma abordagem em múltiplas resoluções de identificação taxonômica, o que não é muito usual, uma vez que pesquisadores preferem amostrar grupos de insetos específicos (p. ex. formigas, besouros rola-bosta etc) utilizando técnicas de coleta mais adequada para estes grupos. A grande diversidade de artrópodes em florestas tropicais, muitos ainda sequer descritos pelos cientistas, é um fator limitante para a identificação no nível específico. De fato, a identificação correta destes organismos no nível de espécies pode demandar muito tempo, investimento financeiro e a disponibilidade de taxonomistas especializados (Basset 2012). O uso de táxons superiores (i. e. gêneros, famílias, ordens) para o monitoramento e avaliação de impactos ambientais tem sido defendido por alguns pesquisadores como uma abordagem mais eficiente para amostragem de grupos muito diversos (> de 5000 mil

espécies localmente) como artrópodes (Timms *et al.* 2013; Cardoso *et al.* 2011; Souza *et al.* 2016). Na Amazônia (Lamarre *et al.* 2016) mostraram que a identificação de artrópodes em famílias e grupos funcionais foi suficiente para detectar diferenças na composição de espécies entre macro ambientes no Peru e Guiana. Mesmo com algumas boas perspectivas, a eficácia do uso de táxons superiores como substitutos de espécies pode variar amplamente entre grupos taxonômicos. Neste sentido, uma abordagem em múltiplas resoluções taxonômicas como a utilizada neste estudo pode ser útil na avaliação de efeitos de perturbação antrópica sobre comunidades de artrópodes.

Os padrões obtidos neste estudo foram consistentes nos três níveis taxonômicos utilizados (ordem, família e espécies), o que torna as conclusões mais generalizadas. No entanto, enfatizamos que estudos pormenorizados com foco na identificação mais refinada dos táxons podem identificar padrões mascarados pela identificação mais grosseira (p. ex. ordem). Neste sentido, indicamos os coleópteros e os hemípteros como grupos alvo com bom potencial de ser investigado em maior detalhamento.

Efeitos dos distúrbios ambientais em Diptera

Com exceção da família Drosophilidae (Martins 1989), nenhum estudo sobre dípteros foi realizado na região do PDBFF. Este estudo providencia uma boa oportunidade de discutir os resultados específicos para este grupo, uma vez que foi coletado um grande número de exemplares destes insetos. Apesar da abundância geral de dípteros ter sido menor nas florestas secundárias, nossos resultados não apontam diferenças significativas entre os ambientes amostrados, quando se considera todas as famílias em conjunto. A ausência de efeitos dos distúrbios ambientais sobre a abundância e diversidade de dípteros em geral pode ser explicada pela capacidade de dispersão de grupo, bem como pela elevada taxa reprodutiva que permite que membros desta ordem consigam ocupar com sucesso os vários ambientes disponíveis na paisagem, assim como a grande diversidade de hábitos alimentares (Tauhyl *et al.* 2012; Lonsdale e Marshall 2012). Dessa forma favorecendo a distribuição dispersa do grupo.

Os dípteros apresentaram uma grande diversificação no nível de famílias amostradas. No entanto, nossas amostras foram dominadas por 5 famílias (Cecidomyiidae, Ceratopogonidae, Tabanidae, Sciaridae e Phoridae) com outras 25 famílias tendo menor representatividade. A contribuição destas famílias em termos de abundância contrasta com um estudo feito em um fragmento da mata atlântica onde as famílias mais abundantes foram: Calliphoridae, Sarcophagidae, Muscidae, Faniidae e

Mesembrinellidae, (Cassino e Furusawa 2006). Apesar terem sido representadas em nossas amostras, estas famílias foram pouco abundantes. Estes resultados contrastantes podem ser explicados por diferenças nas composições de espécies entre os biomas (mata atlântica e Amazônia), mas diferenças no desenho de amostragem também podem ter enviesado a abundância relativa destes grupos de espécies.

