

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE IMPACTOS ANTRÓPICOS EM
AMBIENTES AQUÁTICOS DE MANAUS (AMAZONAS, BRASIL)
ATRAVÉS DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS E DA
DECOMPOSIÇÃO FOLIAR**

RENATO TAVARES MARTINS

Manaus, Amazonas

Outubro, 2013

RENATO TAVARES MARTINS

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE IMPACTOS ANTRÓPICOS EM
AMBIENTES AQUÁTICOS DE MANAUS (AMAZONAS, BRASIL)
ATRAVÉS DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS E DA
DECOMPOSIÇÃO FOLIAR**

ORIENTADORA: DRA. NEUSA HAMADA

COORIENTADOR: DR. ADRIANO SANCHES MELO

Tese apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Entomologia).

Manaus, Amazonas

Outubro, 2013

RENATO TAVARES MARTINS

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE IMPACTOS ANTRÓPICOS EM
AMBIENTES AQUÁTICOS DE MANAUS (AMAZONAS, BRASIL)
ATRAVÉS DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS E DA
DECOMPOSIÇÃO FOLIAR**

Aprovada em 11 de outubro de 2013.

BANCA EXAMINADORA

Dra. Ana Maria O. Pes

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dr. Efrem Jorge G. Ferreira

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dr. Jansen Alfredo S. Zuanon

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Prof. Dr. Marcelo da Silva Moretti

Universidade Vila Velha

Dra. Maria Teresa F. Piedade

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Manaus, Amazonas

Outubro, 2013

M379 Martins, Renato Tavares

Avaliação dos efeitos de impactos antrópicos em ambientes aquáticos de Manaus (Amazonas, Brasil) através da comunidade de invertebrados e da decomposição foliar. / Renato Tavares Martins. --- Manaus : [s.n], 2013.
xiv, 118 f. : il. color.

Tese (doutorado) --- INPA, Manaus, 2013

Orientador: Hamada, Neusa

Coorientador: Melo, Adriano Sanches

Área de concentração: Entomologia

1. Insetos aquáticos. 2. Insetos – Impacto ambiental. 3. *Phylloicus elektoros*.

I. Título.

CDD 595.7

Sinopse:

O presente estudo avaliou o efeito da urbanização sobre a comunidade de invertebrados e a decomposição foliar em riachos de Manaus – Amazonas. Adicionalmente, foi avaliada a variação temporal dos invertebrados aquáticos entre os anos de 2003 e 2010. Os efeitos do aumento da temperatura e do dióxido de carbono (CO₂) atmosférico sobre as taxas de consumo, crescimento e sobrevivência de *Phylloicus elektoros* (Trichoptera: Calamoceratidae) foram analisados. Para subsidiar esse estudo, também foi analisada a relação entre as medidas corporais e do abrigo com a massa seca de *P. elektoros*.

Palavras-chave: Insetos aquáticos, Insetos – Impacto ambiental, *Phylloicus elektoros*.

À *Malu*, por todo seu amor e apoio incondicional.

AGRADECIMENTOS

À Dra. *Neusa Hamada* pela possibilidade de trabalhar em um grande centro de pesquisas, pelos ensinamentos e confiança em mim depositada.

Ao Prof. Dr. *Adriano S. Melo* por estar sempre disposto a ajudar e ensinar, e por ter aberto minha cabeça para novas questões.

Ao Prof. Dr. *José F. Gonçalves Júnior* por todo auxílio nos experimentos de decomposição e por permitir a utilização de seu laboratório para a realização das análises de micro-organismos.

À Dra. *Sheyla R. M. Couceiro* por permitir o uso dos dados de invertebrados de 2003 no capítulo 1. Agradeço também por todo auxílio na fase inicial desta tese.

Aos membros da banca pela disponibilidade em contribuir com este trabalho.

À Dra. *Ana Pes* pela ajuda na identificação dos espécimes de *Phylloicus elektoros*

Ao Dr. *Adalberto Val* por possibilitar a utilização dos microcosmos-ADAPTA.

Ao Dr. *Sérgio Nunomura* por permitir a utilização do liofilizador.

Ao Dr. *Manuel Graça* pelas sugestões durante a análise dos dados do experimento do capítulo 4.

Ao Dr. *Philip Fearnside* pela revisão de inglês do “abstract” e dos manuscritos.

Ao *Carlinhos* pela ajuda em minha chegada à Manaus.

Aos amigos de INPA, *Cláudio Jr., Emiliano, Kaka e Ulisses* pelas conversas e momentos de diversão.

Aos colegas do *LEEM*, em especial *Fernanda e Jéssica* pelo auxílio durante a realização do experimento nos microcosmos.

Aos colegas do *LACIA*, em especial *Cláudio Jr., Jeferson, Gizelle, Ulisses, Higor, André, Lucas e Jeane* pelo auxílio nas coletas e identificação dos invertebrados.

À *Valdeana* pelo auxílio no campo durante os experimentos dos capítulos 1 e 2.

À *Vivian* pela confecção dos mapas.

À *Bianca* pelo auxílio nas análises de micro-organismos

Ao *Marcelo Moreira* pelo auxílio nas análises de desmatamento e superfície impermeável.

Ao *Luciano* e ao pessoal da República Canil (*Brener, Bruno, Vitor e Zé*) pela guarida e bons papos em Goiânia.

À *Malu* pelo seu amor, carinho, paciência e ajuda durante esta fase de minha vida.

Aos meus irmãos, *Lucas e Marcela*, pela amizade e carinho.

Aos meus pais, *William e Isabel*, por estarem sempre possibilitando que meus sonhos tornem-se realidade.

Ao Programa de Pós Graduação em Entomologia, pela estrutura concedida para realização deste trabalho.

Ao Laboratório de Recursos Hídricos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia pela realização das análises de nitrogênio e fósforo da água.

Aos projetos CT-Amazônia/CNPq (Proc. 575875/2008-9), Pronex/CNPq/Fapeam – Insetos aquáticos e INCT/ADAPTA – Amazônia por proverem os recursos necessários para a realização desta tese.

Ao projeto Pró-equipamentos Institucional/CAPES pela aquisição do estereomicroscópio utilizado na medição dos espécimes de *Phylloicus elektoros*.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado concedida.

E, finalmente, a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

**“Pedras no caminho?
Guardo todas, um dia vou construir um castelo...”**
(Fernando Pessoa)

RESUMO

O objetivo geral desta tese foi avaliar os efeitos de diferentes impactos antrópicos (desmatamento, entrada de efluentes orgânicos, aumento da temperatura e dióxido de carbono [CO₂] atmosférico) sobre os invertebrados e o processo de decomposição foliar em ambientes aquáticos de Manaus – Amazonas. No capítulo 1, foi realizado um estudo em 2010 para reavaliar as condições ambientais e a comunidade de riachos de 40 riachos urbanos, estudados em 2003. A riqueza e a riqueza rarefeita foram negativamente influenciadas pela entrada de esgoto doméstico e desmatamento. A variabilidade da comunidade de invertebrados, entre os anos foi elevada e não diferiu entre os riachos referência e impactado. Elevadas variações na comunidade de invertebrados podem acarretar em avaliações incorretas sobre a qualidade dos ambientes aquáticos. No Capítulo 2, foram avaliados os efeitos diretos e indiretos dos fatores ambientais e biológicos sobre a decomposição de folhas de *Coussapoa trinervia* (Cecropiaceae) e *Mabea speciosa* (Euphorbiaceae), em 42 riachos de Manaus. A biomassa de fungos (ergosterol) teve efeito direto e positivo sobre a taxa de decomposição das duas espécies vegetais. Em *M. speciosa*, a biomassa de fragmentadores foi o principal fator para a decomposição. A urbanização teve efeito indireto e negativo sobre a decomposição. O presente estudo forneceu evidências de que a urbanização pode diminuir as taxas de decomposição de folhas em riachos, principalmente através de efeitos negativos sobre a biomassa fúngica e dos fragmentadores. No Capítulo 3, a relação entre a massa seca e as dimensões do corpo e do abrigo de *Phylloicus elektoros* foi avaliada utilizando regressões linear, exponencial e de potência. Também foi avaliada a confiabilidade das previsões geradas a partir dos modelos obtidos no presente estudo por validação cruzada e o poder de predição do modelo desenvolvido para uma população de *Phylloicus* sp. do sudeste do Brasil. Foram obtidas medidas da largura da cápsula cefálica, distância interocular, comprimento do corpo e do pronoto de 152 larvas e medidas da largura e comprimento de 45 abrigos. Para todas as classes de modelos, a largura do abrigo apresentou o melhor ajuste com a biomassa. O comprimento do corpo foi a medida corporal que forneceu as melhores previsões de biomassa. O modelo de potência apresentou o melhor ajuste entre as medidas corporais e do abrigo com a biomassa. Foi observado elevado ajuste entre as medidas corporais e do abrigo com a biomassa, no entanto, o poder de predição dos modelos foi baixo (~40%). Os valores de biomassa preditos usando o modelo proposto na literatura foram ~75% menores que os valores observados. O uso de modelos propostos na literatura para prever a biomassa de organismos de diferentes regiões não é recomendado. No capítulo 4, foi avaliado o efeito do aumento da temperatura e CO₂ e da qualidade nutricional de folhas de *Eperua glabriflora* (Fabaceae) e *Goupia glabra* (Celastraceae) sobre o consumo, sobrevivência e crescimento de *P. elektoros*. O experimento foi realizado em microcosmo, que simula em tempo real as condições de temperatura e CO₂ de Manaus. O microcosmo é composto por quatro salas, uma representando a condição controle (valores atuais de temperatura e CO₂) e as outras três com variações relativas à condição controle, sendo na condição extrema um aumento de ~4,5 °C na temperatura e ~870 ppm de CO₂. As taxas de consumo e sobrevivência de *P. elektoros* foram significativamente menores com o aumento de temperatura e CO₂. No entanto, apenas o consumo foi diferente entre as duas espécies de folhas, sendo maior em *G. glabra*. A taxa de crescimento não diferiu entre os tratamentos. Assim, os aumentos de temperatura e CO₂ testados neste estudo poderão resultar em grandes alterações no processamento da matéria orgânica e nas cadeias alimentares nos riachos Amazônicos.

ABSTRACT

This thesis evaluated the effects of different human impacts (deforestation, input of domestic sewage, increases of atmospheric temperature and CO₂) on invertebrates and leaf breakdown in aquatic environments in Manaus, Amazonas state, Brazil. Chapter 1 reevaluated the environmental conditions of 40 urban streams that had been studied previously in 2003. We also evaluated the variability of the invertebrate community between 2003 and 2010. Richness and rarefied richness were negatively influenced by domestic sewage input and by deforestation. The variability of invertebrate communities between 2003 and 2010 was high and did not differ between the reference and impacted streams. High variability in the invertebrate community can result in incorrect evaluations of the quality of aquatic environments. Chapter 2 evaluated the direct and indirect effects of environmental and biological factors on the leaf breakdown of *Coussapoa trinervia* (Cecropiaceae) e *Mabea speciosa* (Euphorbiaceae) in 42 streams in Manaus. Fungal biomass had a direct positive effect on leaf breakdown in both species. In *M. speciosa* (softer leaf tissues), shredder biomass was the most important factor for leaf breakdown. Urbanization had an indirect negative effect on leaf breakdown. The present study provides evidence that urbanization can decrease leaf breakdown rates in streams, mainly through negative effects on the fungal and shredder biomasses. In Chapter 3, the relationship between size (body and case dimensions) and the biomass of *Phylloicus elektoros* was analyzed using linear, exponential and power regressions. We also evaluated the predictions of our models and of the models developed for *Phylloicus* sp. from southeastern Brazil. The predictive power of our models was evaluated using cross-validation. We measured four body dimensions (head capsule width, interocular distance, body and pronotum length) of 152 larvae and two case dimensions (width and length) of 45 cases. Case width had the best fit with biomass in all model classes. Body length was the body dimension that provided the best prediction of biomass. The power model provided the best fit between size (body and case dimensions) and biomass. We observed a good fit between body and case dimensions and biomass, but the predictive power of the models was low (~ 40%). Predicted biomasses obtained using models proposed in the literature were 75% lower than the observed values. We do not recommend the use of models proposed in the literature to predict the biomasses of organisms from different regions. Chapter 4 evaluated the effects of temperature and CO₂ increases and nutritional quality of leaves of two plant species (*Eperua glabriflora* [Fabaceae] e *Goupia glabra* [Celastraceae]) on consumption, growth and survival rates of *Phylloicus elektoros*. The experiment was conducted in microcosms that simulate real-time temperature and CO₂ in the city of Manaus. The microcosm is composed of four rooms; the control condition represents the current values of temperature and CO₂, and the other three rooms have conditions different from the control condition, the most extreme condition representing an increase of ~ 4.5 °C in temperature and ~ 870 ppm in CO₂. Consumption and survival rates of *P. elektoros* were significantly lower with increased temperature and CO₂. However, only the consumption rate differed between the two plants species, with consumption being higher in *G. glabra*. Growth rate did not differ among treatments. The temperature and CO₂ increases tested in this study may result in large changes in organic matter decomposition and in food chains in Amazon streams, mainly through decrease in consumption and survival of shredders.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
OBJETIVO GERAL	7
CAPÍTULO 1 - Variação espacial e temporal da comunidade de invertebrados aquáticos em riachos urbanos de Manaus, Brasil entre os anos de 2003 e 2010	8
CAPÍTULO 2 - Decomposição de folhas em riachos urbanos de Manaus: efeitos diretos e indiretos de fatores físicos, químicos e biológicos	41
CAPÍTULO 3 - Estimativa da massa seca de <i>Phylloicus elektoros</i> (Trichoptera: Calamoceratidae) em um riacho da Reserva Ducke, Manaus-Amazonas	70
CAPÍTULO 4 - Efeito do aumento da temperatura e dióxido de carbono sobre a fragmentação foliar por <i>Phylloicus elektoros</i> (Trichoptera: Calamoceratidae)	85
SÍNTESE	112
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	114

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1- Resultado da Análise de espécies indicadoras para os riachos urbanos de Manaus-Brasil, quanto ao grau de impacto antrópico (referências e impactados). Táxons em negrito foram selecionados como indicadores nos anos de 2003 e 2010. 21

Anexo 1- Valores médios (desvio padrão) e resultado da ANOVA com dois fatores com medidas repetidas das variáveis abióticas referências e impactados nos anos de 2003 e 2010, na cidade de Manaus-Brasil. TIA= área total impermeável. 35

Anexo 2- Valores médios e desvio padrão da abundância de invertebrados nos riachos referências e impactados nos anos de 2003 e 2010, na cidade de Manaus-Brasil. 36

Anexo 3- Valores médios (desvio padrão) e resultado da ANOVA da abundância, riqueza e riqueza rarefeita nos riachos referências e impactados nos anos de 2003 e 2010, na cidade de Manaus-Brasil. 40

CAPÍTULO 2

Tabela 1- Média e desvio padrão das variáveis ambientais nos riachos referências e impactados de Manaus, Brasil. 51

Tabela 2 - Coeficiente de Correlação (r) e coeficientes de caminho padronizados para os efeitos direto (d), indireto (i) e total (e) para os modelos estruturais de *Coussapoa trinervia* e *Mabea speciosa* em 42 córregos em Manaus, Brasil. Asteriscos nas colunas dos coeficientes de caminho indicam valores significativos ($p < 0,05$). Em *M. speciosa*, apenas o coeficiente de

correlação da biomassa de micro-organismos foi mostrado, porque esta variável não foi incluída no modelo estrutural. 54

Anexo 1- Média e desvio padrão da abundância de invertebrados aquáticos nos litter bags de *Coussapoa trinervia* e *Mabea speciosa* em 42 riachos em Manaus, Brasil. 68

CAPÍTULO 3

Tabela 1 - Variação, média, desvio padrão (SD), coeficiente de variação (CV = (SD/média)*100, em %) e número de observações (N) para a massa corporal e as medidas corporais e do abrigo de larvas de *Phylloicus elektoros* de um riacho da Reserva Ducke, Manaus-AM. 75

Tabela 2 - Modelos linear, exponencial e de potência para a relação entre a massa seca (mg) e as medidas corporais e do abrigo (mm) de larvas de *Phylloicus elektoros* de um riacho da Reserva Ducke, Manaus-AM. DM = massa seca; BL = comprimento do corpo; HW = largura da cápsula cefálica; ID = distância intraocular; PL = comprimento do pronoto; CL = comprimento do abrigo; CW = largura do abrigo. Para todos os modelos $p < 0,001$ 76

