



Pós-Graduação
ZOOLOGIA
MPEG/UFPA



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
DOUTORADO EM ZOOLOGIA

CLÁUDIO DA SILVA MONTEIRO JÚNIOR

**PADRÕES DE ESTRUTURAÇÃO DE ADULTOS DE LIBÉLULAS EM
UMA ÁREA DE PROTEÇÃO E SEU ENTORNO NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Belém - PA

2016

CLÁUDIO DA SILVA MONTEIRO JÚNIOR

**PADRÕES DE ESTRUTURAÇÃO DE ADULTOS DE LIBÉLULAS EM
UMA ÁREA DE PROTEÇÃO E SEU ENTORNO NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito para obtenção do título de Doutor em Zoologia (área de concentração Conservação e Ecologia).

Belém - PA

2016

Ficha Catalográfica

Dados Internacionais de Catalogação- na-
Publicação (CIP)
Biblioteca do Instituto de Ciências Biológicas -
UFPA

Monteiro-Junior, Claudio da Silva
Padrões de estruturação de adultos de libélulas em
uma área de proteção e seu entorno na Amazônia oriental /
Cláudio da Silva Monteiro Júnior; Orientadora, Maria
Cristina Esposito; Coorientador, Leandro Juen. - 2016.
111 f. : il.
Inclui bibliografias

Instituição conveniada: Museu Paraense Emílio Goeldi

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação
em Zoologia, Belém, 2016.

Área de concentração: Biodiversidade e conservação
Linha de pesquisa: Zoologia aplicada

1. Libélula – pesquisa - Amazônia 2. Biodiversidade –
conservação - Amazônia. I. Esposito, Maria Cristina,
orientadora. II. Juen, Leandro, co-orientador. III. Museu
Paraense Emílio Goeldi. IV. Título.

CDD – 22 ed.

595.73309811

PADRÕES DE ESTRUTURAÇÃO DE ADULTOS DE LIBÉLULAS EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO E SEU ENTORNO NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia MPEG/UFPA, Área Ecologia e Conservação, como requisito para obtenção do título de Doutor em Zoologia, avaliada pela Comissão composta pelos professores:

Prof. Dra. Maria Cristina Esposito
Laboratório de Invertebrados, UFPA
(Orientador)

Prof. Dr. Leandro Juen
Laboratório de Ecologia e Zoologia de Invertebrados, UFPA
(Co-orientador)

Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag
Laboratório de Ecologia e Conservação, UFPA
(Membro interno)

Prof. Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos
Laboratório de Ecologia e Conservação, UFPA
(Membro externo)

Prof. Dr. Paulo De Marco Jr
Professor do pós-graduação de Ecologia e Evolução e Ciências Ambientais –
Universidade Federal de Goiás
(Membro externo)

Prof. Dr. Fábio de Oliveria Roque
Professor do pós-graduação de Ecologia e Evolução, UFMS
(Membro externo)

Dr. Renato Tavares Martins
Pós-Doutorando do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA
(Membro externo)

Profa. Dra. Karina Dias da Silva
Professora da Universidade Federal do Pará (Altamira)
(Membro externo)

Dr. Prof. Marciel Elio Rodrigues
Professor da Universidade Estadual Mato Grosso do Sul
(Membro externo)

Dedicatória

Dedico ao meu amor Valéria Mourão que foi e continua sendo o meu porto seguro, grande companheira e amiga nessa jornada acadêmica e, principalmente na jornada da vida.

Aos meus pais e, principalmente a minha mãe por dar todo o suporte que um filho possa necessitar.

A todos os meus irmãos, tanto os que estão perto como longe.

Agradecimentos

Aos doutores Rafael Ligeiro, Daniel Paiva, Maria Aparecida e Ana Cristina pelas valiosas contribuições e melhorias no trabalho no exame de qualificação;

Aos amigos Erlane, Lenize e Gilberto pelas discussões e ajuda em ecologia, estatística, metodologias, produção de mapas, que foram imprescindíveis para a realização deste trabalho;

A todos os meus colegas de laboratório, principalmente Ana Paula, Max, Híngara, Fernando, Diego e Isana. Muito obrigado pelas grandes discussões de toda natureza;

Ao grupo Labeco com o qual tive contato entre eles: Naraiana, os Thiago (s) Barbosa, Begot e Mendes, Alana, Carina, Bruno, Facul, Márcio, Thyele e Ana Luiza;

Aos colegas de campo durante a expedição à Caxiuanã que foram imprescindíveis à realização das coletas e ajudas em campo: Híngara Leão, Diogo Garcia, Dina-Mara e, principalmente, Victor Dias Tarli que mesmo estando a milhares de quilômetros de distância concordou em ajudar;

Aos guias de campo durante a expedição: os senhores Roberto, Nico, o “jijú” (João Domingos) e seu irmão “pelado”;

Meus agradecimentos ao meu orientador Leandro Juen, pois sem o seu convite para fazer o doutorado na UFPA não teria uma grande experiência profissional e pessoal, agradeço também a professora Maria Cristina Esposito que fez parte de todo o processo;

Agradeço ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela concessão da bolsa de doutorado e a Universidade Federal do Pará (UFPA) pela estrutura concedida.

Agradeço ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade da Amazônia Oriental (PPBio), a Fundação Amazônia Paraense de Amparo à Pesquisa (FAPESPA) pela ajuda financeira. A aos administradores e funcionários da Estação Científica Ferreira Penna pelo alojamento. A Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PROPESP) e a Fundação de Amparo e Desenvolvimento da Pesquisa (FADESP) (Edital 01/2015 PROPESP / FADESP-UFPA) para financiar a tradução do manuscrito publicado.

Enfim, agradeço a todos aqueles que participaram direta e indiretamente para a conclusão deste trabalho.

Resumo Geral

MONTEIRO-JUNIOR, C.S. Padrões de estruturação de adultos de libélulas em uma área de proteção e seu entorno na Amazônia oriental.

Orientadores: Profa. Dra. Maria Cristina Esposito e Prof. Dr. Leandro Juen

No Brasil encontra-se a maior parte das áreas protegidas (AP) do mundo, correspondendo a 12% do total mundial. Destas, 73% ou 111 milhões de hectares estão localizada na Amazônia, sendo 37% de uso integral e 63% de uso sustentável. Apesar do número parecer bastante expressivo, as demandas por produtos e serviços em virtude do crescimento da população resultam em modificações dos ecossistemas que muitas vezes ocorrem nos arredores ou até mesmo dentro das APs. Assim, o objetivo geral da tese foi estudar os padrões de estruturação de adultos de Odonata em uma área protegida e seu entorno. Para isso, a tese foi dividida em três capítulos: No primeiro capítulo, nossa hipótese foi testar se encontraríamos uma maior diversidade de espécies de libélulas na AP devido a uma maior complexidade de habitats. No segundo, testamos a hipótese de que haveria alta diversidade beta devido à substituição de espécies que é esperado de ser encontrado em ambiente prístinos. No terceiro capítulo, testamos a hipótese de que Odonata seria um moderado a fraco substituto para Ephemeroptera, Trichoptera, Chironomidae e peixe, devido as características inerentes do grupo, como a grande mobilidade, possibilitando maior poder de dispersão do que os demais grupos utilizados. O estudo foi realizado em 30 igarapés, sendo 17 localizados dentro de uma área protegida e 13 no entorno. Ao contrário do que esperávamos, no primeiro capítulo encontramos maior diversidade de Odonata em igarapés do entorno, em comparação com os da AP. Também houve diferenças na composição de espécies dos dois ambientes, além de diferenças das variáveis ambientais entre as áreas. Assim, a

combinação da área protegida e do entorno, com baixo nível de perturbação, conserva uma gama maior de espécies especialistas de Odonata do que apenas uma única área, portanto, esse resultado aponta para a importância das áreas de entorno para uma maior efetividade de conservação das APs. No segundo capítulo, houve alta diversidade beta de Odonata tanto na AP quanto no entorno, possivelmente explicada pela amplitude de nicho combinados com a estrutura espacial do meio ambiente. Mesmo havendo certa modificação ambiental, ainda não foi grande nem intensa o suficiente para excluir todas as espécies e, portanto, elas conseguem sobreviver nesse ambiente e até mesmo selecionando as espécies que conseguem sobreviver em ambientes um pouco mais aberto, devido suas exigências ambientais. No terceiro capítulo, testamos a concordância entre adultos de Odonata com outros grupos aquáticos, como peixes, Ephemeroptera e Trichoptera combinados (ET) e Chironomidae em igarapés da Amazônia Oriental. Houve correlação entre as riquezas de espécies e congruência de adultos de Odonata com peixes e ET, entretanto a força dessas correlações foi moderada a baixa. Assim, mesmo havendo uma relação entre as exigências ambientais das espécies de Odonata com outros grupos, ainda está havendo perda de informações biológicas importantes. Dessa forma, sugerimos cautela na utilização de um único táxon como substituto de outros e, para o planejamento de conservação, o melhor seria a utilização de vários táxons, refletindo, de uma forma holística a biodiversidade aquática. Finalmente, a proteção de ambas as áreas se torna importante para manter o pool de espécies próprias de cada ambiente, sendo que o nosso grande desafio no futuro, é encontrar uma maneira de identificar os níveis de perturbação que seriam aceitáveis para evitar a sobre-exploração dos recursos nessas áreas e que ao mesmo tempo permitisse a conservação da biodiversidade presente na área.

Palavras-chave: Conservação da biodiversidade, diversidade-beta, *turnover*, Anisoptera, Zygoptera, libélulas, concordância, substituto.

Área de concentração: Biodiversidade e Conservação;

Linha de pesquisa: Zoologia aplicada

Abstract

MONTEIRO-JUNIOR, C.S. Dragonflies adult structuring patterns in a protected area and its surroundings in the eastern Amazon.

In Brazil is the most protected areas (PA) in the world, and mostly located in the Amazon. Currently, the Amazon biome has 73% of APs Brazil or 111 million hectares, 37% full and 63% use of sustainable use. Despite the large number, biodiversity does not have its assured conservation, since the population increases every year, as well as demands for goods and services that result in modifications of the ecosystems that are often outside or even inside the PAs. So our main objective is to study the Odonata adult structuring patterns in a protected area and its surroundings. For this, the thesis is divided into three chapters held in streams in the eastern Amazon. In the first chapter, our hypothesis was to test whether we would find a greater diversity of species of dragonflies in AP due to greater complexity of habitats. In the second chapter, we tested the hypothesis that there would be high beta diversity due to the high replacement species that is expected to find. In the third chapter, we tested the hypothesis that Odonata would be a weak to moderate substitute for other groups, because of the inherent characteristics of the group, as the great mobility. The study was carried out in 30 streams, 17 located within a protected and 13 in the surrounding area. The results of the first chapter were the largest diversity of Odonata found in the environment, compared with the AP. There were also differences in the species composition of the two environments, and differences between environmental variables between areas. Thus, the combination of the protected area and the surroundings, with a low level of disturbance retains a broad range of specialist species Odonata than just a single area. In the second chapter, there was a high beta diversity in Odonata both the AP and in the environment, possibly explained by the niche breadth combined with the spatial

structure of the environment. In addition, we found that the specific requirement of the species happens associated with a natural variation in the environment, since there was large beta diversity and high turnover in both environments. Even with some environmental change, it was not big or strong enough to exclude all species and therefore they can survive in this environment. In the third chapter, we tested the correlation between adult Odonata with other aquatic groups such as fish, Ephemeroptera and Trichoptera combined (ET) and chironomids in streams of the Eastern Amazon. There was a correlation between species richness and consistency of Odonata of adults with fish and ET, though the strength of these correlations were moderate to low. So we discussed that adult Odonata are a moderate to weak group substitute for other aquatic organisms in streams of the eastern Amazon. Thus, we suggest caution in the use of a single taxon as a substitute for others and for conservation planning, the best would be to use a wide range of taxa, reflecting holistically aquatic biodiversity. Finally, both areas of protection becomes important to maintain the pool of own species of each environment, with our major challenge in the future is to find a way to identify the disturbance levels that would be acceptable to avoid over-exploitation of resources in these areas.

Keyword: physical habitat, beta diversity, Odonata, family farming.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL	18
2.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25
CAPÍTULO I - Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia.....		29
1.	Introduction	32
2.	Materials and methods.....	35
2.1	Study area	35
2.2	Collection of specimens.....	37
2.3	Environmental variables	38
2.4	Data analysis	39
3.	RESULTS.....	40
3.1	Physical habitat	40
3.2.	Description of the odonate community.....	42
4.	Discussion.....	43
5.	Acknowledgments	47
6.	References	48
Supplementary Material Online.....		53
CAPÍTULO II - A variação da diversidade beta entre área protegida e seu entorno, perda de espécies ou substituição natural?.....		55
1.	INTRODUÇÃO.....	58
2.	MATERIAL E MÉTODOS.....	61
2.1	Área de estudo	61
2.2.	Desenho amostral e coleta dos indivíduos	63
2.3	Análises dos dados.....	64
3.	Resultados.....	65
4.	Discussão	67
5.	Agradecimentos	70
6.	Referências bibliográficas	71
Anexo.....		76
CAPÍTULO III - Odonata adultos são efetivos como surrogates de outros organismos aquáticos? Um estudo de caso de uma área protegida e seu entorno na Amazônia.....		57
1.	Introdução.....	81
2.	Materiais e métodos.....	84
2.1	Área de estudo	84
2.2	Amostragem de ET, Odonata e peixes.....	86

2.3	Análises estatísticas	87
3.	Resultados.....	88
3.1	Correlação da Riqueza de espécies entre os táxons	88
3.2	Congruência entre os táxons	89
4.	Discussão	91
5.	Agradecimentos	96
6.	Referências bibliográficas	97
	Anexos	105
	Considerações finais	111
	Artigos Publicados Durante o Doutorado	113

Lista de tabelas

Capítulo 1

Table 1 Variables selected for the description of the physical habitat of FLONA Caxiuanã (n = 17) and the surrounding zone (n = 13) in the municipalities of Portel and Melgaço in Pará, Brazil, in 2012 and 2013.....	36
Table 2 Variables retained for the Principal Components Analysis (PCA) of habitat parameters in the streams at FLONA Caxiuanã (n = 17) and the surrounding zone (n = 13), in the municipalities of Portel and Melgaço, Pará (Brazil) in 2012 and 2013.....	37

Capítulo 2

Tabela 1 – Componentes da diversidade beta (β_{sor}), <i>turnover</i> espacial (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}) das espécies de Odonata dos igarapés amostrados na Flona (n=17) e seu entorno (n=13), registradas nos 30 igarapés nos municípios de Portel e Melgaço, Pará (Brasil) em 2012-2013.....	62
Tabela 2 – Valor de indicação das espécies de Odonata dos igarapés amostrados na Flona (n=17) e seu entorno (n=13), registradas nos 30 igarapés nos municípios de Portel e Melgaço, Pará (Brasil) em 2012-2013.....	63

Capítulo 3

Tabela 1 - Resultados dos coeficientes de correlação de Pearson para a riqueza de espécies dos quatros grupos de táxons estudados em 29 locais de amostragem.....	87
Tabela 2 – Congruência das composições da comunidade de Odonata, ET, Chironomidae e peixes (valores de r de Mantel)	89

Lista de figuras

Capítulo 1

Fig. 1 - Location of the 30 streams surveyed in 2012 and 2013 within FLONA Caxiuanã (n = 17) and the surrounding zone (n = 13), in the municipalities of Portel and Melgaço in Pará, Brazil..... **33**

Fig. 2 Analysis of the first and second axes of the principal components of the environmental variables measured in the streams at FLONA Caxiuanã (n = 17) and the surrounding zone (n = 13), in the municipalities of Portel and Melgaço, Pará (Brazil) in 2012 and 2013..... **37**

Fig. 3 Ordination of the first two axes of the Principal Coordinates Analysis (PCoA) in the streams at FLONA Caxiuanã (n = 17) and the surrounding zone (n = 13), in the municipalities of Portel and Melgaço, Pará (Brazil) in 2012 and 2013..... **39**

Capítulo 2

Figura 1 – Localização dos 30 igarapés amostrados no período de estiagem nos anos de 2012 e 2013 dentro da FLONA (pontos de 1 a 17) e no seu entorno (pontos de 18 a 30), nos municípios de Portel e Melgaço, Pará, Brasil..... **59**

Capítulo 3

Figura 1 – Localização dos 29 igarapés da Flona (n = 17) e o entorno (n = 12) nos municípios de Portel e Melgaço, Pará, Brasil..... **84**

Figura 2 – Ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) nos córregos na Flona Caxiuanã (n = 17) e entorno (n = 12), nos municípios de Portel e Melgaço, Pará (Brasil) em 2012 e 2013..... **88**

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os impactos ocorrentes em todos os ecossistemas estão cada vez maiores e, a percepção de que as ações humanas estão prejudicando, talvez de forma irreversível, esses ecossistemas é praticamente um consenso no meio científico (Tilman, 2000). A redução e perda de habitat e, conseqüentemente, da biodiversidade ocorreu mais intensamente nos últimos 50 anos, principalmente em virtude do avanço da tecnologia, potencializando o crescimento da agricultura, indústria, urbanização, pecuária, mineração e construção de hidrelétricas (Vitousek et al., 1997). A agricultura talvez seja a maior causadora de destruição de florestas e da biodiversidade em virtude da grande quantidade de área que essa atividade requer, bem como, a grande quantidade de agrotóxicos que são utilizados no seu cultivo (Gibson et al., 2011).

Áreas protegidas (AP) tem sido uma solução para reverter ou diminuir os problemas apontados acima, entretanto ainda existem grandes problemas na seleção, gerenciamento e efetividade dessas áreas, já que a criação de APs raramente se baseia no uso de critérios ecológicos necessários para efetivos monitoramento e proteção à biodiversidade (Dudgeon et al., 2006). Ou ainda, as mesmas são criadas contemplando apenas poucos táxons e, muitos organismos ou ambientes não são levados em consideração, como é o caso dos organismos dos ambientes aquáticos, que apesar de sua sensibilidade e potencial como bioindicadores são negligenciados (Saunders et al., 2002). A proteção dos ecossistemas aquáticos, quando ocorre, é realizada de maneira involuntária em APs que são planejadas para ambientes terrestres (Skelton et al., 1995). Entretanto, a preservação desses ecossistemas pode ser comprometida, uma vez que muitas APs possuem nascentes de rios e igarapés fora da reserva, assim muitos poluentes são carregados para dentro desses locais (DeFries et al., 2010). Assim, esses impactos poderiam criar o problema de rios vazios, similares ao que já ocorrem

com as florestas vazias, e que apesar da estrutura física das florestas permanecerem, a biodiversidade animal já foi extinta (Terborgh et al., 2008; Sreekar et al., 2015).

Com 220 milhões de hectares, o Brasil possui o maior sistema das APs do mundo com 12% do total e, até pouco tempo era considerado um líder na proteção dos ambientes. Porém hoje, a forma principal de desenvolvimento pautada na produção de *commodities* enfraqueceu essa liderança (Ferreira et al., 2014). As APs sofrem perdas de floresta no seu entorno com o aumento e influência da população humana, bem como, pela reclassificação ou redução do tamanho de sua área (Ferreira et al., 2014). Mesmo em grandes APs, as alterações no entorno podem comprometer a sua efetividade, uma vez que algumas espécies podem usar as regiões adjacentes por terem área de vida maiores que o tamanho da reserva. Por exemplo, práticas como a construção de barragens ou o desvio de água para a agricultura podem ocorrer fora dos limites da AP e ainda ter consequências negativas para os habitats de água doce dentro da AP (Saunders et al., 2002). Ainda, o uso da terra ao redor pode resultar no aumento de sedimentos e cargas de nutrientes provenientes da agricultura, alteração nos regimes hidrológicos e introdução de espécies exóticas, sendo essas as causas mais comuns de degradação do habitat, além de perda de espécies em água doce de todo o mundo (Allan & Flecker, 1993; Dudgeon et al., 2006).

A prática de destinar uma área para ser reserva natural ou seminatural intercorre a milhares de anos, existindo relatos da existência de áreas protegidas na Índia há mais de 2000 anos, pois muitos as consideravam a casa dos deuses ou descanso para os mortos (Mulongoy & Chape, 2004). No Brasil, André Rebouças propôs a criação dos primeiros parques Nacionais em 1876, o das Sete Quedas e da Ilha do Bananal, entretanto tais propostas nunca saíram do papel. Foi somente no ano de 1937 que foi criada a primeira área protegida, o Parque Nacional de Itatiaia (Maciel, 2001). Atualmente as áreas protegidas cobrem uma extensa área no Brasil com mais de 152 milhões de hectares, sendo que 63% destas áreas

estão concentradas na Amazônia, dos quais 37% são de áreas de proteção integral (destinadas à preservação integral) e 63% de uso sustentável (preservação da natureza associada ao uso de parte dos seus recursos) (Araújo & Barreto, 2015).

A Floresta Nacional (FLONA) de Caxiuanã, onde o estudo foi desenvolvido, é uma reserva de uso sustentável, possuindo uma área de 330.000 hectares, em seu entorno existe a presença de populações tradicionais que fazem o plantio de subsistência, além de caças esporádicas (Silva, 2008) e um pequeno polo madeireiro em Breves e Porto de Moz, responsáveis por 12% da produção total do estado (Veríssimo et al., 2002). Portel e Melgaço estão nos arredores da FLONA de Caxiuanã, entretanto Portel é apenas a quinta de seis produtoras de madeira da região estuarina do Pará. O transporte hidroviário é o meio mais utilizado de locomoção e, muitas vezes os igarapés são escavados para a passagem de canoas e barcos (Monteiro-Jr et al., 2016). Esses impactos desmatam as margens das florestas e limpam o leito desses igarapés, potencializando o aumento de temperatura e da produtividade primária (Allan, 2004). Além disso, em 2015 o governo Federal abriu edital para disputa por madeiras pela concessão da retirada de 176 mil hectares de floresta, ou seja, 55% da área da Flona será utilizada pelas madeiras (MMA, 2015). A extração de madeira causará impactos seja ela qual forma ocorrer, mas se for realizada de forma sustentável, por exemplo, através do manejo de corte seletivo, os efeitos sentidos pela biota será amenizado, além disso, podendo gerar renda em uma região carente e servir como meio de fiscalizar a retirada ilegal de madeira (Chaudhary et al., 2016).

