



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ - UFPA
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI - MPEG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
ÁREA CONSERVAÇÃO E ECOLOGIA

ANA LUIZA ANDRADE

**USO DA ABORDAGEM DIVERSIDADE FUNCIONAL NA ESTRUTURA DAS
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Belém - PA

2016

USO DA ABORDAGEM DIVERSIDADE FUNCIONAL NA ESTRUTURA DAS
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Pará/ Museu Paraense Emílio Goeldi
como requisito para obtenção do título de Mestre em Zoologia, Área: Conservação e
Ecologia, avaliada pela Comissão composta pelos professores:

Orientador: Prof. Dr. André Luiz Netto Ferreira

Museu Paraense Emilio Goeldi

Coorientador: Prof.Dr.Luciano F. de Assis Montag

Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Rogério Silva da Rosa

Museu Paraense Emílio Goeldi

Prof. Dr. Raphael Ligeiro

Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Marcos Callisto

Universidade Federal de Minas Gerais

Dra. Karina Dias

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Prof. Dr. Marcos Carlucci

Universidade Federal de Goiás

DEDICATÓRIA

Dedico este mestrado aos amigos e familiares, que mesmo distantes sempre apoiaram as minhas decisões e continuam acreditando no meu potencial.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer as seguintes pessoas e instituições:

A minha família por sempre apoiar as minhas decisões e peço desculpas pela ausência, falta de ligações telefônicas e mensagens;

Aos Professores Dr. André Ferreira e Dr. Luciano Montag “Miúdo” pela orientação e amizade;

Ao programa de Pós-graduação em Zoologia e UPFA, pela oportunidade e infraestrutura oferecida;

CNPq pela bolsa concedida e ao grupo empresarial Agropalma pelo custeio e hospedagem nos períodos de coleta;

Ao Dr. Rogério Rosa e Dr. Raphael Ligeiro pelas contribuições na qualificação deste trabalho e pelo aceite na avaliação final deste;

Aos professores Dr. Marcos Calisto (UFMG), Marcos Carlucci (UFG) e Dra. Karina Dias (INPA) por terem aceitado participar da avaliação desse trabalho;

Ao professor Dr. Leandro Juen, a esse me faltam palavras... mas acima de tudo serei eternamente grata por ter me “resgatado” e me colocado novamente em contato com a biologia, agradeço a oportunidade de conhecer o norte, principalmente a Floresta Amazônica. Pelo aprendizado (pessoal e profissional) e experiência de trabalhar com ecologia de insetos aquáticos, pelas contribuições ecológicas e estatísticas, além do companheirismo e amizade. Acima de tudo agradeço a confiança e suporte emocional, por simplesmente me perguntar “fiota, você está feliz?”. Com você aprendi a acreditar que fomos capazes.

Aos colegas do labeco (“peixólogos”, “odonatológicos” e “pteratologos”.rs), em especial a equipe que ajudou na coleta, protocolo e identificação do material “a turma do dendê” .

A MSc. Ana Paula Justino de Faria que mesmo na correria me ajudou com a identificação biológica.

Ao MSc. Diego Castro, MSc. Fernando Sobral, MSc. Leandro Maracahypes e prof. Dr. Thiago Bernardi pelo direcionamento literário e ajuda no desenvolvimento da dissertação.

Aos MSc. Thiago Mendes, MSc. Naraiana Benone e MSc. Leandro Brasil, pelas contribuições e amizade, o que vocês fizeram por mim poucos ou talvez ninguém faria.

A minha família paraense Oliveira/Farias que me acolheu com o todo suporte estrutural e emocional que me faltava, principalmente Sávio Farias, por ser tão presente na minha vida, pela compreensão, paciência, carinho e companheirismo e por ter se tornado o melhor amigo e me apoiar em todos os momentos.

Não posso deixar de agradecer Thaisa, Ka, Thi, Brasil, Nara, Sara e Bruno pela ajuda, discussões, momentos de descontração e por ouvir os meus lamentos...(rs).

Aos meus eternos amigos paranaenses Bel, Ruti, Lucas e Marcelo que mesmo distantes sempre estiveram muito presentes.

Enfim, a todos que me ajudaram direta ou indiretamente na realização deste trabalho e que não foram aqui mencionados por falhas em minha memória (fato tão frequente) minhas sinceras desculpas e agradecimentos.

EPÍGRAFE

Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito.

Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.

(Marthin Luther King)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
Capítulo I. Contribuições da diversidade funcional de macroinvertebrados para os estudos ecológicos em riachos: uma revisão	14
Resumo	14
1.1. Introdução	15
1.2. Material e métodos	17
1.3. Resultados	20
1.4. Discussão.....	27
1.5. Conclusão.....	31
1.6. Referências.....	32
Capítulo II. Influência da monocultura de palma de dendê sobre a composição taxonômica e funcional de insetos aquáticos	37
Resumo.....	37
2.1. Introdução.....	37
2.2. Material e métodos.....	40
2.2.1 <i>Área de estudo</i>	41
2.2.2 <i>Delineamento Amostral</i>	42
2.2.3 <i>Coleta de Dados</i>	42
2.2.4. <i>Variáveis Ambientais e Caracterização do Hábitat Físico</i>	43
2.2.5. <i>Diversidade Funcional</i>	44
2.2.6. <i>Seleção dos atributos funcionais</i>	45
2.2.7. <i>Análises estatísticas</i>	46
2.3. Resultados.....	48
2.3.1. <i>Variabilidade ambiental</i>	48
2.3.2. <i>Estrutura da comunidade</i>	49
2.3.4. <i>Interação ambiente, comunidade e atributos funcionais</i>	50
2.4. Discussão	53
2.5. Conclusão	57
2.6. Referências.....	58
ANEXOS.....	65
Anexo a - Glossário.....	65
Anexo b. Trabalhos usados na análise cienciométrica:.....	66
Anexo c. Tabelas.....	71
CONCLUSÃO GERAL	80

RESUMO GERAL

Os macroinvertebrados são amplamente utilizados para avaliar a saúde e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Esses organismos atuam na manutenção dos processos ecossistêmicos, sendo responsáveis pela ciclagem de nutrientes e fluxo de energia. Entender os mecanismos que estruturam as comunidades biológicas ainda é um desafio nos estudos ecológicos, com isso surge a necessidade de estudar novas abordagens e métricas investigativas. Neste contexto foi inserida a diversidade funcional cuja abordagem é baseada em características morfológicas, fisiológicas ou comportamentais das espécies que desempenham uma função na comunidade ou no ecossistema. Neste sentido, buscamos por meio de uma revisão na literatura, investigar as tendências e lacunas mundiais da diversidade funcional de macroinvertebrados de sistemas lóticos. Estudos com essa abordagem são relativamente recentes para o grupo e apontaram um rápido crescimento ao longo dos anos, porém tem sido pouco aplicada em regiões neotropicais. Entre os artigos investigados encontramos variações em conceitos básicos da abordagem funcional entre os artigos, o que pode ocasionar interpretações errôneas. Verificamos ainda que as respostas funcionais de insetos aquáticos foram mais abundantes entre os macroinvertebrados e com maior frequência em estudos avaliando o efeito de impactos ambientais antrópicos. Por fim testamos a aplicabilidade da abordagem de diversidade funcional. Investigamos as respostas funcionais e taxonômicas das Ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos inseridos em regiões de plantio de palma de dendê comparando-os com riachos de áreas florestais na Amazônia Oriental. Verificamos que a abundância de EPT diferiu entre as comunidades, sendo maior nas plantações, enquanto a riqueza de espécies foi maior na floresta, houve uma perda de nove gêneros de EPT nos riachos de palma de dendê. Mesmo com essa perda biológica, a diversidade funcional não diferiu entre as comunidades. Porém, quando analisamos as características do ambiente, houve diferenças no pH, número de troncos e proximidade com estradas, e essas, juntamente com temperatura da água foram capazes de selecionar os atributos funcionais hábito trófico e tamanho do corpo na comunidade de EPT.

Palavras-Chave: Cienciometria; funções ecossistêmicas, insetos aquáticos; Sistemas lóticos.

ABSTRACT

Aquatic macroinvertebrates are largely used to evaluate the health and functioning of lotic ecosystems. These organizations operate in maintenance of ecosystem processes and are responsible for nutrient cycling and energy flow. But understand the mechanisms that structure such communities is still a challenge to ecological studies, with that comes the need to study new approaches and metrics investigative. In this context it was inserted the functional diversity whose approach is based on morphological, physiological or behavioral characteristics of the species that play a role in the community or ecosystem.. In this sense, we did a literature review to investigate the trends and global gaps of functional diversity of aquatic macroinvertebrates of lotic systems. Studies with this approach are relatively new to the group and showed a rapid growth over the years, but has been little used in neotropical regions. Among the investigated items found variations in basic concepts of functional approach between the articles, which can lead to erroneous interpretations. We also find that the functional responses of aquatic insects were more abundant among the macroinvertebrates and more frequently in studies evaluating the effect of environmental impacts anthropic. At last, we tested the applicability of the functional diversity approach. We evaluated the functional and taxonomic responses of the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera of streams inserted in areas of oil palm plantations comparing them to streams of forested areas of Eastern Amazon. We found that the abundance of EPT differ among communities, being higher in plantations, while the species richness was greater in the forest, with the loss of nine genera EPT in oil palm streams. Even with this biological loss, functional diversity did not differ between communities. However, when we analyze the characteristics of the environment, there were differences in pH, number of trunks and proximity to roads, and these, along with water temperature were able to select the attributes functional trophic habit and body size in the EPT community.

Key words: Sciencimetry; ecosystemic functions; aquatic insects; lotic systems.

INTRODUÇÃO GERAL

A comunidade de macroinvertebrados é utilizada com frequência em biomonitoramentos da qualidade da água (Lake 2000; Buendia et al. 2013; Brand & Miserendino 2014). Esse fato pode ser atribuído a no mínimo duas razões: (i) as espécies apresentam níveis distintos de tolerância às condições ambientais (Callisto et al. 2001; Landeiro et al. 2012). Assim, impactos ambientais podem influenciar não apenas sob o aumento ou decréscimo no número de indivíduos e/ou riqueza de espécies, mas também sobre a biomassa e número de grupos funcionais (Martínez et al. 2013); (ii) a maioria das espécies, principalmente os insetos, apresentam baixa mobilidade e alta associação com algum tipo específico de substrato, o que contribui para uma maior amostragem biológica, quando comparada com organismos com maior capacidade de dispersão (Poff et al. 2006; Petrin et al. 2013).

Conhecer os mecanismos que estruturam as comunidades biológicas tem sido um dos principais focos e desafios dos estudos ecológicos (Heino et al. 2013; Kovalenko et al. 2013). Em virtude disso, surgiram novas abordagens e métricas de diversidade que buscam entender os padrões e processos que afetam a distribuição das espécies (McArdle & Anderson 2001; Petchey & Gaston 2002; Aiba et al. 2013). Dentre elas destacamos a abordagem diversidade funcional, cujo objetivo é baseado no agrupamento de espécies por funções e não por grupo taxonômico (Tilman et al. 2001; Poff et al. 2006). A abordagem é bastante promissora nos estudos ecológicos, pois se baseia em características biológicas, morfológicas e comportamentais das espécies que estejam vinculadas com as funções no ecossistema, tais características são chamadas atributos funcionais (Violle et al. 2007).

A diversidade funcional torna possível a associação entre os atributos funcionais e as condições ambientais, mas exige o conhecimento sobre a distribuição das espécies, interações ambientais e bióticas, bem como a relação existente entre os atributos e as funções (Usseglio-Polatera et al. 2000; Sandin & Solimini 2009). Uma vez que não existe uma relação fixa entre características morfológicas e função, a distinção de mecanismos que levam a estruturação das comunidades depende de trabalhos que visam simulações e experimentos acerca da abordagem funcional no grupo biológico de interesse (Sandin & Solimini 2009). Neste sentido os estudos cienciométricos também são fundamentais, pois identificam desde viés geográfico, interesses no uso da

abordagem até o conjunto de atributos funcionais que vem sendo testados com a comunidade de macroinvertebrados.

Nesse contexto, o presente trabalho será composto por dois capítulos. No primeiro, investigamos o uso da abordagem diversidade funcional nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos, buscamos responder *(i)* Qual a frequência do uso da abordagem funcional com macroinvertebrados aquáticos nas duas últimas décadas? *(ii)* Quais regiões do globo são mais estudadas? *(iii)* Em quais periódicos este conhecimento está sendo divulgado? *(iv)* Quais os táxons de macroinvertebrados aquáticos mais estudados nessa abordagem? *(v)* Quais os tipos de investigações que estão sendo realizadas com diversidade funcional de macroinvertebrados? *(vi)* Quais são os atributos funcionais utilizados para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos? *(vii)* Os bancos de dados taxonômicos e funcionais estão disponibilizados nos artigos? *(viii)* Existe uma padronização no emprego da terminologia acerca da abordagem funcional? *(ix)* Existe alguma relação entre a quantidade de atributos funcionais utilizados e o número de citações recebidas por artigo? Os resultados revelaram que o número de estudos com diversidade funcional de macroinvertebrados aquáticos aumentou nos últimos anos, porém, os estudos se concentram nas regiões temperadas. Insetos tem sido o grupo melhor explorado devido à sua utilidade como bioindicadores, uma vez que a maioria dos trabalhos se destina a responder questões relacionadas aos impactos antrópicos sobre os corpos d'água.

No segundo capítulo foi avaliado o efeito da monocultura de palma de dendê sobre a diversidade taxonômica e funcional de insetos aquáticos na fase imatura. Testamos as hipóteses de que *(i)* a diversidade taxonômica e funcional das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera é menor em riachos que drenam áreas de palma de dendê quando comparados com floresta, devido à simplificação do hábitat nas monoculturas e *(ii)* que as diferenças ambientais entre os tratamentos (palma e floresta) seriam responsáveis pela distribuição das espécies com base nos seus atributos funcionais. Os resultados mostraram uma dissimilaridade taxonômica entre palma e floresta, enquanto a diversidade funcional foi similar. As variáveis ambientais pH, temperatura, presença de estradas e madeira no canal mostram uma correlação com o tamanho do corpo e hábito alimentar, atributos funcionais pertencentes respectivamente as modalidades morfologia e ecologia.

REFERÊNCIAS

- Aiba, M., Katabuchi, M., Takafumi, H., Matsuzaki, S. I. S., Sasaki, T., & Hiura, T. (2013). Robustness of trait distribution metrics for community assembly studies under the uncertainties of assembly processes. *Ecology*, 94(12), 2873-2885.
- Buendia, C., Gibbins, C. N., Vericat, D., Batalla, R. J., & Douglas, A. (2013). Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates. *Ecological indicators*, 25, 184-196.
- Brand, C., & Miserendino, M. L. (2014). Biological traits and community patterns of Trichoptera at two Patagonian headwater streams affected by volcanic ash deposition. *Zoological Studies*, 53(1), 72.
- Callisto, M., Moreno, P., & Barbosa, F. A. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian journal of biology. Revista brasileira de biologia*, 61, 259–66.
- Heino, J., Schmera, D., & Erős, T. (2013). A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology*, 58(8), 1539-1555.
- Kovalenko, K. E., Brady, V. J., Ciborowski, J. J., Ilyushkin, S., & Johnson, L. B. (2013). Functional changes in littoral macroinvertebrate communities in response to watershed-level anthropogenic stress. *Plos one*, 9(7), e101499.
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the north american Benthological society*, 19, 573–592.
- Landeiro, V. L., Bini, L., Melo, A. S., Pes, A., Oliveira, M., & Magnusson, W. E. (2012). The roles of dispersal limitation and environmental conditions in controlling caddisfly (Trichoptera) assemblages. *Freshwater Biology*, 57(8), 1554-1564.
- Martínez, A., Larrañaga, A., Basaguren, A., Pérez, J., Mendoza-Lera, C., & Pozo, J. (2013). Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia*, 711(1), 31-42.
- McArdle, B. H., & Anderson, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82:290–297.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402-411.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K. M., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 730–755.
- Sandin, L., & Solimini, A. G. (2009). Freshwater ecosystem structure–function relationships: from theory to application. *Freshwater Biology*, 54(10), 2017-2024.

Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2), 175-205.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116(5), 882-892.

Capítulo I. Contribuições da diversidade funcional de macroinvertebrados para os estudos ecológicos em riachos: uma revisão

Resumo

Com a finalidade de acompanhar as tendências e identificar lacunas nos estudos mundiais sobre diversidade funcional de macroinvertebrados nos ecossistemas lóticos, nós compilamos informações de artigos científicos no *website - ISI Web of Knowledge database (Thomson Reuters)*. Identificando as regiões, periódicos, táxons e conjunto de atributos funcionais que mais contribuíram com esse conhecimento. Os estudos com essa abordagem são relativamente recentes, e com um rápido crescimento ao longo dos anos. Porém têm sido pouco aplicados em regiões neotropicais, como no Brasil, onde monitoramentos das funções biológicas das comunidades de macroinvertebrados em ecossistemas lóticos são escassos. Nossos resultados mostraram que o uso de diversidade funcional se destina principalmente a investigar os efeitos de impactos antrópicos sobre a estrutura e função das comunidades. Encontramos na literatura uma variação nos conceitos de diversidade funcional e seus componentes como, por exemplo, o significado de atributos funcionais, distintos das definições encontradas nos trabalhos clássicos. Isso pode ocasionar confusões nas interpretações de termos e métodos adotados para essa abordagem. Ainda nos deparamos com a ausência de listas de espécies e classificação funcional de macroinvertebrados, além da mistura de dados binários e contínuos, bem como níveis taxonômicos distintos dentro de alguns trabalhos. Sugerimos uma padronização dos termos empregados na diversidade funcional, bem como a necessidade de compilar, organizar e divulgar os dados sobre a função das espécies nas comunidades e ecossistemas para contribuir com o conhecimento sobre os mecanismos que atuam sobre a distribuição das espécies nos ecossistemas lóticos.

Palavras-Chave: Atributos funcionais, ecossistema lótico, cienciometria, lacunas do conhecimento.

1.1. Introdução

A estruturação das comunidades é relacionada com as condições ambientais e a distribuição dos recursos no tempo e espaço, porém a forma e a intensidade como a maioria das espécies são afetadas não são totalmente conhecidas (Hutchinson 1957; Statzner et al. 2001; Sobral & Cianciaruso 2012; Heino et al. 2013). Desta forma, muitos trabalhos e abordagens que visam à conservação ambiental têm sido desenvolvidos para elucidar ou contribuir para melhorar a compreensão das relações das comunidades com os ambientes (Tilman et al. 1997; Díaz & Cabido 2001; Loreau et al. 2001; Feio et al. 2015). Assim, estudos de cienciometria² são importantes para acompanhar os progressos e preencher lacunas no conhecimento das comunidades e sistemas biológicos, pois são capazes de revelar tendências e padrões para novos estudos sanarem possíveis falhas existentes (Nabout et al. 2012). Porém, as principais constatações em estudos cienciométricos são os vieses geográficos e a falta de informações sobre a descrição e ocorrência das espécies de determinadas regiões (Bini et al. 2006).

Nos últimos anos, certas abordagens surgiram buscando compreender a relação entre biodiversidade e processos ecossistêmicos (p.e. diversidade β , filogenética). Dentre estas, a diversidade funcional é considerada uma abordagem diferente das demais (taxonômica ou filogenética), pois agrupa espécies por funções, e assim é capaz de revelar as interações entre a biota e o ambiente, permitindo uma aproximação de explicações mecanísticas (Dolédec & Statzner 2008; Cianciaruso et al. 2009; Fanny et al. 2013; Feld et al. 2014). A diversidade funcional é uma abordagem quantitativa, utilizada para explicar como a variação das características biológicas pode ser influenciada pelas alterações ambientais e assim interferir sobre os serviços ecológicos e as interações entre as espécies (Feio et al. 2015; Törnroos & Bonsdorff 2012; Colzani et al. 2013). Dessa forma, a diversidade funcional está relacionada aos bens, serviços e propriedades desempenhadas nos ecossistemas, uma vez que essa abordagem avalia o grau de contribuição das espécies para o funcionamento de toda a comunidade (Ricotta 2005; Sobral & Cianciaruso 2012).