Tabela 3 - Poder de predição dos modelos de validação cruzada e os modelos desenvolvidos por BECKER *et al.* (2009) para estimar a biomassa de *Phylloicus elektoros* de um riacho da Reserva Ducke, Manaus-AM. A diferença (%) indica a porcentagem de diferença entre os dados previstos e observados. Diferença positiva indica que os dados preditos foram maiores que os dados observados. Os valores de F e p referem-se ao teste realizado entre os valores observados e preditos. Nos casos em que os modelos de BECKER *et al.* (2009) foram disponíveis, foi realizada uma Análise de Variância de uma via de blocos. Para os casos restantes foi realizado um teste-t pareado. Em ambos os casos, as larvas foram consideradas os blocos (ou pares). Os valores são referentes à média obtida para as predições e testes repetidos por 100 vezes (ver Métodos). DM = massa seca; BL = comprimento do corpo; HW = largura da cápsula cefálica; ID = distância intraocular; PL = comprimento do pronoto; CL = comprimento do abrigo; CW = largura do abrigo. 77

CAPÍTULO 4

Tabela 1 - Características físicas e químicas das folhas de *Goupia glabra* e *Eperua glabriflora* utilizadas como alimento para *Phylloicus elektoros*. 90

Tabela 2 - Valores médios (\pm desvio padrão) das variáveis abióticas do ar e da água registrados nas quatro condições de do microcosmo durante o experimento 95

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1 - Localização dos riachos onde foram realizadas as coletas nos anos de 2003 e 2010 na cidade de Manaus-Brasil. Círculos indicam os locais de coleta. Linha contínua não ramificada indica área urbana de Manaus. 14

Figura 2 - Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis abióticas dos riachos da cidade de Manaus-Brasil, nos anos de 2003 e 2010. Os círculos e quadrados indicam os riachos referências e impactados, respectivamente, no ano de 2003. O ápice da seta indica a posição dos riachos no ano de 2010. As setas indicam a variação das variáveis abióticas entre os anos de coleta para o mesmo riacho. N= nitrogênio total, P= fósforo total, TIA= área total impermeável. 18

Figura 3 - Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) da comunidade de invertebrados em riachos da cidade de Manaus-Brasil nos anos de 2003 e 2010. Tanypodinae, Chironominae, Oligochaeta e Psychodidae foram os táxons selecionados através da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) para os riachos referências e impactados. Os círculos e quadrados indicam os riachos referências e impactados, respectivamente, no ano de 2003. O ápice da seta indica a posição dos riachos no ano de 2010. As setas indicam a variação da comunidade de invertebrados entre os anos de coleta para o mesmo riacho. 20

CAPÍTULO 2

Figura 1 - Localização dos riachos (n = 42) usados no estudo de decomposição de folhas de *Coussapoa trinervia* e *Mabea speciosa* na cidade de Manaus, Brasil. No mapa, o triângulo indica o riacho onde somente os sacos de detrito de *C. trinervia* foram disponíveis (n = 1); o quadrado indica o riacho onde somente os sacos de detrito de *M. speciosa* foram disponíveis (n = 1); os círculos representam riachos onde os sacos de detrito das duas espécies foram disponíveis (n = 40). A linha sólida indica o limite da área urbana de Manaus. 45

Figura 2 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos dados ambientais nos 42 riachos em Manaus, Brasil. O eixo 1 refletiu os impactos por urbanização e permitiu a classificação dos riachos em dois grupos. Círculos = riachos referências; Quadrados = riachos impactados. O tamanho dos círculos e dos quadrados é proporcional à taxa de decomposição de *Coussapoa trinervia* (A) e *Mabea speciosa* (B). Cond= condutividade elétrica; Def= desmatamento; N= nitrogênio total; P= fósforo total; Temp= temperatura da água; TIA= área total impermeável. 50

Figura 3 - Modelo estrutural mostrando a relação da velocidade da água, fungos, fragmentadores, micro-organismos e a variável latente urbanização com a decomposição de *Coussapoa trinervia* (A) e *Mabea speciosa* (B) em 42 riachos de Manaus, Brasil. Linhas sólidas indicam relações estatisticamente significativas ($p < 0,05$). Linhas pontilhadas indicam relações estatisticamente não significativas ($p > 0,05$). A largura das linhas é proporcional à força da relação, e os valores próximos à seta indicam os coeficientes de caminho. N= nitrogênio total; O₂= oxigênio; P= fósforo total; Temp= temperatura da água; TIA= área total impermeável. 55

CAPÍTULO 4

Figura 1 - Sobrevivência de *Phylloicus elektoros* durante as três semanas de experimento, nos tratamentos com folhas de *Eperua glabriflora* (EP) e *Goupia glabra* (GO) nas quatro diferentes condições de temperatura e CO₂. 96

Figura 2 - Valores médios (\pm erro padrão) da taxa de consumo diário nos tratamentos com discos de *Eperua glabriflora* e *Goupia glabra* pelos indivíduos de *Phylloicus elektoros* em diferentes condições de temperatura e CO₂ do ar. 97

Figura 3 - Valores médios (\pm erro padrão) da taxa de crescimento diário nos tratamentos com discos de *Eperua glabriflora* e *Goupia glabra* pelos indivíduos de *Phylloicus elektoros* em diferentes condições de temperatura e CO₂ do ar. 98

INTRODUÇÃO GERAL

Em Manaus, a maior cidade da Amazônia brasileira, foi implantado na década de 1970 um distrito industrial, o que resultou em elevado crescimento populacional em um curto espaço de tempo (Bentes 2005). No entanto, esse aumento da população não foi acompanhado por políticas públicas efetivas, resultando em diversos impactos ambientais, especialmente sobre os sistemas aquáticos, dentre os quais se destacam a retirada da vegetação ripária, o assoreamento, despejo de esgoto doméstico e entrada de efluentes industriais (Couceiro *et al.* 2007; Couceiro e Hamada 2011).

Diversas ferramentas podem ser empregadas para a avaliação e monitoramento dos ambientes aquáticos, com destaque para o uso dos parâmetros físicos e químicos da água e a estrutura e composição da fauna (Buss 2003; Melo *et al.* 2005). Por responderem aos diferentes impactos antrópicos, através de alterações na estrutura da comunidade, diversos grupos de organismos aquáticos, como macrófitas, peixes e invertebrados, são utilizados em estudos de avaliação de impacto em sistemas aquáticos (Silva 1995; Triest *et al.*, 2001; Kiss *et al.*, 2002; Martín *et al.*, 2004; Hering *et al.*, 2006). De modo geral, os invertebrados aquáticos são os organismos mais utilizados nesses estudos, pois apresentam ampla distribuição, grande número de táxons com diferentes respostas aos impactos (sensíveis e tolerantes), pequena capacidade de deslocamento e são facilmente coletados (Metcalf 1989; Rosenberg e Resh 1993).

Em riachos urbanos geralmente é observada a retirada da vegetação ripária e entrada de efluentes domésticos (Walsh *et al.* 2005). Estes impactos estão associados com o aumento da condutividade elétrica, fósforo total, nitrogênio total e temperatura da água, e à diminuição dos valores de oxigênio dissolvido (Couceiro *et al.* 2007; Martins *et al.* 2008). Além disso, devido à menor estabilidade das margens, ocorre maior entrada de sedimento no riacho (Couceiro *et al.* 2010). De modo geral, nos riachos urbanos é observado o aumento da densidade dos táxons tolerantes e diminuição da diversidade, devido à exclusão dos táxons sensíveis aos impactos (Marques e Barbosa 1997; Martins *et al.* 2008; Oliveira *et al.* 2010).

Estudos realizados em Manaus utilizando a comunidade de peixes e de invertebrados aquáticos como indicadores biológicos indicaram que a maioria dos riachos urbanos está impactada, principalmente pela retirada da vegetação ripária e entrada de efluentes domésticos e industriais (Silva 1995; Cleto-Filho e Walker 2001; Couceiro *et al.* 2007; Lopes *et al.* 2008).

Cleto-Filho e Walker (2001) observaram diminuição do número de táxons e aumento da abundância de *Chironomus* (Chironomidae) nos trechos impactados dos riachos da microbacia do Mindu, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Negro. Couceiro *et al.* (2007) estudaram 65 riachos das microbacias do Quarenta, Mindu e Tarumã, localizados na área urbana de Manaus, e observaram que 80% desses riachos estavam impactados por desmatamento e/ou poluição orgânica, e a fauna foi dominada por organismos tolerantes (ex.: *Oligochaeta* e *Chironomus*). Lopes *et al.* (2008) estudaram nove riachos pertencentes às microbacias do Educandos, São Raimundo e Tarumã, e observaram que os trechos que passam pelo Distrito Industrial recebem descargas de efluentes industriais, e possuem menores abundâncias de organismos em relação às outras bacias.

Além de responder às alterações ambientais locais, a comunidade de invertebrados aquáticos também pode ser influenciada por variações sazonais e anuais (Milner *et al.* 2006; Mesa 2012). Entender a variabilidade da comunidade ao longo do tempo é fundamental em estudos de monitoramento e avaliação ambiental. Segundo Robinson *et al.* (2000), uma das principais premissas para os estudos de avaliação ambiental é a persistência da comunidade ao longo do tempo. Isto ocorre, pois comunidades sujeitas a elevada variabilidade na ausência de mudanças ambientais possuem reduzida utilidade como de indicadores de impacto (Bengtsson 1997; Maloney e Feminella 2006). No entanto, apesar de sua importância, estudos para avaliar a variabilidade ao longo dos anos ainda são escassos, principalmente pelo elevado custo das coletas e processamento das amostras (Armitage e Gunn 1996).

Estudos anteriores observaram baixa variabilidade da comunidade de invertebrados em ambientes não impactados (ex.: Maul *et al.* 2004; Feio *et al.* 2010). De modo geral, em locais com condições ambientais relativamente constantes, ou que mudam lentamente ao longo do tempo, a comunidade tende a apresentar baixa variabilidade (Robinson *et al.* 2000; Woodward *et al.* 2002). Em ambientes altamente impactados, devido à exclusão dos táxons sensíveis e permanência de baixo número de táxons tolerantes, é esperado que a variabilidade da comunidade ao longo do tempo seja também pequena (Fraterrigo e Rusak 2008).

A comunidade de invertebrados tem sido utilizada frequentemente para avaliar os impactos antrópicos em ambientes aquáticos. No entanto, outra forma de fazer essa avaliação é através da análise do processo de decomposição foliar. Este processo possui a vantagem de

integrar respostas da vegetação ciliar, das atividades dos micro-organismos e dos invertebrados fragmentadores, além das características físicas e químicas do riacho (Gessner *et al.* 1999).

Decomposição é o processo no qual a matéria orgânica particulada é reduzida e transformada em moléculas mais simples pela ação de fatores físicos, químicos e biológicos (Farjalla *et al.* 1999). De acordo com Webster e Benfield (1986), no ambiente aquático, este processo pode ser dividido em três fases distintas. Na primeira fase, denominada lixiviação, ocorre a remoção dos compostos solúveis por ação da água, resultando em uma rápida perda de massa foliar. Na segunda fase, conhecida como condicionamento, ocorre a colonização microbiana, havendo modificações químicas e estruturais, que aumentam a palatabilidade do material e favorecem o consumo pelos invertebrados. A fragmentação é a última fase, e resulta da abrasão física e do consumo das folhas pelos invertebrados. No entanto, estas fases não são temporalmente distintas, sendo na realidade independentes, podendo se sobrepor ao longo do processo de decomposição (Gessner *et al.* 1999).

A taxa de decomposição pode ser influenciada positivamente pela quantidade de nutrientes (ex.: nitrogênio e fósforo) da folha (Graça 2001; Rincón e Martinez 2006). A disponibilidade de oxigênio e a velocidade da água são fatores abióticos do riacho que também podem influenciar positivamente a decomposição (Pascoal e Cássio 2004). A biomassa de invertebrados fragmentadores e de micro-organismos (principalmente fungos e bactérias) é outro fator que pode acelerar a decomposição de folhas em ambientes aquáticos (Graça e Canhoto 2006). Por outro lado, a taxa de decomposição é negativamente relacionada com a presença de compostos secundários (ex.: taninos e polifenóis), conteúdo de fibras e a dureza das folhas (Graça 2001; Li e Dudgeon 2008).

Em riachos urbanos pode ocorrer aumento da taxa de decomposição devido ao estímulo positivo do aumento de nutrientes da água sobre a biomassa e atividade dos micro-organismos (Pascoal *et al.* 2009). No entanto, em ambientes com elevadas concentrações de nutrientes é observada a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, o que pode cancelar o estímulo positivo sobre os micro-organismos e, conseqüentemente, sobre a decomposição (Medeiros *et al.* 2009). Outro fator, que pode causar efeito negativo sobre a decomposição nos riachos urbanos é a exclusão dos fragmentadores (Couceiro *et al.* 2007). Nos riachos onde a vegetação ciliar é retirada, pode ocorrer o soterramento do material foliar, devido à maior entrada de sedimento,

diminuindo ainda mais a taxa de decomposição (Sponseler e Benfield 2001; Couceiro *et al.* 2011).

Além da avaliação dos efeitos da retirada da vegetação ripária e entrada de esgoto doméstico sobre os ambientes aquáticos, diversos estudos vêm avaliando os efeitos das mudanças climáticas sobre os ecossistemas amazônicos (ex.: Shukla *et al.* 2008; Fearnside 2009). Devido principalmente ao desmatamento de grandes áreas de floresta e o uso de combustíveis fósseis (Canadell *et al.* 2007; Fearnside 2008), é previsto para o ano de 2100 um aumento de até 1.000 ppm de dióxido de carbono (CO₂) e 4,0 °C na temperatura do ar (IPCC, 2007). O aumento de temperatura e CO₂ atmosférico podem resultar em alterações fisiológicas, mudanças nas interações competitivas e na distribuição dos organismos, extinção de espécies vegetais e animais, e alterações em processos ecológicos (Mooney *et al.* 2009).

Os invertebrados também podem ser utilizados para entender as mudanças climáticas, seja através de informações da comunidade ao longo do tempo, ou por meio de estudos em laboratório com táxons específicos (Feio *et al.* 2010; Ferreira *et al.* 2010). Alguns estudos têm avaliado principalmente o efeito do aumento da temperatura sobre os fragmentadores (ex.: Wagner 1990; Villanueva *et al.* 2011), devido à importância desses invertebrados no processo de decomposição da matéria orgânica. Os fragmentadores ampliam a superfície de contato do detrito e com isso facilitam a ação de microrganismos decompositores. Além disso, ao converterem matéria orgânica particulada grossa (folhas) em matéria orgânica particulada fina, os fragmentadores disponibilizam alimento para os invertebrados coletores e filtradores (Graça e Canhoto 2006).

Os invertebrados fragmentadores, em geral, possuem uma faixa ótima de temperatura, na qual são registradas suas maiores taxas de consumo de alimento. Em temperaturas acima ou abaixo do ótimo, as taxas de consumo tendem a diminuir (Gonzalez e Graça 2003; Rumbos *et al.* 2010). A taxa de sobrevivência possui relação inversa com a temperatura devido ao aumento do custo metabólico (Villanueva *et al.* 2011), e porque em ambientes com valores elevados de temperatura e de CO₂ há menor disponibilidade de oxigênio dissolvido para os invertebrados (Verberk e Bilton 2013). A taxa de crescimento dos fragmentadores também é negativamente relacionada com o aumento da temperatura. Em temperaturas mais elevadas os indivíduos geralmente utilizam a maior parte da energia obtida para sobrevivência, e muito pouco é investido no crescimento (Villanueva *et al.* 2011). Além disso, em resposta às condições adversas

do ambiente, os fragmentadores tendem a acelerar o seu ciclo de vida, resultando em indivíduos menores (Atkinson e Sibly 1997).

O conhecimento sobre a taxa de crescimento dos invertebrados é importante para entender os efeitos das mudanças climáticas sobre esses organismos, no entanto, esta nem sempre é facilmente determinada. O crescimento, geralmente, é estimado utilizando a diferença entre a massa inicial e final do indivíduo, e a dificuldade se encontra no fato de que muitas vezes não é possível realizar a medição direta da massa inicial, devido ao grande estresse que a manipulação pode gerar ao indivíduo. Assim, a estimativa da biomassa das larvas a partir de medidas corporais é uma ferramenta importante em estudos longitudinais (Cressa 1999). Para a obtenção de valores confiáveis de biomassa, o uso de modelos propostos para regiões geográficas diferentes não é recomendado, em função de possíveis diferenças genéticas dos indivíduos ou nas condições ambientais (Benke *et al.* 1999). Assim, o ideal é obter equações de regressão para a população alvo do estudo.