Em um total de 30 famílias de Diptera, encontramos diferenças significativas na abundância somente para a família Clusiidae. Este resultado sugere que os três ambientes estudados fornecem condições ideais para a sobrevivência para a maioria das linhagens de dípteros. A família Clusiidae foi identificada como indicadora de ambiente de fragmentos florestais, mesmo apresentando valores significativos vale ressaltar que foram encontrados apenas 16 indivíduos desta família. (Tauhyl *et al.* 2012) em um estudo com a dipterofauna em fragmentos florestais encontraram apenas 1 exemplar dessa família, em Sorobaca, SP. A família Clusiidae, são encontradas em diferentes habitats, como grama ou folhagem, troncos e pedaços de madeira em decomposição. Alimentam-se de néctar, matéria vegetativa em decomposição, seiva e estrume de pássaros e mamíferos. sendo o processo de oviposição limitado pela umidade, quantidade de sombra e estágio de decomposição da madeira. As espécies tropicais têm sido frequentemente coletadas ao longo de cursos de água em habitats musgosos e úmidos. (Garcez e Silva 2009; Lonsdale e Marshall 2010; Soós 1987).

O nível taxonômico mais refinado obtido neste estudo foi a identificação das espécies de Tabanidae. Em termos gerais, as florestas primárias apresentaram a maior abundância de indivíduos (849), seguido das florestas secundárias (467 indivíduos) e fragmentos florestais (219 indivíduos), sugerindo que as espécies desta família parecem demonstrar preferência por ambientes menos perturbados. No entanto, a abundância de tabanídeos não foi estatisticamente diferente entre os ambientes amostrados, o que pode estar relacionado ao baixo número de réplicas e grande variação nas abundâncias dentro de cada réplica.

Segundo (Fairchild 1981), poucas espécies de tabanídeos preferem habitats mais abertos e modificados, criados pelas atividades agrícolas humanas. A maioria das espécies de tabanídeos ocorre em ambientes aquáticos, se reproduzindo em águas paradas ou correntes, águas contidas em buracos de árvores ou nas bainhas das folhas de Bromeliaceae, características de ambientes de florestas primárias (Henrique *et al.* 2007).

Reforçando a relação entre tabanídeos e florestas primárias, a única espécie indicadora deste grupo taxonômico foi *D. cervicornis* que foi associada a florestas

primárias não tendo sido registrada em fragmentos florestais. Esta espécie é amplamente distribuída pela Amazônia sendo encontrada em florestas primárias ao longo do ano e em diferentes alturas de copa (Henriques e Rafael 1999). Em amostragens de tabanídeos realizadas em florestas primárias e pastagens na região de Belém, *D. cervicornis* só foi registrada em ambientes de florestas primárias (Gorayeb 1993).

É importante enfatizar, no entanto, que nossos resultados demonstram que não foi detectada nenhuma diferença significativa na composição de espécies de tabanídeos entre os ambientes amostrados, o que sugere que mesmos os ambientes mais afetados pela perturbação ambiental como as florestas secundárias e fragmentos florestais podem hospedar uma assembleia diversificada de tabanídeos.

CONCLUSÃO

As comunidades de artrópodes foram pouco diferenciadas entre os ambientes estudados e este resultado foi consistente nas três resoluções taxonômicas adotadas. Somente duas Ordens (em 17), 1 família (em 30) e 1 uma espécie (em 31) apresentaram diferenças na abundância entre os ambientes. Isto sugere que, apesar da região de estudo ter sofrido fortes distúrbios ambientais na forma de desmatamento e uso de fogo, a vegetação se regenerou ao longo de três décadas favorecendo a dispersão das espécies e indivíduos nas assembleias de artrópodes. As paisagens da região de estudo não sofreram processos contínuos e recorrentes de alterações ambientais como desmatamento e uso de fogo, o que favoreceu a regeneração natural dos ambientes. Sendo assim, é provável que os padrões detectados neste estudo não se repliquem em regiões que sofram alterações ambientais severas e contínuas. Enfatizamos, no entanto, que mesmo paisagens que sofreram fortes impactos ambientais podem ainda ter relevância na conservação das assembleias de artrópodes desde que estas paisagens sejam compostas por fragmentos florestais grandes e florestas secundárias cuja regeneração seja contínua.

REFERÊNCIAS

- Aide, T. M. et al. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, 45: 262-271.
- Almeida, C. A. et al. 2010. Estimativa de área de vegetação secundária na Amazônia Legal Brasileira. *Acta Amazonica*, 40: 289-302.