A diversidade funcional das comunidades é baseada em atributos funcionais relacionados ao crescimento, reprodução e sobrevivência dos organismos, descrevendo características biológicas, morfológicas e de história de vida das espécies (Tilman et al. 2001; Poff et al. 2006). A partir disso foram desenvolvidas muitas medidas capazes de

calcular a diversidade funcional (Petchey & Gaston 2002; Villéger et al. 2008; Aiba et al. 2013; Pavoine & Ricota 2014). Porém, antes dos cálculos é necessário conhecermos os aspectos ecológicos e comportamentais dos organismos e suas interações com fatores bióticos e abióticos (Demars et al. 2012; Heino et al. 2013; Mlambo 2014). Dessa forma, a diversidade funcional pode ser utilizada em estudos preditivos que quantifiquem os efeitos de diferentes tipos e intensidades de impactos ambientais e de variações naturais no tempo e espaço sobre as espécies, contribuindo para melhor compreensão de como os ecossistemas funcionam (Rosenfeld 2002; Vieira et al. 2006; Tomanova & Usseglio-Polatera 2007; Dolédec & Statzner 2008).

Neste contexto, estão surgindo muitos estudos que visam ampliar o conhecimento sobre os macroinvertebrados bentônicos, principalmente insetos, em relação às respostas funcionais das comunidades aquáticas frente às alterações ambientais (Tomanova et al. 2008; Kovalenko et al. 2013; Brand & Miserendino 2014). Em ecologia, tanto para os ecossistemas terrestres quanto aquáticos, o uso da diversidade funcional tem se destinado a explicar padrões de distribuição de espécies em função de seus atributos funcionais (Dolédec & Statzner 2008; Saito et al. 2015), avaliando comparações entre abordagens taxonômicas e funcionais (Demars et al. 2012; Vaz et al. 2014), interações bióticas, influências abióticas (Brand & Miserendino 2014) e até as múltiplas respostas dos táxons aos impactos antrópicos (Feld & Hering 2007; Heino 2008; Li et al. 2010; Vanderwalle et al. 2010). Porém muitas regiões carecem em estudos funcionais, principalmente a região neotropical com sua alta biodiversidade, esse problema aumenta devido à falta de conhecimento sobre a descrição e distribuição dessas espécies (Bini et al. 2006). Dessa forma revisões ciencimétricas sobre o assunto são importantes para revelar lacunas no conhecimento.

Os macroinvertebrados bentônicos possuem importância funcional ímpar para os corpos d'água, atuando tanto na ciclagem de nutrientes quanto no fluxo de energia dentro das teias tróficas (Ligeiro et al. 2010). Espécies integrantes deste grupo podem facilitar a decomposição da matéria orgânica exercida por bactérias e fungos decompositores e servem como recurso alimentar para outros insetos, peixes e aves (Merritt et al. 2014). Os insetos aquáticos apresentam forte associação com substratos específicos (por exemplo, organismos fragmentadores comumente são encontrados em substratos de folhiço e os raspadores em rochas), o que diminui a competição por recursos e permite a coexistência de muitas espécies em um mesmo corpo d'água (Poff

et al. 2006; Landeiro et al. 2010; Gonçalves et al. 2013). Além disso, grande parte dos insetos apresentam baixa mobilidade e alta sensibilidade às mudanças ambientais, o que torna o grupo amplamente usado como bioindicadores de qualidade ambiental (Kovalenko et al. 2013; Brand & Miserendino 2014).

Assim, sabendo da relação existente entre os macroinvertebrados e o ambiente aquático e da importância de se estudar a diversidade funcional para a melhor compreensão e conservação do grupo, o objetivo deste estudo foi investigar os padrões de produção bibliográfica que utilizam essa abordagem. Buscamos com isso a consolidação desse conhecimento e a identificação de lacunas, assim contribuindo para o direcionamento de novas pesquisas. Procuramos responder às seguintes perguntas: (i) Qual a frequência do uso da abordagem funcional com macroinvertebrados aquáticos nas duas últimas décadas? (ii) Quais regiões do globo são mais estudadas? (iii) Em quais periódicos este conhecimento está sendo divulgado? (iv) Quais os táxons de macroinvertebrados aquáticos mais estudados nessa abordagem? (v) Quais os tipos de investigações que estão sendo realizadas com diversidade funcional de macroinvertebrados? (vi) Quais são os atributos funcionais utilizados para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos? (vii) Os bancos de dados de FD são disponibilizados nos artigos? (viii) Existe uma padronização no emprego da terminologia acerca da abordagem funcional? (ix) Existe alguma relação entre a quantidade de atributos funcionais utilizados e o número de citações recebidas por artigo? Os trabalhos que utilizam maior quantidade de informações funcionais possuem uma visão mais detalhada da comunidade, por isso é esperado uma correlação positiva entre o número de atributos estudados e a quantidade de citações recebidas no estudo.

1.2. Material e métodos

Nosso trabalho baseou-se em artigos científicos publicados em Inglês, Espanhol e Português no período de 1994 (ano de informatização dos periódicos) a 2014, compilados no *website – ISI Web of Knowledge database (Thomson Reuters)* com as palavras-chave: *Functional Diversity**, *AND Macroinvertebrates* OR aquatic insects, AND functional traits **, *AND freshwater OR Lotic system* em seus títulos, resumos e

palavras chaves. A pesquisa foi realizada em dezembro de 2014. Foram excluídos os artigos que não seguiram os critérios a seguir: *i*) Tipo (exclusivamente artigos científicos); *ii*) Ambiente (exclusivamente lótico); *iii*) Organismos (consideramos todos os macroinvertebrados aquáticos); *iv*) Abordagens (consideramos apenas a diversidade funcional) e *v*) divergências conceituais e metodológicas.

Para identificar a frequência de uso da abordagem funcional nos últimos anos, fizemos um comparativo entre o total de trabalhos encontrados e a quantidade de trabalhos sobre diversidade funcional de macroinvertebrados aquáticos. Para responder quais regiões geográficas e grupos taxonômicos mais contribuíram com esse conhecimento realizamos uma leitura do tipo “scanning”. Essa técnica estabelece palavras de referência a uma leitura, geralmente direcionada a partes específicas do texto (como resumo, título e palavras chaves). Contabilizamos individualmente cada informação; por exemplo, se o estudo ocorreu em dois ou mais países, o mesmo artigo foi contabilizado para todos os locais. Esse fato, associado à ausência de informações (lista de espécies), também pode explicar a diferença entre o número e o valor de artigos analisados. O continente Antártico não foi considerado, devido à ausência de registros biológicos para o grupo.

As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foram contabilizadas de forma agrupada e individual, o que contribuiu para a formação de mais um grupo taxonômico (EPT). Denominamos como o grupo “Outros” os indivíduos pertencentes aos filos Annelida, Nematoda, Platyhelminthes e a outras divisões do filo Arthropoda (exceto Insecta). Optamos por essa classificação e agrupamento (EPT, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Diptera, Heteroptera, Lepidoptera, Megaloptera, Odonata e outros) devido à incongruência observada na resolução taxonômica utilizada em cada artigo, onde representantes de um determinado grupo podem ser identificados a um menor (espécie ou gênero) ou maior (Classe/Ordem/Família) nível taxonômico.

Para responder quais os tipos de questionamentos que estão sendo investigados com a abordagem de diversidade funcional, partimos do objetivo dos artigos e classificamos *a priori* três tipos de investigações, sendo elas; *(i)* Impactos antrópicos sobre os ambientes, *(ii)* Distúrbios ambientais naturais, e *(iii)* “Outros”. Para o primeiro consideramos qualquer atividade humana que possa causar pressões negativas ao ambiente, por exemplo, construção de barragens, introdução de espécies não nativas,

navegação e o uso do solo. Para a variabilidade natural foram consideradas as interações entre espécies e as variáveis ambientais, tais como sedimentação por cinzas vulcânicas, questões climáticas e taxa de decomposição foliar. O grupo classificado como “outros” faz referência às investigações que estudaram o próprio uso da abordagem de diversidade funcional; como em trabalhos comparativos entre diversidade funcional e outras métricas de diversidade, principalmente a diversidade taxonômica, e investigações testando respostas funcionais em distintos gradientes espaciais, assim como trabalhos discutindo as diferentes maneiras de calcular a diversidade funcional.

Ainda buscamos investigar quais atributos estão sendo utilizados nas pesquisas com macroinvertebrados aquáticos, buscando identificar se existe uma padronização de atributos funcionais entre os artigos. Por essa razão compilamos essas informações contidas entre os trabalhos com o maior número de citações. E para testar se existe convergência entre o número de citações e a quantidade de atributos utilizados em cada estudo, realizamos um teste de Correlação de Pearson, usando a função *cor* no Programa R (R Development Core Team 2015), obedecendo aos pressupostos de distribuição normal e homogeneidade das variâncias. Para ambas as análises foram utilizados 11 artigos que tiveram mais de 60 citações cada.

Quando estas informações não estavam disponíveis nos títulos, resumos e palavras-chave foram consultados ao longo da estrutura do artigo e em seus anexos, quando disponibilizados. Os dados foram processados por meio de análises descritivas baseadas em cálculos de estatística simples, no programa *Microsoft Excel*® (2007), com a finalidade de avaliar as tendências e lacunas nas pesquisas mundiais com diversidade funcional de macroinvertebrados de ecossistemas lóticos. As distribuições geográficas foram analisadas com o Programa *gvSIG*. 2.0.0, e os valores foram relativizados pela porcentagem de publicações por Continente e por País de ocorrência.

Para evitar conflito de terminologia optamos pelo uso padronizado das palavras “*traits*” em inglês ou sua tradução “atributos” para fazer referência às características funcionais. Evitamos o uso da palavra “traço” uma vez que a sua tradução pode derivar de várias outras palavras do vocabulário inglês como *trace*, *vestige*, *track*, entre outras, e assim perder o significado aqui aplicado. Também optamos pelo uso de FD como abreviatura para diversidade funcional (“functional diversity”), porém ressaltamos que esta difere do índice FD, proposto por Petchey e

Gaston (2002).

1.3. Resultados

Foram compilados 426 artigos, dos quais apenas 59 usaram a diversidade funcional baseada em múltiplos valores de *traits* biológicos e ecológicos (Anexo b). Portanto, foram excluídos 367 artigos, seguindo os critérios: *i*) Tipo (dois documentos não eram artigos, mas sim notas); *ii*) Ambiente (13 foram realizados em ambientes lênticos, marinhos ou estuários); *iii*) Organismos (61 não usaram macroinvertebrados aquáticos); *iv*) Abordagem (115 não avaliaram de fato alguma medida de diversidade funcional, apesar de usar o termo); e *v*) divergências conceituais e metodológicas (176 artigos). Estes últimos apresentaram grande variação de nomenclatura, sendo 95% (167/176) correspondentes a grupos funcionais alimentares (FFGs - *functional feeding groups*), outros 3% (6/176) abordando o conceito funcional de hábitat e menos de 1% (1/176) discutindo unidade funcional, organização funcional ou grupo funcional de respiração.

Os primeiros trabalhos com FD foram encontrados no ano de 2000, com três publicações. Durante dez anos as investigações passaram por um período de oscilação, mantendo uma média anual de três artigos. Nos últimos anos houve um aumento acelerado nas pesquisas. Somente os últimos 48 meses do período de referência foram responsáveis por 51% dos registros na base de dados consultada, totalizando uma média anual de sete artigos. Quando comparamos com a totalidade dos estudos que utilizaram as palavras diversidade ou atributo funcionais para o grupo biológico, observamos uma diminuição de cerca de 30% no mesmo período (Figura 1.1).

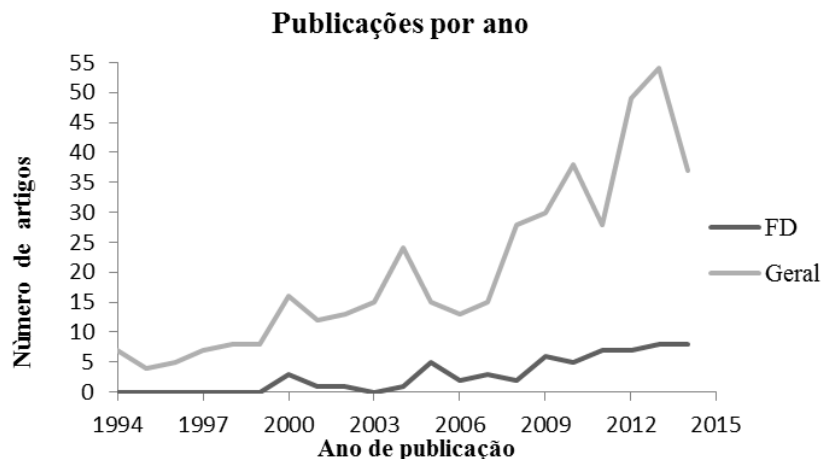
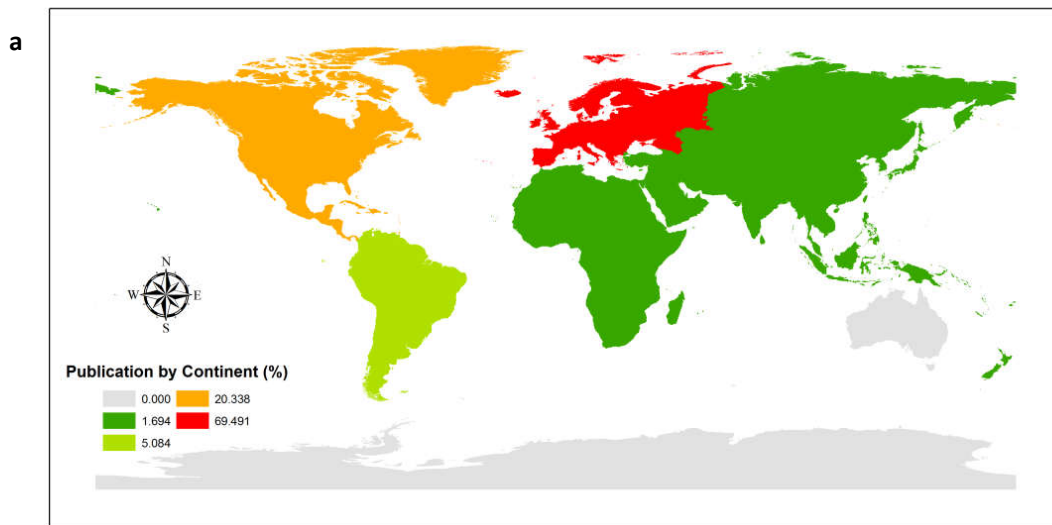


Figura 1.1. Contribuição científica da diversidade funcional nos estudos lóticos com macroinvertebrados no período de 1994 a 2014, comparando a diversidade funcional (cinza escuro) e o total de trabalhos encontrados neste estudo (Cinza claro).

A região geográfica que mais contribuiu para os estudos de diversidade funcional foi o continente europeu, com cerca de 70% dos artigos, seguida pela América do Norte com 20%, América do Sul com 5% e África, Ásia e Oceania com cerca de 2% de publicações cada (Figura 1.2a). Quando a análise foi realizada por país, o número de informações aumentou para 63, uma vez que três dos 59 artigos expandiram as pesquisas, abrangendo mais de um território. A França liderou na pesquisa com 27% das publicações, seguida por Estados Unidos com 11%, Alemanha com 9%, Espanha e Finlândia com 6% e 5% dos estudos foram concentrados no Canadá e na Polônia. A Argentina, Áustria, Holanda, Itália e Suécia detiveram 3% dos trabalhos, já o Brasil apareceu juntamente com Portugal, África do Sul, Bélgica, Bósnia, Hungria, Japão, Nova Zelândia e República Tcheca, com um artigo cada (Figura 1.2b).



b

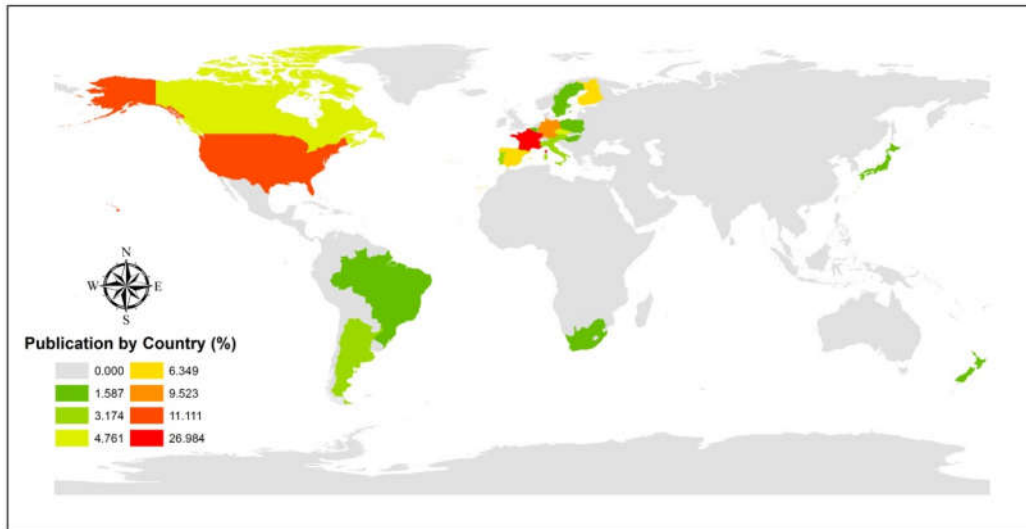


Figura 1.2. Mapas ilustrando a quantidade de publicações com diversidade funcional de macroinvertebrados em sistemas lóticos entre os anos 1994-2014; **a)** Porcentagem de trabalhos publicados por continente e **b)** por País; as cores representam os valores descritos na legenda.

As informações compiladas estavam presentes em 30 periódicos, o *Freshwater Biology* foi mais utilizado para as publicações (com 18% dos artigos), seguido por *Hydrobiologia* (10%), *Ecological Indicators* (8%), *Journal of the North American Benthological Society* (7%) e *Fundamental and Applied Limnology* (5%), e *Biodiversity and Conservation*, *Freshwater Science*, *Journal of Applied Ecology*, *Limnologica* e *River Research and Applications* com 3% cada (Figura 1.3). Outros 15 periódicos foram usados para publicar artigos com FD, mas apenas com um trabalho cada; *African Invertebrates*, *American Naturalist*, *Archiv fuer Hydrobiologie Supplement*, *Archiv fur Hydrobiologie*, *Biologia*, *Biotropica*, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *Community Ecology*, *Ecological Applications*, *Environmental Pollution*, *Global Change Biology*, *International Review of Hydrobiology*, *Journal of Limnology*, *Limnology and Oceanography*, *Methods in Ecology and Evolution*, *Oecologia*, *Plos One*, *Science of the Total Environment*, *Wetlands* e *Zoological Studies* (Figura 1.3).

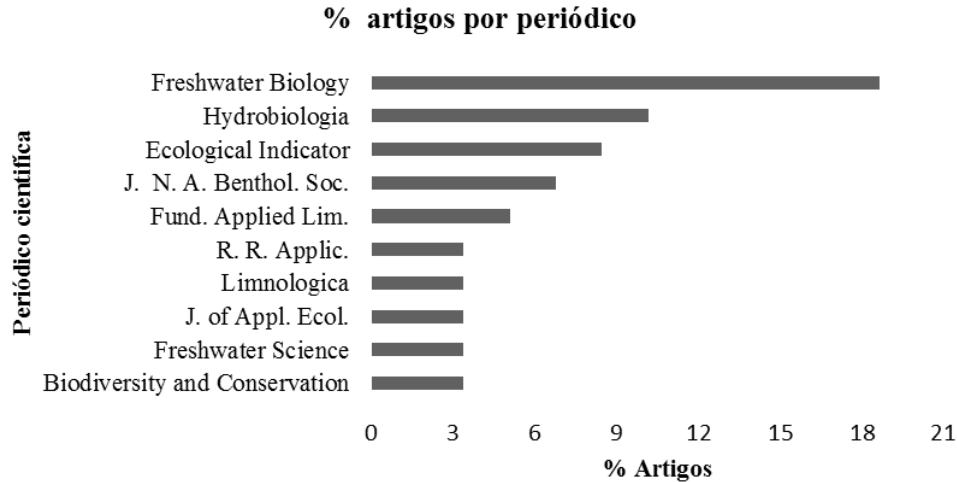


Figura 1.3. Porcentagem de artigos por periódicos que mais publicaram com o tema diversidade funcional de macroinvertebrados em ecossistemas lóticos, no período de 1994 a 2014. Freshwater Biol; Hydrobiology; Ecological Ind. (*Ecological Indicators*); J. N. A. Bent. Soc. (*Journal of the North American Benthological Society*); Fund. Applied. Lim. (*Fundamental and Applied Limnology*), R. R. Appl. (*River Research and Applications*) J. of Appl. Ecol (*Journal of Ecology*).