Nesta tese foram avaliados os efeitos de diferentes impactos antrópicos sobre os invertebrados e o processo de decomposição em ambientes aquáticos de Manaus, Amazonas. A tese é composta de quatro capítulos referentes a estudos realizados em campo e em microcosmo. O primeiro capítulo refere-se à reavaliação das condições ambientais e da comunidade de invertebrados em riachos urbanos de Manaus, Amazonas, após sete anos do estudo realizado por Couceiro *et al.* (2007), entre 2003 e 2010. O estudo foi realizado em 40 riachos de primeira e segunda ordem, localizados nas microbacias do Quarenta, Mindu e Tarumã.

O segundo capítulo aborda os efeitos diretos e indiretos de fatores ambientais e biológicos sobre a decomposição de folhas de *Coussapoa trinervia* Spruce ex Mildbr. (Cecropiaceae) e *Mabea speciosa* Müller Argoviensis (Euphorbiaceae), plantas comuns na mata ripária de riachos da Amazônia. O estudo foi realizado em 42 riachos de Manaus com diferentes graus de impactos antrópicos pela urbanização.

No terceiro capítulo foi avaliada a relação entre a massa seca e as dimensões do corpo e do abrigo de *Phylloicus elektoros* Prather, 2003 (Trichoptera: Calamoceratidae). Para avaliar os ajustes das medidas corporais e do abrigo com a biomassa foram usados os modelos linear, exponencial e de potência. A confiabilidade das previsões geradas a partir dos modelos obtidos no presente estudo foi avaliada utilizando validação cruzada. Além disso, foi avaliado o poder de

predição do modelo desenvolvido para uma população de *Phylloicus* sp. do sudeste do Brasil (Becker *et al.* 2009).

No quarto capítulo foi avaliado o efeito do aumento da temperatura e CO₂ sobre as taxas de consumo, crescimento e sobrevivência de *P. elektoros* em tratamentos com folhas de *Eperua glabriflora* (Ducke) Cowan (Fabaceae) e *Goupia glabra* Aubl. (Celastraceae). O experimento foi realizado em quatro ambientes controlados (microcosmos) onde foram avaliados os efeitos da temperatura do ar e a concentração de CO₂. Na sala controle, os valores de temperatura e CO₂ acompanharam as condições atuais. Nas salas branda, intermediária e extrema, os valores de temperatura e CO₂ aumentaram, progressivamente, até ~ 4,5 °C e ~ 870 ppm em relação à sala controle.

OBJETIVO GERAL

Avaliar os efeitos de diferentes impactos antrópicos (desmatamento, entrada de efluentes orgânicos, aumento da temperatura e CO₂ atmosférico) sobre os invertebrados e o processo de decomposição em ambientes aquáticos de Manaus-Amazonas.

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- i) Reavaliar os efeitos da urbanização sobre as condições ambientais e a comunidade de invertebrados em riachos urbanos de Manaus após um intervalo de sete anos. Além de avaliar a variação da comunidade de invertebrados entre 2003 e 2010 (Capítulo 1).
- ii) Avaliar a decomposição foliar em riachos com diferentes graus de impactos antrópicos associados com a urbanização (Capítulo 2).
- iii) Determinar a relação entre as medidas corporais e do abrigo com a biomassa de inseto fragmentador *Phylloicus elektoros*, de um riacho da Reserva Ducke-AM, utilizando modelos linear, exponencial e potência (Capítulo 3).
- iv) Avaliar o efeito do aumento da temperatura e CO₂ e da qualidade nutricional de *Eperua glabriflora* (Ducke) Cowan e *Goupia glabra* Aubl. sobre o consumo, sobrevivência e crescimento de *Phylloicus elektoros* (Capítulo 4).

Martins, R.T.; Couceiro, S.R.M.; Melo, A.S.; Moreira, M.P. & Hamada, N. **Varição espacial e temporal da comunidade de invertebrados aquáticos em riachos urbanos de Manaus- Brasil, entre os anos de 2003 e 2010.** Manuscrito formatado para *Acta Amazonica*.

Variação espacial e temporal da comunidade de invertebrados aquáticos em riachos urbanos de Manaus- Brasil, entre os anos de 2003 e 2010

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo reavaliar os efeitos da urbanização sobre as condições ambientais e a comunidade de invertebrados em riachos urbanos de Manaus após sete anos do estudo realizado por Couceiro *et al.* (2007a). Também foi avaliada a variação da comunidade de invertebrados ao longo do tempo. As coletas das variáveis abióticas e da comunidade de invertebrados foram realizadas em 40 riachos de 1ª ou 2ª ordens, nos anos de 2003 e 2010. Para avaliar a qualidade ecológica dos riachos foram obtidas a abundância, a riqueza e a riqueza rarefeita em cada riacho. A variabilidade temporal dos dados abióticos foi calculada através da distância Euclidiana entre 2003 e 2010 para o mesmo riacho. Já a variabilidade temporal da comunidade de invertebrados foi calculada utilizando dissimilaridade de Bray-Curtis. A riqueza e a riqueza rarefeita de invertebrados aquáticos foram menores nos riachos impactados, sendo negativamente influenciadas pela entrada de esgoto doméstico e desmatamento. A abundância de invertebrados não foi afetada pela urbanização. Dezesete táxons foram considerados indicadores da qualidade ambiental nos dois anos do estudo. A variabilidade temporal das variáveis abióticas foi menor nos riachos referência, no entanto, a variação da comunidade de invertebrados entre 2003 e 2010 não diferiu entre as duas categorias de riachos. Como pouco se conhece sobre a variação natural das comunidades de invertebrados ao longo do tempo em riachos urbanos da Amazônia, estudos futuros devem contemplar amostragens com maior periodicidade para compreender melhor a variação temporal destes organismos e propiciar maior precisão na utilização dos invertebrados aquáticos em estudos de biomonitoramento.

Palavras-chave: avaliação de impacto; insetos aquáticos; urbanização; variação interanual.

INTRODUÇÃO

A urbanização é uma das principais ameaças aos ecossistemas aquáticos (Ramírez *et al.* 2009; Wallace *et al.* 2013). Nos países desenvolvidos, que convivem com os efeitos do crescimento populacional há vários séculos, diversas medidas vêm sendo adotadas para diminuir os impactos da urbanização sobre o meio ambiente (Booth *et al.* 2004). Na América Latina, no entanto, o aumento da urbanização é um fenômeno mais recente, e este processo, geralmente, não é acompanhado por políticas públicas eficientes, levando à degradação dos sistemas aquáticos (Ramírez *et al.* 2009; Couceiro e Hamada 2011).

Os principais impactos sobre os ambientes aquáticos em áreas urbanas estão relacionados com a diminuição da permeabilidade do solo, aumento do lançamento de efluentes domésticos e a retirada da vegetação ciliar (Paul e Meyer 2001; Walsh *et al.* 2005). A diminuição da permeabilidade do solo acarreta o aumento do escoamento superficial que pode resultar na degradação dos riachos pelo carreamento de águas contaminadas com compostos orgânicos e metais pesados (Schueler 1994; Walsh *et al.* 2005). O maior aporte desses compostos químicos e de efluentes domésticos nos riachos causa alterações nas características físicas e químicas da água, principalmente o aumento da condutividade elétrica e da concentração de nutrientes e a diminuição da disponibilidade de oxigênio (Wenger *et al.* 2008). A ausência de vegetação ciliar pode causar aumento da erosão das margens de sistemas aquáticos, assoreamento desses sistemas, maior entrada de luz e aumento da temperatura da água (Paul e Meyer 2001; Couceiro *et al.* 2010; Callisto *et al.* 2012). Além disso, a ausência da mata ciliar reduz a entrada de matéria orgânica alóctone, resultando na diminuição da disponibilidade de habitats e alimento para os organismos aquáticos que dependem desses recursos (Sanches-Arguello *et al.* 2010).

Como visto acima, a urbanização é um processo em cadeia, que resulta em mudanças nas comunidades aquáticas, especialmente na comunidade de invertebrados devido à sua reduzida mobilidade, sensibilidade à qualidade do habitat e dependência de recursos alóctones (Rosenberg e Resh 1993). Na maioria das vezes, o aumento da urbanização causa a diminuição da riqueza de espécies, através da eliminação de táxons sensíveis a alterações ambientais e aumento da abundância de táxons tolerantes à poluição (Couceiro *et al.* 2007a, 2012).

A riqueza e abundância dos invertebrados são influenciadas por variações espaciais nas características ambientais, mas também podem ser afetadas por variações temporais (intra e inter-

anual; McElravy *et al.* 1989; Robinson *et al.* 2000; Johnson *et al.* 2012). A variação da fauna ao longo do tempo possui papel fundamental na elaboração de programas de biomonitoramento, uma vez que comunidades de ambientes referência que sofrem grandes variações sazonais e/ou entre os anos podem mascarar os efeitos dos impactos ambientais (Mazor *et al.* 2009; Álvarez-Cabria *et al.* 2010). No entanto, poucos estudos consideram a variação da comunidade de invertebrados aquáticos ao longo do tempo, principalmente na região tropical. Em geral, são realizadas avaliações ambientais momentâneas e não um monitoramento real dos efeitos das medidas mitigadoras ou da continuidade da perturbação no ambiente.

As variações das comunidades biológicas ao longo dos anos podem ser reflexos de alterações climáticas, mudanças nos habitats, ou respostas ao tipo, intensidade e frequência dos impactos (Armitage e Gunn 1996; Bradt *et al.* 1999; Langton e Casas 1999). Na ausência de impactos é esperado que ocorra pequena variação da comunidade entre os anos de coleta, sendo o inverso esperado para riachos com pequenas ou intermediárias alterações antrópicas (Towsend e Hildrew 1994; Bunn e Davies 2000; Maul *et al.* 2004; Feio *et al.* 2010). Riachos não impactados geralmente possuem habitats mais estáveis e sofrem pequenas variações das variáveis abióticas ao longo do tempo. Além disso, são mais heterogêneos que riachos impactados (Johnson *et al.* 1994; Robinson *et al.* 2000; Scarsbrook 2002). De acordo com Brown (2003), há uma relação positiva entre a heterogeneidade do ambiente e a estabilidade temporal da comunidade, uma vez que riachos mais heterogêneos proporcionam maior número de refúgios, que fornecem proteção contra os predadores e ao aumento do fluxo de água. Além disso, comunidades mais diversas tendem a ser mais resistentes aos efeitos das alterações abióticas em relação a comunidades dominadas por poucas espécies (Chapin *et al.* 2000). Em riachos constantemente impactados, de modo geral, abrigam somente espécies tolerantes, resultando em grande simplificação da comunidade, e consequente diminuição da variabilidade ao longo dos anos (Fraterrigo e Rusak 2008).

Nos últimos 40 anos, devido à implantação do Distrito Industrial na década de 1970, houve um enorme crescimento populacional em Manaus, sendo esta hoje a maior cidade da Amazônia brasileira. Sua população passou de aproximadamente 300 mil habitantes em 1970 para 1,8 milhões em 2010 (IBGE 2010). Esse rápido crescimento populacional foi concentrado principalmente na região urbana (~ 99% da população), resultando na ocupação desordenada das

margens dos riachos, retirada da vegetação ripária, assoreamento e despejo de esgoto doméstico nos ambientes aquáticos e nas áreas úmidas, uma vez que essas áreas são financeiramente pouco valorizadas (Bentes 2005; Couceiro *et al.* 2007a; Junk *et al.* 2013). Devido à densa rede hidrográfica presente na área urbana de Manaus, estes impactos antrópicos também se refletem diretamente na qualidade de vida da população, pelo mau cheiro das águas e a possibilidade de transmissão de doenças de veiculação hídrica (Miagostovich *et al.* 2008).

Em 2003, Couceiro *et al.* (2007a) avaliaram a qualidade ecológica das águas em riachos urbanos de Manaus, utilizando a comunidade de invertebrados como bioindicadores. O estudo demonstrou que 80% dos 65 riachos estudados estavam degradados por desmatamento das margens e/ou poluição orgânica. Apesar da divulgação dos resultados desse estudo, incluindo revistas de divulgação científica (Couceiro *et al.* 2007b), poucas medidas mitigadoras foram implantadas.

O presente estudo teve dois objetivos. Primeiro, avaliar os efeitos da urbanização sobre as condições ambientais e a comunidade de invertebrados em riachos urbanos de Manaus após sete anos da avaliação realizada por Couceiro *et al.* (2007a). Tendo em vista o aumento da população humana entre 2003 (~1,5 milhões de habitantes) e 2010 (~1,8 milhões de habitantes) e a ausência de políticas públicas extensivas que acompanhassem este crescimento, é esperado que tenha ocorrido uma diminuição na qualidade ecológica dos riachos em 2010. O segundo objetivo foi avaliar a variação da comunidade de invertebrados ao longo do tempo; em particular, testamos se esta variação é dependente do grau de urbanização. Como os riachos não impactados são mais heterogêneos e, geralmente, possuem menor variação temporal das variáveis abióticas, esperamos que a variação da comunidade de invertebrados entre os anos de coleta seja menor nos riachos referência.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O município de Manaus, AM, possui uma área de 11.401 Km², com 229,50 Km² (~ 2%) de área urbana (IBGE 2010). O clima da região é classificado como equatorial úmido com temperatura média anual de 27 °C e precipitação média anual de 2.286 mm. Ao longo do ano são registradas duas estações, uma chuvosa de novembro a maio (precipitação mínima mensal = 141

mm; precipitação máxima mensal = 514 mm) e uma seca de junho a outubro (precipitação mínima mensal = 27 mm; precipitação máxima mensal = 119 mm; [INMET 2013]). A precipitação média mensal foi de $97,40 \pm 23,38$ mm no período seco de 2003 e $87,60 \pm 45,75$ mm no período seco de 2010.

Coleta e identificação dos invertebrados

No presente estudo, 40 riachos (Figura 1) estudados em 2003 por Couceiro *et al.* (2007a) foram reamostrados, nas microbacias do Mindu, Quarenta e Tarumã. Foram selecionados apenas riachos classificados como de 1^a ou 2^a ordens. Nos dois anos de coleta (2003 e 2010), as amostras foram obtidas no período seco, em outubro a novembro de 2003, e em setembro de 2010. As amostras de invertebrados coletadas em 2010 seguiram o mesmo protocolo adotado por Couceiro *et al.* (2007a). Em cada riacho foram coletadas cinco unidades amostrais do substrato disponível em um trecho de 60 m de comprimento, utilizando rede em “D” (570 cm², malha de 1 mm²) arrastada por 1 m em cada ponto. No laboratório, as amostras foram lavadas sob água corrente em peneira com malha de 125 µm e, posteriormente, preservadas em álcool etílico (90%) até a triagem sob microscópio estereoscópico. A identificação dos invertebrados foi realizada até o menor nível taxonômico possível utilizando bibliografia específica (e.g. Hamada e Couceiro 2003; Pes *et al.* 2005; Hamada e Ferreira-Kepler 2012), e consultas a especialistas (ver Agradecimentos). A identificação entre os dois anos de coleta foi padronizada. Para tanto, os Chironomidae identificados em gêneros no estudo de Couceiro *et al.* (2007a) foram reclassificados em subfamílias. As informações sobre as amostras obtidas com draga por Couceiro *et al.* (2007a) em 2003 não foram utilizadas no presente estudo.