Uma das formas de avaliar os possíveis impactos no ambiente, seja causado por exploração em larga escala, ou por exploração das comunidades tradicionais é por meio de organismos aquáticos (Goulart & Callisto, 2003). Uma vez que, as espécies estão distribuídas conforme a sua tolerância e requerimentos quanto a disponibilidade de alimento, temperatura, tipo de vegetação e áreas para a reprodução (Hutchinson, 1957). Elas absorvem as condições

tanto do ambiente terrestre quanto aquático, podendo refletir as mudanças no ambiente (Elmqvist et al., 2003). Por outro lado, teoricamente, ambientes maiores, abrigariam mais habitats, logo uma maior complexidade de habitats e, conseqüentemente mais espécies (MacArthur & Wilson, 1967; Hutchinson, 1957). Entretanto, um fator a ser considerado é o regime de longo prazo da heterogeneidade ambiental natural e perturbação através do modelo de *Habitat Template* (Southwood, 1977), onde a restrição das espécies é feita conforme os atributos adequados para a persistência no local. Portanto, alterações ambientais podem levar às modificações da heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, diminuir a abundância das espécies mais sensíveis ou até mesmo provocar sua extinção local. Por este motivo, é cada vez mais urgente a avaliação dos efeitos que as alterações ambientais causam na distribuição das comunidades, em especial das mais sensíveis como as comunidades aquáticas.

Assim, avaliar as características do habitat (naturais ou antropogênicas), e associá-las com as espécies que habitam esses ambientes é uma forma de saber como essas características influenciam esses organismos (Rosenberg & Resh, 1993). As espécies estão diretamente ligadas à estrutura do habitat e podem responder às modificações antropogênicas (Lenat & Crawford, 1994; Foote & Hornung, 2005; Pech et al., 2007). Entender a resposta das espécies às alterações é fundamental para promover estratégias de planejamento ou de restauração dos ambientes, contribuindo para preservação dos ecossistemas, incluindo os aquáticos (Hobbs & Norton, 1996; Heller & Zavaleta, 2009).

Comparações da diversidade entre locais têm sido uma das maneiras mais rápidas e robustas de se medir impactos em um sistema (Andersen & Majer, 2004). Nos ambientes aquáticos esse tipo de estudos se acentuou em poucas décadas, com a biodiversidade sendo utilizada como ferramenta para responder às alterações nos ambientes aquáticos e terrestres, já que as alterações neste último refletem diretamente nos ambientes aquáticos (Lammert &

Allan, 1999). A avaliação da diversidade em escala local, incluindo a mensuração da riqueza de espécies, é fortemente influenciada pela interação entre a biota e o habitat físico do meio ambiente. A integridade física de um ambiente tem efeito significativo no número total de espécies em uma área local (Sax & Gaines, 2003).

Embora as avaliações de impactos no ambiente sejam mais testadas por meio da riqueza e composição local de espécies (Qian et al., 2009), os padrões de diversidade regionais também são afetados, já que apenas a mudança na composição das espécies muitas vezes não permite saber se está havendo perda ou ganho de espécies, ou se ocorre apenas uma substituição das espécies que persistem no ambiente (Johnson & Angeler, 2014). A beta-diversidade é uma forma de comparar composições de espécies entre locais, capturando o grau de diferenciação biológica entre os locais (Whittaker, 1960). Atualmente, sabe-se que a beta-diversidade mensura a diferença na composição de espécies entre os locais por meio de dois componentes, o aninhamento e *turnover* (Harrison et al., 1992; Baselga et al., 2007). O aninhamento acontece quando as espécies presentes em um local mais pobre em espécies é apenas um subconjunto de locais mais ricos em espécies (Patterson & Atmar, 1986; Wright & Reeves, 1992; Baselga et al., 2010; Tuomisto, 2010), refletindo um processo de perda de espécies dos locais mais pobres em relação aos mais ricos. Já o *turnover*, é a substituição de um conjunto de espécies por outras (Baselga et al., 2010). Portanto, a quantidade de espécies em ambientes degradados pode continuar constante se as espécies extintas localmente são substituídas por outras. Essa substituição pode ser resultado do ambiente, espaço e processos históricos dos locais (Condit et al., 2002). Dessa forma, particionar a variação da diversidade nesses dois processos pode distinguir locais de riqueza reduzida dos locais de substituição, uma vez que cada padrão parece ser gerado por fatores diferentes, sendo essencial analisar a causas de perdas ou substituição da biodiversidade (Baselga et al., 2010) para traçar estratégias eficientes de conservação.

Estudos sobre a biodiversidade, demandam recursos humanos e financeiros, principalmente, na correta determinação dos táxons de ecossistemas de água doce, que são menos estudados quando comparados ao sistema terrestre (James et al., 2001). Portanto, se determinados grupos taxonômicos pudessem prever a variação da biodiversidade de outros grupos, as pesquisas e planejamento de conservação, poderiam potencialmente se tornar menos onerosa (Gaston, 1996).

Odonata são insetos aquático-terrestres que possuem diferentes fases do seu ciclo de vida em cada ambiente e, ocupam praticamente todos os principais ecossistemas de água doce do mundo, sendo predadores tanto no ambiente aquático quanto no terrestre (Corbet, 1999). Eles são bastante utilizados no mundo como organismos modelos em pesquisa, tanto pela taxonomia bem resolvida quando comparado com outros insetos aquáticos, quanto pela relativa facilidade de captura dos indivíduos adultos (Clark & Samways 1996; Foote & Hornung, 2005; Remsburg & Tuner, 2009). Além de ser considerado em muitos países um grupo bandeira (Hornung & Rice, 2003), sendo utilizadas para monitorar áreas que estão sendo restauradas (D'Amico et al., 2004; Harabis et al., 2013) e, áreas sob os mais variados distúrbios, como pecuária (Foote & Hornung, 2005), agricultura (Koch et al., 2013, Oliveira Júnior et al 2015), mudanças climáticas (Bush et al., 2014) e urbanização (Monteiro-Junior et al., 2014).

O objetivo geral da tese foi avaliar o padrão de estruturação das comunidades de adultos de Odonata em uma área protegida e em seu entorno na Amazônia oriental brasileira. A tese foi dividida em três capítulos. No primeiro capítulo foi avaliada a diversidade de Odonata adultos dentro de uma área protegida e em seu entorno, associando a composição das comunidades às variáveis do habitat. Testamos se igarapés localizados dentro de APs abrigam uma maior diversidade local de Odonata do que igarapés localizados no entorno das APs, também considerando a variação do habitat físico. No segundo capítulo testamos quais

componentes da diversidade beta são responsáveis pelo padrão de distribuição regional de Odonata, testando a hipótese de que haverá alta diversidade beta entre as áreas. Esperamos que o *turnover* seja o principal responsável pela variação da diversidade beta nos igarapés amostrados. No terceiro capítulo, tendo em vista que as libélulas são consideradas bons indicadores de qualidade ambiental, testamos a eficiência do grupo como indicador substituto das ordens Ephemeroptera e Trichoptera combinadas (ET), Chironomidae e as comunidades de peixes. A nossa hipótese é de que a utilização de adultos de Odonata como um grupo substituto para a proteção de outros táxons de água doce seja eficiente, pois os adultos conseguem encapsular as mudanças no ambiente aquático-terrestre e, teoricamente absorver estas mudanças como os outros organismos aquáticos.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, J.D., Flecker, A.S., 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystem. *BioScience* 16, 33–43.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35, 257– 284.
- Andersen, A.N., Majer, J.D., 2004. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land and management. *Front. Ecol. Environ.* 2, 291–298.
- Baselga, A., Jiménez-Valverde, A., Niccolini, G., 2007. A multiple-site similarity measure independent of richness. *Biology Letters* 3, 642–645.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 134–143.
- Clark, T.E., Samways, M.J., 1996. Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Krüger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 33, 1001-1012.
- Corbet, P.S., 1999. Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY, 829pp.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh, E.G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R.B., Nuñez, P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H.C., Losos, E. and Hubbell, S.P., 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295, 666–669.
- D’Amico, F., Darblade, S., Avignon, S., Blanc-Manel, S., Ormerod, S.J., 2004. Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult & larval responses. *Restoration Ecology* 12 439–446.
- DeFries, R., Karanth, K.K., Pareeth, S., 2010. Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biological Conservation* 143, 2870–2880.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Leveque, C. et al., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81, 163–182.
- Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker, and J. Norberg., 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:488–494.

- Ferreira, J., Aragão, L.E.O.C., Barlow, J., Barreto, P., Berenguer, E., Bustamante, M., Gardner, T.A., Lees, A.C., Lima, A., Louzada, J., Pardini, R., Parry, L., Peres, C.A., Pompeu, P.S., Tabarelli, M. & Zuanon, J., 2014. Brazil's environmental leadership at risk - Mining and dams threaten protected areas. *Science* 346, 6210.
- Foote, A.L., Hornung, C.L.R., 2005. Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology* 30, 273-283.
- Gaston, K. J., 1996. Biodiversity: congruence. *Progress in Physical Geography* 20:105–112.
- Gibson, L. et al. (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478: 378–381.
- Goulart, M.D.C., Callisto, M., 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM* 2(1):153-164.
- Harrison, S., Ross, S.J., Lawton, J.H., 1992. Beta-diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61, 151–158.
- Harabis, F., Tichanek, F., Tropek, R., 2013. Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55, 51–61.
- Heiser, M., Schmitt, T., 2010. Do different dispersal capacities influence the biogeography of the Palearctic dragonflies (Odonata)? *Biological Journal of the Linnean Society* 99, 177–195.
- Heller, N.E., Zavaleta, E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142, 14-32.
- Hobbs, R.J., Norton, D.A., 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4, 93–110.
- Hornung, J., Rice, C., 2003. Odonates (dragonflies and damselflies: Odonata) and wetland quality in southern Alberta: a preliminary study. *Odonatologica* 32, 119–129.
- Hutchinson, G.E. (1957) Concluding remarks. *Population Studies: Animal Ecology and Demography*. Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology, 22, 415–457.
- James, A., Gaston, K.J., Balmford, A., 2001. Can we afford to conserve biodiversity? *Bioscience*, 51, 43–52
- Johnson, R.K., Angeler, D.G., 2014. Effects of agricultural land use on stream assemblages: Taxon-specific responses of alpha and beta diversity. *Ecological Indicators* 45, 386–393.

- Koch, K., Wagner, C., Sahlén, G., 2014. Farmland versus forest: comparing changes in Odonata species composition in western and eastern Sweden. *Insect Conservation and Diversity* 7(1), 22-31.
- Lammert, M., Allan, J.D., 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environ. Manag.* 23, 257–70.
- Lenat, D.R., Crawford, J.K. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294 (3), 185-199.
- MacArthur, R. H., Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Maciel, M.A., 2011. Unidades de conservação e direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado: histórico e relevância. *Jus Navigandi*, Teresina, ano 16, n. 2971, 20. Disponível em: <<http://jus.com.br/artigos/19809>>. Acesso em: 7 mar. 2015.
- Mulongoy, K.J., Chape, S., 2004. *Protected Areas and Biodiversity: An Over view of Key Issues*. CBD Secretariat, Montreal, Canada and UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Patterson, B.D., Atmar, W., 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biol. J. Linn. Soc.* 28, 65-82.
- Pech, D., Ardisson, P.-L., Hernández-Guevara, N.A., 2007. Benthic community response to habitat variation: a case of study from a natural protected area, the Celestun coastal lagoon. *Cont. Shelf Res.* 27, 2523–2533.
- Qian, H., Badgley, C., Fox, D.L., 2009. The latitudinal gradient of beta diversity in relation to climate and topography for mammals in North America. *Global Ecol. Biogeogr.* 18, 111–122.
- Remsburg, A.J., Turner, M.G., 2009. Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 28, 44–56.
- Rosenberg, D. M., Resh, V.H., 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (eds.) Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9.
- Saunders, D.; Meeuwig, J., Vincent, C., 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* 16, 30–41.
- Sax, D.F., Gaines, S.D., 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *TRENDS in Ecology and Evolution* 18(11), 561-566.

- Silva, H., 2008. Socio-ecology of health and disease: the effects of invisibility on the caboclo populations of the Amazon. In: *Amazon Peasant Societies in a Changing Environment* (Adams C, Murrieta R, Neves W, Harris M, eds.). Springer, Dordrecht, the Netherlands, 307–333 pp.
- Skelton, P.H., Cambray, J.A., Lombard, A., Benn, G.A., 1995. Patterns of distribution & conservation status of freshwater fishes in southern Africa. *South African Journal of Zoology* 30 (3), 71–81.
- Southwood, T. R. E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46: 337–365.
- Sreekar R, et al. 2015. The use of species-area relationships to partition the effects of hunting and deforestation on bird extirpations in a fragmented landscape. *Diversity and Distributions* 21:441– 450.
- Terborgh, J., Nunez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Alvarez, P., Swamy, V. et al., 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology*, 89, 1757–1768.
- Tilman, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405, 208–211.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A. Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677.
- Tuomisto, H., 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography* 33, 23–45.
- Veríssimo, A., Lima, E., Lentini, M., 2002. *Pólos Madeireiros do Estado do Pará*. Imazon, Belém, PA.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems *Science* 277, 494–499.
- Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30, 280–338.
- Wright, D.H., Reeves, J.H., 1992. On the meaning & measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, 92, 416–428.

CAPÍTULO I

Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia

1 Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in
2 the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia

3 Cláudio da Silva Monteiro Júnior^{1, 2}, Maria Cristina Esposito¹ & Leandro Juen²

4 ¹Graduate Program in Zoology, Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio
5 Goeldi, Caixa Postal 399, CEP 66040-170, Belém, Pará, Brazil. csmonteirojr@gmail.com

6 ²Ecology and Conservation Laboratory, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade
7 Federal do Pará, Rua Augusto Correia, N° 1 Bairro Guamá, CEP 66.075-110, phone: (55)
8 (91) 3201-8296, Belém, Pará, Brazil. Email: leandrojuen@ufpa.br

9 Corresponding author:

10 Cláudio S Monteiro Jr. E-mail: csmonteirojr@gmail.com, claudiomonteiro80@hotmail.com

Abstract

We studied 30 streams in eastern Amazonia, 17 of which were located within a protected area (PA) and the other 13 in the surrounding zone, with the objective of evaluating the diversity of adult Odonata and if there was a difference between the physical habitat variables of the two environments. We hypothesized that a greater diversity of odonate species would be found in the PA due to a greater complexity of habitats. This hypothesis was rejected, however, due to the greater odonate diversity found in the surrounding zone in comparison with the PA. Differences were also found in the species composition of the two environments. Our results indicate that there are differences between the environmental variables in the areas, and the few alterations observed in the surrounding zone may have contributed to the formation of new conditions and habitats appropriate for species that may have been rare. The PA, despite having reduced species richness and abundance in comparison with the surrounding zone, was nevertheless characterized by a more heterogeneous species composition. A quarter of the species were common to both environments, while 34% were exclusive to the surrounding zone. In this case, it appears that the combination of the protected area and the surrounding zone, which has lower disturbance level, conserve a wider range of specialist species than either areas on their own. The great challenge in the future is finding a way to identify the disturbance levels that would be acceptable, and to prevent over exploitation of resources in such areas.

Keywords: Biodiversity conservation, aquatic insect, Anisoptera, Zygoptera, Caxiuanã National Forest

1. Introduction

Forests are disappearing at an ever-increasing rate in developing countries, where they are being substituted by monocultures, cattle ranching, mining, and hydroelectric reservoirs related to the growth of human populations and agribusiness (Allen and Barnes 1985). This process is no different in the Amazon basin, where the forest is replaced by farmland on large rural properties (Fearnside 2005) or in traditional communities (Santos and Santana, 2012), which are more limited in extent, but may still cause considerable damage to the environment (Godar et al. 2014), given that swidden, or slash-and-burn farming may result in extensive deforestation and soil loss (Clement et al. 2009). This emphasizes the need for the understanding of the effects of even small scale deforestation on local habitats and biodiversity.

Controlling the advance of agricultural frontiers and reducing deforestation rates are major challenges, and one widely used strategy for the preservation of threatened species or habitats is the creation of protected areas (Fabricius et al. 2003). The Convention on Biological Diversity (CBD) defines a protected area as a geographic area designated for specific conservation practices (Mulongoy and Chape 2004). However, the creation of these reserves is not always sufficient, on its own, to guarantee the conservation of the local biodiversity, given that the process may not follow adequate environmental criteria, and often considers only the terrestrial biota, to the detriment of aquatic systems (Abell et al. 2007). This situation is problematic, given that protected headwaters and hydrological networks are important for the quality of the whole hydrographic basin, including major rivers. Aquatic environments are also vulnerable to modifications occurring within other areas within the drainage basin (DeFries et al. 2010), given that any impacts will eventually be leached into protected areas, resulting in the loss of many species (DeFries et al. 2010; Freeman et al.

2007). Despite all these potential problems, protected areas are still among the most effective measures for the protection of biodiversity (Joppa and Pfaff 2011; Margules and Pressey 2000).

The Brazilian Amazon region has recently suffered a reversal in the quantity and classification of its protected areas due to modifications in federal environmental legislation. Many areas have been reclassified, allowing for the exploitation of their natural resources and, in some cases, a reduction in the size of the reserve, and the government has amnestied some of the individuals responsible for substantial deforestation in the past (Ferreira et al. 2014). The occupation of land in the zone surrounding a protected area may reduce its effectiveness for the conservation of local biodiversity by: (i) reducing the effective size of the reserve, and especially the minimum area for species survival, through an increase in border effects, (ii) altering species richness and the trophic structure of the ecosystem, (iii) altering the flow of material and increasing disturbances both within and around the reserve, (iv) the loss of critical habitats for seasonal migrations and restocking, and (v) increasing human activities such as hunting, overfishing, the introduction of exotic species, illegal logging, as well as an increase in the potential for accidental fires (Hansen and DeFries 2007).

Odonate species tend to have specific habitat requirements, and their distribution within a region is generally determined by the availability of adequate environmental conditions, as predicted by Hutchinson's (1957) niche theory, which determines that the geographic distribution of a species will be restricted to an n-dimensional set of conditions and resources (Grinnell 1917; Hutchinson 1957; Peterson 2011). The species will only be able to survive, reproduce, and persist where these conditions exist, and the greater its tolerance to variation in these conditions, the ampler its niche, and the wider its geographic distribution. Environments that are more complex will have a greater variety of habitats, and thus a greater

availability of potential niches, supporting the occurrence of a greater number of species (MacArthur and Wilson 1967). One other factor that demands attention is the pattern of natural environmental heterogeneity and anthropogenic disturbance that affects the environment in a non-continuous manner, with most resources being distributed in patches, which Southwood (1977) has defined as the habitat template model. According to this model, the distribution of the species will be defined by the available environmental conditions and their interface with the niche characteristics of the species. However, these environmental conditions tend to be distributed in patches, which would account for the discontinuity in the distribution of the species associated with these environmental gradients (Chase and Leibold 2002). In this case, areas that have suffered anthropogenic impacts may act as filters for the distribution of species, with the more sensitive species being replaced by more resilient ones, forming communities composed of more generalist species, which are often of little interest for conservation (Monteiro-Junior et al. 2013) given that they tend to occur in many different habitats, including degraded areas.

Organisms such as the aquatic insects of the order Odonata have proven to be extremely useful as models for ecological studies (Monteiro-Junior et al. 2015; Oliveira-Junior et al. 2015). These insects have an aquatic larval stage and terrestrial adults, so they are associated with both aquatic and terrestrial systems (Juen et al. 2007). They are considered good environmental indicators, due to their habitat specificity and sensitivity to environmental conditions, with shifts in abundance or species composition being observed over time and in space (Corbet 1999; Monteiro-Junior et al. 2013, 2014, 2015; Remsburg et al. 2008; Remsburg and Turner 2009). These organisms may thus respond systematically to alterations in both the aquatic and terrestrial environments (Butler and deMaynadier 2008; Foote and Hornug 2005).

Despite the complexity of the processes that occur in aquatic systems, one of the most widely-used approaches to the assessment of the effects of alterations to these environments, in addition to the analysis of the local biota, is the use of parameters indicative of the physical structure of the habitat, with the primary objective of distinguishing features with little or no modification from those with clear evidence of anthropogenic modification (Kaufmann and Robison 1994, 1998). Measuring habitat modifications is important for the definition of patterns of change in these environments, given the potential for the association between species and habitats (Rosenberg and Resh 1993), or even the creation of measures for the mitigation or recuperation of the original environmental conditions. The species can thus be used as bio-indicators of habitat conditions (Landres et al. 1988).

In the present study, we tested the hypothesis that the species richness and abundance of odonates found within a protected area will be greater than those of the surrounding zone, given the greater complexity of habitat. We assumed that one of the principal impacts resulting from anthropogenic modifications is the homogenization of microhabitats (McKinney 2006). As protected areas are characterized by greater natural variability, with a range of microhabitats and considerable ecological complexity, they would be expected to contain a greater diversity of aquatic insects than surrounding areas. We would also expect differences between environments in the species composition, reflecting differences in habitat characteristics, with a greater heterogeneity in species composition in the protected area.

2. Materials and methods

2.1 Study area

The study area was adjacent to Caxiuanã Bay, and is part of the ancient Anapu River, which drains part of southeastern Pará, a state in northern Brazil (Behling and Costa 2000). Caxiuanã Bay has a number of distinct characteristics in comparison with most Amazonian aquatic systems. This bay was formed during the upper Holocene and appears to have been

the result of a number of different factors, such as changes in the level of the Atlantic Ocean, the blocking of river systems, and neotectonic processes in the region, associated with climatic changes, which restructured the geomorphology and hydrodynamics of the Anapu River and its tributaries, causing the blocking of the river drainage (Behling and Costa 2000). This resulted in the formation of Caxiuanã Bay, derived from the permanent inundation of the floodplain of the ancient Anapu River. This process resulted in the loss of currents in the local rivers and streams, and an increase in the deposition of fine sediments (Behling and Costa 2000) transforming the environment into “ria lakes”, with limnological characteristics more similar to those of a lake than a river (Montag and Barthem 2006). Some of the streams that discharge directly into the bay, which is tidal, may be as much as 30 m wide, but with a mean depth of only 50 cm. interestingly, even the widest streams have an extremely well-closed canopy, due to the dense forest of the margins, with some trees being found in the water itself. These streams thus have more lentic than lotic characteristics, with little sunlight reaching the channel due to the canopy cover; such conditions may be similar to those found in swamps.