- Basset, Y. et. al. 2012. Arthropod Diversity in a Tropical Forest. *Science* 338, pp 1481 – 1484.
- Brown, J. R., K.S. & Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies, p. 91-110. *In*: W.F. LAURANCE & R.O. BIERREGAARD Jr (Eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago, University of Chicago Press.
- Cajaiba, R. L. e Silva, W. B. 2017. Diversidade e sazonalidade de Cydnidae (Insecta: Hemiptera: Heteroptera) em diferentes habitat no estado do Pará, norte do Brasil. *R. bras. Bioci.*, Porto Alegre, v. 15, n.1, ISSN 1980-4849. p. 32-37.
- Campos, L. A., Bertolin, T. B. P., Teixeira, R. A. Martins, e F. S. 2009. Diversidade de Pentatomoidea (Hemiptera, Heteroptera) em três fragmentos de Mata Atlântica no sul de Santa Catarina. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 99(2):165-171.
- Cardoso, P., Pekar, S., Jocqu_e, R. & Coddington, J.A. 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS ONE*, 6, e21710. (<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>).
- Cassino, P. C. R.. e Furusawa, G. P. e 2006. Ocorrência e Distribuição de Calliphoridae (Díptera, Oestroidea) em um Fragmento de Mata Atlântica Secundária no Município de Engenheiro Paulo de Frontin, Médio Paraíba, RJ. *In*: Revista de Biologia e Ciências da Terra. Volume 6, n: 1.
- Chazdon, R.L.; Letcher, S.G.; Van Breugel, M.; Martínez-Ramos, M.; Bongers, F.; Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical Forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362(1478): 273-289.
- Copatti, C. A. e Daudt, C. R. 2009. Diversidade de artrópodes na serapilheira em fragmentos de mata nativa e *Pinus elliottii* (Engelm. Var *elliottii*). *Ciência e Natura*, UFSM, 31 (1): 95 – 113.
- Didham, R. k., Hammond, M. P., Lawton, J. H. , Eggleton, P. e Stork, E. N. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs*, 68 (3): 295–323.
- Didham, R. K.; Ghazoul, J.; Stork, N. E.; Davis. J. A. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *TREE uol.* II, 6: 255-560.
- Duarte, M. M. 2004. Abundância de microartrópodes do solo em fragmentos de mata com araucária no sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool*, 94(2):163-169.

- Dufrêne M, Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr.* 67:345-366.
- Dunn, R.R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conserv. Biol.* 18, 302–309.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, Palo Alto, v. 34, p. 487-515.
- Fairchild, G.B. 1981. Tabanidae. p. 290-301. In: Hulbert, S.H.; Rogríguez, G.; Santos, N.D. (Eds.) *Aquatic biota of tropical South America, Part 1: Arthropoda*. San Diego, California.
- Ferreira-Keppler, R. L.; Rafael, J. A.; Guerrero, J. C. H. 2010. Sazonalidade e Uso de Ambientes por Espécies de Tabanidae (Diptera) na Amazônia Central, Brasil. In: *Neotropical Entomology* 39(4):645-654.
- Forero-medina, G.; e Vieira, M. V. 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *O ecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502.
- Garcez, R. N. e Silva, V. C. 2009. Padrões de distribuição de espécies de Clusiidae (Diptera, Schizophora) ao longo da Floresta Atlântica. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal.
- Garwood, N. C. Tropical Soil Seed Banks: a Review. 1989. In: Leck, M. A.; Parker, T. V.; Simpson, R. L. (eds). *Ecology of soil seed banks*. New York: *Academic Press*. 49- 210p.
- Giustolin, T. A., Lopes, J. R. S., Querino, R. B., Cavichioli, R. R. Zanol K., Filho, W. S. A., Mendes, M. A. 2009. Diversidade de Hemiptera Auchenorrhyncha em Citros, Café e Fragmento de Floresta Nativa do Estado de São Paulo. *Neotropical Entomology* 38(6):834-841.
- Gorayeb, I. S. 1993. Tabanidae (Diptera) da Amazônia. Xi -sazonalidade das espécies da Amazônia Oriental e correlação com fatores climáticos. In: *Boi. Mus. Para. Emílio Coeldi, sér. Zool.* 9(2).
- Grimaldi, D. e Engel, M.S. 2005. *Evolution of the Insects*. New York, *Cambridge University Press*. xv + 755p.
- Henriques A L, Rafael J A (1999) Tabanidae (Diptera) from Parque Nacional do Jaú, Amazonas, Brazil, with description of two new species of *Diachlorus* Osten Sacken, p. 195-222.