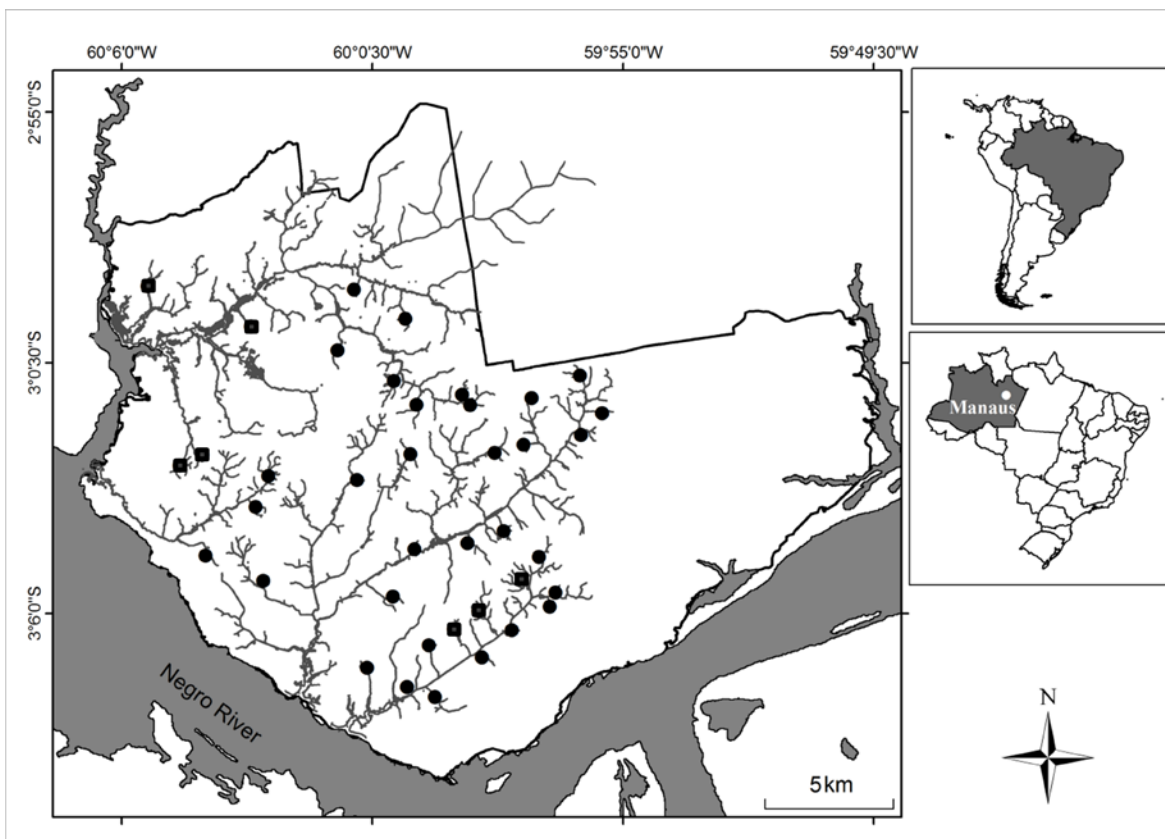


Figura 1 - Localização dos riachos onde foram realizadas as coletas nos anos de 2003 e 2010 na cidade de Manaus, AM, Brasil. Círculos indicam os riachos impactados e quadrados indicam os riachos referências. Linha contínua não ramificada indica área urbana de Manaus, Amazonas.

Variáveis abióticas

Os valores de pH (potenciômetro WTW, modelo PH90), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$; condutivímetro WTW, modelo LF90), oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$; oxímetro TSI, modelo 55) foram mensurados ao mesmo tempo em que as coletas de invertebrados. Amostras de água foram coletadas para a determinação das concentrações de fósforo total ($\mu\text{moles}/\text{L}$) e nitrogênio total ($\mu\text{moles}/\text{L}$), que foram analisadas pelo método de Valderrama (1981).

A área desmatada e a área total impermeável (TIA) na bacia de cada riacho foram calculadas a partir de uma imagem do satélite Landsat TM 5 (ponto orbital 231/062) para dados de 2010. Couceiro *et al.* (2007a) não determinaram a TIA para o ano de 2003; assim, esta análise foi também realizada com a imagem do Landsat TM 5 para 2003. As imagens foram classificadas em floresta de terra-firme, capoeira, agricultura/pasto, solo exposto, área urbana e água,

utilizando o programa Envi 4.6 com classificação supervisionada com máxima verossimilhança. Posteriormente, as imagens classificadas foram comparadas com as imagens *Landsat* em formato *RGB* para avaliação da qualidade da classificação. Para o melhor resultado obtido na classificação de cada setor foi utilizado o filtro *Convolution Median Filter (3X3)*. Após esta etapa, as classificações dos diferentes locais foram exportadas para o programa ArcGIS 10.1 no formato *.tiff* e transformadas no formato *shape*, onde as áreas das categorias classificadas erroneamente foram editadas, primeiramente separando cada categoria em arquivos *shape* e, posteriormente, através da exclusão manual das áreas. Ao redor dos pontos de coleta georeferenciados foram delimitados círculos de 500 m de raio e, desses círculos foram estimadas a área desmatada e a área total impermeável (TIA). Para diminuir a subestimação das áreas impermeáveis, toda a área urbana e os solos expostos foram considerados como impermeáveis (Chadwick *et al.* 2006).

Análises estatísticas

Variáveis abióticas

Durante as coletas, os riachos foram pré-classificados em duas categorias (referência e impactado) de acordo com i) a presença ou ausência de vegetação ciliar, ii) características relacionadas com a urbanização, tais como presença de alterações antrópicas (ex.: lixo e entrada de esgoto), iii) presença e extensão da erosão nas margens do riacho, e iv) tipo de ocupação das margens do riacho (ver Callisto *et al.* 2002). Para confirmar a classificação dos riachos realizada em campo, os dados abióticos foram padronizados ($[\text{observado} - \text{média}] / \text{desvio padrão}$) e sumarizados com uma Análise de Componentes Principais (PCA). Nesta análise foram utilizadas como variáveis: oxigênio dissolvido, temperatura, pH, condutividade elétrica, nitrogênio total, fósforo total, área desmatada e TIA.

Uma análise multivariada de variância baseada em distância (db-MANOVA) foi utilizada para verificar a diferença das variáveis abióticas entre as categorias de riachos (referência e impactado) e entre os anos (2003 e 2010). Para a realização desta análise foi utilizada a distância euclidiana. Para clarificar a interpretação da db-MANOVA foi realizada uma análise de variância (ANOVA) em bloco com dois fatores, para cada variável abiótica separadamente (Nyström *et al.*

2001) para testar a existência de diferenças entre os riachos referência e impactados e entre os anos de estudo (2003 e 2010).

Para avaliar a variabilidade temporal dos dados abióticos foi calculada a distância euclidiana entre 2003 e 2010 para o mesmo riacho. Posteriormente, para verificar a existência de diferença da variabilidade temporal das variáveis abióticas entre os riachos referência e impactados, foi utilizado um teste *t* não pareado.

Invertebrados aquáticos

Para avaliar a qualidade ecológica dos riachos em 2003 e 2010 foram mensuradas a abundância, riqueza e riqueza rarefeita em cada riacho. Uma ANOVA em bloco com dois fatores foi usada para avaliar a existência de diferenças na abundância e riqueza entre os anos de coleta (2003 e 2010) e entre as categorias de riachos (referência e impactado). A riqueza rarefeita foi calculada a fim de excluir o efeito da abundância (Gotelli e Colwell 2001). Para o cálculo da riqueza rarefeita foi utilizado o menor valor de abundância para cada riacho nos anos de 2003 e 2010. Ou seja, a padronização foi feita dentro de cada riacho. Não foi possível o cálculo da riqueza rarefeita baseado nas categorias de riachos, devido à grande diferença nos valores de abundância entre os riachos, variando de 4 a 9.784 indivíduos. Assim, foi testada apenas a diferença da riqueza rarefeita entre os anos de coleta, utilizando um teste *t* pareado.

Para examinar a similaridade da comunidade de invertebrados entre os riachos impactados e de referência e entre os anos de coleta, foi utilizada uma análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), utilizando uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis calculada a partir de dados de abundância (transformados por $\log [x+1]$). Para verificar a diferença da comunidade de invertebrados entre as categorias de riachos e entre os anos foi utilizada uma db-MANOVA, usando a mesma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis.

A análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi utilizada para identificar os táxons que mais contribuíram para as diferenças entre os grupos formados na ordenação do NMDS (Clarke 1993). Complementarmente a isso, foi utilizada uma análise de espécies indicadoras (IndVal; com teste de Monte Carlo a partir de 999 permutações; Dufrene e Legendre 1997), para determinar quais táxons foram associados aos riachos referência e aos riachos impactados nos anos de 2003 e 2010. A IndVal foi realizada separadamente para 2003 e 2010.

Para avaliar a variabilidade temporal das comunidades de invertebrados foi calculada a dissimilaridade de Bray-Curtis entre 2003 e 2010 para cada riacho. Posteriormente, para verificar a existência de diferença da variabilidade da comunidade entre os riachos referência e impactados foi utilizado um teste *t*. Por fim, para verificar a existência de relação da variação temporal da comunidade e das variáveis abióticas foi utilizada a correlação de Pearson, utilizando os dados de distância euclidiana e matriz de Bray-Curtis para os dados de variáveis ambientais e comunidades de invertebrados, respectivamente.

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (R Core Team 2012), com os seguintes pacotes e funções: *vegan* (*adonis*; *metaMDS*; *rarefy*; *rda*; *simper*; *vegdist*) e *indicspecies* (*multipatt*).

RESULTADOS

Variáveis abióticas

Através da PCA foi possível confirmar a formação de dois grupos de riachos, de acordo com a pré-classificação realizada em campo. O primeiro grupo foi composto pelos riachos referência ($n=7$) e o segundo grupo pelos riachos impactados pela retirada da vegetação ripária e/ou entrada de esgoto doméstico ($n=33$), independentemente do ano de coleta (Figura 2). O primeiro eixo da PCA explicou 58% da variação total, e foi relacionado positivamente com o pH, condutividade elétrica, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, área desmatada e TIA e, negativamente com oxigênio. O segundo eixo da PCA explicou 12% da variação total, foi associado positivamente com maiores valores de TIA e desmatamento, e negativamente com a temperatura da água. Foi observada diferença significativa da variabilidade das variáveis abióticas entre 2003 e 2010 ($t = 63,36$; $gl = 38$; $p < 0,001$), com a menor variação nos riachos referência (distância Euclidiana média = $0,92 \pm 0,31$) em relação aos riachos impactados (distância Euclidiana média = $2,95 \pm 1,00$).

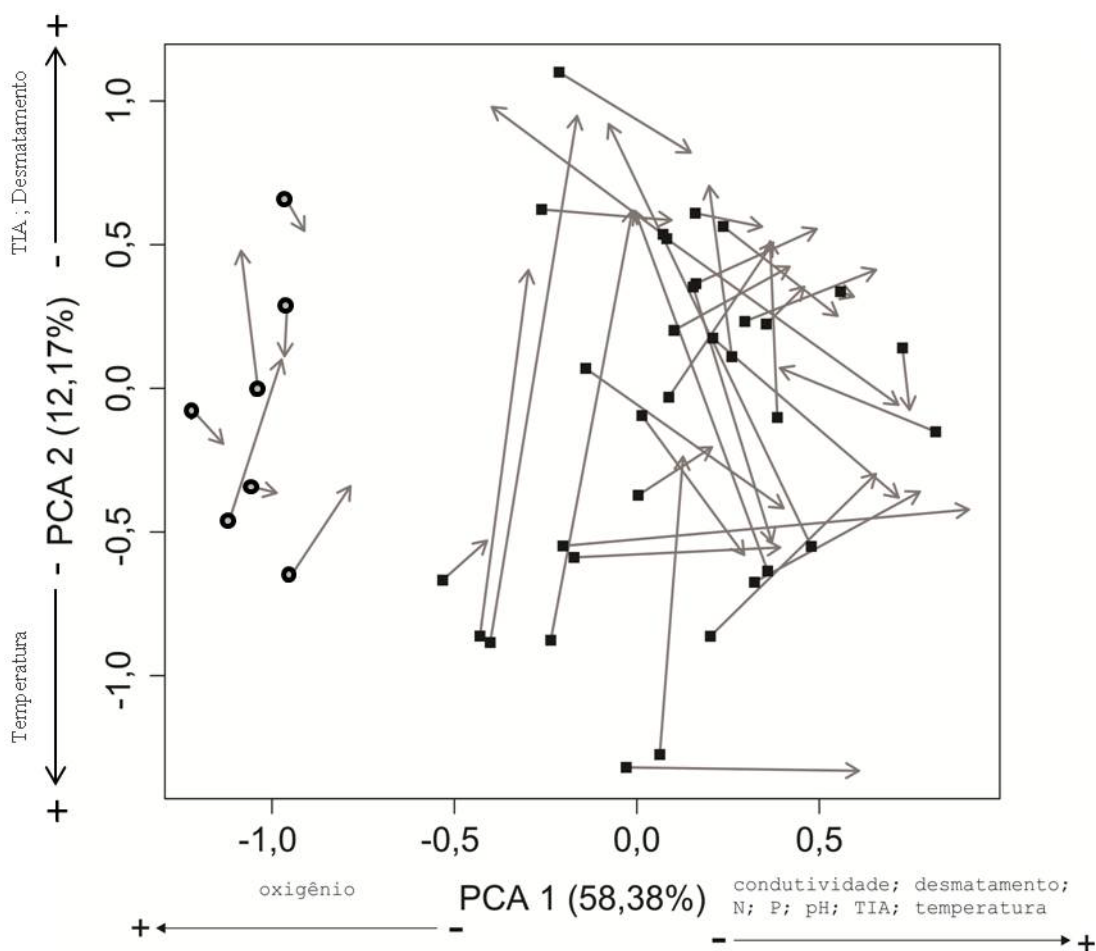


Figura 2- Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis abióticas dos riachos da cidade de Manaus-Brasil, nos anos de 2003 e 2010. Os círculos e quadrados indicam os riachos referência e impactados, respectivamente, no ano de 2003. O ápice da seta indica a posição dos riachos no ano de 2010. As setas indicam a variação das variáveis abióticas entre os anos de coleta para o mesmo riacho. N= nitrogênio total, P= fósforo total, TIA= área total impermeável.

Utilizando db-MANOVA foi possível observar diferença significativa das variáveis abióticas entre os riachos impactados e referência ($F_{1,77} = 59,66$; $p = 0,001$) e entre 2003 e 2010 ($F_{1,77} = 7,40$; $p = 0,001$). Quando cada variável abiótica foi avaliada separadamente, os valores de oxigênio diminuíram significativamente de 2003 para 2010 ($F_{1,38} = 5,80$; $p = 0,021$), com menores valores nos riachos impactados em relação aos referência ($F_{1,38} = 59,82$; $p < 0,001$; Anexo 1). Os valores de nitrogênio total (categoria: $F_{1,38} = 24,44$; $p < 0,001$; ano: $F_{1,38} = 11,91$; p

= 0,001), desmatamento (categoria: $F_{1,38} = 294,90$; $p < 0,001$; ano: $F_{1,38} = 6,56$; $p = 0,015$) e TIA (categoria: $F_{1,38} = 168,85$; $p < 0,001$; ano: $F_{1,38} = 18,29$; $p < 0,001$) foram significativamente maiores nos riachos impactados e nas duas categorias de riachos no ano de 2010. A tendência em relação aos valores de fósforo total foi dependente da situação dos riachos (interação: $F_{1,38} = 5,95$; $p = 0,020$). Nos riachos impactados houve aumento de fósforo total de 2003 para 2010. No entanto, foi registrada diminuição de fósforo total nos riachos referência entre 2003 e 2010. Os valores de temperatura (categoria: $F_{1,38} = 58,18$; $p < 0,001$; ano: $F_{1,38} = 2,39$; $p = 0,130$), pH (categoria: $F_{1,38} = 102,54$; $p < 0,001$; ano: $F_{1,38} = 3,42$; $p = 0,072$) e condutividade elétrica (categoria: $F_{1,38} = 113,55$; $p < 0,001$; ano: $F_{1,38} = 0,21$; $p = 0,654$) foram significativamente maiores nos riachos impactados, no entanto, não foi observada diferença destas variáveis entre 2003 e 2010 (Anexo 1).

Invertebrados aquáticos

Nos dois anos de estudo foram coletados 77.176 espécimes distribuídos em 95 táxons e 15 ordens. Nos riachos referência foram registrados 49 táxons das ordens Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera e Trichoptera. Nos riachos impactados as comunidades foram dominadas por Chironominae, Oligochaeta e Psychodidae (2003 = 84,18%; 2010 = 77,32%; Anexo 2). A abundância de invertebrados tendeu a ser maior nos riachos referência em 2010 em relação à 2003, no entanto, não foi observada diferença da abundância de invertebrados entre os riachos impactados e referência ($F_{1,38} = 0,10$; $p = 0,759$) e entre os anos de coleta ($F_{1,38} = 0,25$; $p = 0,620$; Anexo 3). A riqueza em 2010 foi maior nos riachos referência e menor nos riachos impactados em relação a 2003 (interação: $F_{1,38} = 38,35$; $p < 0,001$). Nas duas categorias de riachos, os maiores valores de riqueza rarefeita foram registrados em 2003 em relação a 2010 ($F_{1,39} = 21,35$; $p < 0,001$; Anexo 3).