The Caxiuanã National Forest (FLONA Caxiuanã) is a sustainable-use conservation unit that corresponds to category VI of the IUCN World Database of Protected Areas (IUCN-WDPA 2015), which was created on November 28th 1961 through federal decree 239. The unit is located in eastern Pará (Brazil), approximately 350 km from the state capital, Belém, and covers an area of approximately 330,000 hectares, covered predominantly by dense rainforest (Silva 2008). The region’s climate is of the *Ami* type in the updated Köppen classification system (Peel et al. 2007), with a mean annual temperature of 26.3°C, relative humidity of 86%, and mean annual precipitation of approximately 1,865 mm. The most intense period of rainfall is typically between December and May, with a short dry season

usually occurring between August and November, when monthly precipitation is lower than 60 mm (Costa et al. 2007).

The study focused on 30 streams, of which 17 were located within the FLONA Caxiuanã, and 13 in the surrounding zone, in the municipalities of Melgaço and Portel (Pará), which is vulnerable to the activities of traditional local populations, such as subsistence farming (cassava and açaí) and logging (Silva 2008). Some streams are also dredged and cleared to allow the passage of local boats (**Fig. 1**).

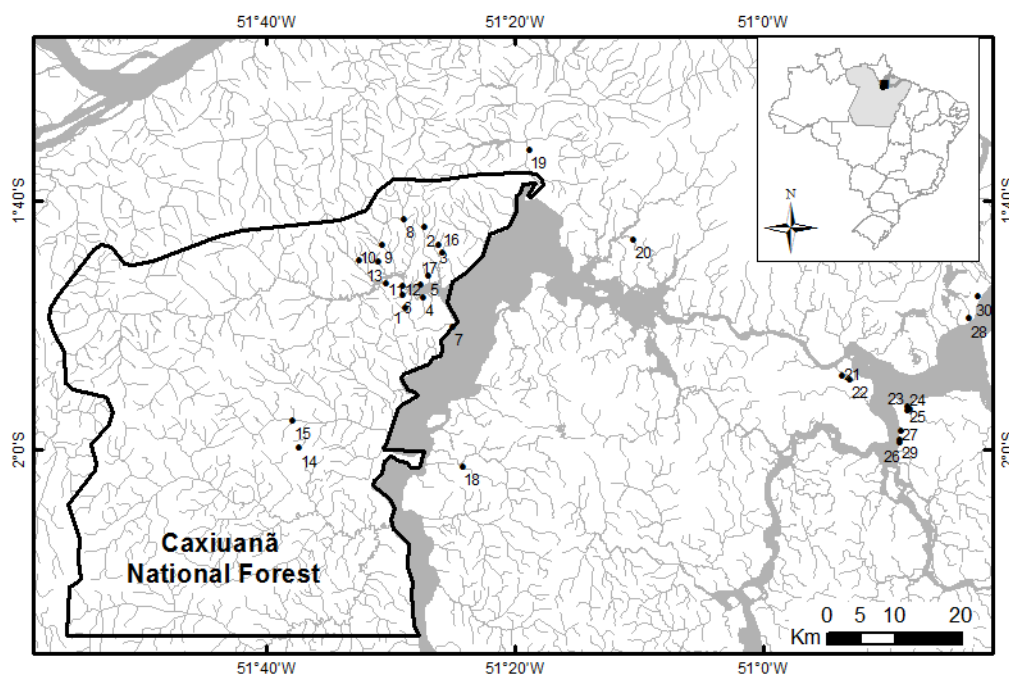


Fig. 1 Location of the 30 streams surveyed in 2012 and 2013 within FLONA Caxiuanã (n = 17) and the surrounding zone (n = 13), in the municipalities of Portel and Melgaço in Pará, Brazil.

2.2 Collection of specimens

Surveys were conducted on sunny days in November 2012 and October 2013, the dry season; sampling was restricted to these months to reduce ‘noise’ due to seasonal effects (Heino 2014). Each stream section was divided by 11 transverse transects (perpendicular to the stream axis) these were labelled ‘A’ to ‘K’, with ‘A’ being the furthest upstream. At each site, the physical-chemical variables were measured at three equidistant points from which mean values were calculated. Adult odonates were collected within a 150 m section of each

stream, demarcated at the margin, and divided into 10 segments of 15 meters, which were subsequently divided into three sub-segments of 5 m, for an average of 90 min in each stream. Only the first two sub-segments were sampled in each segment, with a total of 20 samples being collected per stream. The specimens were collected within each segment using an insect net. The specimens collected were stored in manila envelopes and removed to the laboratory for identification using taxonomic keys (e.g., Garrison et al. 2006, 2010; Lencioni 2005, 2006) and were then deposited in the aquatic invertebrates collection at the Federal University of Pará in Belém. In our study, despite working exclusively on adult odonates, we included measurements of environmental variables that might be considered primarily those concerned with larval conditions, this was because there is clear convergence of adult and larval requirements for some resources (Valente Neto et al. 2016).

2.3 Environmental variables

The physical habitat variables of each stream were measured using the stream evaluation protocol described by Kaufmann et al. (1999) and Peck et al. (2006) with the same defined locations for the collection of adults, which provided information on: the humid area (mean cross-sectional area (width x depth) (m^2)), canopy over the channel (densiometer (%)), number of woody debris pieces in the stream channel—diameter (10 cm) and length (>5 m), water moving slowly, with smooth, unbroken surface -- low turbulence in the channel (glide), and proximity index of agricultural disturbance (presence of row crops, pasture and logging operations). The parameters that represent the habitat characteristics, with emphasis on those most important for the structure of the group, were calculated following the procedures described by Kaufmann et al. (1999) and Barbour et al. (1999). Parameters with no variance were excluded (those with no variation between variables of each site or with a coefficient of variation < 10%), variables with repeated values in at least 80% of samples were also excluded (83 variables were excluded). Then, we established threshold for the Spearman

correlation values of over 0.70 for all potential predictors. After this procedure a total of 12 variables remained (see more information on the process of metric selection in Montag et al. (in press), leaving a set of variables that are known to be relevant to the distribution of the Odonata (Juen et al. 2007; Remsburg et al. 2008; Remsburg and Turner 2009; Juen and De Marco 2012; Monteiro-Junior et al. 2013, 2014, 2015; Oliveira-Junior et al. 2015).

2.4 Data analysis

We applied a Principal Components Analysis (PCA) to summarize the selected environmental variables by decomposing them along orthogonal axes or components (Peres-Neto et al. 2003). To reduce the effects of variables measured on different scales and units of measurement, all variables were standardized (mean equal to 0 and variance equal to 1). The selection criteria for the number of axes used for the ordination followed Quinn and Keough (2002), where the components with a value of at least one were selected when the PCA is based on a correlation matrix. We used a Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA – Anderson 2001) to evaluate the difference in the environmental variation between the streams located in the protected area and the surrounding zone.

A Principal Coordinates Analysis (PCoA) was run to investigate the patterns of species composition between FLONA Caxiuanã and the surrounding zone. For this, we $\log(X+1)$ transformed the abundance data and applied the Bray-Curtis similarity coefficient (Kruskal 1964). We used a PERMANOVA (Anderson 2001) to confirm possible differences in the species composition between environments. The PCoA is an unrestricted ordination approach, which permits the visualization of the total pattern of dispersal and potential differences in the relationships of the dispersal within each group. We also tested the difference in the species composition between the two environments using a multivariate permutation of dispersal analysis (PERMDISP). This test compares the variation in the

similarity of the communities in the two groups, where reduced dispersal indicates more homogeneous communities within the group, whereas more variable values indicate more heterogeneous communities (Anderson 2006). The PERMDISP tests the homogeneity of the multivariate dispersal of factors within each group based on deviations from the barycenter of the group. The PERMDISP is based on the distance of the homogeneity of the multivariate dispersal of a single factor between groups, which is essentially a multivariate extension of Levene's test (Anderson 2006). We ran all the analyses in the R program (R Development Core Team 2015), using the Vegan, Permute and MASS packages (Oksanen et al. 2015; Simpson 2015; Venables and Ripley 2002).

3. RESULTS

3.1 Physical habitat

Following the selection of five environmental variables, those with the least variation were the proximity index of agricultural disturbance, humid area, and canopy over the channel. The parameters that varied the most were the water moving slowly (glide) and number of woody debris pieces in the stream channel (**Table 1**).

Table 1 Variables selected for the description of the physical habitat of FLONA Caxiuanã (n = 17) and the surrounding zone (n = 13) in the municipalities of Portel and Melgaço in Pará, Brazil, in 2012 and 2013.

Variable evaluated	Mean	SD	Variation
Humid area (m ²)	2.35	1.68	71.49
Canopy over the channel (%)	95.26	3.06	3.21
Number of woody debris pieces in the stream channel	13.36	11.67	87.35
Water moving slowly (glide-%)	94.4	14.44	15.30
Proximity index of agricultural disturbance (%)	0.14	0.31	221.43

The first two PCA axes explained 63% of the variation in the abiotic data (**Fig. 2**), with significant differences being found between the two types of environments, i.e., the PAs and

the surrounding zone (PERMANOVA, $\text{pseudo-}F_{(1, 28)} = 3.710$, $p = 0.031$). The FLONA had the largest extent of humid area, number of woody debris pieces in the stream channel, and water moving slowly (glide), while the surrounding zone had the highest values for the proximity index of agricultural disturbance (Table 2).

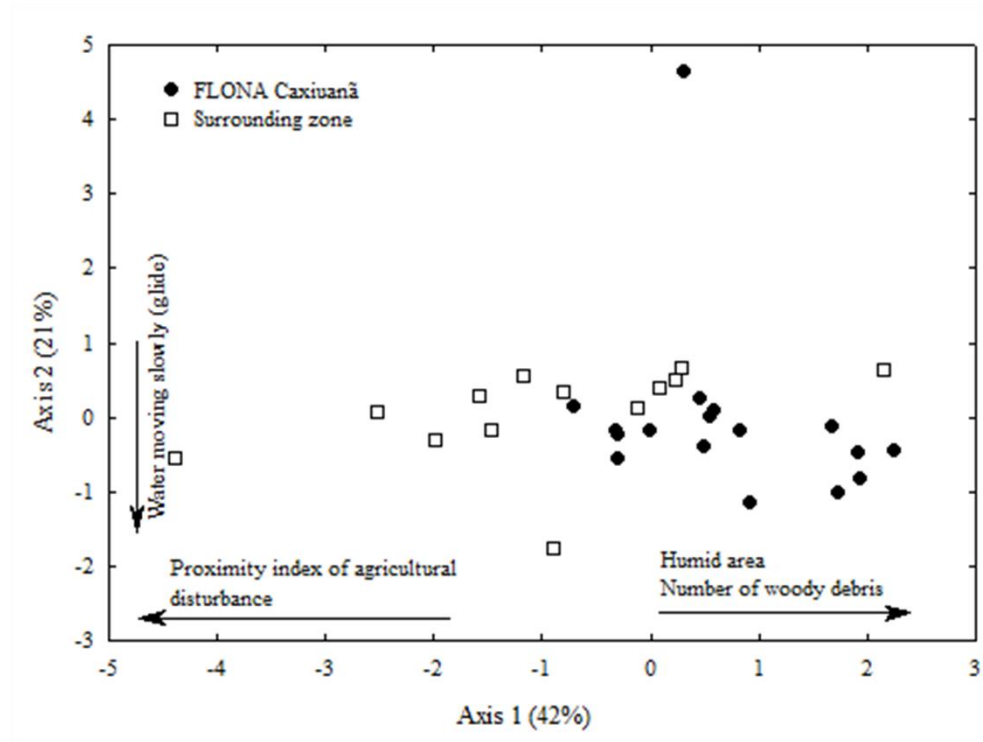


Fig. 2 Analysis of the first and second axes of the principal components of the environmental variables measured in the streams at FLONA Caxiuanã ($n = 17$) and the surrounding zone ($n = 13$), in the municipalities of Portel and Melgaço, Pará (Brazil) in 2012 and 2013.

Table 2 Variables retained for the Principal Components Analysis (PCA) of habitat parameters in the streams at FLONA Caxiuanã ($n = 17$) and the surrounding zone ($n = 13$), in the municipalities of Portel and Melgaço, Pará (Brazil) in 2012 and 2013.

Variable – substrate	Axis 1	Axis 2
Humid area (m^2)	0.818	0.091
Canopy over the channel (%)	-0.461	0.467
Number of woody debris pieces in the stream channel	0.793	-0.266
Water moving slowly (glide-%)	0.106	-0.859
Proximity index of agricultural disturbance (%)	-0.769	-0.026
Eigenvalue	2.283	1.283
% explanation	42	21

3.2. Description of the odonate community

We collected 333 specimens, representing 43 species, 24 genera, and seven families. The most common species were *Perithemis lais* (Perty 1834) with 64 specimens, followed by *Epipleoneura westfalli* Machado, 1986 with 54, *Neoneura rubriventris* Selys, 1860 with 36, and *Neoneura gaida* Rácenis, 1953, with 17 specimens. Together, these taxa accounted for more than 50% of the total species abundance. While *E. westfalli* was recorded in both environments, only one individual was collected in FLONA Caxiuanã. *Perithemis lais* was also collected in both environments but was more abundant in the FLONA, although *N. rubriventris* and *N. gaida* were only found in the surrounding zone.

Mean species richness was significantly higher in the streams of the surrounding zone in comparison with the FLONA, with two species more, on average, being recorded in the surrounding zone ($t = -2.758$; $df = 28$; $p = 0.010$). A similar pattern was found in the abundance data, with six more individuals being recorded in the surrounding zone, on average, than in the FLONA ($t = -2.653$; $df = 28$; $p = 0.012$).

The species composition also varied between the two environments, with a clear separation of the assemblages, as well as much lower variability (PERMDISP, mean = 52.885; SE = 3.038; $p = 0.010$) in the species composition in comparison with FLONA Caxiuanã (PERMDISP, mean = 60.602; SE = 1.175; $P = 0.010$) (**Fig. 3**). Significant differences were found in the species composition between the two types of environments (PERMANOVA, pseudo- $F (1, 28) = 4.214$, $P = 0.001$). Overall, 17 of the 43 species recorded were exclusive to FLONA Caxiuanã, 17 were exclusive to the surrounding zone, and nine species were common to the two environments. *Mnesarete aenea*, *Epipleoneura kaxuriana*, and *E. alburquerquei* were the most abundant species, being found only in FLONA Caxiuanã, while *Neoneura rubriventris*, *N. gaida*, *Protoneura scintilla*, and *Fylgia amazonica* were the most common exclusive species of the surrounding zone.

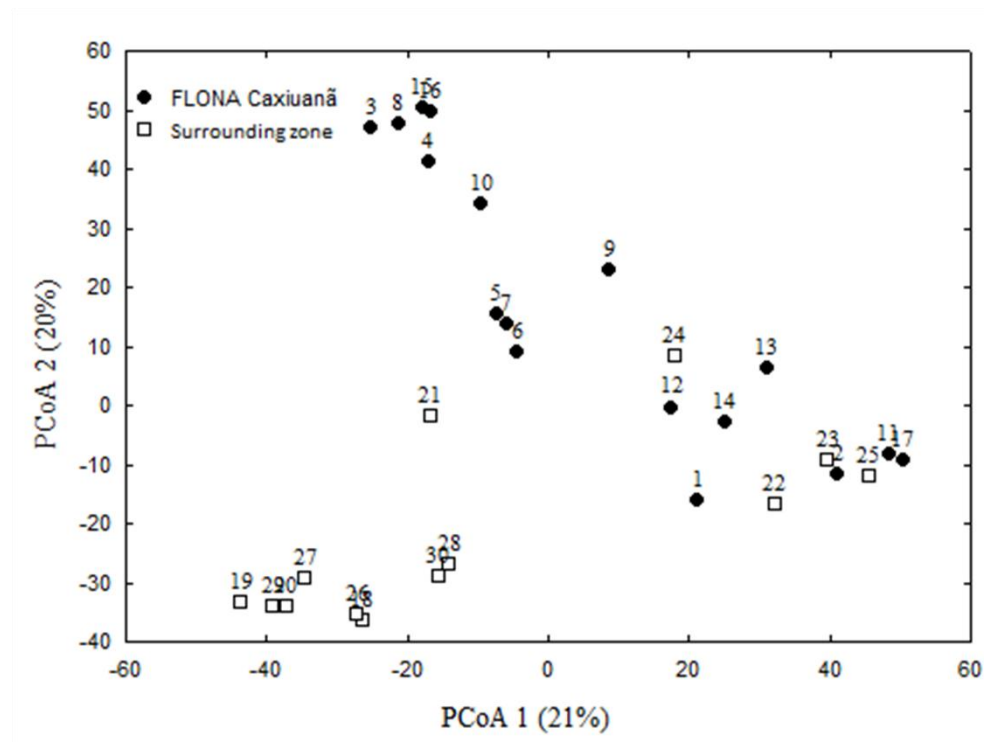


Fig. 3 Ordination of the first two axes of the Principal Coordinates Analysis (PCoA) in the streams at FLONA Caxiuanã (n = 17) and the surrounding zone (n = 13), in the municipalities of Portel and Melgaço, Pará (Brazil) in 2012 and 2013.

4. Discussion

The hypothesis that the species composition of the PA would be distinct from that of the surrounding zone was upheld, although the habitats of the two environments were not totally differentiated. However, we emphasize that the hypothesis was also contradicted by the fact that odonate species richness was highest in the surrounding zone. The modifications observed in the surrounding zone were still limited in extent and impact, presumably because local population density is still low, with no more than 100,000 inhabitants exploiting the region's natural resources in the two municipalities (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE 2015). The population density in the rural zone is only 3.66 inhabitant per km² in Portel and 2.06 inhabitants per km² in Melgaço (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE 2015).

Even so, family farms are a common feature in the surrounding zone, including areas close to streams, where they are one of the most common human impacts. It is important to note that Portel is the largest producer of cassava on family farms on Marajó Island (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE 2015), where the crop is grown by traditional riverside dwellers who practice swidden agriculture along the margins of the local rivers and streams (Santos and Santana 2012). This practice results in the modification of the environment, including the reduction of canopy cover and the undergrowth, which results in a greater penetration of sunlight and an increase in the temperature of the stream environment; however, in our study area, the withdrawal of trees occurred to a lesser extent. This change in temperature may affect the physiological processes of the odonate species, leading to a shift in development rates, thermoregulation, the fundamental niche, and dispersal capacity (Hassall and Thompson 2008).

One other factor that may have contributed to the higher species richness recorded in the surrounding zone may have been the ampler area (km²) sampled in comparison with the FLONA Caxiuanã, given that larger areas tend to cover a larger proportion of species (MacArthur and Wilson 1967; Simberloff 1992). Therefore, a greater diversity of habitats, including disturbed areas and well-preserved but impacted areas may provide at least temporary habitat for some species (Harris 1984). However, the degree of modification of the surrounding sites may not have been sufficiently intense to be attractive to generalist species. It is also important to remember that environments with more lentic characteristics, such as those observed in the present study and primarily in the surrounding zone, tend to have fewer meso- and micro-habitats in comparison with more diverse, lotic environments. This may limit the occurrence of many taxa (Guareschi et al. 2012).

The species richness and abundance recorded at each site, even in pristine environments, were very low in comparison with the results of previous studies at Amazonian sites

(Monteiro-Junior et al. 2015; Oliveira-Junior et al. 2015) or other tropical regions (Dolný et al. 2012). This reduced diversity may be related to the process that occurred during the Holocene when a lake was transformed into the present day ria (Behling and Costa 2000; Montag and Barthem 2006). In addition, the low levels of anthropogenic impact found in the surrounding zone may have been insufficient, up to now, to provoke any major turnover in species composition and may in fact have benefitted some species that were initially rare or restricted to habitats that are more open. Species found in lentic environments are known to have a greater dispersal capacity in unfavourable environments, thus covering long distances to colonize new habitats more rapidly than species found in lotic environments (Hof et al. 2006; Hof et al. 2012; Grewe et al. 2013; Letsch et al. 2016). In general, the species found in the streams in the surrounding zone were quite distinct from those typically found in lotic environments in Amazonian streams (Juen et al. 2007; Neiss and Hamada 2012; Monteiro-Junior et al. 2013, 2014), which suggests that, while there is no reliable classification of their habitat preferences, they are typical of lentic environments

Some species, such as *Dictérias atosanguinea* Selys, 1853 which has been recorded in other studies in a PA in the northern region of Brazil overall (Juen and De Marco 2011; Monteiro-Jr et al. 2013, 2015); also, in our study, it is proving to be a species that does not tolerate any degree of environmental change. Overall, 32 of the 43 species recorded in the present study are classified to be of least concern (LC) in the Brazilian list of endangered species (Ministério do Meio Ambiente 2014), and one is listed as near threatened (NT). It is important to note that 40.6% (13) of these species were found only in FLONA Caxiuanã, 25% (eight) in both environments, and 34.4% (11) were exclusive to the surrounding zone. One of these species (*Epipleoneura haroldoi* Santos, 1964) is classified as NT (see Appendix).

Our results indicate that PAs may not be the only potential refuge for the preservation of biodiversity but that surrounding areas may also contribute to this process as long as they encompass adequate ecological conditions, such as those found in the present study area, that are capable of supporting both stenotopic (reduced tolerance of environmental variation) and eurytopic (enhanced tolerance of environmental variation) species. In this case, local environmental conditions may be assessed by the relative proportions of these two groups (Stewart and Samways 1998). While the intensive colonization of the land surrounding PAs by man may provoke the loss of ecological function and biodiversity within the conservation unit (Hansen and DeFries 2007), this has not yet occurred at Caxiuanã due to the low population density in the region.

Population density is still relatively low in the surrounding zone, where deforestation is still limited and has yet to threaten the integrity of the Caxiuanã National Forest, while the surrounding zone is still able to support the occurrence of many species. However, the greater species richness found in the area surrounding the national forest does not imply that this PA is biologically less valuable but rather that the two environments are distinct. This emphasizes the importance of not only protecting both areas but any area to maintain the diversity of animals in whatever environment. PAs are limited in extent and the loss tends to be definitive, contrasting with unprotected areas, which typically have a more amply distributed and diversified fauna due to their more diverse habitats such as anthropogenic areas and non-anthropogenic areas. In this case, it appears that the combination of the protected area and the surrounding zone, which has lower disturbance level, conserve a wider range of specialist species than either areas on their own. The great challenge in the future is finding a way to identify the disturbance levels that would be acceptable, and to prevent over exploitation of resources in such areas.