- Henriques, A.L. 2004. Tabanidae (Insecta: Diptera) do Parque Nacional do Jaú. II. p. 143-152. *In: Durigan, C.C.; Camargo, J.L.C.; Pinheiro, M.R.; Borges, S.H. (Eds.). Parque Nacional do Jaú - Projeto Janelas para a Biodiversidade.* Fundação Vitória Amazônica, Manaus.
- Henriques, A.L.; Rafael, J.A.; Ale-Rocha, R.; Xavier-Filho, F.F.; Baccaro, F.B.; Godoi, F.S.P. 2007. Capítulo 5. Insetos e outros artrópodes terrestres. p. 57-68. *In: Rapp Py-Daniel, L.; Deus, C.P.; Henriques, A.L.; Pimpão, D.M.; Ribeiro, O.M. (orgs.). Biodiversidade do Médio Madeira: Bases científicas para propostas de conservação.* INPA: Manaus, 244pp.
- King, J.R., Andersen, A.N., and Cutter, A.D. 1998. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodivers. Conserv.* 7:1627–1638.
- Klein, B.C. 1989. The effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle (Scarabaeinae) communities in Central Amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725.
- Klein, R. M. 1980, Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia*, 32: 165-389.
- Krügel, D. F.; Brauwers, P. S.; Bianchi, V. 2016. diversidade de artrópodes coletados em armadilhas de solo pitfall, In: XXIV Seminário de Iniciação Científica
- Lamarre, G. P. A., Herault, B., Fine, P. V. A, Vedel, V., Lupoli, R., Mesones, I. e Baraloto, C. 2016. Taxonomic and functional composition of arthropod assemblages across contrasting Amazonian forests. *Journal of Animal Ecology*, 85:227–239
- Laurance, W. F.; Camargo, J. L. C.; Fearnside, P. M.; Lovejoy, T. E.; Williamson, G. B.; Mesquita, R. C. G.; Meyer, C. F. J.; Bobrowiec, P. E. D.; Laurance, S. G. W. 2017. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*. 000-000.
- Lonsdale, O. e Marshall, S. A. 2012. *Sobarocephala* (Diptera: Clusiidae: Sobarocesphalinae)—Subgeneric classification and Revision of the New World species. *Zootaxa* 3370: 1–307.
- Martins, M. B. 1989. Invasão de fragmentos florestais por espécies oportunistas de *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). *Acta Amazonica* 19: 265-271.
- Mazzarolo, L. A. 2009. Os artrópodes. Disponível em: Museu de Zoologia Virtual, Universidade Federal da Bahia, (<http://www.mzufba.ufba.br/artropodes.html>). Capturado em dia/mês/ano com quatro dígitos.

- Mesquita, R.C.G.; Ickes, K.; Ganade, G.; Williamson, G.B. 2001. Alternative successional pathways in the amazon basin. *Journal of Ecology*, 89: 528-537.
- Mora, C.; Tittensor, D. P.; Adl, S.; Simpson, A. G. B.; Worm, B. 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLoS Biol* 9(8): e1001127. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127>
- Morato, E.F. e Campos, L.A.O. 2000. Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Zoologia* 17: 429-444.
- Oliveira, M. C., Júnior, M. C. S. e Ribeiro, J. F. 2011. Perturbações e invasões biológicas: ameaças para a biodiversidade nativa? *Revista CEPPG – Nº 25*, 166-183p
- Périco, E., Cemin, G., Lima, D. F. B., Rempel, C. 2005. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Goiânia, Brasil, 16-21, INPE, 2339-2346p.
- Perreira, G. H. A., Perreira, M. G., Anjos, L. H. C., Amorin, T. A. e Menezes, C. E. G. 2013. Decomposição da serapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de floresta atlântica. V. 29, n.5, pp 1317-1327.
- Rego, F. N. A. A., Venticinque, E. M., e Brescovit, A. D. 2005. Densidades de aranhas errantes (ctenidae e sparassidae, araneae) em uma floresta fragmentada, *Biota Neotropica*, v5 (n1a) - BN002051, pp 1-8.
- Saldarriaga, J. G. e UHL, C. 1991. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro, *In: A. Gomez-Pompa, T. C. Whitmore & M. Hadley (eds.), Tropical rain forest: regeneration and management*, Blackwell, New York. 303-312 p.
- Silva, C. G.; e Oliveira, S. S.; 2009. Levantamento da artropodofauna de um fragmento de mata e de uma pastagem, localizados próximo ao campus da universidade do estado de mato grosso, tangará da serra – mt.
- Silva, Q. I. 2002. Avaliação do efeito da fragmentação florestal sobre Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeinae) na Amazônia Central.
- Silva, R. J.; Coletti, F.; Costa, D. A.; Vaz-de-mello, F. Z. 2014. Rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de florestas e pastagens no sudoeste da