Os dados de composição da fauna com base nos resultados da análise de NMDS indicaram comunidades distintas entre os riachos referência e impactados (Figura 3), corroborando a separação dos dois agrupamentos pela PCA com dados abióticos (Figura 2). Através da db-MANOVA foi possível confirmar a existência de diferença da comunidade de invertebrados entre os riachos referência e impactados ($F_{1,77} = 22,05$; $p = 0,001$) e entre 2003 e 2010 ($F_{1,77} = 6,72$; $p = 0,001$). Através da análise SIMPER foi possível definir os táxons que mais

contribuíram para a separação dos riachos ao longo dos eixos na NMDS. Amostras com escores positivos no eixo 1 (riachos impactados) foram associadas com Chironominae (43,03%), Oligochaeta (23,09%) e Psychodidae (10,78%). Riachos ordenados no eixo 1 com escores negativos (referência) foram associados a Tanypodinae (4,42%) (Figura 3).

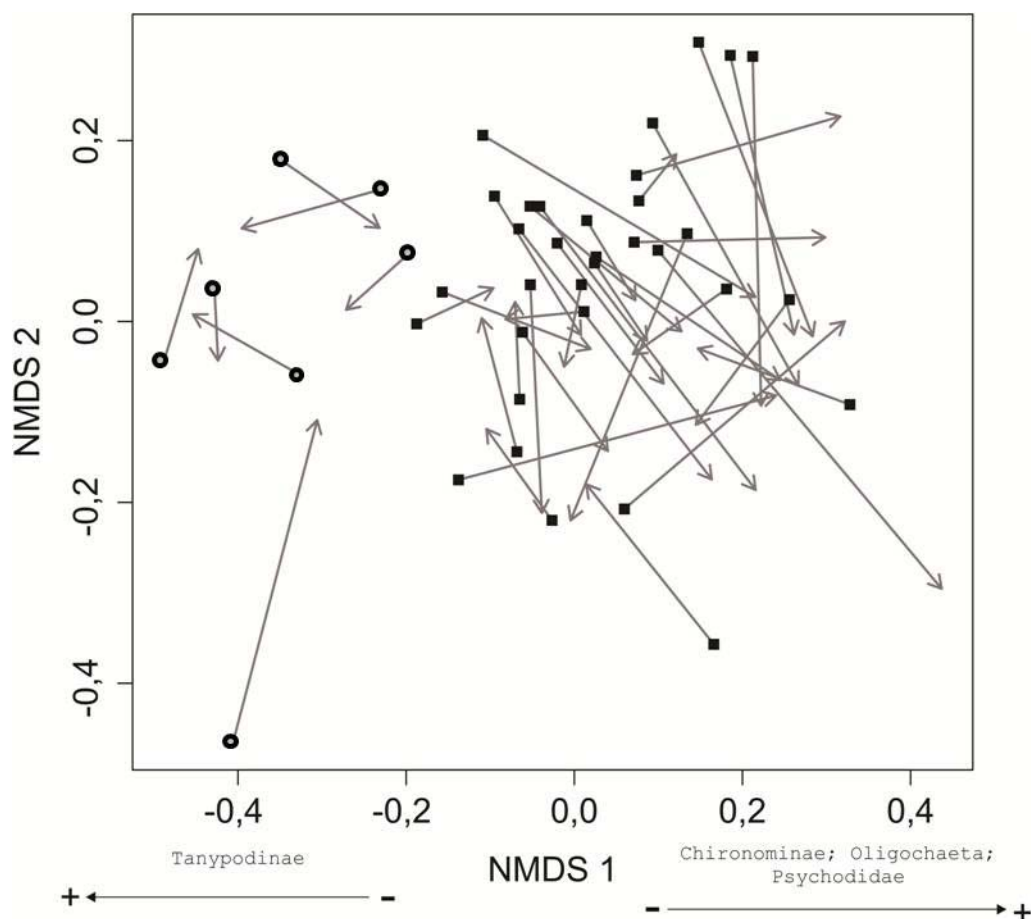


Figura 3- Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) da comunidade de invertebrados em riachos da cidade de Manaus-Brasil nos anos de 2003 e 2010. Tanypodinae, Chironominae, Oligochaeta e Psychodidae foram os táxons selecionados através da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) para os riachos referência e impactados. Os círculos e quadrados indicam os riachos referência e impactados, respectivamente, no ano de 2003. O ápice da seta indica a posição dos riachos no ano de 2010. As setas indicam a variação da comunidade de invertebrados entre os anos de coleta para o mesmo riacho.

Através da análise de espécies indicadoras foram registrados 44 táxons indicadores de riachos referência e dois táxons indicadores de riachos impactados, em pelo menos um dos anos analisados (Tabela 1). Porém, somente 17 táxons (~38%) foram considerados indicadores nos

dois anos do estudo, sendo 16 táxons indicadores de riachos referência e, somente Psychodidae indicador dos riachos impactados.

Tabela 1- Resultado da Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) para os riachos urbanos de Manaus- Brasil, quanto ao grau de impacto antrópico (referência e impactados). Táxons em negrito foram selecionados como indicadores nos anos de 2003 e 2010.
**Agriogomphus/Ebegomphus*

Táxon	2003		2010		Táxon	2003		2010	
	IndVal	P	IndVal	p		IndVal	P	IndVal	p
Riachos referência					<i>Argia</i>	-	-	0,66	0,006
Coleoptera					<i>Hetaerina</i>	0,54	0,029	0,63	0,012
Elmidae	0,84	0,001	1,00	0,001	<i>Perilestes</i>	-	-	0,54	0,030
Scirtidae	0,76	0,001	-	-	<i>Progomphus</i>	0,54	0,027	0,66	0,003
Diptera					Protoneuridae sp1	-	-	0,66	0,003
Cecidomyiidae	0,54	0,032	-	-	<i>Zonophora</i>	-	-	0,54	0,029
Ceratopogonidae	-	-	0,98	0,001	Trichoptera				
Empididae	0,54	0,032	-	-	<i>Austrotinoides</i>	0,66	0,004	-	-
Orthoclaadiinae	0,82	0,001	0,93	0,001	<i>Cernotina</i>	0,76	0,001	1,00	0,001
Tanypodinae	0,91	0,001	0,97	0,001	<i>Cynellus</i>	0,54	0,025	-	-
Tipulidae	0,88	0,002	0,64	0,009	<i>Helicopsyche</i>	0,66	0,007	0,93	0,001
Ephemeroptera					<i>Leptonema</i>	-	-	0,54	0,024
<i>Amanahyphes</i>	-	-	0,54	0,024	<i>Macronema</i>	0,76	0,003	0,85	0,001
<i>Brasilocaenis</i>	0,66	0,004	0,54	0,030	<i>Macrostemum</i>	-	-	0,76	0,001
<i>Caenis</i>	-	-	0,93	0,001	<i>Marilia</i>	0,54	0,026	0,76	0,001
<i>Campylocia</i>	0,66	0,005	-	-	<i>Nectopsyche</i>	-	-	0,85	0,001
<i>Farrodes</i>	-	-	0,54	0,030	<i>Neotrichia</i>	-	-	0,66	0,006
Leptohyphidae sp1	0,66	0,005	-	-	<i>Oecetis</i>	-	-	0,54	0,027
<i>Microphlebia</i>	0,54	0,033	-	-	<i>Phylloicus</i>	0,85	0,001	0,85	0,001
<i>Miroculis</i>	0,66	0,005	0,76	0,001	<i>Smicridea</i>	-	-	0,75	0,006
<i>Waltzoyohius</i>	-	-	0,54	0,024	<i>Tripletides</i>	0,76	0,003	0,76	0,001
Heteroptera					Crustacea				
<i>Rhagovalia</i>	-	-	0,76	0,002	Palaemonidae	0,76	0,002	1,00	0,001
<i>Stridulivelia</i>	0,54	0,033	0,54	0,023	Nematoda				
Lepidoptera					Nematoda	-	-	0,89	0,001
Pylalidae	-	-	0,54	0,033					
Megaloptera					Riachos impactados				
<i>Protosialis</i>	0,54	0,025	-	-	Diptera				
Odonata					Ephydriidae	0,78	0,027	-	-
<i>Agriogomphus*</i>	-	-	0,54	0,033	Psychodidae	0,95	0,002	0,92	0,001

Não foi observada diferença da variabilidade temporal da comunidade de invertebrados entre os riachos referência (dissimilaridade de Bray-Curtis média= $0,54 \pm 0,13$) e impactados (dissimilaridade de Bray-Curtis média = $0,51 \pm 0,14$) entre os dois anos do estudo ($t = 0,03$; $gl = 38$; $p = 0,512$). Além disso, não foi observada relação entre a variação da comunidade entre 2003 e 2010 com a variação temporal das variáveis abióticas ($r = 0,22$; $p = 0,168$).

DISCUSSÃO

Assim como observado por Couceiro *et al.* (2007a), a maioria dos riachos de Manaus permanece impactada pelo desmatamento e pela entrada de esgoto doméstico. A riqueza e a riqueza rarefeita de invertebrados foram menores nos riachos impactados em 2010, sendo negativamente influenciadas pelas consequências da urbanização. A abundância total de invertebrados não foi afetada pela urbanização. Dezesete táxons foram considerados indicadores da qualidade ambiental nos dois anos do estudo, e podem ser uma importante ferramenta na avaliação de riachos da região. A variabilidade temporal das características abióticas foi menor nos riachos referência, no entanto, a variação da comunidade de invertebrados entre 2003 e 2010 não diferiu entre as duas categorias de riachos.

Variáveis abióticas

Através da PCA das variáveis abióticas foi possível distinguir os riachos impactados e de referência. Esta análise indicou que os riachos não mudaram de categoria ao longo dos sete anos. A variação temporal dos parâmetros abióticos foi maior nos riachos impactados em relação aos riachos referência. Assim como no presente estudo, Davies *et al.* (2010), estudando os efeitos da urbanização sobre riachos na Austrália, observaram que a qualidade da água diferiu entre os riachos referência e urbanos, e registraram maior variação temporal das variáveis abióticas nos riachos urbanos. Devido à maior entrada de esgoto doméstico e à retirada da mata ciliar os riachos impactados são menos estáveis, e com isso são mais propícios a sofrerem maiores variações ao longo do tempo (Townsend *et al.* 1987). De modo geral, a variação dos riachos entre 2003 e 2010 foi influenciada principalmente pela diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e aumento de nitrogênio total, fósforo total, área desmatada e TIA, variáveis que

foram significativamente diferentes entre os anos do estudo, e que estão frequentemente associadas à urbanização (Couceiro *et al.* 2007a).

Invertebrados aquáticos X qualidade ambiental

Nos riachos impactados pela retirada da vegetação ripária e maior entrada de esgoto doméstico, foi observada menor riqueza em função da exclusão dos táxons sensíveis à urbanização. Diversos estudos relataram relação entre o aumento da urbanização e a diminuição do número de táxons, principalmente pela exclusão de organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Cleto-Filho e Walker 2001; Walsh *et al.* 2007; Evans-White *et al.* 2009; Yuan 2010; Weissinger *et al.* 2012). A riqueza também foi significativamente diferente entre os anos de coleta, sendo observado aumento da riqueza nos riachos referência e, diminuição nos riachos impactados em 2010. O aumento da riqueza em 2010 nos riachos referência provavelmente está relacionado com a maior abundância nestes riachos em relação à 2003, e não com a melhora da qualidade ambiental, uma vez que, a riqueza é altamente influenciada pelo número de organismos coletados. Isto pode ser corroborado pela diminuição da riqueza rarefeita de 2003 para 2010 nos riachos referência. Além disso, de acordo com Ferreira *et al.* (2012), mesmo riachos localizados em áreas de preservação ambiental na cidade de Manaus, como a Reserva Ducke, estão sendo afetados negativamente pelo aumento da urbanização, principalmente pelo aumento do pH, material em suspensão e condutividade elétrica da água.

O aumento da concentração de nutrientes em ambientes impactados pela entrada de esgoto doméstico, geralmente afeta positivamente a abundância de invertebrados tolerantes, devido à elevada disponibilidade de alimento (Haase e Nolte 2008). No presente estudo, foi observado o aumento da abundância dos organismos tolerantes (ex.: Oligochaeta e Psychodidae) nos riachos impactados. No entanto, quando consideramos toda a comunidade de invertebrados, não foi observada diferença da abundância entre as categorias de riachos, fato já observado por Couceiro *et al.* (2007a), que não registraram correlação entre a abundância de invertebrados e a urbanização.

Os Psychodidae, Oligochaeta e Chironominae foram os táxons mais importantes para a formação do grupo dos riachos impactados no NMDS. Estes organismos foram associados a ambientes impactados pela urbanização em diversos estudos (Cleto-Filho e Walker 2001; Walsh

et al. 2005; Tang *et al.* 2009). Os Chironominae e Oligochaeta (principalmente Tubificinae) possuem hemoglobina (Dias e Handique 1996; Flores-Tena e Martínez-Tabche 2001), enquanto que os Psychodidae possuem sifão respiratório e obtêm o oxigênio diretamente da atmosfera (Fausto *et al.* 1998). Por não serem limitados pela baixa disponibilidade de oxigênio, e devido à maior disponibilidade de alimento, estes organismos tendem a atingir elevada abundância nos riachos urbanos. Tanypodinae foi o táxon mais importante para a formação do grupo dos riachos referência. Gêneros desta subfamília de Chironomidae geralmente são sensíveis à urbanização, não toleram elevada concentração de nutrientes e necessitam de elevada concentração de oxigênio, sendo observados em maior abundância em ambientes não impactados (Marques *et al.* 1999; Oliveira *et al.* 2010).

Um bioindicador eficiente deve ter potencial preditivo, sensível aos impactos e facilmente amostrado (Bonada *et al.* 2006). A abundância desse organismo deve ainda ser pouco variável ao longo do tempo, pois quanto mais afetado pela variação temporal, menor sua capacidade de indicação dos impactos (Maloney e Feminella 2006). De acordo com Maul *et al.* (2004), os organismos que persistem na comunidade ao longo do tempo são os mais importantes para as avaliações ambientais. No presente estudo, 16 táxons pertencentes às ordens Coleoptera (n=1), Decapoda (n=1), Diptera (n=3), Ephemeroptera (n=1), Heteroptera (n=1), Odonata (n=2) e Trichoptera (n=7) foram indicadores dos riachos referência em 2003 e 2010. Estes táxons geralmente estão presentes em riachos não impactados da Amazônia brasileira e são relacionados a ambientes com águas bem oxigenadas e com a presença da mata ciliar (Walker 1994; Cleto-Filho e Walker 2001; Landeiro *et al.* 2008, 2010; Couceiro *et al.* 2010, 2011; Monteiro Jr. *et al.* 2013). Alguns desses táxons podem utilizar as folhas que entram nos riachos como fonte de alimento (ex.: *Phylloicus* e *Triplectides*) ou como habitat (ex.: Ephemeroptera e Palaemonidae).

Nos riachos impactados, apenas Psychodidae foi considerado indicador nos dois anos de estudo. Em ambientes impactados geralmente é observado menor número de táxons indicadores, pois os organismos presentes nesses riachos geralmente são generalistas e ocorrem em alta frequência em todos os ambientes. Assim, a elevada abundância desses táxons ocorre principalmente pela eliminação de competidores e predadores, e não por serem específicos de riachos sob os efeitos da urbanização (Anas *et al.* 2013). No presente estudo, por exemplo, Oligochaeta e Chironominae foram importantes para a distinção dos riachos impactados na

NMDS. No entanto, estes táxons estiveram presentes na maioria das amostras coletadas em todos os riachos amostrados e não foram considerados como indicadores dos riachos impactados. Assim, a ocorrência destes táxons não indica alteração ambiental, mas a sua elevada abundância é um indicativo do aumento dos efeitos da urbanização sobre os riachos.