Dentro do grupo de insetos encontramos as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), trabalhadas de maneira agrupada (as três ordens em um mesmo artigo) ou individual (uma ordem por artigo). Assim, quando analisados em conjunto, estes organismos foram os mais usados, com 76% de ocorrência nos estudos. Quando analisamos os artigos que trabalharam com apenas uma das ordens, Ephemeroptera representou 10% dos estudos, enquanto Plecoptera e Trichoptera tiveram 5% de contribuição cada (Figura 1.4). Outras ordens de insetos também tiveram altas contribuições: Diptera (com 66% dos estudos), Coleoptera (57%), Odonata (54%), Heteroptera (52%), Megaloptera (41%) e Lepidoptera (32%). O grupo composto por outros macroinvertebrados aquáticos contribuiu com 61% dos estudos publicados (Figura 1.4).

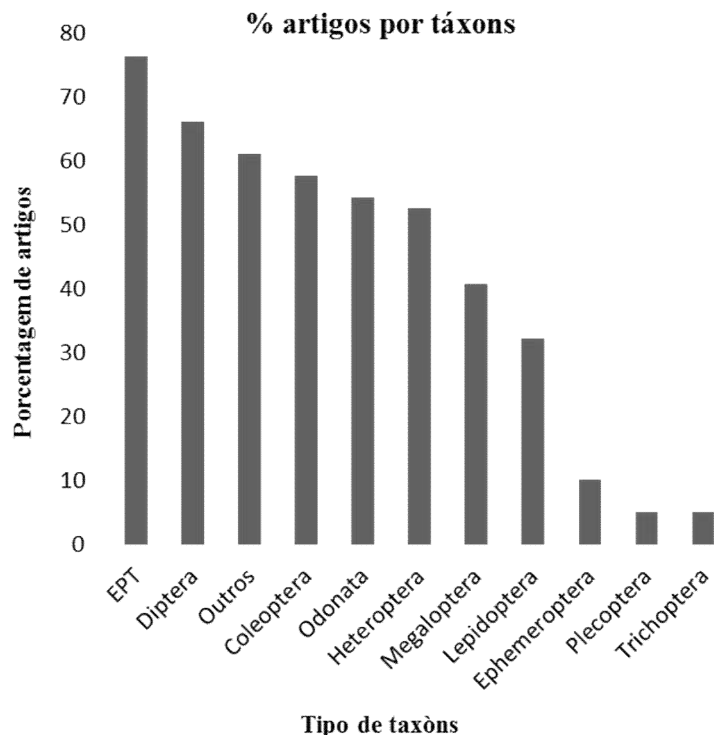


Figura 1.4. Contribuição dos táxons de macroinvertebrados aquáticos aos estudos de diversidade funcional de macroinvertebrados em sistemas lóticos.

Ao avaliar quais tipos de investigações estão sendo feitas por meio da abordagem de diversidade funcional, constatamos que a maioria dos estudos estava interessada em responder questões relacionadas à avaliação de impactos ambientais de origem antrópica (49% dos estudos), e variabilidade natural (32%). Os 29% de artigos restantes tratavam de questões metodológicas relacionadas ao cálculo de métricas de diversidade funcional.

Dos 33 artigos que avaliaram impacto ambiental de origem antrópica, 61% estudaram os efeitos do uso do solo para fins agrícolas, mineração, indústria e seus agravantes (metais pesados, acúmulo de sedimento e alterações na estrutura física do canal – como assoreamento e remoção da mata ciliar) (Figura 1.5a). Outros 12% estudaram o efeito de espécies invasoras e 10% visaram os efeitos da construção de barragens/canalizações e de esgoto doméstico. Em menores proporções, 6% dos trabalhos avaliaram os efeitos da navegação e um estudo experimental focou na presença/ausência de madeira queimada no leito do riacho (Figura 1.5a).

Os estudos envolvendo interações abióticas, variáveis ambientais e escala espacial, foram encontrados em 12 artigos, dos quais 34% dos trabalhos estudaram os efeitos de variações sazonais e outros 34% estudaram os efeitos da estrutura e morfologia do canal. Oito por cento dos artigos avaliaram os efeitos de cinzas vulcânicas, e outros 8% avaliaram os efeitos da sedimentação, glaciação e taxa de decomposição foliar sobre a diversidade funcional (Figura 1.5b).

Ainda sobre o tipo de investigação dos artigos, classificamos como “outros” os trabalhos que comparativos entre abordagens, como FD e taxonômica, e os artigos que avaliaram o efeito do esforço amostral e de distintas escalas espaciais sobre a diversidade funcional, além da proposta de um novo índice funcional e um estudo sobre a correlação entre os atributos funcionais.

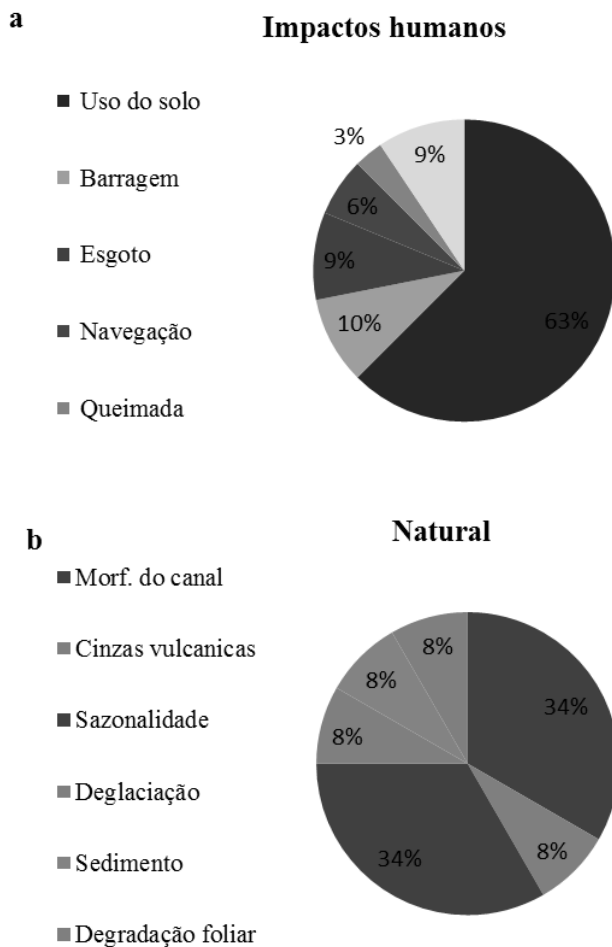


Figura 1.5. Tipos de investigações utilizando nos estudos **a)** Porcentagem de estudos com os diferentes tipos de impactos antrópicos; **b)** Porcentagem de estudos com distúrbios ambientais

de origem natural; Morf. do canal (morfologia do canal).

Quando buscamos pelos tipos de atributos funcionais utilizados nas pesquisas, observamos que alguns se repetem entre os artigos. Um padrão detectado entre os trabalhos mais citados (mencionados de 60 a 189 vezes) foi o fato de que todos usaram pelo menos uma das quatro classes de atributos funcionais supracitadas. O que totalizou 32 atributos funcionais de macroinvertebrados distribuídos da seguinte forma; História de vida (37%), morfologia (25%), mobilidade (22%) e atributos ecológicos (16%) (Figura 1.6). Não houve relação entre o número de citações e a quantidade de atributos funcionais utilizados ($r = 0.562$; $p = 0,07$) (Figura 1.6; Anexo c: Tabela 1.1).

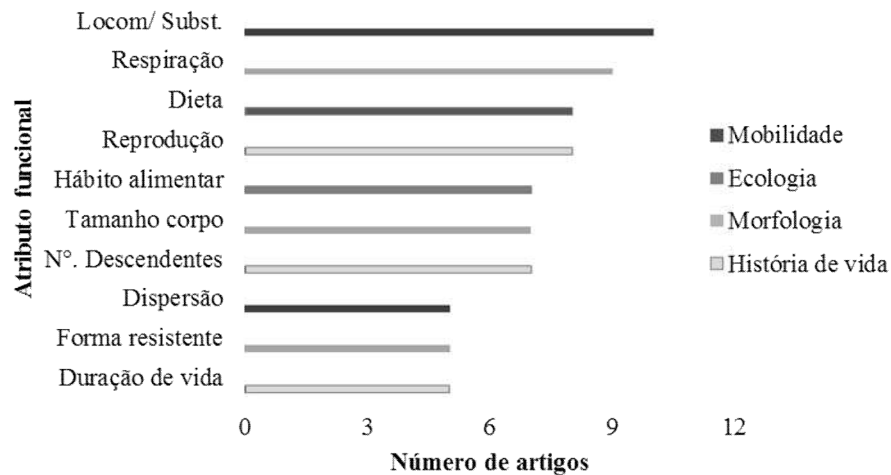


Figura 1.6. Atributos funcionais e modalidades mais utilizadas nos artigos com maior número de citações. Locom = Locomoção; subst. = substrato.

Os atributos pertencentes à classe “história de vida” estão diretamente ligados aos aspectos reprodutivos das espécies. “Reprodução”, “Números de descendentes” e “Tempo de vida” foram os mais frequentes nas análises, aparecendo em oito, sete e cinco artigos, respectivamente. Já nos atributos relacionados à mobilidade; “Locomoção & Hábitat” apareceram em 90% dos trabalhos e “Dispersão” em cinco deles. Das características morfológicas três receberam maior atenção “Respiração” em nove manuscritos, “Tamanho Máximo do corpo” em sete e “Forma resistente” em cinco. Quanto aos atributos de ecologia, apesar de menos diversificados, “Dieta” e “Hábito alimentar” apareceram na maioria dos trabalhos, nove e oito respectivamente (Figura

1.6).

Seis trabalhos cujos objetivos estavam voltados às respostas aos impactos ambientais humanos, utilizaram em média 12 atributos funcionais, sendo quatro de história de vida e ecologia e dois de mobilidade e morfologia. Outros quatro estudos avaliaram os padrões de diversidade da comunidade e também utilizaram em média 12 características, distribuídas da seguinte forma: quatro de história de vida, três de mobilidade e morfologia e dois de atributos ecológicos. Entre os trabalhos mais citados com diversidade funcional encontramos um experimento que avaliou o processo de degradação foliar. Este foi classificado como investigando distúrbios de origem natural, representado pela letra “N”, e utilizaram quatro atributos: dois morfológicos, um ecológico e de história de vida (Anexos c: Tabela 1.2).

1.4. Discussão

A diversidade funcional, apesar de cada vez mais utilizada em estudos ecológicos de riachos, apresenta fatores conceituais e metodológicos que podem gerar confusão ou interpretações errôneas. Destacamos entre os problemas encontrados a mistura no tipo de dados (categóricos ou contínuos), o uso distinto de termos e conceitos empregados, bem como a mistura de níveis taxonômicos. Além disso, a maioria das investigações baseadas em estudos de diversidade funcional de macroinvertebrados está concentrada em alguns países dos continentes europeu e norte-americano. Tais problemas podem ser mascarados em meio ao crescente número de publicações, por isso, estudos cienciométricos são essenciais para o reconhecimento da informatização disponível e servem como subsídio aos trabalhos futuros, pois revelam as tendências nas investigações.

Encontramos também uma grande variação nos tipos de categorias e nos números de atributos funcionais utilizados entre os artigos, e notamos que estes dependem de fatores como diferenças entre autores, regiões, grupos taxonômicos e tipo de investigação da pesquisa. As variações entre conceitos podem gerar inversão dos significados e causar muita confusão para os leitores. Dessa forma, seria interessante uma padronização conceitual nos termos e conceitos empregados na abordagem de

diversidade funcional (Schmera et al. 2015). Ressaltamos que a questão é tão complexa que até mesmo os trabalhos que buscam a padronização acabam gerando mais confusão como, por exemplo, Schmera et al. (2015), adotam o uso diferenciado do termo “atributo” como sendo uma categorização de modalidade de *traits* (ou seja, o tipo de *trait*, por exemplo, história de vida). Em contrapartida na grande parte da literatura “atributo” aparece como sinônimo de *traits* (McGill et al. 2006; Yates et al. 2014). A variação conceitual também foi registrada nos trabalhos de grupos funcionais de alimentação, cujo termo se confunde com guilda trófica. Para evitar o uso de conceitos truncados, seguimos a classificação de Blondel (2003), no qual guilda se refere ao tipo de recurso utilizado pelas espécies, envolvendo questões de co-ocorrência e competição, enquanto grupo funcional alimentar trata de processos ou funções. Este último engloba diversas funções no ecossistema, desde a aquisição e armazenamento do recurso, dieta, estratégias de ataque à presa, até qualquer processo fundamental que contribua com o sucesso trófico da comunidade (Blondel 2003).

Outra questão é o acesso limitado ou, até mesmo, a ausência das listas de espécies e dos atributos funcionais analisados. Essa questão é especialmente importante quando tratamos de macroinvertebrados das regiões neotropicais, em que encontramos somente um trabalho na mata atlântica brasileira (Colzani et al. 2013). O desconhecimento da diversidade de espécies e da biologia básica das espécies já registradas contribui para o baixo número de publicações sobre diversidade funcional em países detentores de grande biodiversidade, como o Brasil. Essa falta de conhecimento biológico também ocorre em países Africanos, Asiáticos e insulares, onde o histórico de pesquisas ainda é incipiente. Em contrapartida encontramos grande número de artigos na França, o que pode ser explicado pelo pioneirismo na abordagem e pelo desenvolvimento de novas métricas capazes de calcular os serviços prestados ao ecossistema (Usseglio-Poletara et al. 2000; Charvet et al. 2000; Dolédec & Statzner 2008).

Os estudos realizados na França podem ter impulsionado as pesquisas em todo o continente Europeu. A rede de pesquisadores e instituições contribuiu para a criação de um grande banco de dados sobre a caracterização das comunidades aquáticas (Euro-limpacs Consortium 2008; Bis & Usseglio-Polatera 2004). Esse padrão vem se repetindo nos EUA e Canadá, cujos estudos contribuem com informações biológicas da comunidade regional (Poff et al. 2006; Vieira et al. 2006), o que impulsiona o avanço

das pesquisas e contribui para uma maior publicação científica. Na América do Sul, apesar da alta diversidade de alguns grupos biológicos e de estudos com ecologia de riachos terem aumentado nos últimos anos, a abordagem funcional com invertebrados aquáticos é recente, existindo trabalhos apenas no Brasil (Colzani et al. 2013) e na Argentina (Reynaga & Santos 2013; Brand et al. 2014). Para os Países Asiáticos, Africanos e insulares não podemos deixar de mencionar que o critério de seleção da língua que o artigo foi publicado (inglês, espanhol ou português) pode ter afetado esse resultado, pois muitas pesquisas podem ser publicadas em periódicos regionais e que usam idiomas de seus respectivos países. Os periódicos que apresentaram maior quantidade de trabalho já são tradicionais em estudos de ecologia aquática, além disso, como são bastante conhecidos e consolidados no meio acadêmico, são mais procuradas pelos pesquisadores.

Quando analisamos os grupos taxonômicos utilizados encontramos problemas na metodologia adotada por muitos artigos, devido à resolução taxonômica distinta. Para insetos, a identificação dos grupos variou de Ordem, Família, Gênero e, raramente, a Espécie, enquanto para os outros organismos, como anelídeos e moluscos, registramos a resolução de Classe (Demars et al. 2012; Mueller et al. 2013). O uso de resoluções taxonômicas tão distintas nas mesmas análises, além de impossibilitar comparações entre os grupos biológicos e estudos, pode mascarar informações importantes sobre os indivíduos, pois quanto mais refinada a resolução taxonômica maior a sensibilidade dos padrões observados (Heino et al. 2013). Essa questão é ainda mais importante em ambientes impactados uma vez que as espécies pertencentes a uma mesma família ou gênero podem apresentar diferentes necessidades ecológicas e adaptativas e, por isso, apresentar respostas diferentes ao gradiente de distúrbio (Usseglio-Polatera et al. 2000; Dolédec & Statzner 2008).

Todavia, em decorrência do déficit taxonômico para macroinvertebrados aquáticos, essas associações ao nível das espécies nem sempre são possíveis. A reconhecida dificuldade na identificação de imaturos se deve ao pequeno tamanho corporal dos indivíduos, à coloração semelhante nos estágios (*instars*) iniciais de muitas espécies e baixa detectabilidade ou ausência de estruturas importantes na diferenciação das espécies (Orlofske & Baird 2013). Normalmente, a medida do corpo é parâmetro tanto para estudos taxonômicos como nas abordagens funcionais.

Na FD é comum encontrarmos dados categóricos baseados na literatura (Poff et al. 2006; Vanderwalle et al. 2010). As diversas formas de classificação dos dados em categóricos (nominais), binários (0-1) ou contínuos (0-100%) podem gerar inconsistências de mensuração entre os estudos e impedir a comparações dos resultados (Schmera et al. 2015; Maire et al. 2015). Quando trabalhamos com dados categóricos nos deparamos com uma grande variação de informações contidas na literatura, isso pode contribuir com a perda das informações locais. Uma vez que os macroinvertebrados são capazes se adaptar às mudanças nas condições ambientais em menor escala.

Nos trabalhos de diversidade funcional devemos também nos atentar quanto à escolha dos atributos funcionais, pois devido a fatores históricos e filogenéticos nem todas as características podem ser usadas como atributos funcionais, uma vez que algumas não representam funções no ecossistema, mas sim apenas adaptações a condições ambientais (Mlambo 2014). A diversidade funcional é apoiada pelas teorias do nicho (Hutchinson 1957) e *habitat template* (Southwood 1997), em que a distribuição das espécies é condicionada às variações espaciais ou temporais das condições ambientais importantes para a evolução morfológica, fisiológica e comportamental das espécies. Contudo, ressaltamos a necessidade de se conhecer as comunidades e os ambientes a serem investigados (Townsend & Hildrew 1994).

Nos manuscritos analisados nos deparamos com uma grande variação no número, tipo, modalidade e categoria de atributos utilizados. Por exemplo, Feld & Hering (2007) classificaram os atributos alimentação e respiração na modalidade “biologia geral”, enquanto que em outros trabalhos classificaram esses atributos como morfológicos (Lange et al. 2014) e ecológicos (Poff et al. 2006). Essa variação é decorrente de inúmeros fatores, que vão desde as diferenças entre autores, regiões, grupos taxonômicos e tipo de investigação da pesquisa (Schmera et al. 2015).

A abordagem funcional é capaz de responder às distintas fontes de impactos ambientais. Beche & Resh (2007), avaliando os efeitos naturais da sazonalidade sobre a comunidade aquática, observaram que enquanto que as características que conferem resistência à dessecação e tipo de respiração aérea foram favorecidas na seca, a forma do corpo achatado e a dispersão por *drift* foram mais comuns em anos chuvosos. Avaliando os impactos ambientais agrícolas, Feld & Hering (2007) perceberam que os

atributos de história de vida (caracteres reprodutivos) foram os mais afetados pelo processo de cultivo, por outro lado, as atividades de captação de água foram relacionadas aos atributos de alimentação e respiração.