- Amazônia brasileira: Levantamento de espécies e guildas alimentares. *Acta Amazônica*. VOL. 44(3) 2014: 345 – 352
- Silvia, M. M. 2009. *Diversidade de insetos em diferentes ambientes florestais no município de Contriguaçu, estado de Mato Grosso*. Universidade Federal do Mato Grosso. Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais. 1-11p.
- Soós, Á. 1987. Clusiidae, p. 853-857. In: McAlpine, J. F.; Peterson, B. V.; Shewell, G. E.; Teskey, H. J.; Vockeroth; J. R.; e Wood, D. M. (coords.). *Manual of Nearctic Diptera*, vol 2. Ottawa, Biosystematic Research Centre. (Monograph no. 28.).
- Souza, J. L. P., Baccaro, F. B., Landeiro, V. L., Franklin, E., Magnusson, W. E., Pequeno, P. A. C. L., & Fernandes, I. O. 2016. Taxonomic sufficiency and indicator taxa reduce sampling costs and increase monitoring effectiveness for ants. *Diversity and Distributions*, 22(1), 111-122.
- Tauhyl, L. G. M. e Guimarães, M. V. U.. 2012. Diptero fauna of vegetational fragments at UFSCar – Sorocaba campus, SP, Brazil. *Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas* V. 6, N.2, pág. 79.
- Thomazini, M.J.; Thomazini, A.P.B.W. 2000. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas (eds.) Rio Branco: Embrapa Acre. 21p. *Embrapa Acre. Documentos*.
- Thompson, F.C. (ed.). 2006. *Biosystematic Database of World Diptera*. Version 7.5, <http://www.sel.barc.usda.gov/Diptera//biosys.htm>. Acessado em 4/07/2019.
- Timms, L.L., Bowden, J.J., Summerville, K.S. & Buddle, C.M. 2013. Does species-level resolution matter? Taxonomic sufficiency in terrestrial arthropod biodiversity studies. *Insect Conservation and Diversity*, 6: 453–462.
- Vasconcelos, H. L. e Bruna, E. M. 2012. Arthropod responses to the experimental isolation of Amazonian forest fragments. *ZOOLOGIA* 29 (6): 515–530.
- Zardo, D. C.; Carneiro, Â. P.; Lima, L. G.; Santos Filho, M. P. 2010. Comunidade de Artrópodes Associada à Serrapilheira de Cerrado e Mata de Galeria na estação ecológica Serra das Araras. In: *Revista Uniara*, v.13, n.2.

Apêndice 1. Número de indivíduos coletados de cada ordem de artrópodes distribuídos entre as réplicas. Réplicas R1 a R5 são amostras de florestas secundárias, R6 a R10 de florestas primárias e R11 a R16 de fragmentos florestais.