Invertebrados aquáticos X variação temporal

Ao contrário de nossa hipótese, não foi observada diferença na variação temporal da comunidade de invertebrados entre os riachos referência e impactados. A grande variabilidade da comunidade nos riachos referência pode ter ocorrido devido ao grande número de táxons que ocorreram somente em um dos anos de coleta (n= 47; ~50% dos táxons do presente estudo). Em ambientes não impactados, a elevada variabilidade temporal da comunidade de invertebrados ocorre quando há elevado número de táxons presentes em apenas um dos anos do estudo, mesmo que estes organismos apresentem baixa abundância (Reynoldson *et al.* 2001). Por outro lado, nos riachos impactados a elevada variabilidade entre 2003 e 2010 pode ter ocorrido devido à elevada alteração na abundância relativa dos táxons dominantes, uma vez que o número de espécimes de *Oligochaeta* aumentou ~3,5 vezes e de *Psychodidae* diminuiu ~2 vezes de 2003 para 2010. De acordo com Voelz *et al.* (2000), se a abundância relativa dos táxons dominantes sofre grandes alterações entre os anos, é esperado que a comunidade apresente elevada variação temporal.

O aumento da variabilidade temporal pode indicar impacto ambiental sobre o sistema, uma vez que elevada variação da comunidade geralmente está associada à substituição ou eliminação de táxons (Odum *et al.* 1979; Underwood 1991). No presente estudo, a grande variabilidade da comunidade nos riachos referência, juntamente com o aumento do desmatamento (~ 43%) e da TIA (~ 65%) nos riachos referência entre 2003 e 2010 são indícios do aumento da pressão da urbanização sobre estes riachos. No entanto, por não conhecermos a variação anual da fauna nestes riachos, não é possível afirmar que a alta variabilidade temporal observada no presente estudo está relacionada com o aumento dos impactos antrópicos. Segundo Scarsbrook *et al.*(2000), somente quando compreendemos a variação anual da comunidade em ambientes não impactados podemos atribuir alterações da variabilidade temporal a intervenções humanas.

No presente estudo, não foi observada relação entre a variabilidade temporal da fauna e a variabilidade das variáveis abióticas. Apesar de termos registrado maior variabilidade temporal das variáveis abióticas entre 2003 e 2010 nos riachos impactados em relação aos referências, o mesmo não ocorreu com a fauna. A comunidade de invertebrados nos riachos referências e impactados foi dominada por Chironominae e Oligochaeta, nos dois anos de estudo, e representaram mais de 70% da fauna durante 2003 e 2010. Voelz *et al.* (2000) também não observaram relação entre as alterações das variáveis abióticas e a variabilidade da comunidade de invertebrados no Rio Poudre (Estados Unidos), e atribuíram isto ao predomínio de táxons dominantes ao longo do tempo, mesmo com o aumento do impacto antrópico sobre o sistema.

Através da comunidade de invertebrados e das variáveis abióticas foi possível observar que a maioria dos riachos estudados permanece impactada por desmatamento e poluição orgânica, e que devido à ausência de políticas públicas extensivas, os impactos antrópicos podem afetar negativamente a fauna, inclusive dos riachos referências. Além disso, foi observada grande variação da fauna nos riachos referências. Elevadas variações na comunidade de invertebrados geralmente constituem um grande problema em estudos de avaliação ambiental, e podem acarretar em avaliações incorretas sobre a qualidade dos ambientes aquáticos (Mazor *et al.* 2009). Uma solução para o problema da elevada variabilidade temporal são estudos de longa duração. Assim, como pouco se conhece sobre a variação natural da comunidade de invertebrados ao longo do tempo em riachos urbanos da Amazônia, estudos futuros devem contemplar um maior número de anos de amostragem, a fim de melhor entender a variação temporal destes organismos e propiciar maior precisão na utilização dos invertebrados aquáticos em estudos de avaliação ambiental na região.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer Cláudio S. Monteiro Jr., Jeferson O. Silva, Gizelle Amora e Valdeana S. Linard pelo auxílio nas coletas e Vivian C. Oliveira pela preparação do mapa. Ulisses G. Neis (Odonata), Higor D.D. Rodrigues (Heteroptera), Lucas M. Camargos (Trichoptera) e Jeane M.C. do Nascimento (Ephemeroptera) ajudaram na identificação dos invertebrados. O Laboratório de Recursos Hídricos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia realizou as análises de nitrogênio e fósforo. RTM recebeu bolsa de doutorado (proc.

143624/2009-1), ASM e NH receberam “grants” (procs. 558187/2009-9 e 504223/2010-0, respectivamente) e bolsas de pesquisa (procs. 307479/2011-0 e 306328/2010-0) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Os projetos CT-Amazônia/CNPq (Proc. 575875/2008-9), Pronex/CNPq/Fapeam – Insetos aquáticos e INCT/ADAPTA – Amazônia financiaram as coletas e o processamento dos invertebrados.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Álvarez-Cabria, M.; Barquín, J.; Juanes, A. 2010. Spatial and seasonal variability of macroinvertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? *Ecological Indicators*, 10: 370-379.
- Anas, M.U.M.; Scott, K.A.; Wissel, B. 2013. Suitability of presence vs. absence indicator species to characterize stress gradients: Lessons from zooplankton species of boreal lakes. *Ecological Indicators*, 30: 90-99.
- Armitage, P.D.; Gunn, R.J.M. 1996. Differential response of benthos to natural and anthropogenic disturbances in 3 lowland streams. *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie*, 81: 161-181.
- Bentes, N. 2005. Manaus realidade e constrastes sociais. Editora Valer, Manaus, Amazonas.
- Bonada, N.; Prat, N.; Resh, V.H.; Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 495-523.
- Booth, D.B.; Karr, J.R.; Schauman, S.; Konrad, C.P.; Morley, S.A.; Larson, M.G.; Burges, S.J. 2004. Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. *The Journal of the American Water Resources Association*, 40: 1351-1364.
- Bradt, P.; Urban, M.; Goodman, N.; Bissell, S.; Spiegel, I. 1999. Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia*, 403: 123-133.
- Brown, B.L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*, 6: 316-325.
- Bunn, S.E.; Davies, P.M. 2000. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia*, 422/423: 61-70.

- Callisto, M.; Ferreira, W.; Moreno, P.; Goulart, M.D.C.; Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14: 91-98.
- Callisto, M.; Melo, A.S.; Baptista, D.F.; Gonçalves Jr., J.F.; Graça, M.A.S.; Augusto, F.G. 2012. Future ecological studies of Brazilian headwater streams under global-changes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24: 293-302.
- Chadwick, M.A.; Dobberfuhl, D.R.; Benke, A.C.; Hury, A.D.; Suberkropp, K.; Thiele, J.E. 2006. Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. *Ecological Applications*, 16: 1796-1807.
- Chapin III, F.S.; Zavaleta, E.S.; Eviner, V.T.; Naylor, R.L.; Vitousek, P.M.; Reynolds, H.L.; Hooper, D.U.; Lavorel, S.; Sala, O.E.; Hobbie, S.E.; Mack, M.C.; Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234-242.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Cleto-Filho, S.E.N.; Walker, I. 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus/AM–Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 31: 69-89.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N. 2011. Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na Região Norte do Brasil. *Oecologia Australis*, 15: 762-774.
- Couceiro, S.R.; Hamada, N.; Luz, S.L.; Forsberg, B.R.; Pimentel, T.P. 2007a. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, 575: 271-284.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Luz, S.L.B. 2007b. Impacto da urbanização na vida aquática amazônica. *Ciência Hoje*, 236: 64-67.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Padovesi-Fonseca, C. 2010. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soils and Sediments*, 10: 89-103.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Padovesi-Fonseca, C. 2011. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecology*, 36: 628-637.

- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Pimentel, T.P.; Luz, S.L.B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18: 118-125.
- Davies, P.J.; Wright, I.A.; Findlay, S.J.; Jonasson, O.J.; Burgin, S. 2010. Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. *Aquatic Ecology*, 44: 685-700.
- Dias, R.; Handique, R. 1996. Hemoglobin in *Chironomus ramosus* (Insecta, Diptera): an electrophoretic study of polymorphism, developmental sequence and interspecific relationship. *Hydrobiologia*, 318: 43-50.
- Dufrêne, M.; Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Evans-White, M.A.; Dodds, W.K.; Huggins, D.G.; Baker, D.S. 2009. Thresholds in macroinvertebrate biodiversity and stoichiometry across water-quality gradients in Central Plains (USA) streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 855-868.
- Fausto, A.M.; Feliciangeli, M.D.; Maroli, M.; Mazzini, M. 1998. Morphological study of the larval spiracular system in eight *Lutzomyia* species (Diptera: Psychodidae). *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 93: 71-79.
- Feio, M.J.; Coimbra, C.N.; Graça, M.A.S.; Nichols, S.J.; Norris, R.H. 2010. The influence of extreme climatic events and human disturbance on macroinvertebrate community patterns of a Mediterranean stream over 15 y. *Journal of the North American Benthological Society*, 29: 1397-1409.
- Ferreira, S.J.F.; Miranda, S.A.F.; Marques filho, A.O.; Silva, C.C. 2012. Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 42: 533-540.
- Flores-Tena, F.J.; Martmnez-Tabche, L. 2001. The effect of chromium on the hemoglobin concentration of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 50: 196-202.
- Fraterrigo, J.M.; Rusak, J.A. 2008. Disturbance-driven changes in the variability of ecological patterns and processes. *Ecology Letters*, 11: 756-770.

- Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- Haase, R.; Nolte, U. 2008. The invertebrate species index (ISI) for streams in southeast Queensland, Australia. *Ecological Indicators*, 8: 599-613.
- Hamada, N.; Couceiro, S.R.M. 2003. An illustrated key to nymphs of Perlidae (Insecta: Plecoptera) genera in Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 47: 477-480.
- Hamada, N.; Ferreira-Keppler, R.L.M. 2012. *Guia ilustrado de insetos aquáticos e semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke*. 1ª ed. EDUA, Manaus, 198p.
- IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2010. Censo demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>>. Acesso em 01/07/2013.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia 2013. Estações convencionais – gráficos. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_conv_graf>. Acesso em 02/07/2013.
- Johnson, P.D.; Brown, K.M.; Covell Jr., C.V. 1994. A comparison of the macroinvertebrate assemblage in Doe Run Creek, Kentucky: 1960 and 1990. *Journal of the North American Benthological Society*, 13: 496-510.
- Johnson, R.C.; Carreiro, M.M.; Jin, H.S.; Jack, J.D. 2012. Within-year temporal variation and life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure and biotic metrics. *Ecological Indicators*, 13: 206-214.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F.; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Nunes da Cunha, C.; Maltchik, L.; Schöngart, J.; Schaeffer-Novelli, Y.; Agostinho, A.A. 2013. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, DOI: 10.1002/aqc.2386.
- Landeiro, V.L.; Hamada, N.; Melo, A.S. 2008. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian “terra firme” streams. *Fundamental and Applied Limnology*, 172: 49-58.

- 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: 355-363.
- Langton, P.H.; Casas, J. 1999. Changes in chironomid assemblage composition in two Mediterranean mountain streams over a period of extreme hydrological conditions. *Hydrobiologia*, 390: 37-49.
- Maloney, K.O.; Feminella, J.W. 2006. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. *Ecological Indicators*, 6: 469-484.
- Marques, M.M.G.S.M.; Barbosa, F.A.R.; Callisto, M. 1999. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in South-East Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59: 553-561.
- Maul, J.D.; Farris, J.L.; Milam, C.D.; Cooper, C.M.; Testa III, S.; Feldman, D.L. 2004. The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. *Hydrobiologia*, 518: 79-94.
- Mazor, R.D.; Purcell, A.H.; Resh, V.H. 2009. Long-term variability in bioassessments: a twenty-year study from two Northern California streams. *Environmental Management*, 43: 1269-1286.
- McElravy, E.P.; Lamberti, G.A.; Resh, V.C. 1989. Year-to-year variation in the aquatic macroinvertebrate fauna of a Northern California stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 51-63.
- Miagostovich, M.P.; Ferreira, F.F.M.; Guimarães, F.R.; Fumian, T.M.; Diniz-Mendes, L.; Luz, S.L.B.; Silva, L.A.; Leite, J.P.G. 2008. Molecular detection and characterization of gastroenteritis viruses occurring naturally in the stream waters of Manaus, Central Amazônia, Brazil. *Applied and Environmental Microbiology*, 74: 375-382.
- Monteiro Jr., C.S.; Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Juen, L. 2013. Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology*, doi:10.1080/13887890.2013.764798.
- Nyström, P.; Svensson, O.; Lardner, B.; Brönmark, C.; Granéli, W. 2001. The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology*, 82: 1023-1039

- Odum, E.P.; Finn, J.T.; Franz, E.H. 1979. Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. *BioScience*, 29: 349-352.
- Oliveira, V.; Martins, R.; Alves, R. 2010. Evaluation of water quality of an urban stream in Southeastern Brazil using Chironomidae larvae (Insecta: Diptera). *Neotropical Entomology*, 39: 873-878.
- Paul, M.J.; Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 32: 333-365.
- 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: 181-204.
- R Core Team 2012. R: A language and environment for statistical computing. Version 2.15.2. (Available from: <http://cran.r-project.org>).
- Ramírez, A.; Jesús-Crespo, R.; Martínó-Cardona, D.M.; Martínez-Rivera, N.; Burgos-Caraballo, S. 2009. Urban streams in Puerto Rico: what can we learn from the tropics? *Journal of the North American Benthological Society*, 28:1070-1079.
- Reynoldson, T.B.; Rosenberg, D.M.; Resh, V.H. 2001. Comparison of models predicting invertebrate assemblages for biomonitoring in the Fraser River catchment, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 1395-1410.
- Robinson, C.T.; Minshall, G.W.; Royer, T.V. 2000. Inter-annual patterns in macroinvertebrate communities of wilderness streams in Idaho, U.S.A. *Hydrobiologia*, 421: 187-198.
- Rosenberg, D.M.; Resh, V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London, 488p.
- Sanchez-Arguello, R.; Cornejo, A.; Pearson, R.G.; Boyero, L. 2010. Spatial and temporal variation of stream communities in a human-affected tropical watershed. *Annales de Limnologie*, 46:149-156.
- Scarsbrook, M.R.; Boothroyd, I.K.G.; Quinn, J.M. 2000. New Zealand's national river water quality network: long-term trends in macroinvertebrate communities. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34: 289-302.
- Scarsbrook, M.R. 2002. Persistence and stability of lotic invertebrate communities in New Zealand. *Freshwater Biology*, 47: 417-431.

- Schueler, T.R. 1994. The importance of imperviousness. *Watershed Protection Techniques*, 1: 100-111.
- Tang, H.Q.; Song, M.Y.; Cho, W.S.; Park, Y.S.; Chon, T.S. 2009. Species abundance distribution of benthic chironomids and other macroinvertebrates across different levels of pollution in streams. *Annales de Limnologie*, 46: 1-14.
- Townsend, C.R.; Hildrew, A.G.; Schofield, K. 1987. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. *Journal of Animal Ecology*, 56: 597-613.
- Townsend, C.R.; Hildrew, A.G. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265-275.
- Underwood, A.J. 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42: 569-87
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-222.
- Voelz, N.J.; Shieh, S.H.; Ward, J.V. 2000. Long-term monitoring of benthic macroinvertebrate community structure: a perspective from a Colorado river. *Aquatic Ecology*, 34: 261-278.
- Walker, I. 1994. The benthic litter-dwelling macrofauna of the Amazonian forest stream Tarumã-Mirim: patterns of colonization and their implications for community stability. *Hydrobiologia*, 291: 75-92.
- Wallace, A.M.; Croft-White, M.V.; Moryk, J. 2013. Are Toronto's streams sick? A look at the fish and benthic invertebrate communities in the Toronto region in relation to the urban stream syndrome. *Environmental Monitoring and Assessment*, doi: 10.1007/s10661-013-3140-4.
- Walsh, C.J.; Roy, A.H.; Feminella, J.W.; Cottingham, P.D.; Groffman, P.M.; Morgan II, R.P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 706-723.
- Walsh, C.J.; Waller, K.A.; Gehling, J.; Nally, R.M. 2007. Riverine invertebrate assemblages are degraded more by catchment urbanisation than by riparian deforestation. *Freshwater Biology*, 52: 574-587.