Em decorrência da falta de padronização nas terminologias, das deficiências taxonômicas e ecológicas e dos vieses geográficos com o emprego da abordagem de diversidade funcional nos grupos de macroinvertebrados aquáticos nós sugerimos o uso complementar da FD com as abordagens taxonômica e filogenética. Para tornar a abordagem capaz de revelar informações mais detalhadas e completas da história de vida dos indivíduos e revelar filtros ambientais (Heino 2015; Pavoine & Bonsall 2011). Faz-se necessária também uma análise mais detalhada com mensuração das variáveis físicas e químicas da água e uma caracterização da paisagem, a fim de melhorar o conhecimento dos processos que determinam as interações entre o ambiente e as espécies. Para assim contribuir com uma visão mais esclarecedora da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas e possíveis mudanças a eles associados, visando estratégias de manejo e conservação dos ambientes aquáticos. Elencadas as dificuldades na padronização dos atributos, reconhecemos a FD como uma abordagem promissora, pois representa uma possibilidade de avanço a questionamentos como não apenas a perda de funções, mas também as relações entre o ambiente e os tipos de atributos que ele é capaz de favorecer.

1.5. Conclusão

O uso da abordagem de diversidade funcional com os macroinvertebrados aquáticos tem despertado interesse em ecologia de riachos. Porém, grande parte dos estudos é realizada nas regiões temperadas que, por concentrarem grande parte dos pesquisadores que possuem um amplo banco de dados sobre os atributos funcionais das espécies. Essas informações estão disponíveis online e nos artigos científicos de periódicos mundialmente conhecidos, porém nem sempre estão disponíveis a todos os usuários. A abordagem funcional pode ser uma valiosa ferramenta de caracterização rápida nos ecossistemas aquáticos e suas comunidades biológicas, porém necessita de um amplo conhecimento sobre a ecologia das comunidades e dos ecossistemas. Para isso, faz-se necessária uma padronização da terminologia, e criteriosa escolha de atributos definida através do tipo de investigação e questionamento que se busca

analisar. Por fim, sugerimos que os novos trabalhos disponibilizem listas de espécies e seus atributos funcionais nos manuscritos, de preferência com resolução taxonômica padronizada. E que as agencias publicas responsáveis pelo financiamento das pesquisas exijam um período para a disponibilidade desses bancos de dados. Isso possibilitará a criação de um banco de dados regional, contribuindo para o avanço no entendimento da estrutura e dinâmica das comunidades biológicas e dos ecossistemas, subsidiando práticas de conservação e manejo.

1.6. Referências

Aiba, M., Katabuchi, M., Takafumi, H., Matsuzaki, S. I. S., Sasaki, T., & Hiura, T. (2013). Robustness of trait distribution metrics for community assembly studies under the uncertainties of assembly processes. *Ecology*, 94(12), 2873-2885.

Beche, L. A., & Resh, V. H. (2007). Biological traits of benthic macroinvertebrates in California mediterranean-climate streams: long-term annual variability and trait diversity patterns. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 169(1), 1-23.

Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F., Bastos, R. P., & Pinto, M. P. (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and distributions*, 12(5), 475-482.

Bis, B., & Usseglio-Polatera, P. (2004). Species traits analysis. European Commission, STAR (Standardisation of river classifications), Deliverable N,2, 134. Disponível em < <http://www.eu-star.at> > acesso em 04 de maio de 2015.

Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos*, 100(2), 223-231.

Brand, C., & Miserendino, M. L. (2014). Biological traits and community patterns of Trichoptera at two Patagonian headwater streams affected by volcanic ash deposition. *Zoological Studies*, 53(1), 72.

Charvet, S., Statzner, B., Usseglio-Polatera, P., & Dumont, B. (2000). Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43(2), 277-296.

Cianciaruso, M. V., Batalha, M. A., Gaston, K. J., & Petchey, O. L. (2009). Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*, 90(1), 81-89.

Colzani, E., Siqueira, T., Suriano, M. T., & Roque, F. O. (2013). Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic Forest. *Biotropica*, 45(3), 343-350.

- Demars, B. O., Kemp, J. L., Friberg, N., Usseglio-Polatera, P., & Harper, D. M. (2012). Linking biotopes to invertebrates in rivers: biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecological indicators*, 23, 301-311.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646-655.
- Dolédec, S., & Statzner, B. (2008). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater biology*, 53(3), 617-634.
- Euro-limpacs Consortium (2008). Freshwaterecology. info-The Taxa and Autecology Database for Freshwater Organisms (version 3.2-08). Disponível em <<http://www.freshwaterecology.info>> acesso em 15 de agosto de 2015.
- Fanny, C., Virginie, A., Jean-François, F., Jonathan, B., Marie-Claude, R., & Simon, D. (2013). Benthic indicators of sediment quality associated with run-of-river reservoirs. *Hydrobiologia*, 703(1), 149-164.
- Feio, M. J., Dolédec, S., & Graça, M. A. S. (2015). Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. *Environmental Pollution*, 196, 300-308.
- Feld, C. K., Bello, F., & Dolédec, S. (2014). Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 59(2), 233-248.
- Feld, C. K., & Hering, D. (2007). Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*, 52(7), 1380-1399.
- Gonçalves, J. F. J., Martins, R. T., Ottoni, B. M. P., & Couceiro, S. R. M. (2013). Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. Páginas 89-117 in *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, 2014. Manaus. 724 p. ISBN 978-85-211-0123-9.
- Heino, J. (2008). Patterns of functional biodiversity and function-environment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnology and Oceanography*, 53(4), 1446.
- 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(5), 845-869.
- Heino, J., Schmera, D., & Erős, T. (2013). A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology*, 58(8), 1539-1555.
- Hutchinson, G. E. (1957). Cold spring harbor symposium on quantitative biology. *Concluding remarks*, 22, 415-427.

- Kovalenko, K. E., Brady, V. J., Ciborowski, J. J., Ilyushkin, S., & Johnson, L. B. (2013). Functional changes in littoral macroinvertebrate communities in response to watershed-level anthropogenic stress. *Plos one*, 9(7), e101499.
- Landeiro, V. L., Hamada, N., Godoy, B. S., & Melo, A. S. (2010). Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649(1), 355-363.
- Lange, K., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2014). Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment?. *Freshwater Biology*, 59(12), 2431-2446.
- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*, 2, 1510-1524.
- Ligeiro, R., Moretti, M.S., Gonçalves, J.F.Jr., & Callisto, M. (2010). What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia*, 654: 125-136.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., ... & Tilman, D. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science*, 294(5543), 804-808.
- Maire, E., Grenouillet, G., Brosse, S., & Villéger, S. (2015). How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecology and Biogeography*, 24(6), 728-740.
- Mlambo, M. C. (2014). Not all traits are 'functional': insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. *Biodiversity and conservation*, 23(3), 781-790.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Campbell, E. Y. (2014). Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros. Pages 69–87 in N. Hamada, J. L. Nessimian, and R. B. Querino, editors. *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, (2014). Manaus. 724 p. ISBN 978-85-211-0123-9.
- Mlambo, M. C. (2014). Not all traits are 'functional': insights from taxonomy and biodiversity-ecosystem functioning research. *Biodiversity and conservation*, 23(3), 781-790.
- Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2013). Taxonomic sufficiency in freshwater ecosystems: effects of taxonomic resolution, functional traits, and data transformation. *Freshwater Science*, 32(3), 762-778.

- Nabout, J. C., Carvalho, P., Prado, M. U., Borges, P. P., Machado, K. B., Haddad, K. B., ... & Soares, T. N. (2012). Trends and biases in global climate change literature. *Natureza & Conservação*, 10(1), 45-51.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10.
- Orlofske, J. M., & Baird, D. J. (2013). The tiny mayfly in the room: implications of size-dependent invertebrate taxonomic identification for biomonitoring data properties. *Aquatic Ecology*, 47(4), 481-494.
- Pavoine, S., & Bonsall, M. B. (2011). Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews*, 86(4), 792-812.
- Pavoine, S., & Ricotta, C. (2014). Functional and phylogenetic similarity among communities. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 666-675.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402-411.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), 730-755.
- Reynaga, M. C., & Santos, D. A. D. (2013). Contrasting taxonomical and functional responses of stream invertebrates across space and time in a Neotropical basin. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 183(2), 121-133.
- Ricotta, C. (2005). Through the jungle of biological diversity. *Acta biotheoretica*, 53(1), 29-38.
- Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98(1), 156-162.
- Saito, V. S., Siqueira, T., & Fonseca-Gessner, A. A. (2015). Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring?. *Hydrobiologia*, 745(1), 167-179.
- Schmera, D., Podani, J., Heino, J., Erős, T., & Poff, N. L. (2015). A proposed unified terminology of species traits in stream ecology. *Freshwater Science*, 34(3), 823-830.
- Sobral, F. L., & Cianciaruso, M. V. (2012). Phylogenetic and functional assembly structure:(re) assembling the community ecology on different spatial scales. *Bioscience Journal*, 28(4).
- Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46:337-365.
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.

- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302.
- Tomanova, S., Moya, N., & Oberdorff, T. (2008). Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications*, 24(9), 1230-1239.
- Törnroos, A., & Bonsdorff, E. (2012). Developing the multitrait concept for functional diversity: lessons from a system rich in functions but poor in species. *Ecological Applications*, 22(8), 2221-2236.
- Townsend, C. R., & Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology*, 31(3), 265-275.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2), 175-205.
- Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., ... & Woodcock, B. A. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921-2947.
- Vaz, P. G., Dias, S., Pinto, P., Merten, E. C., Robinson, C. T., Warren, D. R., & Rego, F. C. (2014). Effects of burn status and conditioning on colonization of wood by stream macroinvertebrates. *Freshwater Science*, 33(3), 832-846.
- Vieira, N. K., Poff, N. L., Carlisle, D. M., Moulton II, S. R., Koski, M. L., & Kondratieff, B. C. A. (2006). Database of Lotic Invertebrate Traits for North America. *U.S. Geological Survey Data Series*, 187. Disponível em <<http://pubs.water.usgs.gov/ds187>> acessado em 14 de maio de 2014.
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- Yates, A. G., Brua, R. B., Culp, J. M., Chambers, P. A., & Wassenaar, L. I. (2014). Sensitivity of structural and functional indicators depends on type and resolution of anthropogenic activities. *Ecological Indicators*, 45, 274-284.

Capítulo II. Influência da monocultura de palma de dendê sobre a composição taxonômica e funcional de insetos aquáticos

Resumo

Entre as atividades agrícolas desenvolvidas em grande escala, a plantação de dendê (palma) para a produção de óleo vegetal é considerada de grande expansão e altamente impactante à biodiversidade. Muitos registros de perda de espécies foram feitos nos países Asiáticos. Contudo, os impactos ambientais causados na região neotropical, principalmente em ecossistemas aquáticos, são pouco conhecidos. Nesse contexto, investigamos as respostas taxonômicas e funcionais em riachos inseridos em regiões de plantio de palma de dendê, comparando-os com riachos florestais na Amazônia Oriental. Nosso objetivo foi avaliar o efeito da monocultura sobre a estruturação do hábitat, características funcionais e diversidade taxonômica de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT). Os riachos em plantação de palma foram caracterizados por maior pH, maior proximidade com estradas e menor presença de madeiras no canal. Utilizamos seis atributos funcionais divididos em 21 categorias. Os valores foram retirados da literatura e tratados com transformação *Fuzzy*, posteriormente os atributos funcionais foram ordenados simultaneamente com os dados ambientais e a matriz de abundância de espécimes através da RLQ com o componente *Fourth corner*. A abundância de EPT foi maior nas plantações, enquanto a riqueza de espécies foi maior nos riachos de floresta, havendo nove gêneros de EPT a mais do que nos riachos de palma de dendê. Porém mesmo com perda biológica, a diversidade funcional não diferiu entre as comunidades. Organismos pertencentes ao grupo trófico filtradores foram favorecidos pela presença de estradas nos locais de plantio de palma de dendê e predadores desfavorecidos por menores temperaturas d'água em riachos de floresta. Organismos com maior capacidade de crescimento corporal foram favorecidos pela presença de estradas e por menores valores de pH e temperatura da água em riachos de palma de dendê e desfavorecidos em riachos de floresta pela presença de madeira no canal.

Palavras chave: uso do solo, ecologia de riachos, macroinvertebrados bentônicos, atributos funcionais, Amazônia Oriental.

2.1. Introdução

A diversidade biológica é extremamente influenciada pelas atividades humanas, uma vez que áreas de utilização econômica podem sobrepor com aquelas de grande

valor para a conservação ecológica (Nepstad et al. 2008). Diante da intensificação do desenvolvimento humano tem se observado uma maior destruição das paisagens naturais (Nepstad et al. 2008), em especial aquelas mais sensíveis, como os ecossistemas aquáticos (Callisto et al. 2001). Na região Amazônica, esse cenário não tem sido diferente. A agricultura e a pecuária, têm sido apontadas como as principais fomentadoras dos impactos ambientais (Fearnside 2005; Nass et al. 2007). Rebanhos e pastagens representam cerca de 70% do solo desflorestado, o que resulta em uma perda do carbono armazenado e uma constante ameaça à biodiversidade (Butler 2011).

Nas últimas décadas, o plantio da espécie exótica popularmente conhecida como palma de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.), tornou-se uma das culturas equatoriais com maior extensão no mundo (Koh 2008). Por apresentar condições favoráveis a monocultura (alta temperatura, alta precipitação e baixo pH do solo), a Floresta Amazônica é potencialmente capaz de tornar o país no maior produtor mundial de óleo de dendê (Muller & Alves 1997; Butler & Kennedy 2009). A palma de dendê é mais produtiva e rentável do que outras culturas de ciclo rotativo (como, por exemplo, a soja e milho) e por isso existem preocupações de que sua expansão possa aumentar as taxas de desmatamento e fragmentação de hábitat, com sérias consequências para a biodiversidade, como têm ocorrido na Tailândia (Aratrakorn et al. 2006), Indonésia e Malásia (Koh & Wilcove 2008; Yee et al. 2009; Butler & Laurance 2011; Foster et al. 2011).

Áreas transformadas para fins agrícolas em geral passam por mudanças estruturais e funcionais, que podem ser mais severas nos ambientes aquáticos, devido à extrema dependência desses ambientes em relação às condições físicas das áreas do entorno (Vannote et al. 1980; Allan & Castillo 2007; Tokin et al. 2015). A retirada da vegetação ripária modifica a entrada de energia nos sistemas aquáticos além de favorecer o assoreamento e a simplificação de hábitat, ocorrendo à perda da conectividade da rede dendrítica e homogeneização das condições ambientais, levando à substituição e à extinção das espécies (D'Eon et al. 2002; Forero-Medina & Vieira 2007; Valle et al. 2013). Além disso, a lixiviação de agrotóxicos e produtos químicos usados na atividade agrícola podem afetar as comunidades biológicas (Liess & Schulz 1999; Mercer et al. 2013). Em virtude desses fatores, as plantações de dendê são consideradas ecologicamente pobres, pois, para a maioria dos grupos biológicos, um número inferior de espécies é encontrado quando comparado com as áreas de floresta

(Senior et al. 2013; Less et al. 2015).

Alguns estudos realizados principalmente no Sudeste e Sul da Ásia apontam que a palma de dendê afeta a riqueza, abundância e composição das espécies (Aratrakorn et al. 2006; Koh & Wilcove 2008; Foster et al. 2011). Porém, para a região Neotropical, estudos similares ainda são incipientes (Butler et al. 2009). Na Amazônia Oriental foi registrado que as plantações de palma causaram perdas de biodiversidade em aves (Lees et al. 2015) e acréscimo na riqueza de anuros (Correia et al. 2015). Para a comunidade aquática, menores valores de riqueza de Heteroptera na palma foram relatados por Cunha et al. (2015), enquanto Shimano & Juen (2016) não encontraram diferenças na composição de espécies da Ordem Ephemeroptera. Apesar dos registros de perda de biodiversidade nos sistemas agroecológicos ser constante, o grande desafio é garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Para isso devemos conhecer as comunidades biológicas, suas funções e interações bióticas e abióticas. Uma abordagem que se propõe a fazer essa mensuração é a diversidade funcional (FD), que agrupa as espécies de acordo com as características funcionais para o cálculo de índices que refletem as funções desempenhadas pelas espécies na comunidade e no ambiente (Tilman et al. 2001; Petchey & Gaston 2002).

Um grupo funcional em uma comunidade aquática pode ser determinado a partir de diferentes características, tais como; hábito trófico, utilização do microhabitat, distribuição espacial na coluna d'água, aspectos da história de vida, capacidade de migração e morfologia (Tomanova & Usseglio-Polatera 2007; Péru & Dolédec 2010). A abordagem funcional é utilizada para tentar definir mecanismos de estruturação biológica ou das relações diretas entre comunidade e ambiente, por isso é intimamente relacionada com a teoria do *habitat template* (Southwood et al. 1977), segundo a qual variáveis do ambiente são capazes de selecionar os atributos biológicos que favorecem a sobrevivência das espécies em condições diversas (Poff et al. 2006).

Por essa abordagem, a perda de uma espécie não necessariamente irá afetar a integridade biológica do sistema, desde que esta espécie seja representada funcionalmente por outra, de tal forma que a manutenção dos serviços no ecossistema seja mantida pelos grupos funcionais. Uma comunidade com alta redundância funcional é potencialmente mais tolerante às variações ambientais quando comparadas com comunidades com baixa redundância (Petchey & Gaston 2002b). A FD é capaz de

revelar respostas até então não conhecidas para as comunidades como, por exemplo, responder a distintos gradientes de perturbação ambiental e escalas espaciais (Dolédec et al. 2008; Heino et al. 2013). Trabalhos usando essa abordagem na palma de dendê são inexistentes para a Amazônia, onde pouco se conhece sobre as respostas funcionais frente ao impacto dessa monocultura (Luke et al. 2013; Edward et al. 2013; Senior et al. 2013).

As comunidades de macroinvertebrados aquáticos, principalmente os organismos imaturos de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), quando comparados com outros organismos de vida bentônica recebem maior atenção nos estudos de impactos ambientais, devido à sua alta sensibilidade às alterações ambientais (Callisto et al. 1998; Péru & Dolédec 2010; Burk & Kennedy 2013). Os níveis de tolerância dos representantes dessas ordens dependem diretamente da disponibilidade e do uso de refúgios (Lake 2000). Os EPT apresentam representantes de vários grupos funcionais. Em relação à alimentação, por exemplo, eles podem ser classificados como fragmentadores, coletores, filtradores, raspadores e predadores, tornando-os bons modelos para se investigar padrões de estruturação da comunidade (Poff et al. 2006; Reynaga&Santos 2013; Arce et al. 2014).

Diante disso, comparamos as respostas funcionais e taxonômicas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos inseridos em regiões de plantio de palma de dendê com riachos de áreas florestais na Amazônia Oriental, visando responder: 1) A composição taxonômica e funcional da comunidade de EPT difere entre os riachos de palma e de floresta? 2) Quais as diferenças ambientais que estruturam os habitats de palma e de floresta? 3) Quais atributos funcionais são selecionados pelas características ambientais de ambos os tratamentos? Nossa hipótese é de que a diversidade taxonômica e funcional será menor nos riachos de palma, pois a monocultura seria responsável pela homogeneização do ambiente, simplificando o mesmo, e assim oferecendo menor disponibilidade e diversidade de habitat e recursos.

2.2. Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Complexo Agroindustrial do Grupo Agropalma, nos municípios de Acará, Moju e Tailândia, no sudoeste do Pará, localizado na Amazônia Oriental, nas coordenadas 02° 24' 04" S e 48° 48' 02" W (Anexo II. Tabela 2.1). A área compreende aproximadamente 90 mil hectares, sendo 39 mil ha de plantio de palma de dendê e cerca de 50.000 ha compostos por reserva legal e de Áreas de Proteção Permanentes (APPs), inseridos em uma região com vegetação do tipo Floresta Ombrófila densa, constituindo as maiores áreas verdes remanescentes no Centro de Endemismo Belém. O clima é tropical úmido (*Af*) de acordo com a classificação de Köopen (Peel et al. 2007), apresentando uma estação mais chuvosa que vai de dezembro a maio e uma estação com menor precipitação que vai de junho a novembro. A temperatura média e umidade relativa do ar circundam em torno dos 26°C e 85% (Figura 2.1).