5. Acknowledgments

We are grateful to the Programa de Pesquisa em Biodiversidade da Amazônia Oriental (Eastern Amazonian Biodiversity Research Program - PPBio) and the Fundação Amazônia Paraense de Amparo à Pesquisa (Pará State Research Foundation - FAPESPA), through project FAPESPA: ICAAF 03/2011, for financial support. We also thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Brazilian National Research Council - CNPq) for conceding a doctoral stipend to CSMJ (Process no. 475611/2012-8) and research productivity grants to LJ (Process 303252/2013-8) and MCE (Process 309572/2013-4). We are also grateful to the administrators and staff of the Estação Científica Ferreira Penna (Ferreira Penna Research Station), and Erlane Cunha for kindly drawing the map. We also thank the UFPA Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação ao (PROPESP) and the Fundação de Amparo e Desenvolvimento da Pesquisa (FADESP) (Edital 01/2015 PROPESP/FADESP-UFPA) for financing the translation of the manuscript. We thank Dr. John Dover and two anonymous reviewers whose comments and suggestions improved our manuscript.

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors report no conflicts of interest.

6. References

- Abell RA, Allan JD, Lehner B. (2007) Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biol Conserv* 134: 48–63
- Allen JC, Barnes DF (1985) The causes of deforestation in developing countries. *Ann Assoc Am Geogr* 75(2): 163-184
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26: 32–46
- Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62: 245–253
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Behling H, Costa ML (2000) Holocene Environmental Changes from the Rio Curuá Record in the Caxiuna Region, Eastern Amazon Basin. *Quat Res* 53: 369-377
- Butler RG, deMaynadier PG (2008) The significance of littoral and shoreline habitat integrity to the conservation of lacustrine damselflies (Odonata). *J Insect Conserv* 12: 23-36
- Chase JM, Leibold M.A (2002) Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature* 416: 427–430
- Clement CR, Kluppel MP, German LA, Almeida SS, Major J, Aragão Leoc, Guix JC, Lleras E, WinklerPrins AMGA, Hecht SB, McCann JM (2009) Diversidade vegetal em solos antrópicos da Amazônia. In: Teixeira WG, Kern DC, Mádari B, Lima HN, Woods W (eds) *As Terras Pretas de Índio na Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas*. Embrapa Amazônia Ocidental, Manaus, pp 146-161
- Corbet PS (1999) *Dragonflies: behavior and ecology of Odonata*. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, New York
- Costa RF, Silva VPR, Ruivo MLP, Meir P, Costa ACL, Malhi YS, Braga AP, Gonçalves PHL, Silva Jr JA, Grace J (2007) Transpiração em espécies de grande porte na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará. *Rev Bras Eng Agríc Ambient* 11(2): 180-189
- DeFries R, Karanth KK, Pareeth S (2010) Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biol Conserv* 143: 2870–2880
- Dolný A, Harabis F, Bárta D, Lhota S, Drozd P (2012) Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan. *Trop. Zool.* 25: 141–157
- Fabrizius C, Burger M, Hockey AR (2003) Comparing biodiversity between protected areas and adjacent rangeland in xeric succulent thicket, South Africa: arthropods and reptiles. *J Appl Ecol* 40: 392–403
- Fearnside PM (2005) Desmatamento na Amazônia brasileira: histórias, índices e consequências. *Megadiversidade* 1(4): 113-123
- Ferreira J, Aragão LEOC, Barlow J, Barreto P, Berenguer E, Bustamante M, Gardner TA, Lees AC, Lima A, Louzada J, Pardini R, Parry L, Peres CA, Pompeu PS, Tabarelli M, Zuanon J (2014) Brazil's environmental leadership at risk - Mining and dams threaten protected areas. *Science* 346: 706-707

- Foote AL, Hornung CLR (2005) Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecol Entomol* 30: 273-283
- Freeman MC, Prindfe CM, Jackson CR (2007) Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *J Am Water Resour Assoc* 43(1): 5-14
- Garrison RW, Ellenrieder NV, Louton JA (2006) Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press Maryland
- Garrison RW, Ellenrieder NV, Louton JA (2010) Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore
- Godar J, Gardner, TA, Tizado EJ, Pacheco P (2014) Actor-specific contributions to the deforestation slowdown in the Brazilian Amazon *Proc Natl Acad Sci* 111(43): 15591-155967
- Grewe Y, Hof C, Dehling DM, Brandl R, Brandle M (2013) Recent range shifts of European dragonflies provide support for an inverse relationship between habitat predictability and dispersal. *Global Ecol Biogeogr* 22:403-409
- Grinnell J (1917) The niche-relationships of the California Thrasher. *Auk* 34: 427–433
- Guareschi S, Gutiérrez-Cánovas C, Picazo F, Sánchez-Fernández D, Abellán P, Velasco J, Millán A (2012) Aquatic macroinvertebrate biodiversity: patterns and surrogates in mountainous Spanish national parks. *Aquat Conserv* 22: 598–615
- Harris LD (1984) The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago Press, Chicago
- Hassall C, Thompson DJ (2008) The effects of environmental warming on Odonata: a review. *Int J Odonatol* 11(2): 131-153
- Hansen AJ, DeFries R (2007) Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecol Appl* 17: 974-988
- Heino J, (2014) Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: are the inferences transferable among regions? *Ecological Indicators* 36: 186-194
- Hof C, Brandle M, Brandl R (2006) Lentic odonates have larger and more northern ranges than lotic species. *J Biogeogr* 33: 63–70
- Hof C, Brandle M, Dehling DM, Munguia M, Brandl R, Araújo MB, Rahbek C (2012) Habitat stability affects dispersal and the ability to track climate change. *Biol Lett* 8: 639–643
- Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol* 22: 415–427
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE cidades, 2015. <http://cod.ibge.gov.br/24M51> (accessed 12 Feb 2015)
- IUCN (2015) http://ppe-eu.protectedplanet.net/sites/Caxiuana_National_Forest (accessed 15 Feb 2015)
- Joppa LN, Pfaff A (2011) Global Protected Area Impacts. *Proc Biol Sci* 278 (1712): 1633–8
- Juen L, Cabette HSR, De Marco PJr (2007) Odonate assemblage structure in relation to basin and aquatic habitat structure in Pantanal wetlands. *Hydrobiologia* 579: 125–134
- Juen L, De Marco PJr (2012) Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. *Biodivers Conserv* 21: 3507-3521

- Kaufmann PR, Robison EG (1994) Physical Habitat Assessment. In: D.J. Klemm and J.M. Lazorchak (eds.). Environmental Monitoring and Assessment Program 1994 Pilot Field Operations Manual for Streams. SEA/620/R-94/004. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio pp 6-38
- Kaufmann PR, Robison EG (1998) Physical Habitat Characterization. In: J.M. Lazorchak, D.J. Klemm and D.V. Peck (eds.). Environmental Monitoring and Assessment Program -- Surface Waters: Field Operations and Methods for Measuring the Ecological Condition of Wadeable Streams. SEA/620/R-94/004F. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C. pp 77-118
- Kaufmann P R, Levine P, Robison EG, Seeliger C, Peck DV (1999) Quantifying physical habitat in wadeable streams. U.S. Environmental Protection, Washington, D.C.
- Kruskal JB (1964) Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29: 115–129
- Landres PB, Verner J, Thomas JW (1988) Ecological use of vertebrate indicator species: a critique. *Conserv Biol* 2: 316–328
- Lencioni F (2005) Damselflies of Brazil: an illustrated identification guide. 1 – The non-Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo
- Lencioni F (2006) Damselflies of Brazil: an illustrated identification guide. 2 – Coenagrionidae. All Print Editora, São Paulo
- Letsch H, Gottsberger B, Ware JL (2016) Not going with the flow: a comprehensive time-calibrated phylogeny of dragonflies (Anisoptera: Odonata: Insecta) provides evidence for the role of lentic habitats on diversification. *Mol Ecol* 25(6): 1340-1353
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ
- McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol Conserv* 127: 247-260
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243–253
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2014. Lista Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, Distrito Federal
- Montag LFA, Barthem RB (2006) Estratégias de Conservação em comunidades de Peixes da Bacia de Caxiuanã (Melgaço/PA): Um Lago Antigo a ser Comparado com Represas Novas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, n. 82, pp. 4-5
- Montag L, Leão H, Benone N, Monteiro-Junior CS, Faria AP, Nicacio G, Ferreira C, Garcia D, Santos C, Pompeu P, Juen L. Assessment of the physical conditions of eastern Amazon streams: comparing habitats associated with protected areas and surrounding zone. *River Research and Applications*, in press
- Monteiro-Junior CS, Couceiro SRM, Hamada N, Juen L (2013) Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *Int J Odonatol* 16(2): 135–144
- Monteiro-Junior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landsc Urban Plan* 127: 28–40
- Monteiro-Junior CS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecol Indic* 48: 303–311
- Mulongoy KJ, Chape S (2004) *Protected Areas and Biodiversity: An Overview of Key Issues*. CBD Secretariat, Montreal, Canada and UNSE-WCMC, Cambridge, UK

- Neiss UG, Hamada N (2012) Larvae of *Epipleoneura manauensis* Santos and *Roppaneura beckeri* Santos with a key to the genera of known Neotropical Protoneuridae larvae (Odonata: Zygoptera). *Int J Odonatol* 15(1): 31-43
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos PM, Stevens HH, Wagner H (2015) *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA, Hughes RM, De Marco PJ, Juen L (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40: 733-744
- Peck DV, Herlihy AT, Hill BH et al (2006) Environmental Monitoring and Assessment Program: SurfaceWatersWestern Pilot Study—field operations manual for wadeable streams. SEA 620/ R-06/003. Washington, DC: US Environmental Protection Agency
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci* 11: 1633-1644
- Peres-Neto PR, Jackson D, Somers K (2003) Giving meaningful interpretation to ordination axes: assessing loading significance in principal component analysis. *Ecology*, 84(9): 2347–2363
- Peterson AT (2011) Ecological niche conservatism: a time structured review of evidence. *J Biogeogr* 38: 817–827
- Quinn GP, Keough MJ (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press
- R Development Core Team (2015) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL 0.
- Remsburg AJ, Olson AC, Samways MJ (2008) Shade Alone Reduces Adult Dragonfly (Odonata: Libellulidae) Abundance. *J Insect Behav* 21: 460-468
- Remsburg AJ, Turner MG (2009) Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among North-temperate lakes. *J North Am Benthological Soc* 28(1): 44–56
- Rosenberg DM, Resh VH (1993) Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9
- Santos MAS, Santana AC (2012) Caracterização socioeconômica da produção e comercialização de farinha de mandioca no município de Portel, arquipélago do Marajó, estado do Pará. *Rev Verde Agroecologia Desenvolv Sustent* 7(5): 73-86
- Silva H (2008) Socio-ecology of health and disease: the effects of invisibility on the caboclo populations of the Amazon. In: *Amazon Peasant Societies in a Changing Environment* (Adams C, Murrieta R, Neves W, Harris M, eds.). Springer, Dordrecht, the Netherlands, pp 307–333
- Simberloff D (1992) Do species-area curves predict extinction in fragmented forests? In T.C. Whitmore and J.A Sayer, editors. *Tropical deforestation and species extinction*. Chapman and Hall, New York
- Simpson GL (2015) *Permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data*. R package version 0.8-4. <http://CRAN.R-project.org/package=permute>
- Southwood TRE (1977) Habitat, the temple for ecological strategies. *J of Anim Ecol* 46: 337–365

- Stewart DAB, Samways MJ (1998) Conserving dragonfly (Odonata) assemblages relative to river dynamics in an African savanna game reserve. *Conserv Biol* 12: 683–692
- Valente-Neto F, Roque FO, Rodrigues ME, Juen L, Swan C (2015) Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: testing congruence across taxonomic resolution and life stages, *Ecol Indic* (61): 952–959.
- Venables WN, Ripley BD (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York

Supplementary Material Online

Table S1– Number of individuals of each odonate species collected in the two study areas and their conservation status according to the Ministério do Meio Ambiente (Brazilian Environment Ministry - MMA (2014)). The species were catalogued at 30 streams in the Caxiuanã National Forest and the surrounding zone in the municipalities of Portel and Melgaço, Pará (Brazil) in 2012-2013.

Taxon	FLONA Caxiuanã	Surrounding zone	Category
Calopterygidae			
<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853	1	7	LC
<i>Mnesarete aenea</i> (Selys, 1853)	13	-	LC
<i>Mnesarate williamsoni</i> Garrison, 2006	1	-	LC
Coenagrionidae			
<i>Acanthagrion apicale</i> Selys, 1876	-	6	NE
<i>Acanthagrion</i> cf. <i>kennedy</i>	-	1	NE
<i>Aceratobasis macilenta</i> Rambur, 1842	1	-	LC
<i>Aeolagrion dorsale</i> (Burmeister, 1839)	10	5	LC
<i>Argia tinctipennis</i> Selys, 1865	4	-	LC
<i>Mesoleptobasis acuminata</i> Santos, 1961	-	1	NE
<i>Phoenicagrion flammeum</i> (Selys, 1876)	1	3	LC
Dictyriidae			
<i>Dictyria atrosanguinea</i> Selys, 1853	3	-	LC
Protoneuridae			
<i>Epipleoneura alburquerquei</i> Machado, 1964	9	-	NE
<i>Epipleoneura capilliformis</i> (Selys, 1886)	1	-	LC
<i>Epipleoneura haroldoi</i> Santos, 1964	-	2	NT
<i>Epipleoneura kaxuriana</i> Machado, 1985	11	-	LC
<i>Epipleoneura machadoi</i> Racenis, 1960	-	1	LC
<i>Epipleoneura ocuene</i> De Marmels, 1989	6	4	NE
<i>Epipleoneura</i> sp. 1	1	-	
<i>Epipleoneura westfalli</i> Machado, 1986	1	53	LC
<i>Neoneura fulvicollis</i> Selys, 1886	-	1	LC
<i>Neoneura gaida</i> Racenis, 1953	-	17	NE
<i>Neoneura luzmarina</i> De Marmels, 1989	2	1	LC
<i>Neoneura rubriventris</i> (Selys, 1860)	-	36	LC
<i>Protoneura scintilla</i> Gloyd, 1939	-	8	LC

<i>Protoneura tenuis</i> Selys, 1860	1	-	LC
Megapodagrionidae			
<i>Heteragrion aurantiacum</i> Selys, 1862	2	-	LC
<i>Oxystigma petiolatum</i> (Selys, 1862)	1	-	LC
Pseudostigmatidae			
<i>Mecistogaster ornata</i> Rambur, 1842	1	-	LC
Libellulidae			
<i>Argyrothemis angentea</i> Ris, 1911	5	-	LC
<i>Diastatops intensa</i> Montgomery, 1940	7	8	LC
<i>Diastatops dimidiata</i> (Linnaeus, 1758)	-	7	NE
<i>Erythrodiplax castanea</i> (Burmeister, 1839)	-	1	LC
<i>Erythrodiplax</i> sp.	-	2	
<i>Fylgia amazonica</i> Kirby, 1889	-	8	LC
<i>Micrathyria dido</i> Ris, 1911	-	1	DD
<i>Neuraeschna</i> sp.	-	1	
<i>Oligoclada amphinome</i> Ris, 1919	1	-	LC
<i>Oligoclada pachystigma</i>	-	1	LC
<i>Oligoclada xanthopleura</i>	-	4	LC
<i>Oligoclada</i> sp. 1	1	-	
<i>Oligoclada walkeri</i> Geijskes 1931	2	1	LC
<i>Orthemis attenuata</i> (Perty, 1834)	-	3	LC
<i>Perithemis lais</i> (Perty, 1834)	53	11	LC
Total	139	194	

Note: Ministério do Meio Ambiente (Brazilian Environment Ministry - MMA, 2014): Official List of Endangered Brazilian Fauna. Official Journal of the Brazilian Federal Republic, Brasília, DF; Group of least concern → LC = Least Concern; NT = Near Threatened; Endangered group → VU = Vulnerable; EN = Endangered; CR = Critically Endangered; Extinct group → EX = Extinct; EW = Extinct in the Wild; Complementary data → DD = Data Deficient and NE = Not Evaluated.

CAPÍTULO II

A variação da diversidade beta de Odonata entre área protegida e seu entorno, perda de espécies ou substituição?

Capítulo II está nas normas da revista *Biodiversity and Conservation* onde será submetido após as considerações e sugestões da banca.

A variação da diversidade beta de Odonata entre área protegida e seu entorno, perda de espécies ou substituição?

RESUMO

Nosso objetivo foi avaliar o padrão de variação da diversidade beta de espécies de Odonata em 17 igarapés localizados dentro de uma área protegida (AP), e 13 igarapés no entorno. Testando se o *turnover* é o principal agente estruturador da diversidade beta em igarapés, devido ao requerimento ambiental dessas espécies e a variação ambiental que poderá existir entre a AP e o entorno. Esperamos encontrar uma alta diversidade beta, que será explicada pela substituição das espécies. Houve grande diversidade beta para Odonata tanto na AP (β_{sor} média 0.870, DP ± 0.066), quanto no entorno (β_{sor} 0.823, ± 0.043), demonstrando alta dissimilaridade entre os locais e dentro de cada local, entretanto a AP se mostrou mais diversa que o entorno ($t = 2.30$, $P = 0.03$, $gl = 27.55$). Os altos valores de diversidade beta estão relacionados a elevada substituição de espécies tanto na AP (β_{sim} 0.810, ± 0.087) quanto no entorno (β_{sim} 0.773 ± 0.064), sem ocorrência de aninhamento. Houve alta diversidade beta em Odonata tanto na AP quanto no entorno, possivelmente explicada pela amplitude de nicho combinados com a estrutura espacial do meio ambiente. No qual, o requerimento específico das espécies acontece associado a uma variação natural do ambiente. Mesmo havendo alguma modificação ambiental, esta não é grande nem intensa o suficiente para excluir todas as espécies e, portanto, elas conseguem sobreviver nesse ambiente. Assim, a proteção de ambas as áreas se torna importante para manter o pool de espécies próprias de cada ambiente, uma vez que o processo que está ocorrendo é a substituição natural das espécies e não um aninhamento de comunidade.

Palavras-chave: Amazônia, aninhamento, *turnover*, Odonata, Floresta Nacional de Caxiuanã.

1. INTRODUÇÃO

A quantidade de áreas protegidas (AP) no mundo, contabilizando mais de 100 mil áreas. Apesar desse número parecer alto ele correspondem a somente 12% da superfície terrestre do planeta (Mulongoy & Chape 2004). O Brasil ocupa lugar de destaque nesse cenário, sendo um dos maiores detentores de APs do mundo. Entretanto, apesar do aparente alto número, muitas delas estão mal distribuídas ou não foram implantadas efetivamente (Ferreira et al. 2014). Outro problema recorrente é que essas APs na maioria das vezes são isoladas uma das outras por grandes matrizes fragmentadas e, portanto, dependem fundamentalmente da matriz do entorno para fazer a conexão, possibilitando a migração das espécies e de fluxo gênico (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007).

Mesmo com a queda nas taxas de desmatamento na Amazônia (77% entre 2004 a 2011), os índices de desmatamento nas pequenas propriedades ou pequenos produtores (área menor do que 70 hectares) aumentaram em 69% (Godart et al. 2014). Como 24% da área total da floresta é ocupada por pequenos produtores (Godart et al. 2014), estes possuem potencial de impactar a biodiversidade nas APs mesmo que de forma reduzida (Monteiro Júnior et al. 2016). Apesar do impacto em pequena escala não ser avaliado, este pode ser até mais danoso, pois pequenas propriedades não possuem o mesmo foco de fiscalização e de legislação para preservação como os grandes produtores (área maior que 280 hectares; Godart et al. 2014), que muitas vezes precisam vender seus produtos para os mercados exteriores que possuem certificações ambientais mais rigorosas do que a legislação nacional.

De acordo com a legislação brasileira, pequenos proprietários na Amazônia não precisam preservar os 80% que é obrigatório aos grandes proprietários, preservando somente as áreas de proteção permanentes (APPs) e 50% da propriedade na forma de reservas legais (RL) (Brasil, Lei 12.651 de 25 de maio de 2012). Portanto, os impactos na conectividade, fragmentação e redução de ambientes naturais podem ser muito elevados, com possibilidade

de afetar a fauna ou os ambientes que podem ocorrer fora dos limites da AP como, por exemplo, os mananciais que podem levar os impactos para dentro das áreas protegidas. Isso pode ocorrer pela modificação no ambiente, como ocorre nas construções de barragens, ou resultantes da agropecuária com a utilização de fertilizantes e efluentes causando a eutrofização (Mulongoy & Chape 2004).

Explicar os padrões de variação na composição das espécies é um dos principais desafios para os estudos ecológicos (Gravel et al. 2006). Um *pool* regional de espécies de uma região pode mostrar variação substancial na riqueza e na composição de espécies quando se compara pontos dentro dessa mesma área (McCauley et al. 2008). Uma das possíveis explicações para esse padrão é a diferenciação de nicho que existe entre as espécies. Como as condições ambientais apresentam variações, a distribuição das espécies ocorreria apenas onde as condições ambientais contemplassem as exigências do nicho das espécies (Amarasekare 2003; Ulrich et al. 2016). Tais diferenças contribuem para alteração natural da composição de espécies de local para local (*turnover*), fator importante para entender os padrões de distribuição regional das espécies (Shmida & Wilson 1985). Essa variação na composição das espécies é conhecida como diversidade beta, definida como a mudança na composição de espécies da comunidade, ou grau de diferenciação da comunidade entre locais (Whittaker 1960), sendo uma medida que pode ser usada para comparar a diversidade em diferentes escalas (diversidade alfa e gama) (Baselga 2010).

A diversidade beta pode ocorrer devido a dois componentes independentes, o aninhamento e o *turnover* de espécies (Baselga 2010). O aninhamento é caracterizado pela ocorrência de espécies de forma assimétrica, onde locais com menor riqueza de espécies abrigam subconjuntos de espécies que ocorrem em locais de maior riqueza (Atmar & Patterson 1993). *Turnover* de espécies, por sua vez, decorre da substituição das espécies de um local por outras espécies, em consequência das propriedades naturais do ambiente,

variação espacial ou processos históricos de cada local ou região (Qian et al. 2009). Esses dois componentes podem revelar processos diferenciados. Por exemplo, em *turnover*, a substituição de espécies pode ocorrer por limitação da dispersão ou por ação de filtros ambientais. Já o aninhamento pode refletir um processo não-aleatório de perda de espécies, como consequência de fatores que promovam a desagregação ordenada das assembleias (Baselga 2010), como por exemplo, devido às alterações antropogênicas (Fleishman et al. 2002; Quintero et al., 2010). Os componentes de aninhamento e *turnover* representam o ganho ou perda de espécies, ou mesmo, a substituição dessas por outras (Baselga 2012), podendo ser utilizada em múltiplas escalas e em potenciais estratégias de conservação. Dessa forma, pode-se saber se uma espécie é extinta localmente ou substituída por outras mais generalistas, podendo até mesmo ser exóticas no ambiente. Entender como as espécies respondem, seja por *turnover* ou aninhamento às alterações antropogênicas é um passo importante para o planejamento de estratégias e ações de conservação.