- Weissinger, R.H.; Perkins, D.W.; Dinger, E.C. 2012. Biodiversity, water chemistry, physical characteristics, and anthropogenic disturbance gradients of sandstone springs on the Colorado Plateau. *Western North American Naturalist*, 72: 393-406.
- Wenger, S.J.; Roy, A.H.; Jackson, C.R.; Bernhardt, E.S.; Carter, T.L.; Filoso, S.; Gibson, C.A.; Hession, W.C.; Kaushal, S.S.; Martí, E.; Meyer, J.L.; Palmer, M.A.; Paul, M.J.; Purcell, A.H.; Ramírez, A.; Rosemond, A.D.; Schofield, K.A.; Sudduth, E.B.; Walsh, C.J. 2009. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 1080-1098.
- Yuan, L.L. 2010. Estimating the effects of excess nutrients on stream invertebrates from observational data. *Ecological Applications*, 20: 110-125.

ANEXOS

Anexo 1: Valores médios (desvio padrão) e resultado da ANOVA com dois fatores com medidas repetidas das variáveis abióticas em riachos referência e impactados nos anos de 2003 e 2010, na cidade de Manaus-Brasil. TIA= área total impermeável.

Variáveis abióticas	Riachos				ANOVA							
	Referência		Impactado		Ano		Categoria		Bloco		Ano * Categoria	
	2003	2010	2003	2010	F _{1,38}	p	F _{1,38}	P	F _{38,38}	p	F _{1,38}	p
Condutividade elétrica (µS/cm)	8,05 (1,37)	17,06 (6,50)	258,33 (122,58)	266,19 (82,16)	0,21	0,654	113,55	< 0,001	1,89	0,026	0,00	0,981
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,55 (1,46)	5,47 (0,86)	2,90 (1,81)	2,05 (1,52)	5,80	0,021	59,82	< 0,001	1,90	0,026	0,98	0,329
Temperatura da água (°C)	25,9 (1,11)	25,91 (1,01)	29,55 (1,59)	28,92 (1,76)	2,39	0,130	58,18	< 0,001	1,31	0,205	0,52	0,476
Nitrogênio (µmoles/L)	3,34 (2,84)	4,15 (2,25)	40,15 (36,00)	74,4 (36,96)	11,91	0,001	24,44	< 0,001	0,66	0,900	2,39	0,131
Fósforo (µmoles/L)	0,98 (0,69)	0,44 (0,22)	5,32 (3,84)	13,91 (10,50)	24,20	< 0,001	22,65	< 0,001	1,61	0,074	5,95	0,020
pH	5,18 (0,36)	5,24 (0,38)	6,74 (0,39)	6,49 (0,55)	3,42	0,072	102,54	< 0,001	0,93	0,594	1,18	0,283
Desmatamento (hectares)	13,25 (10,60)	19,00 (9,96)	61,28 (17,88)	66,70 (15,45)	6,56	0,015	294,90	< 0,001	3,10	< 0,001	0,00	0,976
TIA (hectares)	10,57 (11,08)	17,46 (10,77)	54,53 (24,00)	65,68 (16,18)	18,29	< 0,001	168,85	< 0,001	3,46	< 0,001	0,66	0,422

Anexo 2: Valores médios e desvio padrão da abundância de invertebrados nos riachos referência e impactados nos anos de 2003 e 2010, na cidade de Manaus-Brasil.

Ordem	Família	Táxons	Referência		Impactado	
			2003	2010	2003	2010
Blattaria			-	0,43 ± 1,13	-	-
Coleoptera	Curculionidae		0,14 ± 0,38	-	-	-
	Dryopidae		0,14 ± 0,38	-	-	-
	Dytiscidae		0,29 ± 0,76	1,00 ± 2,65	0,06 ± 0,24	-
	Elmidae		2,86 ± 2,67	9,00 ± 12,32	0,03 ± 0,17	-
	Gyrinidae		0,14 ± 0,38	0,86 ± 2,27	-	-
	Hydrophilidae		0,57 ± 1,13	-	2,64 ± 3,84	-
	Scirtidae		1,14 ± 1,46	0,43 ± 1,13	-	-
	Limnichidae		-	0,71 ± 1,89	-	-
Diptera	Calliphoridae	<i>Lucilia</i>	-	-	0,06 ± 0,24	-
	Cecidomyiidae		1,14 ± 2,61	-	-	-
	Ceratopogonidae		16,14 ± 24,01	33,57 ± 27,03	16,36 ± 22,61	1,27 ± 2,43
	Chironomidae	Chironominae	159 ± 131,79	738,57 ± 563,16	657,79 ± 1472,88	495,18 ± 1674,91
	Chironomidae	Tanypodinae	34,57 ± 36,63	57,71 ± 44,07	6,91 ± 16,13	4,09 ± 16,96
	Chironomidae	Orthoclaadiinae	9,86 ± 17,6	11,57 ± 12,43	0,55 ± 2,29	-
	Culicidae	<i>Culex</i>	-	-	36,27 ± 194,7	5,58 ± 30,96
	Dolichopodidae		0,14 ± 0,38	-	0,48 ± 0,8	0,24 ± 0,79
	Drosophilidae		-	-	0,27 ± 1,1	-
	Empididae		0,29 ± 0,49	0,14 ± 0,38	-	-
	Ephydriidae		-	0,14 ± 0,38	10,18 ± 28,17	3,61 ± 5,91
	Psychodidae		0,71 ± 0,95	3,57 ± 9,02	148,61 ± 226,59	42,48 ± 58,39
	Simuliidae		-	1,57 ± 4,16	-	-
	Stratiomyidae		0,29 ± 0,49	-	2,67 ± 6,35	0,06 ± 0,24
	Syrphidae		0,57 ± 1,13	-	4,42 ± 7,61	1,55 ± 5,11

Continuação Anexo 2

	Tabanidae		0,14 ± 0,38	-	0,27 ± 1,26	0,03 ± 0,17
	Tipulidae		4,29 ± 5,82	0,57 ± 0,79	0,48 ± 0,94	0,03 ± 0,17
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Callibaetis</i>	-	0,43 ± 1,13	0,06 ± 0,24	-
		<i>Waltzoyohius</i>	-	0,86 ± 1,46	-	-
		<i>Zelus</i>	0,14 ± 0,38	0,14 ± 0,38	-	-
	Caenidae	<i>Brasilocaenis</i>	0,57 ± 0,79	1,00 ± 1,91	-	-
		<i>Caenis</i>	-	3,14 ± 4,53	-	-
		<i>Coryphorus</i>	0,14 ± 0,38	-	-	-
	Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	1,29 ± 1,89	0,29 ± 0,76	-	-
	Leptohyphidae	<i>Amanahyphes</i>	-	0,57 ± 1,13	-	-
		Leptohyphidae sp1	1,00 ± 1,41	-	-	-
	Leptophlebiidae	<i>Askola</i>	-	0,14 ± 0,38	-	-
		<i>Farrodes</i>	-	0,57 ± 1,13	-	-
		<i>Hagenulopsis</i>	-	0,14 ± 0,38	-	-
		<i>Microphlebia</i>	0,43 ± 0,79	-	-	-
		<i>Miroculis</i>	2,71 ± 4,03	5,57 ± 8,2	-	-
<i>Simothraulopsis</i>		0,29 ± 0,76	0,43 ± 1,13	-	-	
Heteroptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	-	-	1,12 ± 4,26	-
	Gerridae	Gerridae sp1	-	-	0,03 ± 0,17	-
		<i>Brachymetra</i>	-	0,14 ± 0,38	-	-
	Naucoridae	Naucoridae sp1	0,14 ± 0,38	-	-	-
	Nepidae	<i>Ranatra</i>	0,14 ± 0,38	-	0,06 ± 0,35	-
	Veliidae	Veliidae sp1	2,57 ± 6,8	-	-	-
		<i>Rhagovelia</i>	0,14 ± 0,38	3,29 ± 5,79	-	-
		<i>Stridulivelia</i>	0,43 ± 0,79	0,43 ± 0,79	-	-
	Lepidoptera	Noctuidae	<i>Noctuidae</i>	-	-	-
		Pyrilidae	Pyrilidae	0,14 ± 0,38	0,29 ± 0,49	0,03 ± 0,17
Megaloptera	Sialidae	<i>Protosialis</i>	1,29 ± 2,98	-	-	-
	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	-	0,14 ± 0,38	-	-

Continuação Anexo 2

Odonata	Aeshnidae	Aeshnidae sp1	-	-	0,03 ± 0,17	-	
	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	0,43 ± 0,79	0,86 ± 1,21	-	0,06 ± 0,35	
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	-	0,86 ± 1,07	-	-	
	Cordulidae	<i>Aeschnosoma</i>	0,57 ± 1,51	0,14 ± 0,38	-	-	
	Gomphidae	<i>Agriogomphus/Ebegomphus</i>		-	0,29 ± 0,49	-	-
			<i>Phyllocycla</i>	-	-	0,06 ± 0,35	0,06 ± 0,35
			<i>Progomphus</i>	0,29 ± 0,49	1,00 ± 1,53	-	-
			<i>Zonophora</i>	-	0,71 ± 1,5	-	-
				-	-	-	-
	Libellulidae	<i>Elga</i>		-	0,29 ± 0,76	-	-
			<i>Erythodiplax</i>	0,14 ± 0,38	-	0,12 ± 0,55	-
			<i>Gynothemis</i>	-	0,14 ± 0,38	-	-
			<i>Orthemis</i>	2,00 ± 5,29	0,14 ± 0,38	0,88 ± 2,04	0,09 ± 0,29
				-	-	-	-
	Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>	-	0,14 ± 0,38	-	-	
		Megapodagrionidae sp1	0,43 ± 0,53	0,43 ± 0,79	-	-	
	Perilestidae	<i>Perilestes</i>	-	0,29 ± 0,49	-	-	
	Protoneuridae	<i>Epipleoneura</i>	-	0,43 ± 1,13	-	-	
		<i>Protoneuridae sp</i>	-	2,86 ± 6,28	-	-	
	Plecoptera	Perlidae	Perlidae sp1	0,14 ± 0,38	-	-	-
<i>Enderleina</i>			0,14 ± 0,38	-	-	-	
<i>Macrogynoplax</i>			0,14 ± 0,38	0,43 ± 1,13	-	-	
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	3,00 ± 3,37	3,29 ± 4,07	-	-	
	Ecnomidae	<i>Austrotinoides</i>	0,57 ± 0,79	-	-	-	
	Glossosomatidae	<i>Protoptila</i>	-	0,43 ± 1,13	-	-	
		<i>Mortoniella</i>	-	2,43 ± 6,43	-	-	
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	2,57 ± 4,76	9,57 ± 20,12	-	-	
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	0,14 ± 0,38	0,29 ± 0,49	-	-	
		<i>Macronema</i>	1,14 ± 1,21	8,57 ± 11,7	-	-	
		<i>Macrostemum</i>	-	5,00 ± 10,65	-	-	
	<i>Smicridea</i>	0,14 ± 0,38	8,57 ± 16,76	-	0,18 ± 0,53		

Continuação Anexo 2

	Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i>	-	0,57 ± 0,79	-	-
		Hydroptilidae sp1	-	-	-	0,03 ± 0,17
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	0,29 ± 0,76	1,43 ± 1,72	-	-
		<i>Triplectides</i>	1,00 ± 1,41	2,43 ± 3,05	-	-
		<i>Oecetis</i>	0,43 ± 1,13	0,57 ± 0,98	-	-
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	1,14 ± 1,95	5,29 ± 9,27	-	-
	Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	2,57 ± 3,91	9,86 ± 12,23	-	-
		<i>Cyrnellus</i>	1,57 ± 2,82	-	-	-
Decapoda	Palaemonidae		5,00 ± 5,72	11,29 ± 8,44	-	-
Hirudinea			4,57 ± 8,75	5,14 ± 7,29	6,48 ± 10,93	20,97 ± 68,26
Mollusca			1,14 ± 2,61	2,14 ± 5,67	10,42 ± 27,96	1,45 ± 2,76
Nematoda			-	5,00 ± 3,92	0,03 ± 0,17	0,45 ± 2,44
Oligochaeta			128,29 ± 309,40	114,29 ± 120,22	169,85 ± 375,89	369,30 ± 500,19

Anexo 3: Valores médios (desvio padrão) e resultado da análise de variância (ANOVA) da abundância, riqueza e riqueza rarefeita nos riachos referência e impactados nos anos de 2003 e 2010, na cidade de Manaus-Brasil.

Invertebrados	Riachos				ANOVA							
	Referência		Impactado		Ano		Categoria		Bloco		Ano * Categoria	
	2003	2010	2003	2010	F _{1,38}	p	F _{1,38}	P	F _{38,38}	P	F _{1,38}	P
Abundância	401,29 (445,08)	1082,29 (652,21)	1077,24 (1514,81)	946,73 (1788,19)	0,10	0,759	0,25	0,620	1,24	0,257	3,49	0,069
Riqueza	20,14 (4,81)	26,57 (5,50)	9,54 (2,74)	5,58 (2,49)	11,36	0,002	354,04	< 0,001	1,45	0,127	38,35	< 0,001
Riqueza rarefeita	20,13 (4,80)	18,02 (5,50)	7,16 (3,11)	4,59 (1,97)	21,35*	< 0,001	-	-	11,18**	< 0,001	-	-

*F_{1,39}; ** F_{39,39}

Martins, R.T.; Melo, A.S.; Gonçalves Jr., J.F. & Hamada, N. **Decomposição de folhas em riachos urbanos de Manaus: efeitos diretos e indiretos de fatores físicos, químicos e biológicos.** Submetido à *Freshwater Science*.

Decomposição de folhas em riachos urbanos de Manaus: efeitos diretos e indiretos de fatores físicos, químicos e biológicos

Resumo

A urbanização pode afetar a decomposição de folhas em riachos através do estímulo positivo à biomassa microbiana, o que acelera a taxa de decomposição. Por outro lado, a urbanização pode reduzir as taxas de decomposição devido à eliminação dos invertebrados fragmentadores. No presente estudo, foram avaliados fatores físicos, químicos e biológicos que podem direta ou indiretamente, afetar a decomposição de folhas de *Coussapoa trinervia* (folhas duras: 0,284 g/cm³) e *Mabea speciosa* (folhas macias: 0,124 g/cm³) em 42 riachos urbanos de Manaus-AM. Utilizando modelos de equações estruturais foi avaliado se: 1) a atividade dos fragmentadores é mais importante para a decomposição foliar da espécie vegetal com tecidos mais macios; 2) os micro-organismos (ATP) e os fungos (ergosterol) influenciam positivamente a taxa de decomposição de maneira direta e indireta, através de seus efeitos positivos sobre os fragmentadores; 3) a velocidade da água afeta positivamente a taxa de decomposição; e 4) os efeitos da biomassa de fragmentadores, microbiana e de fungos sobre a taxa de decomposição são mediados pelos efeitos da urbanização. A decomposição de *M. speciosa* e, em menor grau, de *C. trinervia*, tendeu a ser maior nos riachos referência. Foi observado efeito positivo direto da biomassa de fungos sobre a taxa de decomposição das duas espécies vegetais. Em *M. speciosa*, a biomassa de fragmentadores foi o fator mais importante para a decomposição. A velocidade da água teve pequeno efeito negativo sobre a decomposição das folhas. A biomassa microbiana não foi importante para a taxa de decomposição das duas espécies vegetais. A urbanização afetou indiretamente a decomposição através dos efeitos negativos sobre os fragmentadores e fungos. Através de múltiplas vias diretas e indiretas, o presente estudo fornece evidências de que a urbanização pode diminuir as taxas de decomposição de folhas em riachos, principalmente através de efeitos negativos sobre a biomassa fúngica e dos fragmentadores.

Palavras-chave: decomposição foliar; fragmentadores; fungos; invertebrados aquáticos; micro-organismos totais.

Introdução

A decomposição da matéria orgânica vegetal em riachos pode ser afetada por três grupos principais de fatores. Em primeiro lugar, a decomposição depende das propriedades intrínsecas da folha. Estudos anteriores demonstraram que a taxa de decomposição foliar em ambientes aquáticos é afetada negativamente pela dureza da folha e pela presença de compostos secundários, e positivamente pela concentração de nutrientes no tecido foliar (Graça 2001, Onoda et al. 2011, Ferreira et al. 2012). Em segundo lugar, a decomposição pode ser influenciada pelas condições ambientais. Por exemplo, a temperatura da água, concentração de oxigênio, velocidade da corrente e concentração de nitrogênio e fósforo geralmente influenciam positivamente a perda de massa do detrito vegetal (Pascoal e Cássio 2004, Ferreira e Chauvet 2011). Por último, as folhas são rapidamente colonizadas por micro-organismos (principalmente fungos e bactérias), que iniciam o processo de decomposição através da produção de enzimas que facilitam a degradação da matéria orgânica (Fenoglio et al. 2006). A biomassa de micro-organismos, por sua vez, favorece a colonização de invertebrados fragmentadores que atuam diretamente na degradação do detrito, acelerando a taxa de decomposição foliar (Graça e Cressa 2010, Pozo et al. 2011).