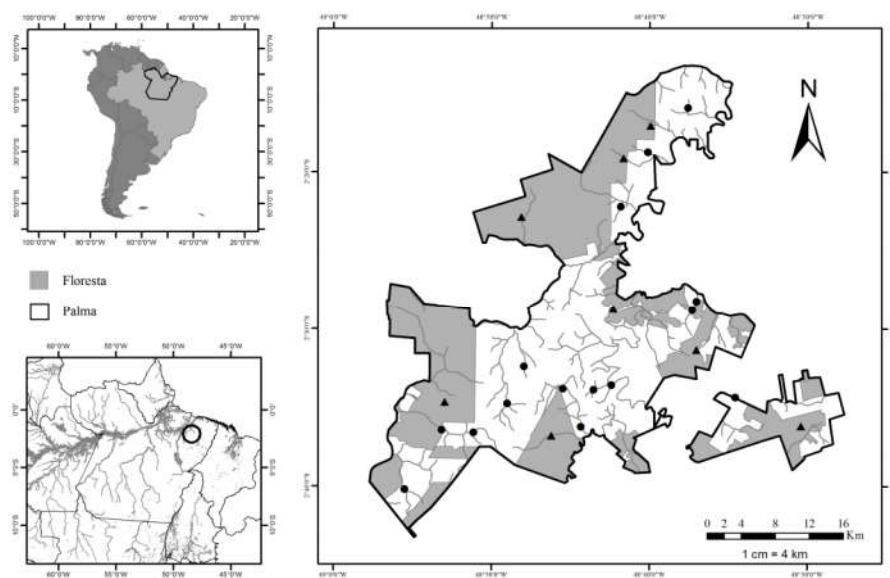


Figura 2.1. Distribuição dos pontos amostrados em riachos inseridos em plantação de dendê (círculos) e nas áreas de fragmentos florestais (triângulos), amostrados nos anos de 2012 e 2013, nos Municípios de Acará, Moju e Tailândia, Pará, Brasil.

2.2.2. Delineamento Amostral

A amostragem biológica foi realizada no período de estiagem durante os meses de novembro a dezembro de 2012 e julho a agosto de 2013, em 23 riachos de baixa ordem (classificação de Strahler 1957) localizados na bacia hidrográfica do rio Acará. Desses, oito pertencem à área de floresta nativa e outros 15 à área cultivada com palma de dendê (Anexo b Tabela 2.1). Em cada córrego foram estabelecidos trechos de 150 m, divididos por 11 transecções nomeadas das letras “A” (jusante) a “K” (montante) compondo um total de 10 secções longitudinais (A-B, B-C, C-D, ..., J-K) (Figura 2.2). Essas subdivisões foram feitas para auxiliar na aplicação do protocolo de caracterização morfológica dos riachos (Peck et al. 2006).

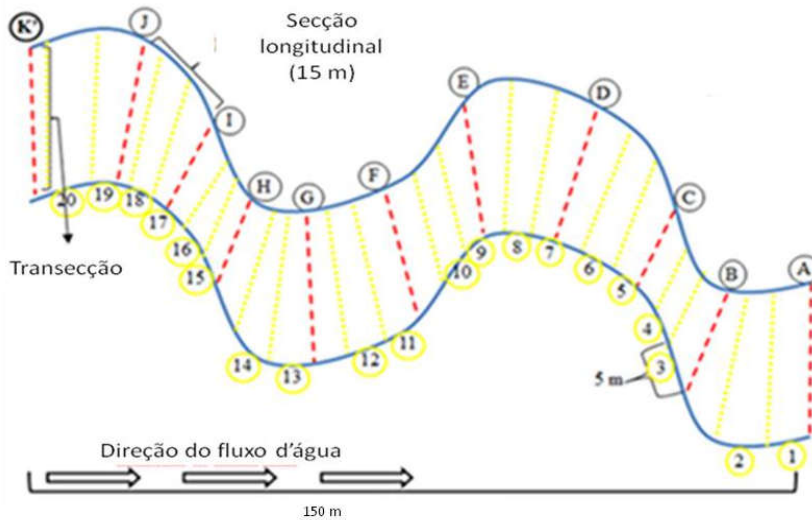


Figura 2.2. Desenho esquemático da amostragem utilizada no estudo. As transecções foram nomeadas de “A” (jusante) a “K” (montante) marcados com bandeirinhas (totalizando 11 transecções). Em cada riacho foram estabelecidas 10 secções longitudinais (linhas vermelhas) subdivididas em três segmentos de cinco metros cada (linhas amarelas).

2.2.3. Coleta de Dados

Para a coleta biológica dos imaturos de EPT, os 15 m de cada secção foram subdivididos em três segmentos de 5 m. As amostras foram coletadas apenas nos dois primeiros conforme metodologia aplicada nos trabalhos de Cunha et al. (2015) e Shimano & Juen (2016). Utilizamos uma rede entomológica (rapichê) de 18 cm de diâmetro (malha de 2 mm) no qual passamos duas vezes no substrato no sentido do leito para a margem - no início (5m) e meio (10m) de cada sessão (Figura 2.3). Esse método

permite uma coleta mais diversificada de substratos ao logo do canal.



Figura 2.3. a) Equipamento usado para a coleta de macroinvertebrados bentônicos (rapiché); **b)** Método empregado na coleta de EPT. O rapiché é passado duas vezes no sentido meio a margem em cada um dos segmentos do riacho.

O material foi triado em campo, com o uso de bandejas brancas, peneira doméstica (18 centímetros de diâmetro e malha de 2 mm), e pinças entomológicas. Os indivíduos foram conservados e transportados em tubos coletores com álcool a 85%. Em laboratório o material foi identificado com uso de chaves de identificação (Lecci & Froehlich 2007; Pez et al. 2005; Domínguez et al. 2006), auxílio de especialistas e, quando necessário, foram realizadas comparações com o material testemunho depositado na Coleção Zoológica da Universidade Federal do Pará.

2.2.4.. Variáveis Ambientais e Caracterização do Hábitat Físico

A mensuração dos dados ambientais seguiu o protocolo de Peck et al. (2006). A seleção de variáveis foi realizada através de um teste de sensibilidade, seguindo os critérios adotados por Cunha et al. (2015). Neste são inicialmente desconsideradas as variáveis com amplitude de variação próxima a zero. Posteriormente, análises gráficas do tipo *Box-and-whiskers plots* foram aplicadas para excluir aquelas com sobreposição de quartis. As variáveis com nenhuma ou mínima sobreposição foram consideradas sensíveis na discriminação entre os diferentes gradientes de perturbação do hábitat. As métricas que passaram por estes testes foram submetidas a uma correlação de *Spearman*

par-a-par. Variáveis altamente correlacionadas ($r > 0,75$ e $p < 0,05$) foram então consideradas redundantes, e apenas uma foi mantida conforme seu grau de importância à comunidade aquática (Baptista et al. 2007).

O protocolo de Peck et al. (2006) avalia diversos componentes da estrutura física de cada riacho, subdividindo-os nas seguintes categorias: morfologia do canal (23 variáveis), substrato (35), hidráulica (21), madeira (60), estrutura da vegetação ripária (38), disponibilidade de abrigo para organismos aquáticos (32) e impacto humano (29), totalizando 238 variáveis de caracterização dos riachos.

Em cada riacho, descritores físico-químicos da água foram medidos em três locais (transecções A (0m), F (75m) e K (150m)) de acordo com o procedimento descrito por Kaufmann et al. (1999). Mensuramos a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos totais dissolvidos (mg/L) e pH, por fim, obtivemos a média de cada variável por riacho. Foi utilizada a sonda portátil multiparâmetros Horiba®.

Medidas do substrato tais como quantidade de matéria orgânica, folhicho, e a porcentagem de imersão foram adicionadas ao conjunto de métricas do protocolo original para capturar as características locais da região de estudo. Os dados climatológicos da região, tais como temperatura do ar, umidade relativa, radiação solar e pluviometria que foram mensuradas na Estação meteorológica do Complexo Agroindustrial do Grupo Agropalma (Tailândia-PA).

2.2.5. Diversidade Funcional

Os atributos funcionais de EPT foram selecionados por meio de revisão bibliográfica buscando encontrar características que representassem o papel funcional de cada espécie no sistema. Foram considerados seis atributos funcionais (voltinismo, respiração, hábitos alimentares, locomoção/habitat, tamanho e formato do corpo) divididos em 21 categorias, com base na classificação adotada por Poff et al. (2006) (Anexo b - Tabela 2.2).

Os valores das características funcionais foram transformados usando o sistema de aderência Fuzzy (Chevenet et al. 1994). Este método funciona como um índice de afinidade que separa as categorias de atributos funcionais por blocos cuja soma deve

totalizar um. A pontuação do método varia de zero (nenhuma afinidade) a três (alta afinidade) por categoria dos atributos. Por exemplo, o atributo locomoção/hábitat foi categorizado em seis estados (cavador, escalador, dispersor, agarrador, nadador e rastejante). Encontramos registros na literatura para espécies que continham dois ou mais tipos de comportamentos, a categoria mais citada ganhou peso três, enquanto aquelas com número intermediário peso dois e as com menor número de registros peso um.

2.2.6. Seleção dos atributos funcionais

- Tipo de alimentação - segundo Merritt & Cummins (1996), os tipos e hábitos alimentares dos insetos contribuem para o equilíbrio da cadeia trófica, pois organismos fragmentadores de detritos orgânicos (folhas e gravetos) são responsáveis pela fragmentação da matéria orgânica grande em partículas menores, o que gera fonte de alimento para outros organismos como os coletores-catadores e coletores-filtradores.

- Voltinismo³ – de acordo com Saito et al. (2015b), essas características podem desempenhar um papel fundamental na colonização de novas manchas de hábitat, pois indivíduos expostos às variações ambientais tendem a ter ciclos de vida mais curtos e com exigências ecológicas menores para se reproduzir do que organismos que vivem mais tempo.

- Respiração - capacidade respiratória dos insetos está diretamente relacionada às características físicas e químicas da água, mobilidade e distribuição dos organismos na coluna d'água. Tais estratégias de vida estão associadas ao custo-benefício que varia conforme as necessidades ecológicas ao longo do tempo e espaço, e podem afetar a capacidade de desenvolvimento e reprodução das espécies (Chapman et al. 2004).

- Tamanho do corpo - é considerado chave em relação a muitos aspectos de história de vida, como a utilização de recursos e a dispersão na fase adulta. Organismos menores têm maior chance de dispersão devido ao maior tamanho populacional, e facilidade de ser dispersos pelo vento a longas distâncias (Hillebrand 2004; Saito et al. 2015).

- Formato do corpo – permite aos organismos a colonização de diferentes tipos de habitats como, por exemplo, habitats de remanso ou corredeira, pois espécies podem apresentar maior ou menor resistência à correnteza (Lamouroux et al. 2004).

- Locomoção e hábitat - diretamente associado com dispersão, hábito alimentar, disponibilidade de recurso e competição (Brederveld et al. 2011).

2.2.7. Análises estatísticas

Para testar as diferenças ambientais entre os riachos de floresta e de palma de dendê fizemos uma Análise de Componentes Principais (PCA, Legendre & Legendre 1998) com as variáveis ambientais (pH, temperatura, madeira no canal, substrato fino e presença de estradas) selecionadas pelo teste de sensibilidade. Para evitar problemas de *outliers*, bem como, pelos dados estarem em diferentes unidades amostrais, antes da análise os valores foram padronizados (cada valor observado foi subtraído da média e dividido pelo desvio padrão). Usamos como critério de seleção dos eixos a parada de Broken-Stick (Jackson 1993). Para selecionar as variáveis que mais contribuíram para a formação dos grupos, foram verificados os valores dos *loadings* ($>0,7$). O teste foi realizado com o pacote *ade4* (Dray & Dufour 2007) na função *dudi.pca* do programa R (R Development Core Team, 2013).

Para avaliar a hipótese de que existem diferença na composição taxonômica e funcional de EPT entre os riachos de floresta e palma de dendê utilizamos uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada em uma matriz de distância calculada a partir do índice de similaridade de *Bray-Curtis* (para os dados taxonômicos) e Gower (para os dados funcionais) (Pavoine et al. 2009). Para testar as diferenças taxonômicas e funcionais foi utilizada uma PERMANOVA (*Permutation Multivariate Analyses of Variance*) usando as matrizes usadas na PCoA. O valor de probabilidade da PERMANOVA foi obtido através do método de aleatorização de *Monte Carlo*, baseado em 9.999 permutações, considerando $\alpha=0,05$ (Anderson & Walsh 2013). Para verificar se as variâncias eram homogêneas entre esses tratamentos usamos a PERMDISP (*Homogeneity of Multivariate Dispersion* (Anderson, 2004). Essas análises foram feitas com as funções *vegdist* e *betadisper* do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2016).

Para avaliar quais atributos funcionais de EPT foram influenciados pelas variáveis ambientais usamos a combinação de dois métodos; a RLQ (Dolédec et al. 1996) e o componente Fourth-corner (Legendre et al 1997), conforme proposta por Dray et al. (2014). Esses métodos são baseados na análise simultânea de três matrizes, a

matriz R que é formada pelos dados ambientais dos locais amostrados, a matriz L formada pelos dados da distribuição das espécies e a matriz Q que são os atributos funcionais das espécies. As matrizes R, L e Q foram primeiramente analisadas separadas no pacote *ade4* (Dray & Dufour 2007) nas respectivas funções *dudi.pca*, *dudi.coa* e *dudi.fca* do ambiente R (R Development Core Team, 2013). A RLQ é uma técnica multivariada que executa uma análise de co-inércia (Dolédec et al. 1996) das matrizes R (dados ambientais) e Q (atributos funcionais) assumindo que a matriz L (distribuição das espécies no ambiente) é a ligação entre o ambiente e os atributos das espécies.

Matriz L: foi ordenada pela análise de correspondência (CA, Dolédec et al. 1996), ponderada pela abundância de espécies. Essa técnica constrói uma variável teórica que melhor explica a distribuição das espécies nos locais amostrados. Dessa forma, os agrupamentos mais próximos entre si possuem maior similaridade do que aqueles mais distantes.

Matriz Q: ordenada pela análise de correspondência difusa (FCA, Chevenet et al. 1994) com os dados em Fuzzy. Os valores dos atributos funcionais são ponderados pela abundância das espécies e podem revelar quanto funcionalmente dispersa a comunidade se apresenta em determinada região.

Matriz R: os eixos da PCA são cruzados com as outras duas (L e Q) e ordenadas pelo método RLQ. As matrizes R e Q são ordenadas pela PCA e por uma FCA, respectivamente, e a distribuição das espécies pela análise de correspondência (CA) da matriz L seguida por um teste de permutação de Monte Carlo com 9.999 aleatorizações.

Esse procedimento analítico gera uma matriz que descreve a associação dos atributos com as condições ambientais chamada de matriz *fourth-corner*, que resume a estrutura conjunta das três matrizes. O método *fourth-corner* combina as matrizes R, L e Q dentro de uma única matriz e, adicionalmente, testa a relação entre um atributo e uma variável ambiental de cada vez (Legendre et al 1997). Esse método permite a avaliação das relações individuais dos atributos com os ambientes tanto de palma quanto de floresta. Para estas análises utilizamos as funções *dudi* e *fourthcorner* do pacote *ade4* no ambiente R (R Development Core Team, 2011).

2.3. Resultados

2.3.1. Variabilidade ambiental

Os riachos de floresta diferiram dos riachos de palma de dendê nos padrões ambientais (pseudo-F= 9.344, p= 0.002), floresta apresentou maiores quantidades de madeira dentro do canal e menor quantidade de estradas nas proximidades. Apenas o primeiro eixo da PCA foi selecionado de acordo com o critério de *Broken-Stick*, explicando 55% da variação ambiental (Figura 2.4). As variáveis que mais contribuíram para a formação do eixo foram porcentagem de madeira (>30cm de diâmetro) dentro e fora do canal, relacionada positivamente ao eixo e presença de estradas e altos valores de pH relacionadas negativamente (Tabela 2.1).

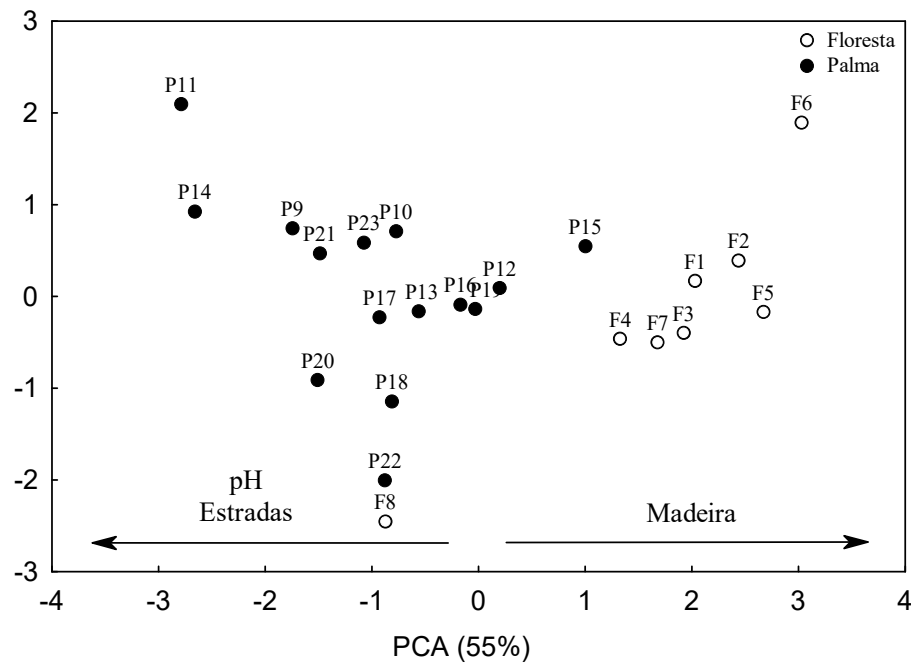


Figura 2.4. Ordenação das variáveis ambientais pela Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando as variáveis ambientais que melhor estruturam os riachos de palma de dendê e floresta.

Tabela 2.1. Variáveis ambientais utilizadas na Análise de Componentes Principais com suas respectivas contribuições para a formação dos eixos. Valores em negritos são os mais representativos.

Variáveis ambientais – PCA	Eixo 1	Eixo 2
Substrato fino (%)	-0.616	0.713
Madeira dentro do canal (>30cm)	0.744	0.14
Estradas	-0.784	0.224
Temperatura	-0.637	-0.671
pH	-0.892	-0.093
Variância (%)	54.985	20.756
Autovalor	2.749	1.038
Broken-stick	2.283	1.283

2.3.2. Estrutura da comunidade

Foram encontrados 2.100 indivíduos distribuídos em 40 gêneros e 16 famílias. Nos riachos de palma foram amostrados 1.083 indivíduos pertencentes a 31 gêneros de EPT. A ordem Ephemeroptera foi a mais representativa, com 55% dos espécimes registrados nos riachos de palma. Em igarapés de floresta foi registrada uma abundância de 1.017 indivíduos, com uma riqueza taxonômica de 39 gêneros. As ordens Plecoptera e Trichoptera tiveram maior ocorrência na floresta, com 77% e 54% de suas abundâncias nesse ambiente, respectivamente.

2.3.3. Diversidade taxonômica e funcional

Houve diferenças significativas da composição de espécies entre os dois tratamentos (Figura 2.5a) (pseudo-F= 2.769, p= 0.027). As comunidades de palma ($0,514 \pm 0,073$) tiveram maior abundância quando comparadas às de floresta ($0,408 \pm 0,117$) (Figura 2.5a), porém não diferiram dentro do tratamento (F= 2,255, p= 0.148) (Figura 2.5a). A comunidade da floresta apresentou nove gêneros exclusivos (*Amazonatolica*, *Aturbina*, *Enderleina*, *Polyplectropus*, *Thraulodes*, *Traveryphes*, *Tricorythodes*, *Tricorythopsis* e *Zelusia*) e *Miroculis* excuída na palma (Anexo c: Tabela 2.3).

Porém, não houve diferença significativa da diversidade funcional da comunidade de EPT entre os riachos de palma e floresta (Figura 2.5b) (pseudo-F = 0,186, p= 0, 914). E nem entre os riachos de cada tratamento, ocorrendo uma grande sobreposição da área dos polígonos que (círculos) e Palma (triângulos) e seus respectivos agrupamentos e centroides.