| Ordens | Florestas Secundárias | | | | | Florestas Primárias | | | | | Fragmentos Florestais | | | | | | Totais |
|---------------|-----------------------|-----|-----|-----|------|---------------------|-----|-----|------|-----|-----------------------|-----|-----|-----|-----|------|--------|
| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | |
| Diptera | 962 | 901 | 613 | 392 | 1090 | 1835 | 881 | 573 | 1422 | 625 | 1478 | 564 | 928 | 615 | 470 | 1252 | 14601 |
| Hymenoptera | 312 | 323 | 211 | 320 | 662 | 239 | 250 | 446 | 467 | 298 | 513 | 268 | 313 | 201 | 196 | 260 | 5279 |
| Colembola | 213 | 462 | 207 | 31 | 139 | 23 | 58 | 68 | 129 | 24 | 440 | 38 | 59 | 15 | 7 | 17 | 1930 |
| Lepidoptera | 75 | 36 | 62 | 101 | 71 | 85 | 62 | 72 | 89 | 85 | 44 | 70 | 76 | 95 | 97 | 52 | 1172 |
| Hemiptera | 67 | 76 | 56 | 59 | 44 | 53 | 38 | 53 | 35 | 45 | 45 | 41 | 43 | 46 | 36 | 42 | 779 |
| Coleoptera | 67 | 53 | 53 | 78 | 61 | 46 | 52 | 23 | 53 | 50 | 46 | 43 | 45 | 23 | 47 | 36 | 776 |
| Trichoptera | 19 | 13 | 32 | 26 | 31 | 19 | 30 | 11 | 7 | 6 | 4 | 12 | 5 | 26 | 20 | 34 | 295 |
| Orthoptera | 5 | 6 | 4 | 2 | 34 | 17 | 29 | 6 | 6 | 10 | 6 | 5 | 2 | 1 | 8 | 7 | 148 |
| Araneae | 7 | 3 | 2 | 6 | 5 | 5 | 9 | 6 | 11 | 1 | 6 | 22 | 1 | 3 | 4 | 1 | 92 |
| Blattaria | 1 | 1 | 3 | 2 | 6 | 4 | 2 | 6 | 3 | 5 | 3 | | 1 | 4 | 2 | 4 | 47 |
| Isoptera | | 2 | 2 | | 5 | | 19 | | | 1 | | | 1 | 9 | 2 | 2 | 43 |
| Embioptera | 1 | 11 | 2 | | | 2 | 6 | 3 | | 1 | | 1 | 2 | 1 | | | 30 |
| Archaeognatha | 1 | 1 | 4 | 1 | | 1 | 2 | 4 | | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | | | 21 |
| Strepsitera | | | 7 | | | 2 | | | | | | | | | | | 9 |
| Neuroptera | | | | | 2 | | 1 | | | | | | | | | 1 | 4 |
| Mantodea | | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | | 2 |
| Odonata | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | 2 |

Apêndice 2. Número de indivíduos coletados das famílias da Ordem Diptera distribuídos entre as réplicas. Réplicas R1 a R5 são amostras de florestas secundárias, R6 a R10 de florestas primárias e R11 a R16 de fragmentos florestais.