As variáveis ambientais podem atuar como filtros, selecionando as espécies em várias escalas espaciais (Southwood 1977; Poff 1997). Além disso, a transformação do habitat cria novos ambientes pela adição e remoção de espécies devido à perda da vegetação nativa. A fragmentação, por exemplo, remove espécies que não são capazes de persistir em pequenas áreas isoladas, que podem então ser colonizadas por outras espécies (Williams et al. 2009). Portanto, as comunidades são produtos das variáveis ambientais que atuam em várias escalas, quer seja por modificação natural ou antropogênica (Boyero & Bailey 2001). Em virtude disso, as modificações ambientais podem criar novos filtros para as espécies, o que pode levar a um aninhamento na comunidade. Assim, o aninhamento pode ser utilizado para revelar se as variáveis ambientais estão afetando a composição de espécies (Fleishman et al. 2002). Por outro lado, o *turnover*, pode refletir a seleção de locais com condições bastante particulares para a conservação da biodiversidade *in situ* (Oliver et al. 1998).

Como cada espécie possui exigências ambientais bastante específicas, e as características ambientais geralmente são autocorrelacionadas espacialmente, a composição de espécies tende a ser muito dissimilar conforme aumenta a distância que separa os locais (Soininen et al. 2007). Portanto, quanto mais abrupto for o gradiente espacial em condições ambientais, menos espécies serão compartilhados entre as áreas, maiores os números de espécies que não serão compartilhados, e isso tende a elevar o *turnover* espacial (Whittaker 1960). Assim, o *turnover* explicado em sua maior proporção pela heterogeneidade de habitat (Whittaker et al. 2001 Chase & Leibold 2002) como encontrado em ambientes preservados.

Odonata são insetos aquáticos, cujas espécies apresentam uma variação nas exigências de habitat, alguns apresentando distribuição restrita a ambientes florestados com pouca entrada de luz e baixa temperatura (De Marco et al. 2015; Oliveira Júnior et al. 2015; Rodrigues et al. 2016). Por outro lado, contem também espécies com boa capacidade de dispersão e podem habitar ambientes efêmeros, suportando bem as alterações ambientais e, maior incidência de raios solares, podendo até mesmo ser beneficiadas pelo impacto (Clark & Samways 1996; Monteiro-Junior et al. 2013, 2014, 2015; Rodrigues et al. 2016; Valente-Neto et al. 2016). Neste estudo, iremos comparar a composição de espécies de Odonata em 30 igarapés, sendo 17 em uma área protegida e 13 no entorno, testando a hipótese de que grande parte da diversidade beta observada será explicada pela substituição de espécies. Devido à capacidade de dispersão dessas espécies e a variação ambiental que poderá existir entre a AP e o entorno, esperamos encontrar uma alta diversidade beta, que será explicada pela substituição das espécies.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em 30 igarapés, sendo 17 dentro da Floresta Nacional de Caxiuanã (FLONA) e 13 localizados no entorno da mesma (estado do Pará, Brasil). A região de Caxiuanã possui uma baía, resultado do alagamento permanente da planície de inundação do antigo rio Anapu, que culminou na perda de água corrente dos rios e igarapés da região (Behling & Costa 2000), formando os “lagos de ria”, com mais características lânticas do que lólicas (Montag & Barthem 2006).

A FLONA de Caxiuanã está localizada a leste do estado do Pará (em torno de 350 km da capital, Belém), possui área aproximada de 330.000 ha, constituída por floresta tropical (85%), floresta inundada (12%), vegetação secundária e áreas sem floresta (3%) (Silva 2008). É uma área de proteção (AP) ou como é conhecido no Brasil, unidade de conservação de uso sustentável (Brasil, Sistema Nacional de Unidades de Conservação-SNUC 2000), assim populações tradicionais podem usufruir dos seus recursos. As alterações provocadas pelas atividades de agricultura de subsistência (mandioca e açaí) e retirada de madeira são realizadas principalmente no entorno da AP. O período de maior precipitação ocorre de dezembro a maio, com uma curta estação de estiagem, geralmente entre agosto e novembro, na qual a precipitação mensal pode ser menor que 60 mm (Costa et al. 2007). O clima da região é do tipo *Ami*, de acordo com a classificação de Köopen (Peel et al. 2007) (Figura 1). Ver Monteiro-Jr et al. (2016) para maiores detalhes sobre a região de estudo.

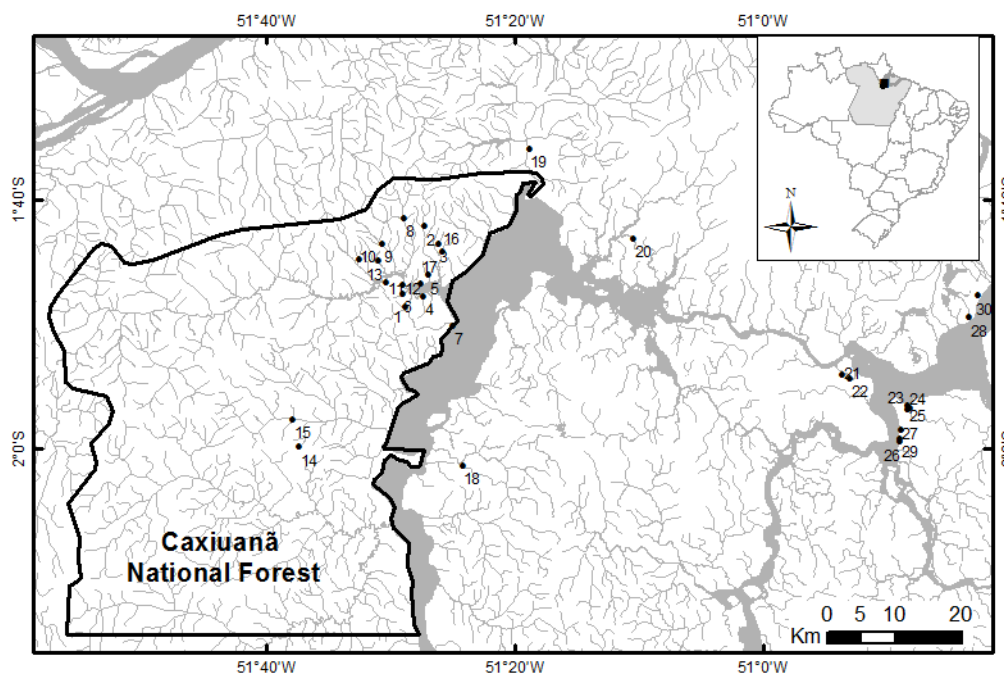


Figura 1. Localização dos 30 igarapés amostrados no período de estiagem nos anos de 2012 e 2013 dentro da FLONA (pontos de 1 a 17) e no seu entorno (pontos de 18 a 30), na Amazônia oriental, Pará, Brasil (Imagem: Monteiro-Jr et al., 2016).

2.2. Desenho amostral e coleta dos indivíduos

Em cada igarapé foi amostrado um trecho de 150 metros. Foram delimitadas onze transecções equidistantes nomeadas de “A” a “K” (sendo a transecção “A” a jusante e “K” a montante do igarapé). Em cada trecho, os fatores abióticos foram medidos em três pontos equidistantes para posterior obtenção da média dos valores. Os adultos de libélula e os dados ambientais foram coletados nos meses de outubro e novembro de 2012 e outubro de 2013, no período de estiagem, evitando possíveis efeitos da sazonalidade na representação da fauna local (Heino 2014). Foram feitas amostragens somente em dias ensolarados, em virtude das restrições ecofisiológicas das espécies (Corbet 1999). Os adultos foram coletados com o uso de uma rede entomológica (puçá), nas margens ao longo de cada trecho. Os adultos capturados foram acondicionados em envelopes de papel cartão e, posteriormente, levados ao laboratório para a identificação através da utilização de chaves taxonômicas (e.g. Lencioni

2005, 2006; Garrison et al. 2006, 2010). O material coletado foi depositado na Coleção de Insetos Aquáticos da Universidade Federal do Pará – UFPA.

2.3 Análises dos dados

Cada igarapé amostrado foi considerado uma unidade amostral nas análises estatísticas. Dessa forma, o universo amostral foi de 30 réplicas, sendo 17 na área protegida e 13 para o entorno. Primeiro, para estimar a diversidade beta existente nos riachos amostrados usamos a abordagem de Baselga (2010), que particiona a dissimilaridade total (dissimilaridade de Sorensen) em dois componentes: dissimilaridade devido a *turnover* e dissimilaridade devido a diferença em riqueza (Baselga & Orme 2012). Para isso foi usado a matriz de presença e ausência das espécies por igarapé. A diversidade beta é medida pelo índice de Sorensen (β_{sor}) que representa a diversidade beta total entre dois igarapés; O *turnover* foi avaliado pela dissimilaridade de Simpson (β_{sim}) e o aninhamento pelo índice de aninhamento (β_{nes}), que pode indicar ganho ou perda de espécies. A equação usada para calcular os índices foi:

$$\begin{aligned}\beta_{nes} = \beta_{sor} - \beta_{sim} &= \frac{b + c}{2a + b + c} - \frac{\min(b, c)}{a + \min(b, c)} \\ &= \frac{\max(b, c) - \min(b, c)}{2a + \min(b, c) + \max(b, c)} \times \frac{a}{a + \min(b, c)}\end{aligned}$$

Onde a é o número de espécies comuns entre dois igarapés, b é o número de espécies que ocorrem em um igarapé, mas não nos outros e c que é o número de espécies que ocorrem nos outros pontos, mas não no primeiro. Estas medidas de dissimilaridade são frações aditivas de β_{sor} (Baselga 2010), uma medida que inclui os dois aspectos da variação composicional (Anderson et al. 2011). Estas medidas de dissimilaridade, como derivado de diversidade beta multiplicativo, são conhecidas como sendo independente da diversidade gama (Baselga 2010), o que permite a comparação direta dos componentes de variação da

composição provocada pela substituição de espécies e aninhamento entre diferentes regiões (Baselga et al. 2012), apresentando resultados mais confiáveis.

Além disso, avaliamos a possível associação das espécies em cada ambiente (Flona e. Entorno) através do valor indicador (IndVal) das espécies (Dufrêne & Legendre 1997; De Cáceres et al. 2010). Este método combina medidas de especificidade (se as espécies mostram uma associação com um certo tipo de ambiente) e fidelidade (se a espécie é invariavelmente presente sob uma dada condição do ambiente) e fornece um valor de indicador (IndVal) para cada espécie (Dufrêne & Legendre 1997).

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2014), usamos os seguintes pacotes "betapart" (Baselga 2010), "vegan" (Oksanen et al. 2015) e "indicspecies" (De Cáceres & Jansen, 2011).

3. Resultados

Um total de 333 indivíduos foram coletados distribuídos em sete famílias, quatro gêneros e 43 espécies. Um grande número de espécies raras (espécies com apenas um indivíduo coletado) foi registrado em nosso conjunto de dados. Aproximadamente 50% das espécies ocorreram em apenas um local. A espécie *Epipleoneura westfalli* Machado, 1986 foi a mais abundante em igarapés do entorno, com 16% do total de indivíduos. Já na FLONA, a espécie mais representativa foi *Mnesarete aenea* (Selys, 1853) com os mesmos 16% do total de indivíduos. A espécie *Perithemis lais* (Perty, 1834) foi a mais representativa nos dois tratamentos com mais de 43% do total de indivíduos coletados (Anexo).

A diversidade beta de Odonata foi alta tanto na Flona (β_{sor} 0.870) quanto no entorno (β_{sor} 0.823, ± 0.043). Os altos valores de diversidade beta estão relacionados a elevada substituição de espécies tanto na FLONA (β_{sim} 0.810) quanto no entorno (β_{sim} 0.773). Por outro lado, o aninhamento foi baixo entre os dois tratamentos, tanto na FLONA (β_{nes}

0.059) quanto no entorno (β_{nes} 0.050). O padrão de aninhamento foi fraco, prevalecendo o *turnover* (Tabela 1).

Tabela 1 – Componentes da diversidade beta (β_{sor}), *turnover* espacial (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}) das espécies de Odonata dos igarapés amostrados na Flona (n=17) e seu entorno (n=13), registradas nos 30 igarapés nos municípios de Portel e Melgaço, Pará (Brasil) em 2012-2013.

	Bsor	Bsim	Bnes
FLONA	0.870	0.811	0.059
Entorno	0.824	0.773	0.051
Total	1.694	1.584	0.110

Das 43 espécies analisadas, seis (14%) apresentaram associação a um dos ambientes (FLONA ou Entorno). Cinco espécies (*Epipleoneura westfalli*, *Neoneura rubriventris*, *Neoneura gaida*, *Fylgia amazonica* e *Protoneura scintilla*) foram associadas aos igarapés do entorno da área protegida, sendo *Mnesarete aenea* a única espécie associada a Flona. A espécie com maior valor para associação em termos de especificidade e fidelidade ao local foi a *Epipleoneura westfalli* que obteve 82.6% de associação aos locais do entorno da Flona (Tabela 2).

Tabela 2 – Valor de indicação das espécies de Odonata dos igarapés amostrados na Flona (n=17) e seu entorno (n=13), registradas nos 30 igarapés nos municípios de Portel e Melgaço, Pará (Brasil) em 2012-2013.

Species	IndVal	Ranking	P	Habitat association
<i>Epipleoneura westfalli</i>	0.826	1	0.005	Entorno
<i>Neoneura gaida</i>	0.679	2	0.010	Entorno
<i>Neoneura rubriventris</i>	0.679	3	0.010	Entorno
<i>Protoneura scintilla</i>	0.620	4	0.015	Entorno
<i>Fylgia amazonica</i>	0.620	5	0.015	Entorno

4. Discussão

Nossos resultados demonstram que ocorre uma grande variação na composição de espécies. Houve grande diversidade beta explicado em sua maior parte por *turnover* tanto na FLONA quanto no entorno, mesmo essa diferença sendo baixa, a diversidade beta na FLONA foi maior que no entorno. A alta diversidade beta em Odonata tanto na FLONA quanto no entorno talvez não seja resultado da alta vagilidade do grupo (já que são bons voadores), mas possivelmente devido a sua amplitude de nicho combinados com a estrutura espacial do ambiente (Tockner et al. 1999). Mesmo havendo alguma modificação ambiental no entorno, esta não é grande e nem tão intensa (Monteiro-Jr et al. 2016), permitindo a persistência das espécies nesse ambiente.

Espécies persistem quando as condições ambientais estão dentro do intervalo de sua tolerância, caso contrário, serão extintas localmente. Assim, habitats mais variáveis conseguem abrigar espaços de nichos para um maior número de espécies, levando a um maior *turnover* em grandes diversidades (Shurin 2007). Diminuindo a importância da capacidade de dispersão em aumentar o *turnover*, por exemplo, em estudo realizado na Grã-Bretanha com vários táxons, inclusive com Odonata, sugerem que o aumento da distância e capacidade de dispersão das espécies não foi relacionado a um aumento do *turnover* das espécies, mas sim a estrutura espacial do ambiente que foi modificado (Harrison et al. 1992). O alto *turnover* em nosso estudo demonstra a grande diversidade, mesmo o entorno possuindo alguma perturbação, resultado da baixa densidade demográfica existente na região de estudo (IBGE 2015). E que nessas condições, podem auxiliar na conservação de APs.

A presença de espécies como a *Neoneura rubriventris* e *Mnesarete aenea* em igarapés do entorno podem indicar que este apesar de modificado pelas ações antrópicas ainda conseguem manter uma boa integridade ambiental, visto que a perda da vegetação causa a diminuição da abundância e limita a distribuição dessas espécies (Rodrigues et al. 2016, Juen

et al. 2014). Assim como a ocorrência de algumas espécies que foram registradas em ambientes com alguma alteração em outros estudos como *Epipleoneura westfalli* e *Neoneura gaida* (Juen et al. 2014). Já para a FLONA, podemos citar a espécie *Dictierias atosanguinea* Selys, 1853 encontrada somente neste ambiente e sendo associada a áreas protegidas de outros estudos (Juen & De Marco 2012; Monteiro-Jr et al. 2013, 2015).

A maior diversidade beta encontrada na Flona, pode ser resultado da maior heterogeneidade das espécies quando comparado ao entorno (ver Monteiro-Jr et al. 2016). Além disso, a beta diversidade pode ser comparável à curva de espécies por área (Harrison et al. 1992), onde a mudança de espécies é tão importante quanto a riqueza de espécies locais na determinação da diversidade na escala regional (Ellingsen & Gray 2002). A diversidade beta é também diretamente importante para questões do design de reservas (Thomas 1990; Tuomisto et al. 1995; Gray et al. 1997). Assim, podemos dizer que a FLONA está bem representada pelas espécies ali encontradas, pois mesmo em uma área menor de área de coleta se obteve uma maior diversidade beta e *turnover*.

Padrões geográficos em *turnover* espacial são tradicionalmente interpretados como um reflexo de gradientes em condições ambientais e variação de adaptações ambientais de espécies, com maior *turnover* onde estes gradientes são mais dissimilares (Whittaker 1960). No entanto, as condições ambientais médias também podem moldar os padrões de *turnover* através da sua influência tanto sobre o número de espécies que ocupam uma área (Gaston 2000) como sobre o potencial de espécies individuais para tornar-se localmente mais generalizada. Em nosso estudo não obtivemos uma ruptura ambiental tão evidente no gradiente de alteração (Monteiro-Jr et al. 2016) e, mesmo os locais modificados, ainda conservam boas condições ambientais no entorno, possuindo mata ciliar ao longo dos riachos que é uma das variáveis que mais afetam a distribuição de Odonata (Carvalho et al. 2013; Monteiro Júnior et al. 2013, 2014).

A heterogeneidade da composição de espécies é uma característica fundamental para apoiar a elevada diversidade regional em águas lênticas (Scheffer et al. 2006). Embora o entorno tenha abrigado espécies consideradas comuns como *Fylgia amazonica* e *Epipleoneura westfalli*, também abrigou espécies de ambientes preservados como *Epipleoneura haroldoi* e *Dicterias atosanguinea*. Assim, se as atuais condições ambientais persistirem, ou seja, baixa densidade populacional ribeirinha, resultará em pouca mudança do ambiente e, conseqüentemente, também persistirão a alta diversidade e *turnover* das espécies. Além disso, vale ressaltar as características idiossincráticas do local de estudo, como o “lago de ria”, no qual mudanças no holoceno transformaram a região a características mais de lago do que de rio e a influência diária da maré (Behling & Costa 2000). E por estes motivos, naturalmente as espécies que ocorrem na região podem ser mais resistentes a variação do ambiente e, portanto, menos sensíveis aos impactos ambientais.

A Convenção Internacional sobre a Biodiversidade coloca ênfase considerável sobre a conservação da biodiversidade externa para formalmente declarar áreas protegidas (Shackleton 2000). Assim, nosso estudo detectou que mesmo a diversidade beta do entorno sendo ligeiramente menor do que na área protegida, esta foi alta e igualmente importante, uma vez que a composição de espécies foi dissimilar (ver Monteiro-Junior et al., 2016). Por outro lado, a FLONA está conseguindo alcançar o seu objetivo primordial de proteção da biodiversidade. Assim, a proteção de ambas as áreas se torna importante para manter o pool de espécies próprias de cada ambiente, uma vez que o conjunto de espécies encontradas no entorno são diferentes das registradas dentro da Flona e esse processo é causado pelo *turnover* de espécies e não por um aninhamento de comunidade.

5. Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade da Amazônia Oriental (Eastern Amazonian Biodiversity Research Program - PPBio) e a Fundação Amazônia Paraense de Amparo à Pesquisa (Pará State Research Foundation - FAPESPA), através do projeto FAPESPA: ICAAF 03/2011, pela ajuda financeira. Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Brazilian National Research Council - CNPq) por conceder uma bolsa de doutorado a CSMJ (Process no. 475611/2012-8) e por conceder a bolsa de pesquisa em produtividade a LJ (Process 307597/2016-4). Também somos gratos aos administradores e funcionários da Estação Científica Ferreira Penna (Ferreira Penna Research Station) e Erlane José Cunha por gentilmente fazer o mapa e, a todos os revisores que contribuíram para o melhoramento da tese.