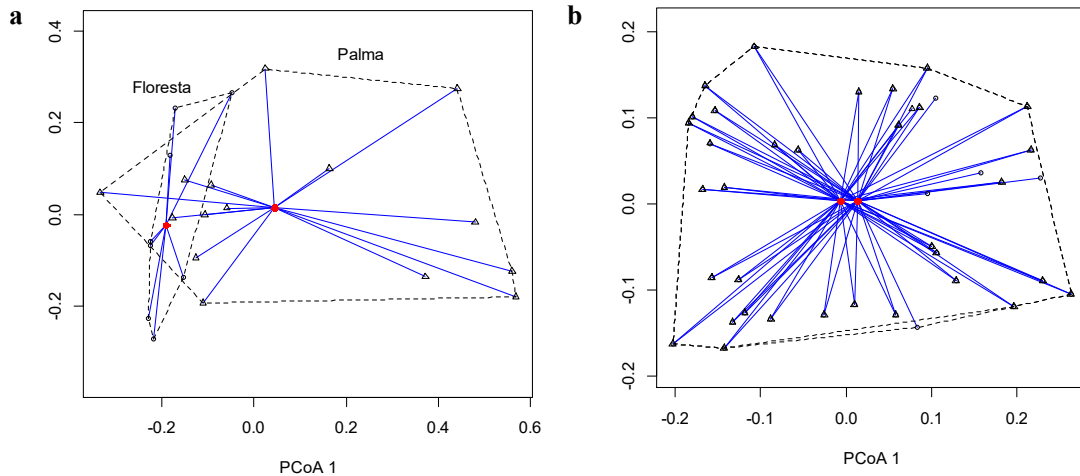


Figura 2.5. Resultados da PCoA e PERMDISP a) Ordenação da diversidade taxonômica e b) funcional de EPT em riachos Floresta (círculos) e Palma (triângulos) e seus respectivos agrupamentos e centroides.

2.3.4. Interação ambiente, comunidade e atributos funcionais

A variabilidade funcional foi de 43%, explicada pelos dois primeiros eixos da FCA. O primeiro eixo foi responsável por 24,7% dessa variação (Anexo c - Tabela 2.3C).

A relação entre os atributos funcionais e as características ambientais, determinou a distribuição das espécies nos riachos de palma e floresta ($p= 0,024$) (Anexo c - Tabela 2.2D; Figuras 2.6; 2.7 e 2.8). O ambiente, representado pela matriz R, explicou 26,65% da inércia no primeiro eixo e 34,96% no segundo. Para a matriz de atributos representada pela matriz Q, o primeiro eixo da RLQ explicou 21,59% da inércia e o segundo 39,54%. A correlação entre as espécies e os locais avaliados foi explicado por 22,85% ao primeiro e 12,67% ao segundo eixo da RLQ (Anexo c - Tabela 2.2D).

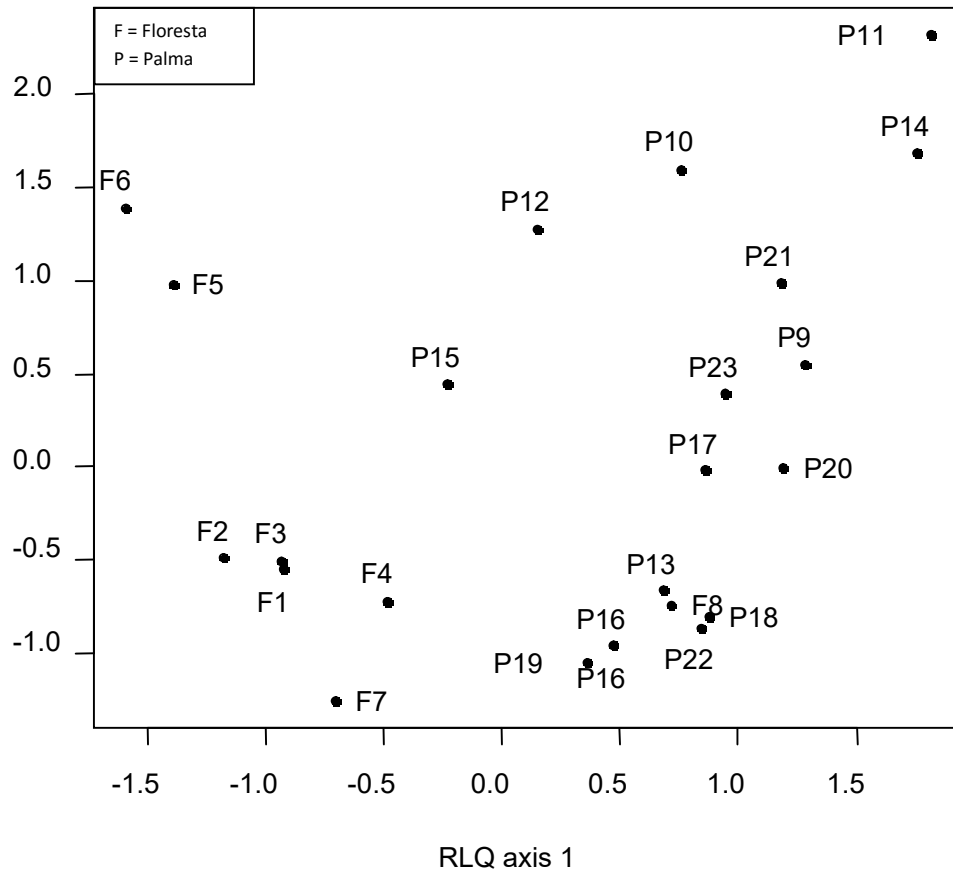


Figura 2.6. Resultados da análise de RLQ mostrando a distribuição das amostras pela similaridade funcional de espécies (CA).

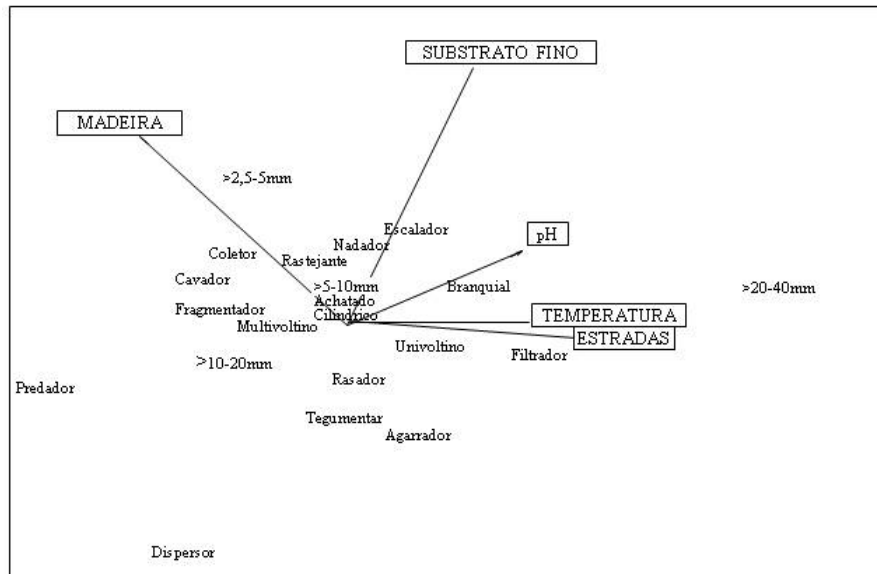


Figura 2.7. Ordenação dos atributos funcionais e variáveis ambientais gerados com os eixos da PCA e FCA.

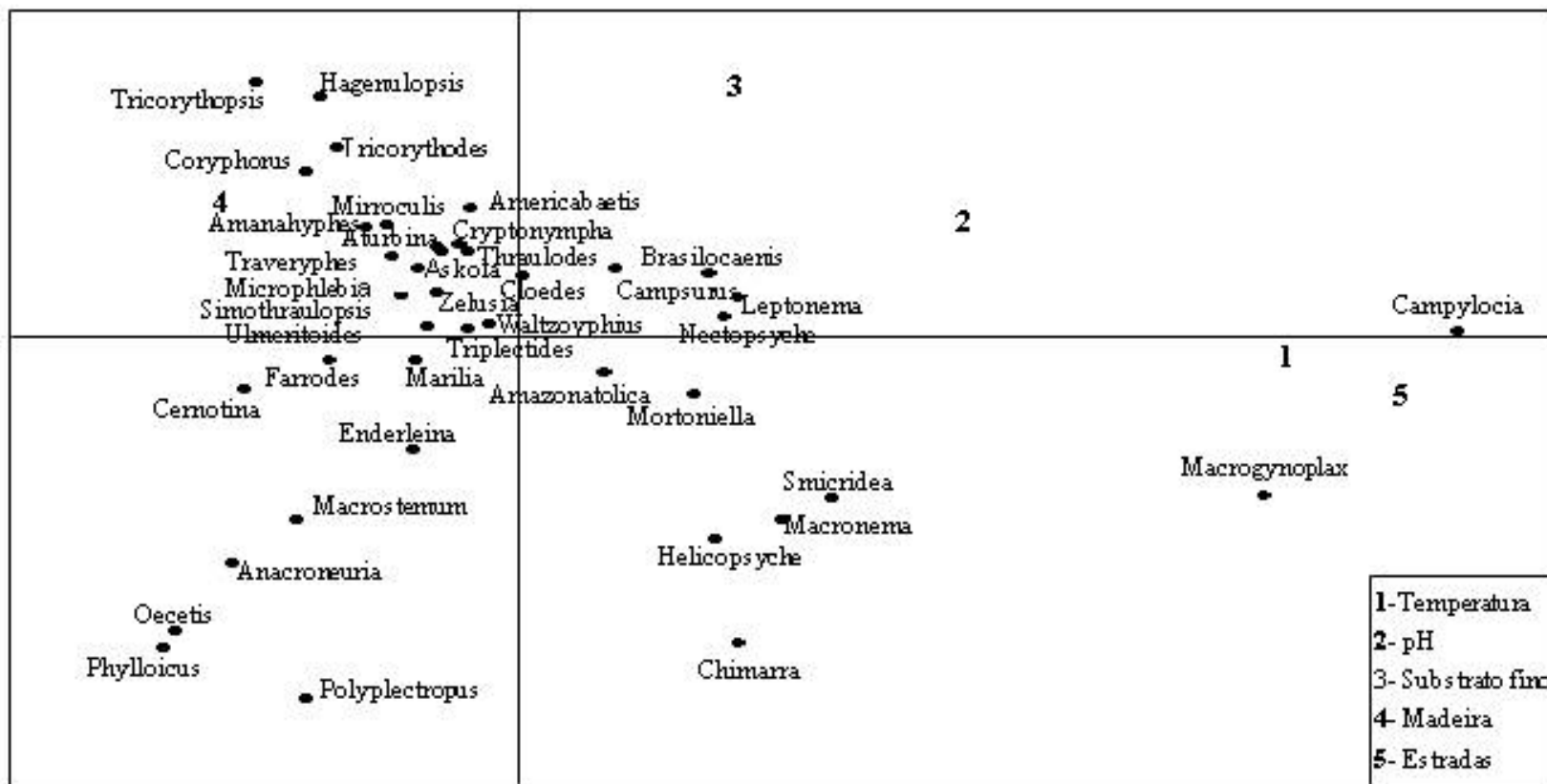


Figura 2.8. Ordenação dos Gêneros de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera e das variáveis ambientais nos riachos drenados pela palma de dendê e pela floresta.

Os insetos com hábitos filtradores foram favorecidos pela presença de estradas e os predadores foram desfavorecidos com o aumento da temperatura. Organismos com capacidade de atingir maior crescimento corporal na fase adulta (>20 - 40 mm) foram favorecidos pelas variáveis (estradas, maiores temperaturas e pH) que caracterizam os riachos de palma, e foram negativamente associados a quantidade de pedaços de madeira (>30cm) no canal (Figura 2.7; Anexo c Tabela 2.2E).

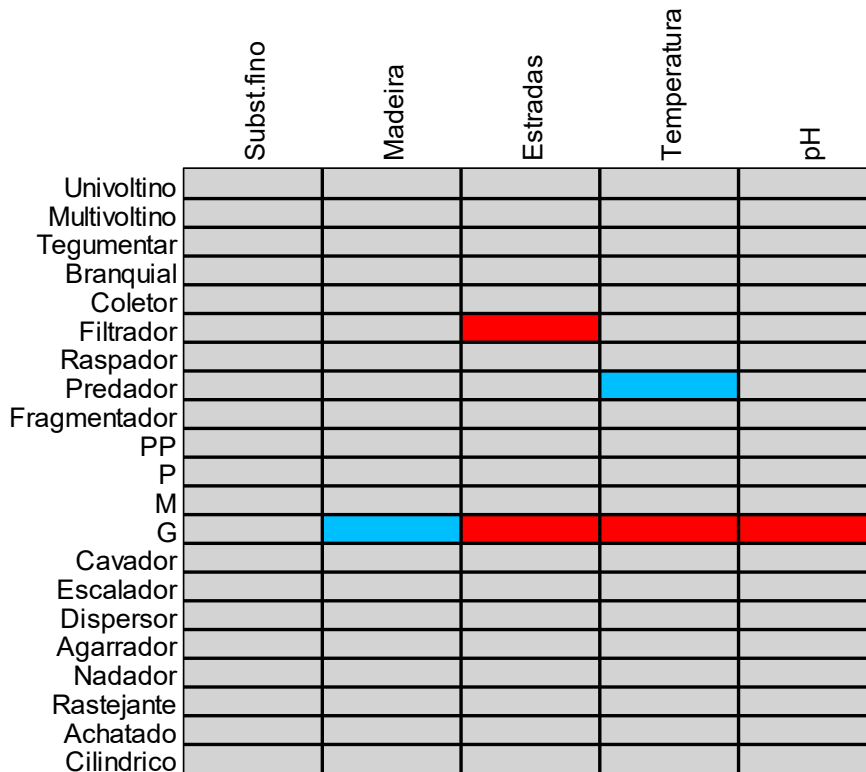


Figura 2.9. Resultado do *Fourth-corner* mostrando as correlações positivas (vermelho), negativas (azul) e ausência de correlação (cor cinza) entre os atributos e as variáveis ambientais. Utilizamos as letras PP,P,M e G para o tamanho corporal que os adultos são capazes de atingir, a legenda com as medidas encontra-se na Tabela 2.4 dos anexos.

2.4. Discussão

A abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foi maior nos riachos que drenam áreas destinadas para o plantio de palma de dendê quando comparados com os de riachos de floresta. As mudanças encontradas na composição de EPT podem ser explicadas pelo aumento das espécies generalistas, que são comuns em áreas com maior abertura de dossel (Fitzherbert et al. 2008). Os riachos que drenam áreas cultivadas por palma de dendê mantêm uma faixa de vegetação ripária mínima, em conformidade com

o novo Código Florestal Brasileiro (Lei Federal n.º 12.651/2012). A presença de mata ciliar tem o efeito de minimizar os impactos negativos sobre os corpos d'água, além de contribuir como fonte de material orgânico alóctone, abrigo, local de oviposição e habitat de insetos emergentes (Valle et al. 2013; Soininen et al. 2015).

Por outro lado, a diversidade de EPT nos riachos drenados pelas plantações foi mais homogênea quando comparados aos riachos de floresta, com uma perda de nove gêneros. Essa homogeneização da diversidade já foi registrada em plantações da Ásia nas comunidades terrestres de besouros, morcegos e lagartos (Foster et al. 2011), bem como nas comunidades aquáticas de peixes (Giam et al. 2015) e insetos (Rawi et al. 2013). Em regiões Neotropicais, isso também foi registrado em trabalhos com aves (Lees et al. 2015), anuros (Correia et al. 2015) e Heteroptera (Cunha et al. 2015), todos realizados na Amazônia Oriental. Neste último, os autores ainda relacionaram a perda da diversidade biológica com a perda da integridade ambiental.

Entretanto, mesmo havendo uma perda de espécies na comunidade por conta da conversão do habitat, os nossos resultados indicam que as funções desempenhadas pelos macroinvertebrados aquáticos estão sendo mantidas. Isso pode ser explicado pela alta redundância funcional nas comunidades de insetos aquáticos, na qual vários gêneros podem executar as mesmas funções e assim substituir aqueles com menor grau de tolerância e maior especificidade ambiental (Petchey & Gaston 2002; Bihn et al. 2010). Dos poucos trabalhos avaliando a FD sobre a monocultura da palma de dendê, foram detectados um decréscimo funcional nos grupos alimentares em formigas na Malásia (Luke et al. 2013) e em aves no Sudeste da Ásia (Edward et al. 2013), enquanto que para peixes desta região não houve diferença na diversidade funcional, devido à manutenção das matas ciliares que minimizam a ação de pesticidas carregados ao canal (Giam et al. 2015).

Os riachos de palma diferiram ambientalmente em relação aos riachos de floresta. As variáveis pH, estradas e madeira grande (>30cm de diâmetro) foram as principais responsáveis por essa diferença ambiental. Estas variáveis, juntamente com a temperatura da água e substrato fino, foram correlacionadas com os atributos funcionais da comunidade de EPT. Por meio da comparação par a par verificamos a correlação de temperatura com predadores, estradas com filtradores e tamanho corporal grande com as variáveis pH, madeira dentro do canal, estrada e temperatura. Nossos resultados

corroboram outros estudos que mostraram que as características do ambiente selecionam os atributos funcionais que melhor estruturam a distribuição da comunidade de insetos aquáticos (Poff et al. 2006; Tomanova et al. 2007; Reynaga & Santos 2012; Feld et al. 2014; Saito et al. 2015), ou até mesmo, que são mais plásticos aos impactos de modificações de hábitat.

Os organismos de tamanho corporal grande foram representados pelos gêneros *Anacroneuria* e *Campylocia*. Na América do Sul, o gênero *Anacroneuria* apresenta ampla diferenciação nos valores de tolerância a distúrbios ambientais (Tomanova et al. 2007b). As espécies/gêneros morfologicamente maiores (>20-40 mm) apresentaram correlação positiva com a temperatura da água. Altas temperatura da água podem atuar juntamente com pH elevados, na proliferação microbiana e assim, contribuir com o aumento de recursos (Boyero et al. 2012). Valores de pH baixo são comuns na Floresta Amazônica e seus efeitos são reconhecidos na manutenção da riqueza de macroinvertebrados bentônicos (Dedieu et al. 2015; Shimano & Juen 2016).

Outro fato que pode ser mencionado é a teoria de seleção r e K ou até mesmo a metodologia da curva ABC (Pianka 1970; Warwick & Clarke 1994), em que organismos de maior tamanho corporal possuem um crescimento lento demandando mais tempo para crescer (estrategistas K) e seriam mais sensíveis, por isso, poderiam não resistir às variações ambientais. Em contrapartida, os organismos de crescimento mais rápido, pequenos e oportunistas, se tornam dominantes em biomassa e abundância nestes locais (Chiu & Kuo 2012). Esse padrão foi também evidenciado na Malásia, onde Turner & Foster (2009) registraram menor abundância e biomassa de invertebrados terrestres nas plantações de palma de dendê.

Quanto maior o valor de temperatura da água menor a quantidade de predadores encontrados nos riachos. Os organismos predadores foram representados pelos gêneros *Anacroneuria*, *Oecetis* e *Polyplectropus*. A relação inversa, de baixas temperaturas com alta ocorrência das ordens Plecoptera e Trichoptera já são bem conhecida na literatura (Wantzen et al. 2006; Yule et al. 2009). A distribuição desses organismos na Amazônia foi associada ainda com águas correntes, presença de vegetação ripária e riachos de altitudes (Hamada et al. 2014). Os riachos com temperaturas baixas (floresta) apresentam maiores velocidades de correnteza, o que facilita o deslocamento no ataque e captura das presas (Maroneze et al. 2011). Por outro lado, em locais de altas

temperaturas há uma diminuição de fragmentadores, o que diminuiria também a oferta de alimento aos predadores (Boyero et al. 2012).