| Famílias | Florestas Secundárias | | | | | Florestas Primárias | | | | | Fragmentos Florestais | | | | | | Totais |
|-----------------|-----------------------|-----|-----|-----|-----|---------------------|-----|-----|-----|-----|-----------------------|-----|-----|-----|-----|-----|--------|
| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | |
| Cecidomyiidae | 427 | 339 | 429 | 176 | 518 | 637 | 540 | 274 | 594 | 243 | 482 | 262 | 466 | 433 | 128 | 826 | 6774 |
| Ceratopogonidae | 63 | 125 | 39 | 21 | 130 | 204 | 90 | 42 | 241 | 56 | 289 | 60 | 146 | 42 | 65 | 146 | 1759 |
| Tabanidae | 211 | 88 | 11 | 79 | 92 | 521 | 36 | 120 | 49 | 147 | 13 | 41 | 20 | 6 | 92 | 51 | 1572 |
| Sciariidae | 71 | 111 | 23 | 22 | 76 | 85 | 25 | 37 | 256 | 43 | 246 | 80 | 114 | 25 | 65 | 84 | 1363 |
| Phoridae | 52 | 55 | 38 | 16 | 103 | 110 | 18 | 22 | 62 | 8 | 194 | 16 | 29 | 20 | 22 | 39 | 804 |
| Culicidae | 8 | 16 | 1 | 3 | 24 | 36 | 19 | 11 | 58 | 51 | 48 | 13 | 24 | 4 | 10 | 30 | 356 |
| Psychodidae | 13 | 18 | 2 | 10 | 9 | 29 | 9 | 12 | 36 | 5 | 40 | 5 | 20 | 30 | 19 | 19 | 276 |
| Scatopsidae | 5 | 4 | 5 | 5 | 36 | 23 | 16 | | 26 | | 8 | 1 | 8 | 5 | 2 | 3 | 147 |
| Dolichopodidae | 6 | 47 | 9 | 3 | 7 | 8 | 11 | 4 | 13 | 1 | 6 | 3 | 2 | 5 | 6 | 1 | 132 |
| Calliphoridae | 10 | 6 | 16 | 11 | 5 | 12 | 3 | 7 | 6 | 13 | 13 | 7 | 6 | 5 | 2 | 3 | 125 |
| Drosophilidae | 5 | 6 | 9 | 5 | 11 | 15 | 7 | 3 | 9 | 3 | 7 | 11 | 5 | 6 | 5 | 1 | 108 |
| Lauxaniidae | 2 | 13 | 9 | 2 | 3 | 5 | 5 | 2 | 1 | | 4 | 1 | 4 | 4 | 6 | 1 | 62 |
| Anthomyiidae | 3 | 3 | 2 | 2 | 3 | 9 | 1 | 2 | 7 | 5 | 8 | 4 | 5 | 2 | 5 | | 61 |
| Stratiomyiidae | 9 | 3 | | 4 | | 7 | 1 | 1 | 5 | | 12 | 3 | | | 4 | | 49 |
| Tachinidae | 3 | 6 | | 1 | 2 | 4 | | 1 | 4 | 8 | 2 | 2 | | | 4 | 1 | 38 |
| Fanniidae | 4 | | | 1 | 1 | 6 | 5 | 2 | 4 | | 3 | 5 | 3 | 1 | | 1 | 36 |
| Muscidae | 1 | 2 | 1 | | 2 | 6 | | | 2 | | 2 | 1 | | 1 | 2 | | 20 |
| Sarcophagidae | 1 | 1 | 1 | 5 | | 1 | | | | | 1 | 2 | 3 | 1 | 1 | 2 | 19 |
| Ropalomeridae | | | | | | 16 | | | | | | | | | | | 16 |
| Clusiidae | | 2 | | | | 1 | | | | | 4 | 2 | 1 | | 3 | 3 | 16 |
| Chloropidae | | | | | | | | | | | | | 12 | | | | 12 |
| Hybotidae | | 4 | | | | | 1 | | | | 2 | | 2 | | 1 | | 10 |
| Pipunculidae | | 1 | | 2 | | 1 | | | | 1 | 3 | | 1 | 1 | | | 10 |
| Lonchaeidae | 2 | 2 | | | 1 | | | 1 | | | 1 | | | | | | 7 |
| Syrphidae | | | | 1 | 1 | | | | 1 | | | | | | | 2 | 5 |
| Athericidae | | 1 | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | | | | | | | 5 |
| Asilidae | | | | | | | | 1 | | 1 | | 1 | | 1 | | | 4 |
| Empididae | | 3 | | | | | | | | | | | | | | | 3 |
| Sepsidae | | | 1 | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | 3 |
| Oдиниidae | | 1 | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | | 2 |

Apêndice 3. Número de indivíduos coletados das espécies de Tabanidae distribuídos entre as réplicas. Réplicas R1 a R5 são amostras de florestas secundárias, R6 a R10 de florestas primárias e R11 a R16 de fragmentos florestais.