6. Referências bibliográficas

- Anderson MJ, Crist TO, Chase JM et al. (2011) Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecological Letters* 14: 19–28
- Amarasekare P (2003) Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecol. Lett.* 6: 1109–1122
- Atmar W, Patterson BD (1993) The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373–382
- Baselga A (2010) Partitioning the *turnover* and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134–143
- Baselga A (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecol. Biogeogr.* 21: 1223–1232
- Baselga A, Orme CDL (2012). Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* 3: 808–812
- Behling H, Costa ML (2000) Holocene Environmental Changes from the Rio Curuá Record in the Caxiuana Region, Eastern Amazon Basin. *Quaternary Res.* 53 369–377
- Boyero L, Bailey RC (2001) Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia* 464: 219–225
- BRASIL Lei nº 9.985 (2000) Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 18 de julho de 2000.
- Brasil Lei 12.561 (2012) Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm
- Carvalho F G, Silva-Pinto N, Oliveira-Junior JMB, Juen L (2013). Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25: 10–18
- Clark TE, Samways MJ (1996) Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Krüger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 33: 1001–1012
- Chase JM, Leibold MA (2002). Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature* 416: 427–430
- Corbet PS (1999) Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY, 829pp.
- Costa RF, Silva VPR, Ruivo MLP, Meir P, Costa ACL, Malhi YS, Braga AP, Gonçalves PHL, Silva Jr JA, Grace J (2007) Transpiração em espécie de grande porte na Floresta

- Nacional de Caxiuanã, Pará. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 11(2):180-189
- De Cáceres M, Legendre P, Moretti M (2010) Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119: 1674–1684.
- De Cáceres M, Jansen F (2011) 'Indicspecies' Package: Functions to Assess the Strength and Significance of Relationship of Species Site Group Associations. R package
- De Marco Júnior P; Batista JD; Cabette HSR (2015) Community Assembly of Adult Odonates in Tropical Streams: An Ecophysiological Hypothesis. *Plos One* 10: e0123023
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need a for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67: 345–366
- Ellingsen KE, Gray JS (2002). Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? *J. Anim. Ecol.* 71: 373–389
- Ferreira J, Aragão LEOC, Barlow J, Barreto P, Berenguer E, Bustamante M, Gardner TA, Lees AC, Lima A, Louzada J, Pardini R, Parry L, Peres CA, Pompeu PS, Tabarelli M, Zuanon J (2014) Brazil's environmental leadership at risk - Mining and dams threaten protected areas. *Science* 346: 6210
- Fleishman E, Betrus CJ, Blair RB, MacNally R, Murphy DD (2002) Nestedness analysis and conservation planning: the importance of place, environment, and life history across taxonomic groups. *Oecologia* 133: 78–89
- Garrison RW, Ellenrieder NV, Louton JA (2006) Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press Maryland. 368pp.
- Garrison RW, Ellenrieder NV, Louton JA (2010) Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 490pp.
- Gaston KJ (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227
- Gray JS (1997) Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodivers Conserv* 6:153–175
- Gravel D, Canham CD, Beaudet M, Messier C (2006) Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecol. Lett.* 9: 399-409
- Godar J, Gardner TA, Tizado EJ, Pacheco P (2014) Actor-specific contributions to the deforestation slowdown in the Brazilian Amazon. *PNAS* 111(43): 15591–15596

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE cidades, 2015.
<http://cod.ibge.gov.br/24M51> (acessado em 12 Feb 2015)
- Harrison S, Ross SJ, Lawton JH (1992) Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 141–148
- Heino J (2014) Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: are the inferences transferable among regions? *Ecological Indicators* 36: 186-194
- Juen L, De Marco PJr (2012) Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. *Biodivers Conserv* 21: 3507-3521
- Juen L, Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Mendes TP, Cabette HSR (2014). Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta. *Acta Amazônica* 44:175-184
- Lencioni F (2005) Damselflies of Brazil: an illustrated identification guide. 1 – The non-Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, 324pp.
- Lencioni F (2006) Damselflies of Brazil: an illustrated identification guide. 2 – Coenagrionidae. All Print Editora, São Paulo, 419pp.
- McCauley S, Davis C, Relyea R, Yurewicz K, Skelly D, Werner E (2008) Metacommunity patterns in larval odonates. *Oecologia* 158(2): 329-342
- Montag L FA, Barthem RB (2006) Estratégias de Conservação em Comunidades de Peixes da Bacia de Caxiuanã (Melgaço/PA): Um Lago Antigo a ser Comparado com Represas Novas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, n. 82, p. 4-5
- Monteiro-Junior CS, Couceiro SRM, Hamada N, Juen L (2013) Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *Int J Odonatol* 16(2): 135–144
- Monteiro-Junior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landsc Urban Plan* 127: 28–40
- Monteiro-Junior CS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecol Indic* 48: 303–311
- Monteiro-Junior CS, Esposito MC, Juen L (2016) Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia. *Journal of Insect Conservation* 20: 643-652
- Mulongoy KJ, Chape S (2004) Protected areas and biodiversity. UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 21

- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H (2011) 'Vegan' Package: Community Ecology Package
- Oliver I, Beattie AJ, York A (1998) Spatial fidelity of plant, vertebrate, and invertebrate assemblages in Multiple-use forest in eastern Australia. *Conserv. Biol.* 12(4): 822-835
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 11: 1633-1644
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC (1997). The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 769–784
- Qian H, Badgley C, Fox DL (2009) The latitudinal gradient of beta diversity in relation to climate and topography for mammals in North America. *Global Ecol. Biogeogr.* 18: 111-122
- Quintero C, Morales CL, Aizen MA (2010) Effects of anthropogenic habitat disturbance on local pollinator diversity and species turnover across a precipitation gradient. *Biodiversity and Conservation* 19:257–274
- R Development Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rodrigues ME, de Oliveira Roque F, Quintero JMO et al (2016) Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biol Conserv* 194:113–120
- Scheffer M, van Geest GJ, Zimmer K, Jeppesen E, Søndergaard M, Butler MG, Hanson MA, Declerck S, De Meester L (2006) Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112:227–231
- Shackleton CM (2000) Comparison of plant diversity in protected and communal lands in the Bushbuckridge lowveld savanna, South Africa. *Biological Conservation* 94: 273-285
- Silva H (2008) Socio-ecology of health and disease: the effects of invisibility on the caboclo populations of the Amazon. In: *Amazon Peasant Societies in a Changing Environment* (Adams C, Murrieta R, Neves W, Harris M, eds.). Springer, Dordrecht, the Netherlands, 307–333 pp.
- Shmida A, Wilson MV (1985). Biological determinants of species diversity. *J. Biogeogr.* 12: 1–20

- Shurin JB (2007) How is diversity related to species turnover through time? *Oikos* 957–965
- Soininen J, McDonald R, Hillebrand H (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography* 30: 3–12
- Southwood TRE. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46: 337-365
- Thomas CD (1990) Fewer species. *Nature* 347: 237
- Tockner K, Schiemer F, Baumgartner C, Kum G, Wiegand E, Zweimueller I, Ward JV (1999) ‘The Danube Restoration Project: species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system’, *Regul. Rivers* 15: 249–262
- Tuomisto H, Ruokolainen K., Kalliola R, Linna A, Dan-joy W, Rodriguez Z. (1995) Dissecting Amazonian biodiversity. *Science* 269:63-66
- Ulrich W, Jabot F, Gotelli NJ (2016) Competitive interactions change the pattern of species co-occurrences under neutral dispersal. *Oikos*, doi: [10.1111/oik.03392].
- Williams NSG et al. (2009) A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology* 97:4–9
- Whittaker RM (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30: 279-338
- Whittaker R J, Willis KJ, Field R (2001) Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28:453-470
- Whittaker R.J., Fernández-Palacios J.M. (2007). *Island Biogeography: Ecology, Evolution and Conservation*. Oxford University Press, Oxford.

Anexo

Tabela 1 - Número de indivíduos de cada espécie de libélulas coletados nas duas áreas de estudo. As espécies foram coletadas em 30 riachos na Floresta Nacional de Caxiuanã e no seu entorno nos municípios de Portel e Melgaço, Pará (Brasil) em 2012-2013.

Taxon	FLONA Caxiuanã	Surrounding zone
Calopterygidae		
<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853	1	7
<i>Mnesarete aenea</i> (Selys, 1853)	13	-
<i>Mnesarate williamsoni</i> Garrison, 2006	1	-
Coenagrionidae		
<i>Acanthagrion apicale</i> Selys, 1876	-	6
<i>Acanthagrion</i> cf. <i>kennedy</i>	-	1
<i>Aceratobasis macilenta</i> Rambur, 1842	1	-
<i>Aeolagrion dorsale</i> (Burmeister, 1839)	10	5
<i>Argia tinctipennis</i> Selys, 1865	4	-
<i>Mesoleptobasis acuminata</i> Santos, 1961	-	1
<i>Phoenicagrion flammeum</i> (Selys, 1876)	1	3
Dicteriadidae		
<i>Dicterias atosanguinea</i> Selys, 1853	3	-
Protoneuridae		
<i>Epipleoneura alburquerquei</i> Machado, 1964	9	-
<i>Epipleoneura capilliformis</i> (Selys, 1886)	1	-
<i>Epipleoneura haroldoi</i> Santos, 1964	-	2
<i>Epipleoneura kaxuriana</i> Machado, 1985	11	-
<i>Epipleoneura machadoi</i> Racenis, 1960	-	1
<i>Epipleoneura ocuene</i> De Marmels, 1989	6	4
<i>Epipleoneura</i> sp. 1	1	-
<i>Epipleoneura westfalli</i> Machado, 1986	1	53
<i>Neoneura fulvicollis</i> Selys, 1886	-	1
<i>Neoneura gaida</i> Rácenis, 1953	-	17
<i>Neoneura luzmarina</i> De Marmels, 1989	2	1
<i>Neoneura rubriventris</i> (Selys, 1860)	-	36
<i>Protoneura scintilla</i> Gloyd, 1939	-	8

<i>Protoneura tenuis</i> Selys, 1860	1	-
Megapodagrionidae		
<i>Heteragrion aurantiacum</i> Selys, 1862	2	-
<i>Oxystigma petiolatum</i> (Selys, 1862)	1	-
Pseudostigmatidae		
<i>Mecistogaster ornata</i> Rambur, 1842	1	-
Libellulidae		
<i>Argyrothemis argentea</i> Ris, 1911	5	-
<i>Diastatops intensa</i> Montgomery, 1940	7	8
<i>Diastatops dimidiata</i> (Linnaeus, 1758)	-	7
<i>Erythrodiplax castanea</i> (Burmeister, 1839)	-	1
<i>Erythrodiplax</i> sp.	-	2
<i>Fylgia amazonica</i> Kirby, 1889	-	8
<i>Micrathyria dido</i> Ris, 1911	-	1
<i>Neuraeschna</i> sp.	-	1
<i>Oligoclada amphinome</i> Ris, 1919	1	-
<i>Oligoclada pachystigma</i>	-	1
<i>Oligoclada xanthopleura</i>	-	4
<i>Oligoclada</i> sp. 1	1	-
<i>Oligoclada walkeri</i> Geijskes 1931	2	1
<i>Orthemis attenuata</i> (Perty, 1834)	-	3
<i>Perithemis lais</i> (Perty, 1834)	53	11
Total	139	194

CAPÍTULO III

Odonata adultos são efetivos como *surrogates* de outros organismos aquáticos? Um estudo de caso de uma área protegida e seu entorno na Amazônia

Capítulo III está nas normas da revista *Journal for Nature Conservation* onde será submetido

Odonata adultos são efetivos como *surrogates* de outros organismos aquáticos? Um estudo de caso de uma área protegida e seu entorno na Amazônia

Abstract

Avaliamos se existe concordância entre adultos de Odonata com outros grupos aquáticos, como peixes, Ephemeroptera e Trichoptera combinados (ET) e Chironomidae em 29 igarapés em uma área protegida e seu entorno na Amazônia oriental. A nossa hipótese é de que a adultos de Odonata seja um moderado grupo substituto para a proteção de outros táxons de água doce, devido a grande mobilidade de Odonata diferirem daquelas dos outros grupos taxonômicos selecionados neste estudo. Houve correlação entre as riquezas de espécies e congruência de adultos de Odonata com peixes e ET, entretanto a força dessas correlações foi moderada a baixa. Nossos resultados corroboraram a hipótese de moderada congruência de adultos de Odonata com outros organismos aquáticos, assim os adultos de Odonata conseguem prever parcialmente as exigências de outros organismos em igarapés da Amazônia oriental. Entretanto, sugerimos cautela na utilização de um único táxon como substituto de outros e, para o planejamento de conservação, o melhor seria a utilização de uma ampla gama de táxons, refletindo, de uma forma holística a biodiversidade aquática.

Palavras-chaves: Concordância, igarapés, substituto, Ephemeroptera, Trichoptera, Chironomidae e peixes.

1. Introdução

A distribuição e estruturação de comunidades biológicas em ecossistemas fluviais são influenciadas por diversos fatores (eg. climáticos, geomorfológicos, históricos) que operam em múltiplas escalas espaciais e temporais (Vannote et al., 1980; Roth et al., 1996; McCluney et al., 2014). Em escalas mais amplas, restrições biogeográficas ou características da paisagem podem determinar a composição de espécies de uma região. Já em menor escala, fatores como tipo e a disponibilidade de fontes de energia, qualidade da água e estruturação do hábitat físico podem ser os fatores preponderantes (Snelder & Biggs, 2002). Independente da escala, as atividades humanas podem afetar essas relações, que, conseqüentemente, acabam influenciando vários grupos biológicos que podem apresentar respostas similares ou não aos impactos (Infante et al., 2006; Solimini et al., 2009).

Neste contexto, pesquisas sobre a biodiversidade geralmente são uma tarefa difícil, pois determinar os táxons de ecossistemas aquáticos demandam tempo e recursos financeiros, que geralmente são limitados (James et al., 2001). Portanto, se determinados grupos taxonômicos puderem prever a variação da biodiversidade de outros grupos, as pesquisas e planejamento de conservação poderiam potencialmente se tornar mais eficazes (Gaston 1996) possibilitando o uso de grupos *surrogates*. Além disso, um dos fatores que se deve ser levado em conta é o déficit wallaceano, no qual muitas espécies tem a sua distribuição geográfica pouco conhecida (Whittaker et al., 2005) o que representa um grande entrave para qualquer atitude conservacionista. Diante dessa incerteza, os grupos taxonômicos mais conhecidos, como por exemplo Odonata para o sistema lótico, poderiam ser usados como substitutos de outros grupos, visando reduzir as lacunas de conhecimento desses táxons.

O conhecimento dos mecanismos geradores de padrões concordantes entre as comunidades aquáticas são importantes porque podem ser utilizados em programas de monitoramento para minimizar custos, quando os grupos tratados respondem similarmente às alterações ambientais (Grenouillet et al., 2008). Além disso, esse tipo de informação aumenta o poder de generalização de hipóteses e a eficácia na construção de modelos capazes de explicar processos naturais (Heino, 2010), podendo revelar grupos substitutos para avaliação da biodiversidade que respondam similarmente aos mesmos efeitos (Heino & Mykrä, 2006). Isso se deve, principalmente, às preferências e adaptações comuns aos grupos envolvidos, interações bióticas, covariância de propriedades ambientais determinantes ou até mesmo devido a fatores históricos relacionados à colonização dos ambientes e evolução (Bini et al., 2008).

Estudos sobre concordância vem tomando os meios acadêmicos há algum tempo (Heino, 2010; Juen et al 2013; Westgate et al., 2014). Existe quantidade considerável de estudos que encontraram baixa concordância entre táxons (Allen et al., 1999; Paavola et al., 2003; Tolonen et al., 2005; Padial et al, 2012). Somente em pequena escala, foi encontrada concordância moderada entre peixes e macroinvertebrados (em torno de 60%), além de diatomáceas e peixes (Grenouillet et al., 2008) e, a concordância foi maior entre os organismos que são fracos dispersores. Em ambientes terrestres, estudos sobre concordância da biodiversidade tem encontrado baixa consistência (em torno de 30%) nos padrões encontrados (Westgate et al., 2014). Assim, precisamos testar o poder de generalização grupo a grupo em escala local para os organismos aquáticos.

Odonata são indivíduos que vivem no ambiente aquático e terrestre de acordo com suas diferentes fases de vida. Os adultos são considerados bons indicadores ambientais, devido à sua sensibilidade às condições ambientais (Corbet, 1999; Remsburg & Turner, 2009; Monteiro-Junior et al., 2013, 2014, 2015). E, ainda podem

responder as alterações tanto em ambientes aquáticos como terrestres (Foote & Hornug, 2005; Butler & deMaynadier, 2008). Peixes e insetos aquáticos compartilham amplos nichos ecológicos dentro dos ecossistemas lóticos, podendo habitar desde pequenas nascentes a grandes rios e distribuem-se de acordo com a disponibilidade alimentar, variáveis ambientais e entrada de energia ao longo do contínuo de uma bacia de drenagem (Vannote et al., 1980). Alguns autores sugerem a existência de concordância entre organismos aquáticos com capacidades semelhantes de dispersão, de hábitos e tamanhos similares (Cottenie et al., 2003; Mykra et al., 2008; Grenouillet et al., 2008). Entretanto, a congruência de Odonata deve ser testada devido as inúmeras respostas positivas em trabalhos de biomonitoramento, tanto referente a mudanças no ambiente dentro dos igarapés, quanto na bacia de drenagem (Foote & Hornug 2005; Butler & deMaynadier 2008; Monteiro-Junior et al., 2014), pois diferente dos outros grupos que são apenas aquáticos, Odonata também habita ambientes terrestres durante a fase de vida adulta. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar se existe concordância entre adultos de Odonata com outros grupos aquáticos, como peixes, Ephemeroptera/Trichoptera (ET) e Chironomidae em igarapés da Amazônia Oriental.

Nós avaliamos o desempenho de Odonata adultos como substituto para outros grupos da biodiversidade de água doce em 29 igarapés localizadas na Amazônia oriental. As relações entre Odonata e os três outros grupos taxonômicos foram examinados quanto a congruência de respostas da: a) riqueza, e b) a composição de espécies da comunidade. A nossa hipótese é de que a congruência de respostas de adultos de Odonata com os outros táxons de água doce não seja forte, pois os processos como, a grande mobilidade de Odonata, diferem daquelas dos outros grupos taxonômicos utilizados neste estudo.

2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

Foram amostrados igarapés presentes na Floresta Nacional (FLONA) de Caxiuanã e em seu entorno. A floresta é uma unidade de conservação localizada ao leste do Estado do Pará (Brasil), cerca de 350 km da capital do estado, Belém. Ela abrange uma área de aproximadamente 330.000 hectares, coberta predominantemente por densa floresta tropical (Silva, 2008). A FLONA de Caxiuanã é uma reserva de desenvolvimento sustentável, no qual a população tradicional utiliza os recursos para subsistência. Está inserida na categoria VI da Base de Dados da IUCN Mundial de Áreas Protegidas (IUCN-WDPA 2015), criada sob o decreto federal 239, em 28 de novembro de 1961.

A baía de Caxiuanã foi formada durante o Holoceno como resultado de mudanças no nível do Oceano Atlântico, além do bloqueio dos sistemas fluviais e processos neotectônicos ocorridos na região, associados às alterações climáticas, que reestruturou a geomorfologia e hidrodinâmica do rio Anapu e seus afluentes, provocando o bloqueio da drenagem do rio (Behling & Costa, 2000). Como resultado, a baía de Caxiuanã é derivada da inundação permanente da planície do antigo rio Anapu. Este processo resultou na perda de correntes nos rios e igarapés locais, e um aumento na deposição de sedimentos finos (Behling & Costa, 2000), transformando o ambiente em "lagos de ria", com características limnológicas mais semelhantes aos de um lago do que propriamente de um rio (Montag & Barthelm, 2006). Alguns dos igarapés que escoam diretamente na baía, com a influência de maré, podem medir até 30 m de largura e profundidade média menor do que 50 centímetros. Curiosamente, mesmo os igarapés mais largos têm um dossel fechado, devido à densa floresta das margens, com algumas árvores sendo encontradas na própria água. Esses igarapés têm, portanto, mais

características lânticas do que lólicas, com pouca entrada de luz solar atingindo o canal, podendo ser caracterizado similar a pântano (Monteiro-Jr et al., 2016).

O clima da região é do tipo Ami segundo o sistema de classificação de Köppen (Peel et al., 2007), com uma temperatura média anual de 26,3 °C, umidade relativa de 86%, e precipitação média anual de cerca de 1865 mm. O período mais intenso de precipitação é tipicamente entre dezembro e maio, com uma curta estação seca, geralmente entre agosto e novembro (Costa et al., 2007).

Foram amostrados 29 igarapés, dos quais 17 foram localizados dentro da Flona Caxiuanã, e 12 no entorno, nos municípios de Melgaço e Portel (Pará), que é vulnerável às atividades das populações locais tradicionais, como a agricultura de subsistência (mandioca e açaí) e corte de madeira (Silva, 2008; Figura 1). Portanto, eles estão distribuídos contemplando ambientes referências sem alterações e ambientes com algum tipo de modificação, os localizados dentro das Flona são mais preservados, enquanto os do entorno apresentam pequenas alterações devido às influências antrópicas (Monteiro-Júnior et al 2016).

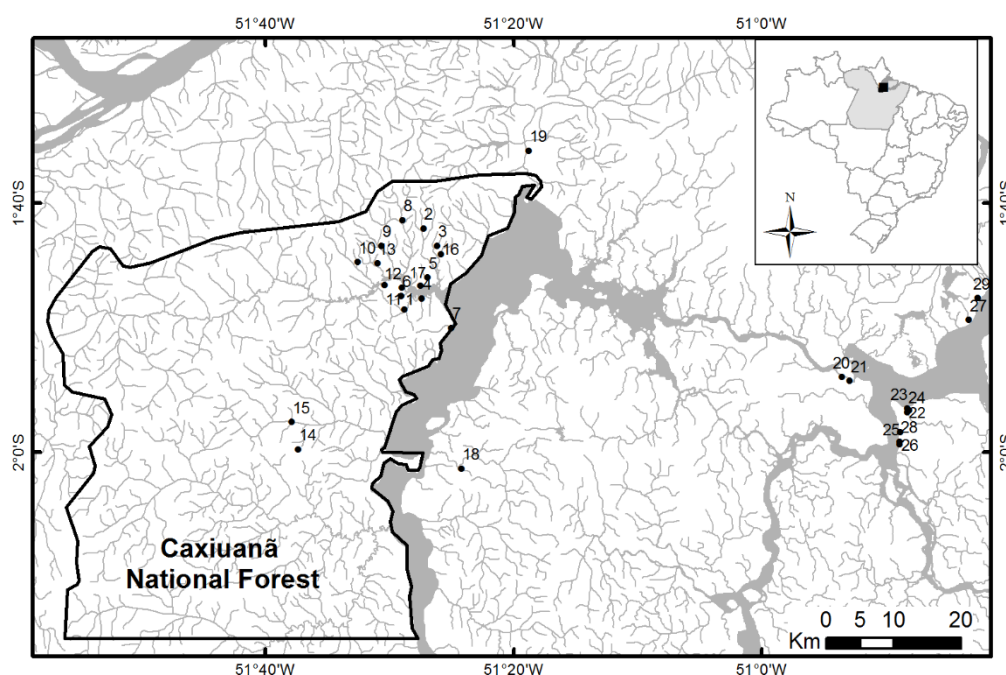


Figura 1 – Localização dos 29 igarapés da Flona (n = 17) e o entorno (n = 12) nos municípios de Portel e Melgaço, Pará, Brasil.

2.2 Amostragem de ET, Odonata e peixes

Todos os táxons foram coletados em novembro de 2012 e outubro de 2013 na estação de estiagem, para garantir a representatividade de todas as espécies, bem como, buscando controlar o possível efeito da sazonalidade (Heino 2014). Cada igarapé foi dividido em 11 transecções transversais perpendiculares ao eixo de igarapé, sendo marcados do A (a jusante) para K (a montante). Para a coleta de ET e Chironomidae foram retiradas duas frações de substratos em cada um dos segmentos utilizando uma rede entomológica aquática de 18 cm de diâmetro e 250 μ m de malha (Shimano et al., 2010). As frações individuais de cada segmento foram combinadas em uma única amostra composta representando o igarapé. Em campo o material foi triado e os indivíduos fixados em álcool 85%. Para a identificação a gênero dos exemplares de Ephemeroptera e Trichoptera foi usado as chaves dicotômicas de Pes et al. (2005), Dominguez (2006); Salles (2006) e Salles & Dominguez (2012). Para Chironomidae, foram identificadas as larvas em grupos de espécies e níveis de gênero usando literatura disponível (por exemplo Epler, 2001; Trivinho-Strixino, 2014), considerando o conhecimento limitado disponível para a fauna neotropical (por exemplo Epler, 2001; Trivinho-Strixino, 2014). As amostras e lâminas foram armazenadas na Coleção Zoológica do Laboratório de Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Pará, Belém.