Nossos resultados mostraram que a presença de estradas foi maior nos riachos próximos as plantações e estas foram positivamente relacionadas à distribuição das espécies/gêneros de tamanho corporal grande e dos filtradores (*Campylocia*, *Leptonema*, *Macronema*, *Macrostemum* e *Smicridea*). Estradas, pontes e moradias são associadas com a redução da vegetação ripária, esta por sua vez causa aumento na abertura de dossel, temperatura, sedimentação e exposição do solo, o que favorece os processos de erosão dos barrancos (Valle et al. 2013). Áreas com maior incidência luminosa são responsáveis pelo aumento da produção autóctone por algas e macrófitas o que torna o ambiente favorável aos organismos filtradores (Martinez et al. 2013; Feld et al. 2014; Martins et al. 2014). Porém Wantzen & Mol (2013) alertam para os contaminantes que podem ser carreados junto com o sedimento, já que organismos aquáticos, mesmo possuindo níveis de tolerância distintos, não são adaptados para lidar com taxas excessivas de erosão e sedimentação que são muito comuns nas proximidades das estradas (Mercer et al. 2013).

Os gêneros mais abundantes foram *Campylocia*, *Macronema*, *Triplectides* e *Ulmeritoides*, todos com distribuição mais ampla nos riachos de palma e apenas *Miroculis* com abundância maior na floresta. Outro estudo na Amazônia Oriental associou a distribuição de *Miroculis* com áreas de floresta, devido às características de substratos grossos (folhas e cascalho) e menores valores de pH e temperatura. Neste mesmo estudo, *Ulmeritoides* e *Campylocia* tiveram maior distribuição nos riachos com substratos arenosos, pH e temperatura altas, que drenam as plantações de palma de dendê (Shimano & Juen 2016). Muitos indivíduos da ordem Trichoptera constroem refúgios a partir da matéria orgânica ou mineral. O gênero *Triplectides* constrói abrigos com pequenos gravetos e o gênero *Macronema* constrói abrigos em tubos feitos com areia (Pes et al. 2014).

Nossos resultados mostraram que a presença de madeira grande no canal é relacionada com a estruturação dos habitats de floresta, e foi negativamente associada à distribuição espécies/gêneros de tamanho grande (>20 - 40mm). Isso se deve à presença de floresta contínua com a mata ciliar, o que contribui com a entrada de detritos no canal, como folhas e troncos, promovendo a maior disponibilidade de habitat e recursos

alimentares aos organismos, além de servir como abrigo contra a correnteza d'água e refúgio a predação (Armantrout, 2001; Wantzen 2006). Os troncos têm a função de aumentar a complexidade do fluxo possibilitando criar maior diversidade de hábitat para os organismos aquáticos (Faustini & Jones 2003). Por sua vez nos riachos de palma existe menor complexidade quantidade de madeira e por isso menor quantidade de hábitat o que reduz a disponibilidade de locais de forrageamento e de refúgio contra predadores para muitas espécies (Sarty et al. 2006).

2.5. Conclusão

Nossos resultados mostraram que a monocultura da palma de dendê foi capaz de alterar a composição de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera nos riachos drenados pela palma de dendê na Amazônia Oriental. Apesar disso, ela ainda não foi suficiente para acarretar perdas de funções no ecossistema. A estruturação física dos riachos de palma de dendê e floresta foram influenciadas pelas variáveis pH, proximidade de estradas, troncos de madeira no canal, temperatura da água e substratos finos. Esses resultados corroboraram com as predições da teoria do *habitat template*, que afirma que características ambientais são capazes de selecionar os atributos que favorecem a sobrevivência da comunidade nas plantações de palma. Novos estudos que investigarem esse tipo de uso de solo devem considerar também uma maior gama de atributos funcionais, aprofundando os conhecimentos sobre as características de história de vida dos organismos. Considerando o efeito da palma de dendê sobre a diversidade funcional, também é importante que essa relação seja comparada com outros tipos de usos de solo, permitindo uma comparação direta do tamanho de efeito da conversão da paisagem sobre a diversidade funcional. Ressaltamos ainda a importância de conservar as matas ciliares no entorno do plantio para fornecer suporte potencial para uma variedade de outras funções do ecossistema, controle biológico e a manutenção da qualidade da água. O presente estudo não identificou mudanças na diversidade funcional de EPT, mas houve variabilidade de atributos funcionais impulsionados pela diferença nas características ambientais entre riachos de palma e floresta.

2.6. Referências

- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.
- Anderson, M. J. (2004). PERMDISP: a FORTRAN computer program for permutational analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. *Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand*, 24.
- Anderson, M. J., & Walsh, D. C. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83(4), 557-574.
- Aratrakorn, S., Trhunikorn, S. & Donald. P. F. (2006). Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conservation International* 16.
- Arce, E., Archaimbault, V., Mondy, C. P., & Usseglio-Polatera, P. (2014). Recovery dynamics in invertebrate communities following water-quality improvement: taxonomy-vs trait-based assessment. *Freshwater Science*, 33(4), 1060-1073.
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P., & Nessimian, J. L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1), 83-94.
- Bihn, J. H., Gebauer, G., & Brandl, R. (2010). Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology*, 91(3), 782-792.
- Boyero, L., Pearson, R. G., Dudgeon, D., Ferreira, V., Graça, M. A., Gessner, M. O., ... & Ramírez, A. (2012). Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 134-141.
- BRASIL. Lei Federal n.º 12.651 de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. In: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm.
- Brederveld, R. J., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W., Brunzel, S., & Soons, M. B. (2011). Dispersal as a limiting factor in the colonization of restored mountain streams by plants and macroinvertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1241-1250
- Burk, R. A., & Kennedy, J. H. (2013). Invertebrate communities of groundwater-dependent refugia with varying hydrology and riparian cover during a suprasedasonal drought. *Journal of Freshwater Ecology*, 28(2), 251-270.
- Butler, R. A., & Laurance, W. F. (2011). Is oil palm the next emerging threat to the Amazon?. *Interaction*, 39(2), 15.

- Callisto, M., Esteves, F. A., Gonçalves Jr, J. F., & Fonseca, J. J. L. (1998). Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small Rivers('Igarapes') in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia. *Amazoniana*, 15(1), 1-9.
- Callisto, M., Moreno, P., & Barbosa, F. A. R. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2), 259-266.
- Chapman, L. J., Schneider, K. R., Apodaca, C., & Chapman, C. A. (2004). Respiratory ecology of macroinvertebrates in a swamp-river system of East Africa. *Biotropica*, 36(4), 572-585.
- Chevenet, F., Dolédec, S., & Chessel, D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater biology*, 31(3), 295-309.
- Chiu, M. C., & Kuo, M. H. (2012). Application of r/K selection to macroinvertebrate responses to extreme floods. *Ecological Entomology*, 37(2), 145-154.
- Correa, F. S., Juen, L., Rodrigues, L. C., Silva-Filho, H. F., & Santos-Costa, M. C. (2015). Effects of oil palm plantations on anuran diversity in the eastern Amazon. *Animal Biology*, 65(3-4), 321-335.
- Cunha, E. J., de Assis Montag, L. F., & Juen, L. (2015). Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators*, 52, 422-429.
- Dedieu, N., Rhone, M., Vigouroux, R., & Céréghino, R. (2015). Assessing the impact of gold mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits. *Ecological Indicators*, 52, 332-340.
- D'Eon, R. G., S. . Glenn, I. Parfitt, and M. Fortin. (2002). Landscape Connectivity as a Function of Scale and Organism Vagility in a Real Forested Landscape. *Conservation Ecology* 6.
- Dolédec, S., Chessel, D., Ter Braak, C. J. F., & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3(2), 143-166.
- Dolédec, S., & Statzner, B. (2008). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater biology*, 53(3), 617-634.
- Domínguez, E. Molineri, C. Pescador, M.L. Hubbard, M. and V. Nieto. (2006). Ephemeroptera of South America, Pensoft, Moscow.
- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P. R., Thuiller, W., Pavoine, S., & ter Braak, C. J. (2014). Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*, 95(1), 14-21.
- Dray, S., & Dufour, A. B. (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of statistical software*, 22(4), 1-20.

- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Hamer, K. C., & Davies, R. G. (2013). Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis*, 155(2), 313-326.
- Faustini, J. M., & Jones, J. A. (2003). Influence of large woody debris on channel morphology and dynamics in steep, boulder-rich mountain streams, western Cascades, Oregon. *Geomorphology*, 51(1), 187-205.
- Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conservation biology*, 19(3), 680-688.
- Feld, C. K., Bello, F., & Dolédec, S. (2014). Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater biology*, 59(2), 233-248.
- Fitzherbert, E. B., Struebig, M. J., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C. A., Donald, P. F., & Phalan, B. (2008). How will oil palm expansion affect biodiversity?. *Trends in ecology & evolution*, 23(10), 538-545.
- Forero-Medina, G., and M. V. Vieira. (2007). Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, 11, 493–502.
- Foster, W. a et al. (2011). Establishing the evidence base for maintaining biodiversity and ecosystem function in the oil palm landscapes of South East Asia. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 366, 3277–91.
- Giam, X., Hadiaty, R. K., Tan, H. H., Parenti, L. R., Wowor, D., Sauri, S., ... & Wilcove, D. S. (2015). Mitigating the impact of oil-palm monoculture on freshwater fishes in Southeast Asia. *Conservation Biology*, 29 (5), 1357-1367.
- Hamada, J. L. Nessimian, and R. B. Querino, editors. *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, (2014). Manaus. 724 p. ISBN 978-85-211-0123-9
- Heino, J., Schmera, D., & Eros, T. (2013). A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology*, 58(8), 1539-1555.
- Hillebrand, H. (2004). On the generality of the latitudinal diversity gradient. *The American Naturalist*, 163 (2), 192-211.
- Hooper, D. U., Solan, M., Symstad, A., Diaz, S., Gessner, M. O., Buchmann, N., ... & Roy, J. (2002). Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Syntheses and Perspectives*, 17, 195-208.
- Koh, L. P. (2008). Can oil palm plantations be made more hospitable for forest butterflies and birds? *Journal of Applied Ecology*, 45, 1002–1009.

- Koh, L. P., and D. S. Wilcove. (2008). Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letters*, 1, 60–64.
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the north american Benthological society*, 19, 573–592.
- Lamouroux, N., Dolédec, S., & Gayraud, S. (2004). Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(3), 449-466.
- Lecci, L.S. & Froehlich, C.G. (2007). Plecoptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em < <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>> acessado em 12 de agosto de 2014.
- Lees, A. C., Moura, N. G., de Almeida, A. S., & Vieira, I. C. (2015). Poor prospects for Avian biodiversity in Amazonian oil palm. *PLoS one*, 10(5), e0122432.
- Liess, M., and R. Schulz. (1999). Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 1948–1955.
- Legendre, P., Galzin, R., & Harmelin-Vivien, M. L. (1997). Relating behavior to habitat: Solutions to the fourth-corner problem. *Ecology*, 78(2), 547-562.
- Luke, S. H., Fayle, T. M., Eggleton, P., Turner, E. C., & Davies, R. G. (2014). Functional structure of ant and termite assemblages in old growth forest, logged forest and oil palm plantation in Malaysian Borneo. *Biodiversity and Conservation*, 23(11), 2817-2832.
- Martínez, A., Larrañaga, A., Basaguren, A., Pérez, J., Mendoza-Lera, C., & Pozo, J. (2013). Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia*, 711 (1), 31-42.
- Martins, R. T., de Oliveira, V. C., & Salcedo, A. K. M. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In N. Hamada, J. L. Nessimian, and R. B. Querino, editors. *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, (2014). Manaus. 724 p. ISBN 978-85-211-0123-9.
- Mercer, E. V., T. G. Mercer, and A. K. Sayok. (2013). Effects of forest conversions to oil palm plantations on freshwater macroinvertebrates: a case study from Sarawak, Malaysia. *Journal of Land Use Science*, 9, 260–277.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins, and E. Y. Campbell. Uma Abordagem Funcional para a Caracterização e Riachos Brasileiros. Pages 69–87 In N. Hamada, J. L. Nessimian, and R. B. Querino, editors. *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, (2014). Manaus. 724 p. ISBN 978-85-211-0123-9.
- Muller, A.A. & Alves, R.M. A dendeicultura na Amazônia brasileira (1997). Belém: EMBRAPA Amazônia Oriental. Documentos, 911. 44p.

- Nass, L. L., Pereira, P. A. A., & Ellis, D. (2007). Biofuels in Brazil: an overview. *Crop science*, 47(6), 2228-2237.
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., Soares-Filho, B., & Merry, F. (2008). Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 363(1498), 1737-1746.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, 2(9).
- Pavoine, S., J. Vallet, A.-B. Dufour, S. Gachet, and H. Daniel. (2009). On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, 118, 391–402.
- Peck, D. V et al. (2006). Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams. Page 275.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions Discussions*, 4(2), 439-473.
- Pes, A. M. O., Hamada, N., & Nessimian, J. L. (2005). Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49(2), 181-204.
- Pes, A.M., Moreira Santos, A. P., Barcelos-Silva, P., de Camargos, I., M. Ordem Trichoptera. *In* N. Hamada, J. L. Nessimian, and R. B. Querino, editors. *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, (2014). Manaus. 724 p. ISBN 978-85-211-0123-9.
- Péru, N., & S. Dolédec. (2010). From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: A case study using stream macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 10,1025–1036.
- Petchey, O. L., & K. J. Gaston. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5, 402–411.
- Petchey, O. L.,& K. J. Gaston. (2002b). Extinction and the loss of functional diversity. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 269:1721–7.
- Pianka, E. R. (1970). On r-and K-selection. *The American Naturalist*, 104 (940), 592-597.
- Poff, N. L., J. D. Olden, N. K. M. Vieira, D. S. Finn, M. P. Simmons, and B. C. Kondratieff.(2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25:730–755.

- R Core Team, (2013). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation of Statistical Computing, Vienna, Austria
- Rawi, C. S. M., Al-Shami, S. A., Madrus, M. R., & Ahmad, A. H. (2013). Local effects of forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical forest streams: implications for biological conservation. *Aquatic Ecology*, 47(1), 75-85.
- Reynaga, M. C., & Santos, D. A. D. (2013). Contrasting taxonomical and functional responses of stream invertebrates across space and time in a Neotropical basin. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 183(2), 121-133.
- Saito, V. S., Soininen, J., Fonseca-Gessner, A. A., & Siqueira, T. (2015b). Dispersal traits drive the phylogenetic distance decay of similarity in Neotropical stream metacommunities. *Journal of Biogeography*, 42(11), 2101-2111.
- Saito, V. S., Siqueira, T., & Fonseca-Gessner, A. A. (2015). Should phylogenetic and functional diversity metrics compose macroinvertebrate multimetric indices for stream biomonitoring?. *Hydrobiologia*, 745(1), 167-179.
- Sarty, M., Abbott, K. L., & Lester, P. J. (2006). Habitat complexity facilitates coexistence in a tropical ant community. *Oecologia*, 149(3), 465-473.
- Senior, M. J., Hamer, K. C., Bottrell, S., Edwards, D. P., Fayle, T. M., Lucey, J. M., ... & Stewart, C. (2013). Trait-dependent declines of species following conversion of rain forest to oil palm plantations. *Biodiversity and conservation*, 22(1), 253-268
- Shimano, Y.F., & Juen, L (2016). How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon stream. *Acta Limnology*(in
- Soininen, J., Bartels, P., Heino, J., Luoto, M., & Hillebrand, H. (2015). Toward more integrated ecosystem research in aquatic and terrestrial environments. *BioScience*, biu216.
- Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46:337–365.
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.
- Tonkin, J. D., Stoll, S., Jähnig, S. C., & Haase, P. (2015). Anthropogenic land-use stress alters community concordance at the river-riparian. *Ecological Indicators* 25:35-43
- Tomanova, S., & Tedesco, P. A. (2007b). Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneria* spp.(Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. *Revista de biología tropical*, 55(1), 67-81.
- Tomanova, S., & Usseglio-Polatera, P. (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 170:243–255.

- Turner, E. C., & Foster, W. A. (2009). The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, 25(01), 23-30.
- Valle, I. C., D. F. Buss, and D. F. Baptista. (2013). The influence of connectivity in forest patches, and riparian vegetation width on stream macroinvertebrate fauna. *Brazilian journal of biology. Revista brasileira de biologia* 73:231–8.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130–137.
- Wantzen, K. M. (2006). Physical pollution: effects of gully erosion on benthic invertebrates in a tropical clear-water stream. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 16(7), 733-749.
- Wantzen, K. M., & Mol, J. H. (2013). Soil erosion from agriculture and mining: a threat to tropical stream ecosystems. *Agriculture*, 3(4), 660-683.
- Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1994). Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118(4), 739-744.
- Yee, K. F., K. T. Tan, A. Z. Abdullan, and K. T. Lee. (2009). Life cycle assessment of palm biodiesel : Revealing facts and benefits for sustainability. *Applied Energy* 86:189–196.
- Yule, C. M., Leong, M. Y., Liew, K. C., Ratnarajah, L., Schmidt, K., Wong, H. M., ... & Boyero, L. (2009). Shredders in Malaysia: abundance and richness are higher in cool upland tropical streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), 404-415.

ANEXOS

Anexo a - Glossário

¹**Atributo funcional** – qualquer característica biológica, morfológica ou comportamental das espécies que contribui com alguma função ao ecossistema ou diretamente a comunidade.

²**Cienciometria** - Todo tipo de análise quantitativa da ciência, baseada em fontes secundárias, sem observação direta do processo, destinada a avaliar o desenvolvimento científico nas diferentes áreas do conhecimento, de diversos países, instituições e pesquisadores.

³**Voltinismo** – Número de gerações que uma espécie pode completar em um ano;

- ✓ ^aMultivoltino – Mais de uma geração ao ano;
- ✓ ^bSemivoltino – Menos de uma geração ao ano, esta pode ser a cada dois anos, por exemplo.
- ✓ ^cUnivoltino – uma geração por ano;

⁴**Reofilicos** - organismos que habitam águas correntes.

Anexo b. Trabalhos usados na análise cienciométrica:

1. Arce, E., Archaimbault, V., Mondy, C. P., & Usseglio-Polatera, P. (2014). Recovery dynamics in invertebrate communities following water-quality improvement: taxonomy-vs trait-based assessment. *Freshwater Science*, 33(4), 1060-1073.
2. Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., Garric, J., Wasson, J. G., & Babut, M. (2010). Assessing pollution of toxic sediment in streams using bioecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 55(7), 1430-1446.
3. Bady, P., Doledec, S., Fesl, C., Gayraud, S., Bacchi, M., & Schöll, F. (2005). Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology*, 50(1), 159-173.
4. Bazzanti, M., Coccia, C., & Dowgiallo, M. G. (2010). Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: taxonomic and functional analyses. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 40(4), 291-299.
5. Bêche, L. A., & Resh, V. H. (2007). Biological traits of benthic macroinvertebrates in California mediterranean-climate streams: long-term annual variability and trait diversity patterns. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 169(1), 1-23.
6. Bêche, L. A., & Statzner, B. (2009). Richness gradients of stream invertebrates across the USA: taxonomy-and trait-based approaches. *Biodiversity and Conservation*, 18(14), 3909-3930.
7. Brand, C., & Miserendino, M. L. (2014). Biological traits and community patterns of Trichoptera at two Patagonian headwater streams affected by volcanic ash deposition. *Zoological Studies*, 53(1), 72.
8. Brown, L. E., & Milner, A. M. (2012). Rapid loss of glacial ice reveals stream community assembly processes. *Global Change Biology*, 18(7), 2195-2204.
9. Buendia, C., Gibbins, C. N., Vericat, D., Batalla, R. J., & Douglas, A. (2013). Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates. *Ecological indicators*, 25, 184-196.
10. Charvet, S., Statzner, B., Usseglio-Polatera, P., & Dumont, B. (2000). Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43(2), 277-296.
11. Colas, F., Archaimbault, V., & Devin, S. (2011). Scale-dependency of macroinvertebrate communities: responses to contaminated sediments within run-of-river dams. *Science of the Total Environment*, 409(7), 1336-1343.
12. Colzani, E., Siqueira, T., Suriano, M. T., & Roque, F. O. (2013). Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic Forest. *Biotropica*, 45(3), 343-350.