| Espécies | Florestas Secundárias | | | | | Florestas Primárias | | | | | Fragmentos Florestais | | | | | | Totais |
|---|-----------------------|----|----|----|----|---------------------|----|----|----|-----|-----------------------|-----|-----|-----|-----|-----|--------|
| | R1 | R2 | R3 | R4 | R5 | R6 | R7 | R8 | R9 | R10 | R11 | R12 | R13 | R14 | R15 | R16 | |
| <i>Stypommisa glandicolor</i> (Lutz, 1912) | 164 | 18 | 1 | 53 | | 337 | 5 | 94 | 12 | 103 | | 24 | | 1 | 57 | | 869 |
| <i>Tabanus trivittatus</i> Fabricius, 1805 | 16 | 26 | 1 | 13 | 1 | 144 | 21 | 4 | | 15 | 1 | 2 | 2 | | 7 | 1 | 254 |
| <i>Pityocera (Elaphella) cervus</i> (Wiedemann, 1828) | | | 2 | 2 | 89 | | 6 | | 1 | 11 | 1 | 10 | | 2 | 4 | 40 | 168 |
| <i>Tabanus lineifrons</i> Lutz, 1912 | 5 | 4 | 2 | 2 | 2 | | | 1 | 3 | 5 | | | 2 | 1 | 9 | 1 | 37 |
| <i>Dichelacera (D.) cervicornis</i> (Fabricius, 1805) | 4 | 3 | | 1 | | 17 | 2 | 6 | 1 | 2 | | | | | | | 36 |
| <i>Catachlorops (P.) rubiginosus</i> (Summers, 1911) | 3 | 2 | | | | 7 | | 4 | | | | 1 | 2 | | 3 | | 22 |
| <i>Tabanus amapaensis</i> Fairchild, 1961 | 2 | 4 | | | | 1 | | 1 | 2 | 1 | 2 | | 6 | | 2 | | 21 |
| <i>Tabanus nematocallus</i> Fairchild, 1984 | | 1 | 2 | 1 | | 2 | | | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 | | 1 | | 14 |
| <i>Stibasoma currani</i> Philip, 1943 | | 3 | 1 | | | 2 | | | 1 | | 1 | 1 | 2 | | 2 | | 13 |
| <i>Tabanus occidentalis</i> Linnaeus, 1758 | | 6 | | | | | | | 1 | 2 | | | | | | 2 | 11 |
| <i>Tabanus sextriangulus</i> Gorayeb & Rafael, 1984 | | 3 | | 4 | | 2 | | | | 2 | | | | | | | 11 |
| <i>Catachlorops (P.) overali</i> Fairchild & Rafael, 1985 | 3 | | | 1 | | | | 2 | | 1 | | | 1 | 1 | 1 | | 10 |
| <i>Chlorotabanus inanis</i> (Fabricius, 1787) | 2 | | 1 | 1 | | | | 3 | | | | | | | 2 | 1 | 10 |
| <i>Fidena pseudoaurimaculata</i> (Lutz, 1909) | | 1 | | | | | | | 3 | | 2 | 1 | 1 | | | | 8 |
| <i>Tabanus amazonensis</i> (Barretto, 1949) | 1 | 2 | | | | 1 | | | | | 3 | | 1 | | | | 8 |
| <i>Tabanus discus</i> Wiedemann, 1828 | | 4 | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | 6 |
| <i>Tabanus piceiventris</i> Rondani, 1848 | | | | 1 | | | 1 | | | 1 | | | | | 1 | | 4 |
| <i>Chlorotabanus flagellatus</i> Krolow & Henriques 2009 | | | | 1 | | | | 1 | | | | | | | | 2 | 4 |
| <i>Catachlorops (C.) rufescens</i> (Fabricius, 1805) | | 2 | | | | | | | | | | | 1 | | | | 3 |
| <i>Tabanus callosus</i> Macquart, 1848 | | 1 | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | 3 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|---|--|--|--|---|--|---|---|--|--|---|--|--|---|---|---|
| <i>Leucotabanus albovarius</i> (Walker, 1854) | | | | | | | | 3 | | | | | | | 1 | | 4 |
| <i>Stypommisa apicalis</i> Fairchild & Wilkerson, 1986 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 3 |
| <i>Tabanus fortis</i> Fairchild, 1961 | 1 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 2 |
| <i>Chrysops incisus</i> Macquart, 1846 | | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | 2 |
| <i>Tabanus humboldti</i> Fairchild, 1984 | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | 2 |
| <i>Leucotabanus exaestuans</i> (Linnaeus, 1758) | | | | | | 2 | | | | | | | | | 1 | | 3 |
| <i>Poeciloderas quadripunctatus</i> (Fabricius, 1805) | | | | | | 1 | | | 1 | | | | | | | | 2 |
| <i>Catachlorops (C.) halteratus</i> Kröber, 1931 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | 2 |
| <i>Diachlorus jobbinsi</i> Fairchild, 1942 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Chrysops peruvianus</i> Kröber, 1925 | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | 1 |
| <i>Bolbodimyia brunneipennis</i> Stone, 1954 | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | 1 |