Os adultos de Odonata foram coletados através de uma rede entomológica, por aproximadamente 90 min em cada igarapé. Os espécimes coletados foram armazenados em envelopes cartão e levados ao laboratório para identificação usando chaves taxonômicas (Garrison et al., 2006, 2010; Lencioni, 2005, 2006) e em seguida foram

depositados na coleção de invertebrados aquáticos do Laboratório de Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Pará em Belém.

Os peixes foram coletados com redes de mão com malha de 3 mm, sendo um total de seis horas por igarapé, subdividas entre os segmentos (36 minutos por segmento) e entre os coletores (três). Os peixes coletados foram sacrificados com doses letais de anestésico (Eugenol, óleo de cravo, cf. American Veterinary Medical Association, 2001), fixados em solução de formalina 10% e após 48h transferidos para álcool 70% para posterior identificação no Laboratório de Ecologia e Conservação do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará. A identificação dos indivíduos foi realizada com a utilização de literatura especializada (Gery, 1977; Kullander, 1986; Britski et al., 2007) e auxílio de especialistas.

2.3 Análises estatísticas

Ephemeroptera e Trichoptera (ET) foram considerados como um único grupo nas análises, devido aos poucos exemplares de Trichoptera registrado em nosso estudo. Além disso, na maioria dos trabalhos as duas ordens são sensíveis quando combinadas (Roy et al., 2003; Baptista et al., 2007, Juen et al 2013). Foram utilizadas três técnicas para avaliar os padrões de concordância entre riqueza de espécies e composição da comunidade de Odonata, peixes, ET e Chironomidae: a correlação de Pearson, Procrustes e o teste de Mantel, uma vez que cada análise captura tipos de respostas diferentes. Para testar se existe congruência de resposta da riqueza de espécies de Odonata com a riqueza dos outros grupos utilizamos a correlação de Pearson.

Para avaliar o padrão da composição de espécies dos grupos foi usado a rotina de Procruste que já se mostrou eficiente para essa finalidade em outros estudos (Paavola et al., 2006; Bini et al., 2008; Juen et al., 2013). A análise procrustes é um método de

superposição que compara um par de ordenações rotacionado por um algoritmo, no qual encontra o melhor ajuste entre observações ordenadas. Para gerar as ordenações usamos a Análise de Coordenadas Principais (PCoA), onde os dados de abundância passaram por transformações $\log(X+1)$ e a matriz de distância foi gerada com o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis (Kruskal 1964). A PCoA é uma ordenação sem restrições, que permite a visualização do padrão total de dispersão e potenciais diferenças nas relações de dispersão dentro de cada grupo. Os eixos da PCoA foram usados na análise de Procrustes, passando por transformações geométricas (padronização, reflexão de espelho, rotação e dilatação) de modo que a soma das diferenças de quadrados (as estatísticas m^2) entre as soluções de ordenação seja mínimo (Jackson, 1995; Peres-Neto & Jackson, 2001).

Por fim, de forma complementar fizemos o teste de Mantel. O teste é bastante usado em estudos de concordância de comunidades (Heino, 2010), mas segundo Peres-Neto & Jackson (2001) a análise de Procrustes tem maior poder de detecção de associação que o teste de Mantel. Esta análise é baseada no coeficiente de Bray-Curtis (dados de abundância log-transformados) de diferenças biológicas dos conjuntos de dados taxonômicos comparados. A significância da correlação entre as matrizes de dissimilaridade biológicas de cada um dos dois conjuntos de dados taxonômicos analisados foi avaliada através da correlação de Pearson e usando 1000 simulações de Monte Carlo (Legendre & Legendre, 1998). Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2015).

3. Resultados

3.1 Correlação da Riqueza de espécies entre os táxons

Ao todo foram identificados 187 gêneros/morfoespécies, sendo 43 de Chironomidae, 27 de ET, 43 de Odonata e 74 de peixes (Anexo 1). A riqueza de espécies de Odonata teve média de quatro espécies por local (DP = 1.01). Para ET ocorreu em média seis gêneros por local (DP = 9.27), Chironomidae 18 gêneros/morfoespécies por local (DP = 3.24) e peixes 18 morfoespécies por local (DP = 35.79). Ao avaliar a relação entre a riqueza de espécies dos grupos, foi observado relação significativa entre Odonata e peixes e, entre ET e peixes. Não houve relação de Chironomidae com os demais táxons estudados (Tabela 1).

Tabela 1 - Resultados dos coeficientes de correlação de Pearson para a riqueza de espécies dos quatros grupos de táxons estudados em 29 locais de amostragem.

	Odonata	Peixes	Chironomidae
Peixes	0.37*		
Chironomidae	0.08	-0.03	
ET	0.19	0.55*	-0.11

Valores são significativos para: * $p < 0.05$

ET Ephemeroptera-Trichoptera

3.2 Congruência entre os táxons

A capacidade de redução da variação da composição dos quatros táxons pelos dois primeiros eixos da PCoA variou entre os grupos, mas sempre ficou acima de 32%. Sendo 40% para Odonata, 32% para Chironomidae, 48% para ET e peixes (Figura 2). Ao avaliar a congruência de respostas através da análise de Procrustes, mostraram uma congruência moderada entre Odonata com peixes ($m^2 = 0.69$, $r = 0.55$ $P < 0.001$) e ET ($m^2 = 0.73$, $r = 0.51$, $P < 0.001$). Não houve congruência de Odonata com Chironomidae ($m^2 = 0.87$, $r = 0.35$, $P = 0.05$).

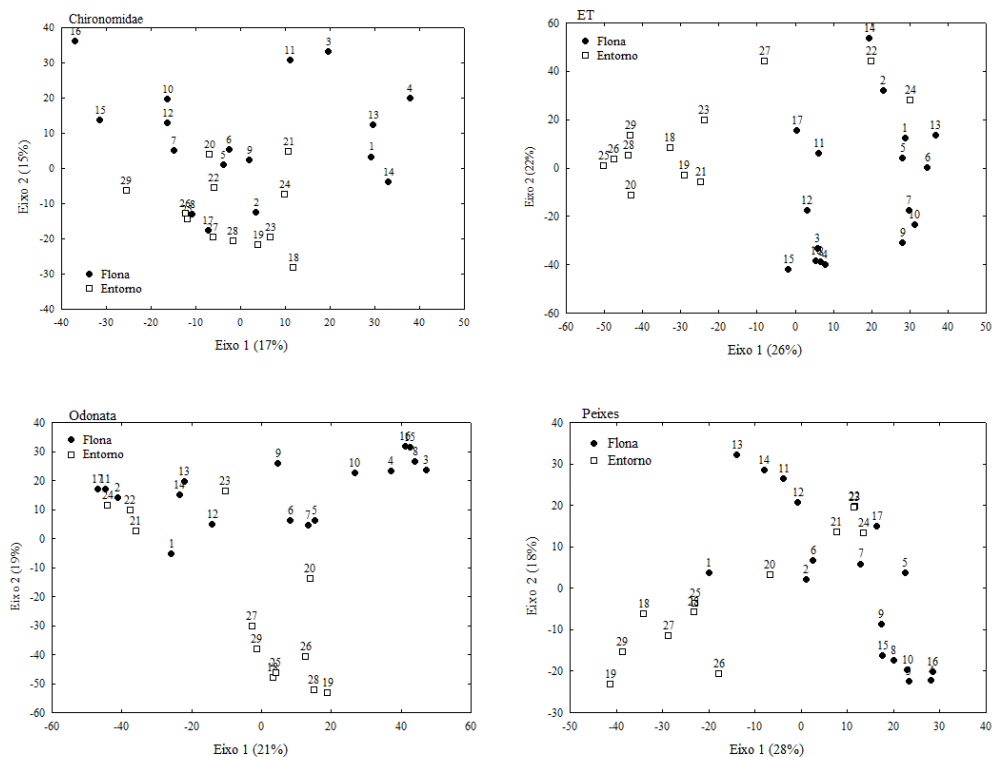


Figura 2 – Ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) nos córregos na Flona Caxiuanã ~ (n = 17) e entorno (n = 12), na Amazônia oriental, Pará (Brasil) em 2012 e 2013.

Através da análise de Mantel, dos quatro grupos taxonômicos considerados, Chironomidae apresentou a menor congruência entre a composição da comunidade com os outros grupos. A maior congruência ocorreu entre a composição da comunidade de Odonata e peixes (Tabela 2), entretanto a força dessas relações permaneceu baixa (r de Mantel $< 0,5$), corroborando os resultados já apresentados pelo Protest.

Tabela 2 - Congruência das composições da comunidade de Odonata, ET, Chironomidae e peixes (valores de r de Mantel).

	Peixes	Odonata	ET
Odonata	0.297**		
ET	0.261*	0.269**	
Chironomidae	0.197*	0.183*	0.282**

Valores são significativos para: * $p < 0.05$, ** $p < 0.001$
 ET Ephemeroptera-Trichoptera

4. Discussão

Nossos resultados corroboraram a hipótese de que os adultos de Odonata não são um forte grupo substituto para outros organismos aquáticos, assim como nenhum outro grupo avaliado no estudo foi capaz de ser um forte substituto de outros organismos em igarapés na Amazônia oriental. Entretanto, mesmo não conseguindo prever grandes relações com outros grupos, Odonata conseguiu representar os demais grupos de forma parcial, mas isso não indica que todos os grupos de organismos não devem ser avaliados em futuros estudos.

Para a riqueza de espécies, houve correlação baixa de Odonata com peixes, além de correlação moderada de ET com peixes. Esse fraco desempenho relacionado a riqueza de espécies já era esperado, pois muitos trabalhos relatam a baixa correlação entre os táxons em ecossistemas variados (Prendergast & Eversham, 1997; Oliver et al., 1998; Vessby et al., 2002; Bilton et al., 2006; Wolters et al., 2006; Heino, 2010; Kirkman et al., 2012). Além disso, a riqueza de espécies muitas vezes podem ser uma medida potencialmente pouco efetiva da biodiversidade, pois muitos táxons podem aumentar a riqueza em virtude de diferentes graus de degradação ambiental (McKinney, 2008), apesar de que alguns trabalhos demonstraram correlação entre riqueza de espécies de diferentes táxons (Williams & Gaston, 1994; Bournaud et al., 1996; Baldi, 2003; Sánchez-Fernandez et al., 2006). Essa falta de correlação entre as respostas dos organismos pode ser resultado de diferenças no esforço amostral e nas resoluções taxonômicas usadas nos estudos (Gaston, 2000). Uma vez que, as correlações de riqueza de espécies para serem consideradas fortes devem ter um valor ($r > 0,7$), caso contrário não irá refletir as variações da biodiversidade de outros táxons para o planejamento de conservação (Vellend et al., 2008; Heino, 2010; Ilg & Oertli, 2016).

Encontramos uma congruência considerada moderada entre as comunidades de adultos de Odonata com os outros grupos, indicando que as espécies de Odonata podem representar parte das exigências de conservação dos demais organismos aquáticos, mas mesmo assim muita informação ainda é perdida. Como notadamente relatado em outro artigo na mesma área de estudo por Monteiro-Junior et al. (2016), a maior parte das espécies de Odonata encontradas no estudo pode ser considerada de ambiente lênticos, logo teriam mais mobilidade do que as espécies de ambientes lóticos (Hof et al. 2006, 2012; Grewe et al. 2013; Letsch et al. 2016). Estes locais quando comparados com outras áreas da Amazônia possuem uma baixa riqueza e comunidades diferentes (Monteiro-Junior et al. 2015; Oliveira-Junior et al. 2015). Por este motivo, é interessante avaliar essas mesmas relações dos táxons em igarapés de terra firme que representam a maior fração na Amazônia.

Encontramos correlações entre as composições das comunidades para todos os grupos taxonômicos. A congruência entre a comunidade de Odonata e de outros grupos representou no máximo 55% da comunidade, sugerindo que muita informação biológica dos outros grupos é perdida. Muitos trabalhos demonstraram concordâncias significativas e fortes entre composição da comunidade entre táxons em ambientes lênticos (Bowman et al. 2008; Bilton et al, 2006; Gioria et al, 2011; Rooney & Bayley, 2012). Provavelmente seja devido a padrões biogeográficos globais semelhantes, associados a fatores climáticos e históricos (Heino, 2002), e que portanto, um estudo que contemplasse grandes áreas geográficas indicaria maiores concordâncias entre grupos. Por exemplo, estudo com zooplâncton encontrou grande concordância entre cladocera e copépoda em que os autores atribuem os resultados a grande extensão geográfica do estudo (Bini et al., 2008). No entanto, a escassez de recursos faz com que os estudos tenham um âmbito mais regional, e por isso, as associações nos padrões da

comunidade entre os grupos taxonômicos em diversas escalas locais (Paavola et al., 2003).

As diferenças entre os sistemas lóticos e lênticos em sua heterogeneidade, estabilidade e outras limitações físicas poderiam também explicar a falta de uma forte congruência entre a composição da fauna e a riqueza encontrada (Bonada et al., 2005). Dessa forma, as mudanças que ocorreram no Holoceno, transformando a área de estudo de sistema lótico para mais parecido com lênticos (Behling & Costa, 2000) pode ser um dos fatores causadores da falta de congruência. Aliado a isso, a grande mobilidade de adultos de Odonata, sendo constatado que táxons mais sésseis ou com baixa capacidade de dispersão possuem uma maior congruência com outros táxons (Heino et al., 2005; Grenouillet et al., 2008). Entretanto, mesmo havendo congruência, a associação ainda foi considerada fraca para substituir outros táxons.

Grupos diferentes exibem respostas diferentes a um mesmo conjunto de variáveis ambientais, por exemplo, riqueza e composição de Odonata podem ser influenciados pelas características físicas do ambiente, como vegetação marginal (Monteiro-Junior et al., 2013) e poluição dos corpos d'água (Monteiro-Junior et al., 2014). A moderada congruência geral encontrada neste estudo entre todos os grupos taxonômicos pode ser relacionada com os diferentes tipos de processos potenciais que conduzem as comunidades em igarapés (filtragem ambiental, ou seja, efeitos de massa e dispersão) e as diferentes escalas espaciais em que operam (Heino et al., 2015).

A relação ligeiramente mais forte observada entre Odonata e peixes pode ser explicada pela elevada mobilidade destes dois grupos taxonômicos e pela utilização, na fase adulta, da matriz terrestre, em que o habitat é incorporado (Hassall et al., 2011). Já a fraca (Mantel) ou ausente (Procrustes) congruência entre Odonata e Chironomidae pode ser explicada possivelmente pela adaptação deste último para viver em ambientes

com grande quantidade de folhíço e fluxo suave (Armitage et al., 1995). Além disso, invertebrados com pouca capacidade de dispersão mostraram uma correlação mais forte em congruência com outros táxons do que aqueles com alta capacidade dispersiva (Townsend et al., 2003). Em nosso estudo a congruência foi mais forte entre os organismos mais sésseis (ET x Chironomidae), assim como entre os táxons mais móveis (Odonata x peixes).

Poucos estudos têm levado em conta o uso de adultos de Odonata como substituto para outros grupos (Cleary et al., 2004), mesmo com o grande uso do grupo como indicador ambiental (Clark & Samways, 1996; Butler & de Maynadier, 2008; Monteiro-Junior et al., 2015; Miguel et al 2017). Por exemplo, estudo com Odonata e borboleta demonstraram alta similaridade entre a composição de espécies e as variáveis físicas do habitat, sendo resultado principalmente das diferenças substanciais entre os ambientes analisados (Cleary et al., 2004). Entretanto, a nossa área de estudo não possui diferenças proeminentes entre a área protegida e o entorno (Monteiro-Junior et al. 2016). A congruência em ecossistemas das áreas alagadas pode ser maximizada quando se utiliza uma combinação de vários grupos taxonômicos (Ruhi & Batzer, 2014) que pode refletir melhor toda a biodiversidade aquática.

Nosso estudo confirmou que adultos de Odonata em escala local mostram congruência moderada com outros grupos taxonômicos para riqueza de espécies e composição de comunidades comparadas. Mesmo assim, Odonata consegue representar parcialmente os outros grupos estudados. Entretanto, parte da informação biológica é perdida, assim sempre que possível todos os táxons devem ser avaliados em virtude da natureza multidimensional dos ambientes aquáticos. Dessa forma, podemos dizer que a conservação da biodiversidade baseado apenas nos locais de proteção para Odonata são eficazes para outros grupos. Nossos resultados não suportam a afirmação de que um

único grupo taxonômico pode ser generalizado para outros grupos. Assim, sugerimos cautela na utilização de um único táxon como substituto de outros e, para o planejamento de conservação, o melhor seria a utilização de uma ampla gama de táxons, refletindo, de uma forma holística a biodiversidade aquática. Dando preferência para organismos com capacidade de dispersão e exigências ambientais diferenciadas.

5. Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade da Amazônia Oriental (Eastern Amazonian Biodiversity Research Program - PPBio) e a Fundação Amazônia Paraense de Amparo à Pesquisa (Pará State Research Foundation - FAPESPA), através do projeto FAPESPA: ICAAF 03/2011, pela ajuda financeira. Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Brazilian National Research Council - CNPq) por conceder uma bolsa de doutorado a CSMJ (Process no. 475611/2012-8), e por conceder a bolsa de pesquisa em produtividade a LJ (Process 307597/2016-4). Também somos gratos aos administradores e funcionários da Estação Científica Ferreira Penna (Ferreira Penna Research Station) e Erlane José Cunha por gentilmente fazer o mapa.

6. Referências bibliográficas

- Allen, A.P., Whittier, T.R., Kaufmann, P.R., Larsen, D.P., O'Connor, R.J., Hughes, R.M., Stemberger, R.S., Dixit, S.S., Brinkhurst, R.O., Herlihy, A.T., & Paulsen S.G. (1999). Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:2029–2040.
- Armitage, P.D., (1995). The behaviour and ecology of adults. In Armitage, P.D., Cranston, P.S. and Pinder, L.C., editors, *The Chironomidae: the biology and ecology of nonbiting midges*. London: Chapman and Hall, 194–224.
- Baldi, A. (2003). Using higher taxa as surrogates of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic Appl. Ecol.* 4: 589–593.
- Behling H, Costa ML (2000) Holocene environmental changes from the Rio Curua Record in the Caxiuana region, eastern Amazon Basin. *Quat Res* 53:369–377.
- Bilton, D.T., MacAbendroth, L., Bedford, A., Ramsay, P.M., (2006) How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshw. Biol.* 51, 578–590.
- Bonada N, Zamora-Munõz C, Rieradevall M, Prat N (2005) Ecological and historical filters constraining spatial caddisfly distribution in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*, 50, 781–797
- Bini, L. M., Silva, L. C. F., Velho, L. F. M., Bonecker, C. C., & Lansac-Toha, F. A. (2008). Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs, *Hydrobiologia*, 598: 247-255.
- Bournaud, M., B. Cellot, P. Richoux & Berrahou, A. (1996). Macroinvertebrate community structure and environmental characteristics along a large river: congruity of patterns for identification to species or family. *J. North Am. Benthol. Soc.* 15: 232–253.
- Bowman, MF, Ingram, R., Reid, R.A., Somers, K.M., Yan, N.D., Paterson, A.M., Morgan, G.E., Gunn, J.M. (2008). Temporal and spatial concordance in community composition of phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrate, crayfish, and fish on the Precambrian Shield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 919-932.

- Britski, H. A., Silimon, K. Z. S., & Lopes, B. S. (2007). Peixes do Pantanal: Manual de identificação. Brasília: EMBRAPA-SPI. 230 p.
- Butler RG, deMaynadier PG (2008) The significance of littoral and shoreline habitat integrity to the conservation of lacustrine damselflies (Odonata). *J Insect Conserv* 12:23–36.
- Clark, T.E., Samways, M.J. (1996). Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *J. Appl. Ecol.* 33, 1001–1012.
- Cleary, D.F.R., Mooers, A.Ø., Eichhorn, K.A.O., van Tol, J., de Jong, R., Menken, S.B.J., (2004). Diversity and community composition of butterflies and odonates in an ENSO-induced fire affected habitat mosaic: a case study from East Kalimantan, Indonesia. *Oikos* 105, 426e446.
- Corbet, P.S. (1999) Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. Comstock Publ. Assoc, Ithaca.
- Costa, R.F., Silva, V.P.R., Ruivo, M.L.P., Meir, P., Costa, A.C.L., Malhi, Y.S., Braga, A.P., Gonçalves, H.L., Silva, J.A. Jr, Grace J. (2007) Transpiração em espécies de grande porte na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará. *Rev Bras Eng Agric Ambient* 11(2):180–189.
- Cottenie, K., E. Michels, N. Nuytten & De Meester, L. (2003). Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology* 84: 991–1000.
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M.L., Hubbard, M.D., Nieto, C. (2006) Ephemeroptera of South America. In: Adis JR, Rueda-Delgado G, Wantzen KM (Eds) *Aquatic Biodiversity in Latin American (ABLA)*. Pensoft, Sofia-Moscow
- Epler, J. H. (2001). Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Special Publication SJ2001-SP13. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL, 526.
- Foote AL, Hornung CLR (2005) Odonates as biological indicators of grazing effects on Canadian prairie wetlands. *Ecol Entomol* 30:273–283.
- Garrison RW, Ellenrieder NV, Louton JA (2006) Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press Maryland, Baltimore.

- Garrison, R.W., Ellenrieder, N.V., Louton, J.A. (2010) Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Gaston, K. J. (1996). Biodiversity: congruence. *Progress in Physical Geography* 20:105–112.
- Gery, J. (1977). Characoids of the world. T.F.H. publications, Neptune City, USA.
- Gioria, M., Bacaro, F., & Feehan, J. (2011). Evaluating and interpreting cross-taxon congruence: Potential pitfalls and solutions. *Acta Oecologica* **37**: 187-194.
- Grenouillet, G., Brosse, S., Tudesque, L., Lek, S., Baraillé, Y. & Loot, G. (2008). Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions*, 14: 592-603.
- Grewe Y, Hof C, Dehling DM, Brandl R, Brandl M (2013) Recent range shifts of European dragonflies provide support for an inverse relationship between habitat predictability and dispersal. *Global Ecol Biogeogr* 22:403–409.
- Hassall, C., Hollinshead, J., & Hull, A. (2011). Environmental correlates of plant and invertebrate species richness in ponds. *Biodiversity Conservation* **20**: 3189-3222.
- Heino, J. (2002). Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodivers. Conserv.* **11**: 137–147.
- Heino, J., Paavola, R., Virtanen, R., Muotka, T., (2005). Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation* 14, 415–428
- Heino, J. & Mykrä, H. (2006). Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters, *Biological Conservation*, v. 129, p. 418-426.
- Hodson P. V., Munkittrick, K. R., Stevens, R. & Colodey, A. 1996. A tier-testing strategy for managing programs of environmental effects monitoring. *Water Quality Research Journal of Canada*, 31: 215-224.
- Heino, J. (2010). Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems, *Ecological indicators*, v. 14, p. 112-117.
- Heino, J., Melo, A.S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S. & Bini, L.M. (2015) Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, 60, 845–869.