13. Demars, B. O., Kemp, J. L., Friberg, N., Usseglio-Polatera, P., & Harper, D. M. (2012). Linking biotopes to invertebrates in rivers: biological traits, taxonomic composition and diversity. *Ecological indicators*, 23, 301-311.
14. Devin, S., Beisel, J. N., Usseglio-Polatera, P., & Moreteau, J. C. (2005). Changes in functional biodiversity in an invaded freshwater ecosystem: the Moselle River. *Hydrobiologia*, 542(1), 113-120.
15. Devin, S., Bollache, L., Noel, P. Y., & Beisel, J. N. (2005). Patterns of biological invasions in French freshwater systems by non-indigenous macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 551(1), 137-146.
16. Doledec, S., & Statzner, B. (2008). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater biology*, 53(3), 617-634.
17. Fabrizi, A., Goretti, E., Compin, A., & Céréghino, R. (2010). Influence of fish farming on the spatial patterns and biological traits of river invertebrates in an Apennine stream system (Italy). *International Review of Hydrobiology*, 95(4?5), 410-427.
18. Fanny, C., Virginie, A., Jean-François, F., Jonathan, B., Marie-Claude, R., & Simon, D. (2013). Benthic indicators of sediment quality associated with run-of-river reservoirs. *Hydrobiologia*, 703(1), 149-164.
19. Feld, C. K., & Hering, D. (2007). Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*, 52(7), 1380-1399.
20. Feld, C. K., Bello, F., & Dolédec, S. (2014). Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater biology*, 59(2), 233-248.
21. Ferreira, M., Wepener, V., & Van Vuren, J. H. J. (2012). Aquatic invertebrate communities of perennial pans in Mpumalanga, South Africa: a diversity and functional approach. *African Invertebrates*, 53(2), 751-768.
22. Gallardo, B., Gascón, S., Cabezas, Á., Gonzalez, M., García, M., & Comín, F. A. (2009). Relationship between invertebrate traits and lateral environmental gradients in a Mediterranean river-floodplain. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 173(4), 281-292.
23. Gallardo, B., Gascon, S., García, M., & Comín, F. A. (2009). Testing the response of macroinvertebrate functional structure and biodiversity to flooding and confinement. *Journal of Limnology*, 68(2), 315-326.
24. Haybach, A., Schöll, F., König, B., & Kohmann, F. (2004). Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 34(4), 451-459.

25. Heino, J. (2005). Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology*, 50(9), 1578-1587.
26. Heino, J. (2008). Patterns of functional biodiversity and function-environment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnology and Oceanography*, 53(4), 1446.
27. Heino, J., Schmera, D., & Erős, T. (2013). A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology*, 58(8), 1539-1555.
28. Januschke, K., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W., & Hering, D. (2014). Mountain river restoration measures and their success (ion): Effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological Indicators*, 38, 243-255.
29. Kadoya, T., Akasaka, M., Aoki, T., & Takamura, N. (2011). A proposal of framework to obtain an integrated biodiversity indicator for agricultural ponds incorporating the simultaneous effects of multiple pressures. *Ecological Indicators*, 11(5), 1396-1402.
30. Kovalenko, K. E., Brady, V. J., Ciborowski, J. J., Ilyushkin, S., & Johnson, L. B. (2014). Functional Changes in Littoral Macroinvertebrate Communities in Response to Watershed-Level Anthropogenic Stress.
31. Lange, K., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2014). Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment?. *Freshwater Biology*, 59(12), 2431-2446.
32. Larsen, S., Pace, G., & Ormerod, S. J. (2011). Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams. *River Research and Applications*, 27(2), 257-267.
33. Lecerf, A., Usseglio-Polatera, P., Charcosset, J. Y., Lambrigot, D., Bracht, B., & Chauvet, E. (2006). Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 165(1), 105-126.
34. Martínez, A., Larrañaga, A., Basaguren, A., Pérez, J., Mendoza-Lera, C., & Pozo, J. (2013). Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia*, 711(1), 31-42.
35. Orendt, C., Wolfram, G., Adámek, Z., Jurajda, P., & Schmitt-Jansen, M. (2012). The response of macroinvertebrate community taxa and functional groups to pollution along a heavily impacted river in Central Europe (Bilina River, Czech Republic). *Biologia*, 67(1), 180-199.
36. Paillex, A., Castella, E., & Carron, G. (2007). Aquatic macroinvertebrate response along a gradient of lateral connectivity in river floodplain channels. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(4), 779-796.

37. Paillex, A., Dolédec, S., Castella, E., & Méricoux, S. (2009). Large river floodplain restoration: predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 250-258.
38. Paillex, A., Dolédec, S., Castella, E., Méricoux, S., & Aldridge, D. C. (2013). Functional diversity in a large river floodplain: anticipating the response of native and alien macroinvertebrates to the restoration of hydrological connectivity. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 97-106.
39. Patrick, C. J., & Swan, C. M. (2011). Reconstructing the assembly of a stream-insect metacommunity. *JNABS Journal*, 30(1), 259-272.
40. Pavoine, S., & Ricotta, C. (2014). Functional and phylogenetic similarity among communities. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 666-675.
41. Péru, N., & Dolédec, S. (2010). From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: a case study using stream macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 10(5), 1025-1036.
42. Pestana, J. L. T., Alexander, A. C., Culp, J. M., Baird, D. J., Cessna, A. J., & Soares, A. M. V. M. (2009). Structural and functional responses of benthic invertebrates to imidacloprid in outdoor stream mesocosms. *Environmental Pollution*, 157(8), 2328-2334.
43. Petrin, Z. (2011). Species traits predict assembly of mayfly and stonefly communities along pH gradients. *Oecologia*, 167(2), 513-524.
44. Poff, N. L., Olden, J. D., Vieira, N. K., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), 730-755.
45. Reynaga, M. C., & Santos, D. A. D. (2013). Contrasting taxonomical and functional responses of stream invertebrates across space and time in a Neotropical basin. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 183(2), 121-133.
46. Schmera, D., Baur, B., & Erős, T. (2012). Does functional redundancy of communities provide insurance against human disturbances? An analysis using regional-scale stream invertebrate data. *Hydrobiologia*, 693(1), 183-194.
47. Schmera, D., Erős, T., & Heino, J. (2013). Habitat filtering determines spatial variation of macroinvertebrate community traits in northern headwater streams. *Community Ecology*, 14(1), 77-88.
48. Silver, C. A., & Vamosi, S. M. (2012). Macroinvertebrate community composition of temporary prairie wetlands: a preliminary test of the effect of rotational grazing. *Wetlands*, 32(1), 185-197.

49. Sokol, E. R., Benfield, E. F., Belden, L. K., & Valett, H. M. (2011). The assembly of ecological communities inferred from taxonomic and functional composition. *The American Naturalist*, 177(5), 630-644.
50. Statzner, B., Bady, P., Doledec, S., & Schöll, F. (2005). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology*, 50(12), 2136-2161.
51. Törnroos, A., & Bonsdorff, E. (2012). Developing the multitrait concept for functional diversity: lessons from a system rich in functions but poor in species. *Ecological Applications*, 22(8), 2221-2236.
52. Tullos, D. D., Penrose, D. L., Jennings, G. D., & Cope, W. G. (2009). Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(1), 80-92.
53. Usseglio-Polatera, P., & Beisel, J. N. (2002). Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*, 18(2), 197-211.
54. Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2), 175-205.
55. Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? (pp. 153-162). Springer Netherlands.
56. Usseglio-Polatera, P., Richoux, P., Bournaud, M., & Tachet, H. (2001). A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits: application to river condition assessment and stream management. *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Monographische Beiträge*, 139(1), 53-83.
57. Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., ... & Da Silva, P. M. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921-2947.
58. Vaz, P. G., Dias, S., Pinto, P., Merten, E. C., Robinson, C. T., Warren, D. R., & Rego, F. C. (2014). Effects of burn status and conditioning on colonization of wood by stream macroinvertebrates. *Freshwater Science*, 33(3), 832-846.
59. White, M. S., Xenopoulos, M. A., Metcalfe, R. A., & Somers, K. M. (2011). Water level thresholds of benthic macroinvertebrate richness, structure, and function of boreal lake stony littoral habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(10), 1695-1704.

Anexo c. Tabelas

Tabela 1.1. Modalidade e atributos funcionais utilizados nos trabalhos mais citados com FD de macroinvertebrados aquáticos no período de 1994 a 2014; Σ (somatório) corresponde a soma do número de trabalhos que utilizaram o atributo funcional **O número do artigo corresponde ao manuscrito da Tabela 1.2 (Anexo a); N= número; Descend=descendentes.

Modalidade	Atributos	Σ	Artigo**
Hist. Vida	Reprodução	8	2, 3, 4, 6, 7, 8, 10, 11
	N. descendentes	7	2, 3, 4, 6, 7, 8, 11
	Duração de vida	5	2, 3, 4, 6, 8
	Estágios aquáticos	4	2, 3, 4, 6
	Voltinismo ³	4	1, 7, 8, 11
	Alcance da vida adulta	3	1, 8, 11
	Cuidado parental	3	7, 8, 11
	Desenvolvimento	1	1
	Sincronização de emergência	1	1
	Capacidade para sair	1	1
	Capacidade de sobreviver à dessecação	1	1
	N.descend. Por ciclo reprodutivo	2	7, 11
Mobilidade	Locomoção & Substrato	10	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11
	Dispersão	5	2, 3, 4, 6, 8
	Deslocamento	3	1
	Dispersão da fêmea	1	1
	Força de voo (adulto)	1	1
	Ocorrência em correnteza	1	1
	Habilidade de nado	1	1
Morfologia	Respiração	9	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 10, 11
	Tamanho do corpo (ninf)	7	2, 3, 4, 6, 7, 8, 9
	Forma resistente	5	2, 3, 4, 6, 10
	Formato Corpo	3	1, 8, 11

	Flexibilidade do corpo	2	8, 11
	Apêndices***	1	1
	Armadura (corpo esclerotizado)	1	1
	Tamanho na Maturidade	1	1
Ecologia	Alimento	9	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11
	Hábitos alimentares	8	1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 11
	Reofilicos ⁴	2	1, 5
	Preferência termal	1	1
	Preferência por microhabitat	1	5

Tabela 1.2. Artigos mais citados na literatura com o número de citações, quantidade total e por atributo dos atributos funcionais de História de vida, Morfologia, Mobilidade e Ecologia, bem como o tipo de análise que cada um deles mensurou através da FD de macroinvertebrados nos ecossistemas aquáticos do mundo. * Referências completas dos trabalhos foram disponibilizadas no anexo I.

N°	Autores	N° Citações	N° atributos	História				
				de vida	Mobilidade	Morfologia	Ecologia	Destinação
1	Poff et al.2006	189	20	6	5	6	3	Outro
2	Usseglio-Polatera et al. 2000	149	22	4	3	2	13	Humano
3	Charvet et al. 2000	98	11	4	3	2	2	Humano
4	Usseglio-Polatera et al. 2000b.	95	11	4	3	2	2	Outro
5	Feld & Hering 2007	78	4	0	0	1	3	Humano
6	Vandewalle et al. 2010	75	11	4	3	2	2	Humano
7	Doledec & Statzner 2008	73	9	5	2	1	1	Humano
8	Bady et al. 2005	73	14	6	4	2	2	Outro
9	Heino 2005	67	2	0	0	1	1	Outro
10	Lecerf et al. 2006	60	4	1	2	0	1	Natural
11	Statzner et al. 2005	60	14	6	4	2	2	Humano

Tabela 2.1. Ponto de coleta da AGROPALMA com identificação, tipo de ambiente e coordenadas geográficas de cada área amostrada.

No.	Longitude	Latitude	Ambiente
F1	-2.614	-48.770	Floresta
F2	-2.578	-48.883	Floresta
F3	-2.479	-48.705	Floresta
F4	-2.381	-48.802	Floresta
F5	-2.603	-48.507	Floresta
F6	-2.522	-48.617	Floresta
F7	-2.319	-48.694	Floresta
F8	-2.284	-48.666	Floresta
P9	-2.370	-48.697	Palma
P10	-2.312	-48.669	Palma
P11	-2.540	-48.799	Palma
P12	-2.607	-48.886	Palma
P13	-2.604	-48.739	Palma
P14	-2.563	-48.758	Palma
P15	-2.265	-48.626	Palma
P16	-2.579	-48.817	Palma
P17	-2.573	-48.576	Palma
P18	-2.480	-48.622	Palma
P19	-2.565	-48.726	Palma
P20	-2.670	-48.925	Palma
P21	-2.471	-48.617	Palma
P22	-2.610	-48.853	Palma
P23	-2.560	-48.707	Palma

Tabela 2.2. Resultados separados das análises envolvidas na RLQ. **A)** Matriz R Análise de Componentes Principais (PCA) e os valores da porcentagem de explicação dos eixos, bem como o resultados de inércia ordenados pela RLQ **B)** Matriz L/CA análise de co-inércia mostrando os valores dos eixos ordenados para a comunidade nos locais amostrados, e **C)** Matriz Q/FCA análise correspondência difusa **D)** análise simultânea das três matrizes – RLQ com **E)** componente Fourth-corner

A) R - Variáveis ambientais - PCA	Eixo 1	Eixo 2
Autovalor	2.749	1.038
Inércia	2.665	3.496
Relação	0.973	0.924
B) L - Comunidade biológica - CA		
Autovalor	0.313	0.253
Variância (%)	17.291	14.01
Correlação	0.229	0.127
Relação	0.408	0.251
C) Q - atributos funcionais - FCA		
Autovalor	0.419	0.299
Variância (%)	24.711	17.673
Inércia	0.216	0.395
Relação	0.515	0.55
D) Análise RLQ		
Eigenvalues	0.0306	0.0024
Covariância	0.175	0.051
Correlação	0.228	0.127
E) Fourth-corner		
	R	P
pH / tam. 20 -40mm	0.131	0.0434
Temperatura / tam. 20- 40mm	0.135	0.0382
Substrato fino / tam. 20-40mm	0.172	0.0208
Madeira classe 3/ tam. 20-40mm	-0.151	0.0336
Estradas/Filtrador	0.1328	0.0315
Temperatura / Predador	-0.11	0,049

Tabela 2.3. Abundância de espécimes coletadas nos riachos de floresta e nos riachos sobre influência da plantação de palma de dendê;

Ordem	Família	Gênero	Abundância	
			Floresta	Palma
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis Kluge, 1992</i>	1	1
		<i>Aturbina Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996</i>	3	0
		<i>Cloeodes Traver, 1938</i>	6	3
		<i>Cryptonympha Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998</i>	0	2
		<i>Waltzoyphius McCafferty & Lugo-Ortiz, 1995</i>	1	1
		<i>Zelusia Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998</i>	7	0
	Caenidae	<i>Brasilocaenis Puthz, 1975</i>	1	3
	Coryphoridae	<i>Coryphorus Peters, 1981</i>	1	1
	Euthyplociidae	<i>Campylocia Needham & Murphy, 1924</i>	165	311
		<i>Amanahyphes Salles & Molineri, 2006</i>	1	3
	Leptohiphidae	<i>Traveryphes Molineri, 2001</i>	1	0
		<i>Tricorythodes Ulmer, 1920</i>	2	0
		<i>Tricorythopsis Traver, 1958</i>	5	0
		<i>Askola Peters, 1969</i>	1	1
		<i>Farrodes Peters, 1971</i>	2	5
		<i>Hagenulopsis Ulmer, 1920</i>	1	3
	Leptophlebiidae	<i>Microphlebia Savage & Peters, 1983</i>	1	2
		<i>Miroculis Edmunds, 1963</i>	333	268
		<i>Simothraulopsis Demoulin, 1966</i>	2	3
		<i>Thraulodes Ulmer, 1920</i>	1	0
		<i>Ulmeritoides Traver, 1959</i>	3	90
	Polymitarcyidae	<i>Campsurus Eaton, 1868</i>	12	12
	Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria Klapálek, 1909</i>	33
<i>Enderleina Jewett, 1960</i>			2	0
<i>Macrogynoplax Enderlein, 1909</i>			44	16
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus Müller 1880</i>	55	45

Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> Ulmer, 1906	10	1
Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> Siebold 1856	32	16
	<i>Leptonema</i> Guérin 1843	20	12
	<i>Macronema</i> Pictet 1836	72	75
Hydropsychidae	<i>Macrostemum</i> Kolenati 1859	20	27
	<i>Smicridea</i> McLachlan 1871	7	23
	<i>Amazonatolica</i> Holzenthal & Pes, 2008	1	0
	<i>Nectopsyche</i> Müller 1879	13	4
Leptoceridae	<i>Oecetis</i> McLachlan 1877	20	6
	<i>Triplectides</i> Kolenati 1859	85	97
Limnephilidae	<i>Marilia</i> Müller 1880	18	4
Philopotamidae	<i>Chimarra</i> Stephens 1829	19	2
	<i>Cernotina</i> Ross 1938	13	23
Polycentropodidae	<i>Polyplectropus</i> Curtis 1835	3	0
TOTAL		1017	1083

Tabela 2.4. Modalidade, tipo e categoria dos atributos funcionais utilizados para montar da matriz de distância no cálculo da Diversidade Funcional e na análise RLQ, essa classificação esta de acordo com Poff et al. (2006).

Modalidade	Atributos funcionais	Categoria	Referência
Historia de vida	1. Voltinismo	1.Univoltino	Poff et al. 2006; Kovalenko et al 2014;
		2.Multivoltino	Saito et al. 2015; Pilière et al.2016
Historia de vida	2.Respiração	3.Tegumentar	Poff et al. 2006; Tomanova et al. 2007/2008;
		4.Branquial	Saito et al. 2015; Pilière et al.2016
Ecologia	3.Hábito alimentar	5.Coletor	Tomanova et al.2007; Reynaga &Santos 2012
		6.Filtrador	Merritt, Cummins & Campbell 2014
		7.Raspador	Brasil et al.2014; Saito et al.2015
		8.Predador	Dedieu et al. 2015; Pilière et al. 2016
		9.Fragmentador	
Morfologia	4.Tamanho máximo do corpo (adulto)	10.PP (>2.5–5mm)	Tomanova et al. 2007;
		11.P (> 5-10mm)	Saito et al. 2015; Ribeiro et al 2015
		12.M(>10-20mm)	Dedieu et al.2015; Pilière et al. 2016
		13.G(>20-40mm)	

Mobilidade	5.Locomoção/Habitat	14.Cavador	Poff et al.2006;Tomanova et al. 2007;
		15.Escalador	Kovalenko et al. 2014; Saito et al.2014
		16.Dispersor	Pilière et al.2016
		17.Agarrador	
		18.Nadador	
		19.Rastejante	
Morfologia	6.Formato do corpo	20.Achatado	Tomanova et al.2007;Reynaga&Santos 2012
		21.Cilindrico	Dedieu et al. 2015; Pilière et al. 2016

CONCLUSÃO GERAL

A abordagem de diversidade funcional pode ser uma ferramenta valiosa de caracterização das comunidades biológicas e dos ecossistemas aquáticos. Porém, necessita de um entendimento mais claro, esse fato é dificultado pelo emprego diferenciado nos conceitos da abordagem. Sugerimos que novos trabalhos definam os termos utilizados, e que os órgãos financiadores das pesquisas exijam editais com prazos para a disponibilidade das informações referentes às espécies e seus atributos funcionais, para assim possibilitar a criação de um banco de dados nas regiões que carecem em estudos, como a Neotropical.

Nossos resultados sugerem que a monocultura de dendê pode afetar tanto a composição taxonômica de EPT quanto a estrutura física dos riachos. As variáveis ambientais pH, temperatura da água, presença de troncos e presença de estradas foram capazes de atuar sobre os atributos funcionais e governar a distribuição das espécies. Mudanças na diversidade funcional não foram registradas no presente estudo, mas como os atributos funcionais estão relacionados com o ambiente, a resposta da comunidade pode ser alterada com o aumento da intensidade do impacto. É importante também que esses resultados sejam comparados com análises feitas com outros tipos de usos de solo, permitindo uma comparação direta do tamanho de efeito da conversão da paisagem sobre a diversidade funcional de EPT. Assim, a diversidade funcional pode contribuir para o avanço no entendimento da estrutura e dinâmica das comunidades biológicas e dos ecossistemas, a fim de incentivar as práticas de conservação florestal, bem como o manejo do plantio de palma de dendê na região Amazônica.