- Hof C, Brandle M, Brandl R (2006) Lentic odonates have larger and more northern ranges than lotic species. *J Biogeogr* 33:63–70.
- Ilg C., Oertli B. (2016). Effectiveness of amphibians as biodiversity surrogates in pond conservation. *Conservation Biology* *in press*
- Infante, D. M., Wiley, M. J. & Seelbach, P. W. (2006). Relationships among channel shape, catchment characteristics, and fish. In Hughes, R. M., L. Wang & P. W. Seelbach (eds), *Influences of Landscapes on Stream Habitats and Biological Assemblages*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Infante, D. M., Savid Allan, J., Linke, S. & Norris, R. H. (2009). Relationship of fish and macroinvertebrate assemblages to environmental factors: implications for community concordance. *Hydrobiologia*, 623: 87–103.
- IUCN (2015) http://ppe-eu.protectedplanet.net/sites/Caxiuana_National_Forest. Accessed 15 Feb 2015
- Jackson, D. A., (1995). Protest—a procrustean randomization test of community environment concordance. *Ecoscience* 2: 297–303.
- James, A., Gaston, K.J., Balmford, A., 2001. Can we afford to conserve biodiversity? *Bioscience*, 51, 43–52.
- Juen, L., Nogueira, D. S., Shimano, Y., Galli Vieira, L. C., & Cabette, H. S. R. (2013). Concordance between Ephemeroptera and Trichoptera assemblage in streams from cerrado–Amazonia transition. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 49, 129–138.
- Kilgour, B. W. & Barton, D. R. (1999). Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology*, 41: 553–566.
- Kirkman, L. K., L. L. Smith, P. F. Quintana-Ascencio, M. J. Kaeser, S. W. Golladay & A. L. Farmer, (2012). Is species richness congruent among taxa? Surrogacy, complementarity, and environmental correlates among three disparate taxa in geographically isolated wetlands. *Ecological Indicators* 18: 131–139.
- Kruskal JB (1964) Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29:115–129
- Kullander, S. O. (1986). *Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru*. Swedish Museum of Natural History, Estocolmo.
- Legendre, P., Legendre, L., (1998). *Numerical Ecology*, second English ed. Elsevier, Amsterdam

- Lencioni F (2005) Damselflies of Brazil: an illustrated identification guide. 1—the non-Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo.
- Lencioni F (2006) Damselflies of Brazil: an illustrated identification guide. 2—Coenagrionidae. São Paulo, All Print Editor.
- Letsch H, Gottsberger B, Ware JL (2016) Not going with the flow: a comprehensive time-calibrated phylogeny of dragonflies (Anisoptera: Odonata: Insecta) provides evidence for the role of lentic habitats on diversification. *Mol Ecol* 25(6):1340–1353
- McKinney, M., (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11, 161–176.
- Mykra, H., Aroviita, J., Hamalainen, H., Kotanen, J., Vuori, K.-M., Muotka, T., (2008). Assessing stream condition using macroinvertebrates and macrophytes: concordance of community responses to human impact. *Fundamental and Applied Limnology* 172, 191–203.
- Montag LFA, Barthem RB (2006) Estratégias de Conservação em comunidades de Peixes da Bacia de Caxiuanã (Melgaço/PA): Um Lago Antigo a ser Comparado com Represas Novas. *Bol SocBras Ictiol* 82:4–5.
- Monteiro-Junior CS, Couceiro SRM, Hamada N, Juen L (2013) Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *Int J Odonatol* 16(2):135–144
- Monteiro-Junior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landsc Urban Plan* 127:28–40
- Monteiro-Junior CS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecol Indic* 48:303–311.
- Monteiro-Jr, C.S., Esposito, M.C. & Juen, L., (2016). Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia. *J Insect Conserv* 20: 643-652.
- Oliver, I., Beattie, A.J., York, A., (1998). Spatial fidelity of plant, vertebrate and invertebrate assemblages in multiple-use forest in eastern Australia. *Conserv. Biol.* 12, 822–835.

- Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA, Hughes RM, De Marco PJ, Juen L (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40:733–744
- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., Kreivi, P., (2003). Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshwater Biology* 48, 1912–1923
- Padial, A.A., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., Rodrigues, L.C., Takeda, A., Train, S., Velho, L.F.M., Bini, L.M., (2012). Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. *Freshw. Biol.* 57, 2411–2423.
- Prendergast, J. R. & Eversham, B. C.: (1997). ‘Species covariance in higher taxa: Empirical tests of the biodiversity indicator concept’, *Ecography* 20, 210–216.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci* 11:1633–1644.
- Peres-Neto, P. R. & D. A. Jackson, (2001). How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia* 129: 169–178.
- Pes AMO, Hamada N, Nessimian JL (2005) Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Rev Bras Entomol* 49:181-2014
- Remsburg AJ, Turner MG (2009) Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among northtemperate lakes. *J North Am Benthol Soc* 28(1):44–56.
- Rooney RC, Bayley SE. (2012). Community congruence of plants, invertebrates and birds in natural and constructed shallow open-water wetlands: Do we need to monitor multiple assemblages? *Ecological Indicators* **20**: 42-50.
- Roth, N. E., Allan, J. D. & Erickson, D. L. (1996). Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, 1: 1141-156.
- Roy, A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh, and J. B. Wallace. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA). *Freshwater Biology* 48:329–346.

- Ruhí A, Chappuis E, Escoriza D, Jover M, Sala J, Boix D, Gascón S, Gacia E. (2014) Environmental filtering determines community patterns in temporary wetlands: a multi-taxon approach. *Hydrobiologia* **723**: 25-39.
- Salles FF (2006) A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade. Tese de doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, MG.
- Salles FF, Domínguez E (2012) Systematics and Phylogeny of Ulmeritus - Ulmeritoides revisited (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). *Zootaxa* 3571:49–65 ISSN 1175-5334.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Mellado, A., Velasco, J., Millán, A., (2006). Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic systems? The case of the Segura river basin (Spain). *Biodiversity and Conservation* 15, 4507–4520.
- Shimano Y., Cabette H.S.R., Salles F.F. and Juen L., (2010). Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil. *Iheringia*, 100, 301–308.
- Silva H (2008) Socio-ecology of health and disease: the effects of invisibility on the caboclo populations of the Amazon. In: Adams C, Murrieta R, Neves W, Harris M (eds) *Amazon peasant societies in a changing environment*. Springer, Dordrecht, pp 307–333.
- Snelder, T. H. & Biggs, B. J. F. (2002). Multiscale river environment classification for water resources management. *Journal of the American Water Resources Association*, 38: 1225–1239.
- Solimini, A.G., Ptacnik, R., Cardoso, A.C., (2009). Towards holistic assessment of the functioning of ecosystems under the Water Framework Directive. *Trends in Analytical Chemistry* 28, 143–149.
- Tolonen, K.T., Holopainen, I.J., Hamalainen, H., Rahkola-Sorsa, M., Ylostalo, P., Mikkonen, K., Karjalainen, J., (2005). Littoral species diversity and biomass: concordance among organismal groups and the effects of environmental variables. *Biodiversity and Conservation* 14, 961–980.
- Townsend C.R., Doledéc S., Norris R., Peacock K. & Arbuckle C. (2003) The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, 48, 768–785.

- Trigal, C.; Fernandez-Alaez, C.; Fernandez-Alaez, M. (2014). Congruence between functional and taxonomic patterns of benthic and planktonic assemblages in flatland ponds. *Aquatic Sciences*, 76: 61-72.
- Trivinho-Strixino, S., (2014). Ordem Diptera. Família Chiromidae. Guia de identificação de larvas In Hamada, N., J. L. Nessimian, & R. B. Querino (eds), *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus: 724.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sendel, J. R. & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vellend M, Lilley PL, Starzomski BM. (2008). Using subsets of species in biodiversity surveys. *Journal of Applied Ecology* **45**: 161-169.
- Vessby, K., Söderström, B., Glimskär, A., Svensson, B., (2002). Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conserv. Biol.* 16, 430–439.
- Westgate, M.J., Barton, P.S., Lane, P.W., Lindenmayer, D.B., (2014). Global metaanalysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nature Communications* 5, 3899.
- Williams, P. H. and Gaston, K. J., (1994). Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biol. Conserv.* 67, 211–217.
- Whittaker, R.J., Araújo, M.B., Jepson, P., Ladle, R., Watson, J.E. & Willis, K.J. (2005) *Conservation biogeography: assessment and prospect*. *Diversity and Distributions*, 11, 3–23.
- Wolters, V., Bengtsson, J., Zaitsev, A.S., (2006). Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology* 87, 1886–1893.

Anexos

Tabela 1- Morfoespécies/gêneros de todos os táxons.

Táxon	Gênero/morfoespécies
Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i> (Karelia) sp. 1 <i>Ablabesmyia</i> (Karelia) sp. 2 <i>Asheum</i> <i>Beardius crithinae</i> <i>Beardius parvus</i> <i>Beardius</i> sp. <i>Caladomyia</i> sp. 1 <i>Caladomyia</i> sp. 2 <i>Chironomus gigas</i> <i>Chironomus latistylus</i> <i>Chironomus paragigas</i> <i>Chironomus</i> sp. <i>Chironomus strenzkei</i> <i>Clinotanytus</i> <i>Coelotanytus</i> <i>Cricotopus</i> <i>Cryptochironomus</i> <i>Djalmabatista</i> <i>Endotribelos</i> sp. 1 <i>Endotribelos</i> sp. 2 <i>Fissimentum</i> <i>Fittkauimyia</i> <i>Goeldichironomus amazonicus</i> <i>Goeldichironomus holoprasinus</i> group <i>Goeldichironomus pictus</i> group <i>Goeldichironomus</i> sp. <i>Labrundinia</i> sp. 1 <i>Labrundinia</i> sp. 2 <i>Nilothauma</i> <i>Oukuriella</i> <i>Parachironomus</i> <i>Pelomus</i> <i>Polypedilum</i> (<i>Polypedilum</i>) <i>Polypedilum</i> (<i>Tripodura</i>) <i>Polypedilum</i> gr. <i>fallax</i> <i>Rheotanytarsus</i> <i>Riethia</i> <i>Stenochironomus</i> <i>Tanytarsus</i> aff. <i>caipira</i> <i>Tanytarsus</i> sp. <i>Thienemanniella</i> <i>Zavreliella</i> <i>Zavreliomyia</i>
ET	<i>Amanahyphes</i> <i>Asthenopus</i> <i>Aturbina</i>

Brasilocaenis
Caenis
Callibaetis
Campsurus
Campylocia
Cernotina
Chimarra
Coryphorus
Cyrnellus
Leptonema
Macrogynoplax
Macronema
Microphlebia
Miroculis
Nectopsyche
Oecetis
Phylloicus
Simothraulopsis
Tricorythodes
Tricorythopsis
Triplectides
Ulmeritoides
Waltzoyphius
Zelus

Odonata

Acanthagrion apicale Selys, 1876
Acanthagrion cf. *kennedy*
Aceratobasis macilenta Rambur, 1842
Aeolagrion dorsale (Burmeister, 1839)
Argia tinctipennis Selys, 1865
Dictyerias atrosanguinea Selys, 1853
Epipleoneura alburquerquei Machado,
 1964
Epipleoneura capilliformis (Selys, 1886)
Epipleoneura haroldoi Santos, 1964
Epipleoneura kaxuriana Machado, 1986
Epipleoneura machadoi Racenis, 1960
Epipleoneura ocuene De Marmels, 1989
Epipleoneura sp1
Epipleoneura westfalli Machado, 1986
Hetaerina laesa Hagen in Selys, 1853
Heteragrion aurantiacum Selys, 1862
Mecistogaster ornata Rambur, 1842
Mesoleptobasis acuminata Santos, 1961
Mnesarete aenea (Selys, 1853)
Mnesarate williamsoni Garrison, 2006
Neoneura fulvicollis Selys, 1886
Neoneura gaida Rácanis, 1953
Neoneura luzmarina De Marmels, 1989
Neoneura rubriventris (Selys, 1860)
Oxystigma petiolatum (Selys, 1862)
Phoenicagrion flammeum (Selys, 1876)
Protoneura scintilla Gloyd, 1939
Protoneura tenuis Selys, 1860

Argyrothemis angentea Ris, 1911
Diastatops intensa Montgomery, 1940
Diastatops dimidiata (Linnaeus, 1758)
Erythrodiplax castanea (Burmeister, 1839)
Erythrodiplax sp.
Fylgia amazonica Kirby, 1889
Micrathyria dido Ris, 1911
Neuraeschna sp.
Oligoclada amphinome Ris, 1919
Oligoclada walkeri Geijskes 1931
Oligoclada xanthopleura Borror, 1931
Oligoclada pachystigma Karsch, 1890
Oligoclada sp. 1
Orthemis attenuata (Perty, 1834)
Perithemis lais (Perty, 1834)

Peixes

Acanthodoras cataphractus
Acaronia nassa
Acestrorhynchus sp1
Aequidens sp1
Aequidens tetramerus
Anablepsoides urophthalmus
Apistogramma gr. *agassizii*
Apistogramma gr. *regani*
Belonion sp1
Brachyhyopomus cf. *brevirostris*
Brachyhyopomus sp1
Brachyhyopomus sp2
Callichthys callichthys
Carnegiella strigata
Colomesus asellus
Copeina guttata
Copella arnoldi
Copella nigrofasciata
Crenicichla gr. *saxatilis*
Crenicichla labrina
Crenuchus spilurus
Cyphocarax spilurus
Dormitator sp1
Erythrinus erythrinus
Farlowella sp1
Fluviphylax cf. *palikur*
Gladioglanis sp1
Gnathocharax steindachneri
Gymnorhamphichthys petiti
Gymnotus cf. *coropinae*
Gymnotus gr. *pantherinus*
Helogenes marmoratus
Hemigrammus bellottii
Hemigrammus cf. *microstomus*
Hemigrammus cf. *ocellifer*
Hemigrammus guyanensis
Hemigrammus unilineatus
Hemiodontidae gen1

Hoplerythrinus unitaeniatus
Hoplias malabaricus
Hyphessobrycon heterorhabdus
Hypopygus benoneae
Hypopygus lepturus
Iguanodectes rachovii
Iguanodectes sp1
Microcharacidium weitzmani
Microphilypnus ternetzi
Microphis lineatus
Microsternarchus aff. *bilineatus*
Monocirrhus polyacanthus
Nannacara taenia
Nannostomus eques
Nannostomus trifasciatus
Nannostomus unifasciatus
Physopyxis ananas
Poecilia parae
Polycentrus schomburgkii
Potamorrhaphis guianensis
Priocharax sp1
Pristella maxillaris
Pseudobunocephalus amazonicus
Pseudopimelodus cf. *bufoni*
Pyrrhulina semifasciata
Pyrrhulina sp1
Rineloricaria sp1
Rivulus sp1
Rivulus sp2
Satanoperca sp1
*Siluriformes*1
Steatogenys sp1
Synbranchus marmoratus
Taeniacara candidi
Tetranematichthys wallacei
Trichomycterus hasemani

Tabela 2 - Riqueza de espécies por ponto de amostragem, média e desvio padrão (DP) de cada táxon encontrados em uma área protegida e seu entorno, nos municípios de Portel e Melgaço, Pará, Brasil.

Locais	ET	Média	DP	Chironomidae	Média	DP	Odonata	Média	DP	Peixes	Média	DP
ua1	8	2.19	6.65	17	1.72	3.52	5.00	0.21	0.80	12	4.47	23.44
ua2	6	0.67	1.73	21	1.70	2.57	5.00	0.56	2.76	16	6.95	27.86
ua3	10	5.93	23.96	16	0.67	1.49	4.00	0.12	0.39	26	11.74	79.06
ua4	10	3.74	11.04	9	0.84	2.78	6.00	0.21	0.56	22	10.78	53.91
ua5	5	0.85	2.41	14	1.14	2.24	1.00	0.05	0.30	15	9.76	38.49
ua6	8	0.81	2.51	22	1.67	2.30	2.00	0.16	0.92	16	5.25	25.26
ua7	5	1.78	7.37	20	1.40	2.01	3.00	0.09	0.37	16	11.89	56.93
ua8	12	2.63	5.86	19	2.53	4.81	2.00	0.16	0.92	23	6.57	25.24
ua9	3	0.30	0.95	8	0.58	1.47	8.00	0.23	0.57	17	10.83	57.82
ua10	7	2.00	5.73	10	0.51	1.18	4.00	0.14	0.47	22	12.83	41.92
ua11	1	0.07	0.38	13	0.74	1.62	2.00	0.51	3.06	8	14.43	72.00
ua12	6	1.04	3.67	13	1.40	2.66	2.00	0.09	0.48	12	1.45	6.12
ua13	4	0.22	0.58	20	1.51	2.85	4.00	0.23	0.87	8	1.80	7.87
ua14	2	0.22	0.85	18	1.44	3.06	3.00	0.17	0.62	14	2.95	13.97
ua15	8	1.85	5.41	15	1.30	2.33	4.00	0.12	0.39	23	4.97	17.87
ua16	6	1.37	3.52	10	1.09	2.50	2.00	0.05	0.21	19	11.80	38.76
ua17	2	0.07	0.27	12	1.35	2.93	2.00	0.16	0.75	12	6.42	26.19
ua18	9	6.70	21.53	13	1.35	5.06	7.00	0.35	1.00	15	1.07	3.60
ua19	2	0.19	0.79	18	1.93	3.38	6.00	0.56	2.00	23	4.34	15.89
ua20	5	4.15	14.77	18	1.23	2.29	6.00	0.21	0.67	24	10.26	32.47
ua21	8	4.22	13.24	24	2.28	3.53	3.00	0.14	0.56	18	8.58	31.44
ua22	2	1.19	5.59	24	4.26	6.93	4.00	0.14	0.47	15	13.14	49.20
ua23	3	0.70	2.32	24	2.60	3.99	2.00	0.16	0.92	17	17.54	74.17
ua24	4	0.52	1.81	21	1.74	2.80	3.00	0.14	0.56	15	13.36	62.58
ua25	9	7.33	21.59	17	1.19	1.85	8.00	0.58	1.76	18	2.86	10.35
ua26	10	16.04	54.97	11	1.12	2.86	6.00	0.44	1.52	29	5.21	15.43
ua27	4	0.70	2.55	34	4.72	5.82	8.00	0.44	1.03	20	12.01	66.32
ua28	9	6.48	21.49	25	4.35	8.19	7.00	0.60	2.15	23	9.61	36.73
ua29	7	6.22	25.29	23	2.98	4.93	4.00	0.42	2.15	19	7.30	27.12

Considerações finais

No primeiro capítulo, demonstramos que a maior riqueza de espécies foi encontrada no entorno da área protegida (AP), mas mesmo a AP com menor riqueza que o entorno, demonstrou possuir uma composição de espécies diferenciada e mais heterogênea que o entorno. Além disso, confirmamos que as variáveis do habitat dos dois ambientes são diferentes, sendo resultado das pequenas alterações causadas pelas populações ribeirinhas no entorno. Entretanto estas alterações não foram grandes nem intensas o suficiente para provocar perda da diversidade, dessa forma, tanto as espécies da AP quanto do entorno contribuem para formar o pool de espécies regionais daquele ambiente sendo áreas importantes para a conservação da biodiversidade existente na região.

No segundo capítulo, vimos que as diversidades betas tanto na AP quanto no entorno foram altas, sendo resultado do alto *turnover* ou a grande substituição de espécies tanto dentro dos locais quanto entre as áreas estudadas, possivelmente explicada pela amplitude de nicho combinados com a estrutura espacial do meio ambiente. Além disso, o requerimento específico das espécies acontece associado a uma variação natural do ambiente e, mesmo havendo alguma modificação ambiental, esta não é grande nem intensa o suficiente para excluir todas as espécies e, portanto, elas conseguem sobreviver nesse ambiente. Assim, a proteção de ambas as áreas se torna importante para manter o pool de espécies próprias de cada ambiente.

No terceiro capítulo, confirmamos que Odonata é um grupo moderado a fraco para substituir outros organismos como Ephemeroptera e Trichoptera (ET), Chironomidae e peixes em estudos de conservação. Entretanto os adultos de Odonata conseguem prever parcialmente as exigências de outros organismos em igarapés da Amazônia oriental. Concluímos que é necessária cautela na utilização de um único

táxon como substituto de outros e, para o planejamento de conservação, o melhor seria a utilização de uma ampla gama de táxons, refletindo, de uma forma holística a biodiversidade aquática.

Como conclusão geral da tese, destacamos que não apenas as áreas protegidas merecem atenção, mas o seu entorno deve ser preservado pois as duas áreas são igualmente importantes. O grande desafio no futuro é encontrar uma maneira de identificar os níveis de perturbação que seriam aceitáveis, tanto para evitar a sobre-exploração dos recursos nessas áreas quanto a perda das espécies. Bem como, saber até que ponto uma área protegida que passa por variação natural e ou antropogênica, no caso das áreas de desenvolvimento sustentável serão resilientes para o ambiente e, conseqüentemente, para as espécies. Uma vez que várias APs na Amazônia estão sendo liberadas para exploração de atividades com alta probabilidade de impacto a biodiversidade, como por exemplo, a retirada de madeira e a mineração.

Artigos Publicados Durante o Doutorado

- ✓ **2013** - Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. **International Journal of Odonatology**, v. 17, p. 1-10.

Cláudio da Silva Monteiro Júnior^{a,*}, Sheyla Regina Marques Couceiro^{b,†}, Neusa Hamada and Leandro Juen

- ✓ **2014** - Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. **Landscape and Urban Planning**. 127, 28–40.

C.S. Monteiro-Júnior^{a,b,*}, L. Juen^b, N. Hamada^a

- ✓ **2015** - Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. **Ecological Indicators** 48:303–311

Cláudio da Silva Monteiro Júnior^{a,b,*}, Leandro Juen^b, Neusa Hamada^a

- ✓ **2016** - Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia. **Journal of Insect Conservation**

Cláudio da Silva Monteiro Jr.^{1,2} • Maria Cristina Esposito¹ • Leandro Juen²