Nas áreas urbanas, geralmente, é observada a "síndrome dos riachos urbanos", que pode ser caracterizada pelo aumento da cobertura impermeável do solo, da concentração de nutrientes, temperatura da água, da largura do riacho e da profundidade em áreas de remanso, e pela redução da diversidade de invertebrados, da complexidade do canal e da estabilidade (Paul e Meyer 2001, Walsh et al. 2005). Estas características dos riachos urbanos podem influenciar a taxa de decomposição de folhas em comparação com aqueles localizados em áreas preservadas (Chadwick et al. 2006, Imberger et al. 2008, Kominoski e Rosemond 2012). A elevada temperatura da água nos riachos urbanos acelera a lixiviação dos compostos solúveis (Chergui e Pattee 1990) e pode estimular a atividade dos fungos (Ferreira e Chauvet 2011), acelerando a taxa de decomposição foliar. O aumento da concentração de nitrogênio e fósforo, devido à entrada de efluentes domésticos, normalmente acelera a taxa de decomposição por induzir aumento da biomassa de micro-organismos (Suberkropp et al. 2010, Krauss et al. 2011). Por outro lado, o aumento da temperatura da água e dos nutrientes resulta em elevadas taxas de oxidação da matéria orgânica nos riachos urbanos e menor disponibilidade de oxigênio, diminuindo a

atividade dos micro-organismos, e consequentemente, a taxa de decomposição (Pascoal e Cássio 2004, Lecerf e Chauvet 2008, Medeiros et al. 2009). Além disso, a baixa concentração de oxigênio também pode reduzir ou eliminar invertebrados sensíveis, como Trichoptera (Couceiro et al., 2007), importante grupo de fragmentadores nos trópicos.

Nas áreas urbanas, também é observado o aumento de superfícies impermeáveis, o que durante as tempestades pode ampliar a entrada de poluentes urbanos nos sistemas aquáticos (Schueler, 1994). Outro efeito da urbanização é a redução ou remoção da vegetação ciliar, causando diminuição na entrada de matéria orgânica e aumento na entrada de luz (Encalada et al. 2010, Pettit et al. 2012, Miller 2013). A menor entrada de folhas nos riachos urbanos pode afetar negativamente a quantidade de alimento disponível para os organismos aquáticos, não só na área do impacto, mas também a jusante (England e Rosemond 2004). Já a maior entrada de luz, favorece o aumento da temperatura e da biomassa de algas (Roy et al. 2005), e pode, assim, alterar a estrutura trófica do ecossistema, reduzindo a sua dependência de fontes alóctones (England e Rosemond 2004).

Foi estudada a decomposição foliar de duas espécies de plantas comuns na mata ripária dos riachos da Amazônia Central. O estudo foi realizado em 42 riachos sob diferentes graus de impactos antrópicos associados com a urbanização. Foram avaliados fatores físicos, químicos e biológicos que potencialmente influenciam a decomposição foliar em riachos urbanos. A fim de distinguir os efeitos diretos e indiretos dos fatores estudados, para as duas espécies vegetais foram construídos modelos utilizando equações estruturais. Nossas hipóteses são: 1) a atividade dos fragmentadores é mais importante para a decomposição foliar de espécies vegetais com tecidos mais macios; 2) a biomassa microbiana (ATP) e de fungos (ergosterol) podem influenciar a taxa de decomposição diretamente, e também indiretamente através de seus efeitos positivos sobre os fragmentadores; 3) a velocidade da água pode afetar de maneira direta a taxa de decomposição através da fragmentação física, e indiretamente pelo estímulo à colonização dos fungos na folha; e 4) os efeitos dos fragmentadores, micro-organismos e fungos sobre a taxa de decomposição são mediados pelos impactos da urbanização sobre os riachos.

Métodos

Área de estudo

Inicialmente foram selecionados 50 riachos de primeira e segunda ordem na cidade de Manaus, norte do Brasil (Fig. 1). No entanto, oito riachos foram excluídos devido à perda de amostras por vandalismo ou carreamento durante as chuvas.

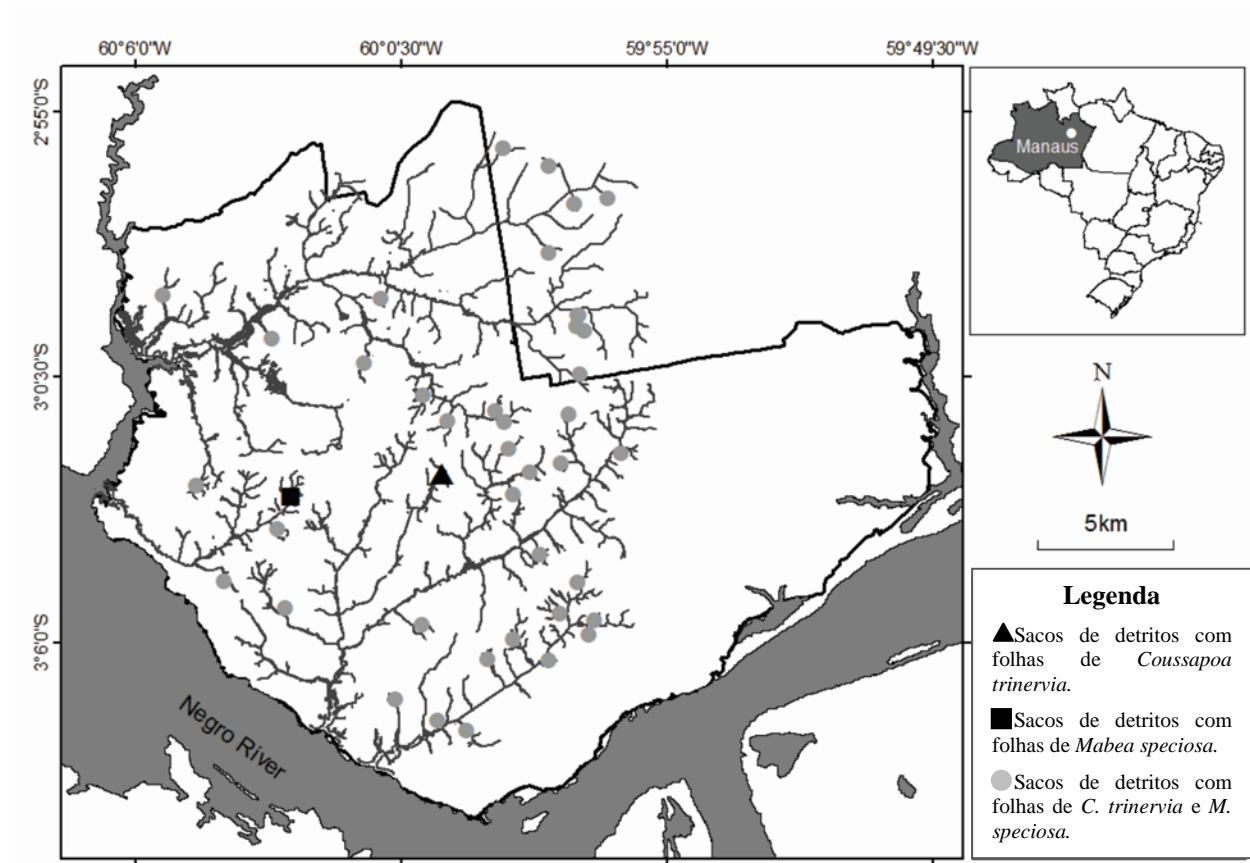


FIG. 1. Localização dos riachos ($n = 42$) usados no estudo de decomposição de folhas de *Coussapoa trinervia* e *Mabea speciosa* na cidade de Manaus, Brasil. No mapa, o triângulo indica o riacho onde somente os sacos de detrito de *C. trinervia* foram disponíveis ($n = 1$); o quadrado indica o riacho onde somente os sacos de detrito de *M. speciosa* foram disponíveis ($n = 1$); os círculos representam riachos onde os sacos de detrito das duas espécies foram disponíveis ($n = 40$). A linha sólida indica o limite da área urbana de Manaus.

Desenho experimental

O experimento de decomposição foi realizado entre agosto e setembro de 2010 (período seco) e foram utilizadas folhas de *Coussapoa trinervia* Spruce ex Mildbr. (Cecropiaceae) e *Mabea speciosa* Müller Argoviensis (Euphorbiaceae). Foram utilizadas folhas senescentes de *C. trinervia*, que foram consideradas duras (0,284 g/cm³), e folhas verdes de *M. speciosa*, que foram consideradas macias (0,124 g/cm³). Na região tropical, folhas verdes podem ser importante fonte de alimento para os invertebrados e podem ser encontradas em elevada abundância nos riachos (Carvalho & Uieda 2009, Landeiro *et al.* 2010). Para cada espécie vegetal foram construídos 250 sacos de detrito (*litter bags*; 10 x 20 cm) de malha grossa (10 x 10 mm abertura), contendo 3 ± 0,05 g de folhas secas ao ar. Em cada riacho, foram incubados cinco sacos de detrito com folhas de cada espécie, e a retirada ocorreu após 30 dias, período de tempo necessário para decompor ~ 50% da massa inicial de *M. speciosa* (Landeiro *et al.* 2010).

Variáveis ambientais e estado de conservação dos riachos

Nos dias de incubação e retirada dos sacos de detrito foram determinados os valores de pH (potenciômetro WTW, modelo PH90), condutividade elétrica (µS/ cm; condutivímetro WTW, modelo LF90), oxigênio dissolvido (mg/ L) e temperatura da água (°C; oxímetro TSI, modelo 55). As concentrações de fósforo total e nitrogênio foram determinadas de acordo com o método de Valderrama (1981). A velocidade da água foi medida utilizando fluxômetro (Lunus model 2030R).

A taxa de desmatamento e o percentual de área total impermeável (TIA) em cada riacho foram calculados a partir de imagens de 2010 do satélite Landsat, classificadas em áreas florestadas e desmatadas. Foram delimitados círculos com raio de 500 m ao redor do local de coleta em cada riacho, e determinadas as áreas com floresta primária e secundária e a área desmatada (Couceiro *et al.* 2007). A determinação da taxa de desmatamento foi realizada utilizando um círculo, pois os insetos adultos de vários grupos (ex.: Trichoptera) possuem capacidade de voo suficiente para colonizar as áreas amostradas a partir de trechos à jusante (Petersen *et al.* 2004). As áreas desmatadas foram classificadas em urbana, solos expostos e agricultura. Para a determinação da superfície impermeável foram agrupadas as frações de cobertura urbana e de solo exposto (Chadwick *et al.* 2006).

Processamento das amostras

Após serem removidas dos riachos as amostras, foram colocadas individualmente em sacos plásticos e transportadas (~ 3 h) para o laboratório em caixa térmica com gelo, e permaneceram refrigeradas (4 °C) até o processamento. De cada saco de detrito foram selecionadas cinco folhas e retirados 15 discos (16 mm diâmetro). Os discos foram divididos em três conjuntos de cinco discos, que foram utilizados para determinar a massa seca livre de cinzas (AFDM), concentração de ergosterol (estimativa da biomassa de fungos hifomicetos) e a concentração de adenosina trifosfato (ATP; estimativa da biomassa microbiana).

Biomassa de fungos e microbiana

A biomassa de fungos hifomicetos aquáticos nas folhas em decomposição foi estimada pela quantificação do ergosterol presente em um dos conjuntos de discos. Os discos de folhas foram congelados a -20 °C até a extração do ergosterol em metanol e hidróxido de potássio. O extrato obtido foi purificado pela passagem através de cartuchos "SPE". O ergosterol retido na coluna foi eluído com isopropanol, e em seguida lido em HPLC (Gessner 2005).

A biomassa microbiana foi quantificada através do ATP nos detritos. Os discos também foram armazenados à temperatura de -20 °C até extração. A extração ocorreu por meio da trituração e centrifugação dos discos em solução de Hepes, ácido sulfúrico e ácido oxálico. As amostras foram filtradas (tamanho do poro = 0,22 µm), o pH foi neutralizado e o volume registrado. Posteriormente, foi realizada a medição da ATP em um luminômetro através de emissão de luz pela enzima luciferase (Abelho 2005).

Invertebrados

O material remanescente nos sacos de detrito foi lavado sob água corrente em peneira com malha de 0,13 mm para retenção dos invertebrados e dos detritos. Os invertebrados coletados foram conservados em álcool 80%, e posteriormente identificados em um microscópio estereoscópico. Os organismos foram identificados até família ou gênero, de acordo com Pes et al. (2005) e Hamada e Ferreira-Keppler (2012).

A biomassa de fragmentadores foi obtida pela secagem dos invertebrados em estufa (60 °C por 48 h). Devido ao pouco conhecimento sobre os grupos funcionais de alimentação dos invertebrados na região Neotropical, foi seguida a decisão conservadora de Landeiro et al. (2010) e considerados como fragmentadores apenas dois gêneros de Trichoptera: *Phylloicus* (Calamoceratidae) e *Triplectides* (Leptoceridae).

Perda de massa foliar

Após a retirada dos conjuntos de discos e a lavagem sobre peneiras, as folhas restantes foram secas em estufa a 60 °C durante 72 h e pesadas em uma balança (precisão = 0,001 g) para a determinação da massa seca remanescente. Para obter a AFDM, um dos conjuntos de discos de folhas foi seco em estufa a 60 °C durante 72 h e, posteriormente, calcinado a 500 °C durante 4 h. O coeficiente de decomposição da folha (k) foi calculado de acordo com o modelo exponencial negativo: $k = [\ln (\text{massa inicial} / \text{massa final})] / \text{duração do experimento}$; a massa foi expressa em gramas e o tempo de duração em dias (ex.: Petersen e Cummins 1974).

Análises estatísticas

Análise de Componentes Principais. - Uma Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais foi utilizada para sintetizar as categorias de riachos em função dos impactos da urbanização, e para associar os riachos com suas respectivas taxas de decomposição. Foram utilizadas as seguintes variáveis: velocidade da água, concentração de oxigênio, temperatura, pH, condutividade elétrica, nitrogênio total, fósforo total, taxa de desmatamento e TIA. As variáveis foram padronizadas ($[\text{observado} - \text{média}] / \text{desvio padrão}$) antes da análise.

Modelagem com Equações Estruturais. - A relação entre a decomposição das duas espécies de plantas e as variáveis explanatórias (exógenas) foi modelada utilizando Modelagem com Equações Estruturais (SEM). Esta análise permite a estimativa dos efeitos diretos e indiretos das variáveis exógenas sobre a variável resposta. Os efeitos indiretos representam a contribuição de uma variável exógena sobre a variável resposta através de uma variável mediadora (Grace 2006). A SEM também permite a inclusão de variáveis latentes, que representam variáveis difíceis ou impossíveis de serem estimadas diretamente, mas que podem ser definidas através de variáveis mensuráveis. Ainda, a SEM permite a inferência de fatores causais (Shipley 2004, Grace 2006).

Os modelos foram construídos para representar as quatro hipóteses levantadas no presente estudo. Em primeiro lugar, uma variável latente foi criada para representar o fator urbanização. Para definir urbanização utilizamos as seguintes variáveis: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrogênio total, fósforo total, taxa de desmatamento e TIA. Os modelos incluíram os efeitos diretos da biomassa microbiana, de fungos, de fragmentadores e velocidade da água sobre a taxa de decomposição. Os efeitos indiretos da velocidade da água sobre a taxa de decomposição foram incluídos por meio das variáveis mediadoras: fungos e fragmentadores. Foram incluídos também efeitos indiretos da biomassa microbiana e de fungos, através de seus efeitos sobre a biomassa dos fragmentadores. Por fim, foram incluídos os efeitos da variável latente (urbanização) sobre os fungos, micro-organismos e fragmentadores.

As análises de SEM foram realizadas no programa R usando o pacote lavaan (R Core Team 2012, Rosseel 2012). No caso de ajuste ruim do modelo aos dados, foram removidas variáveis de forma a obter um modelo que melhor representasse os dados. Este procedimento foi feito cuidadosamente, inicialmente através da remoção de variáveis que definem a variável latente urbanização (Grace 2006). Os ajustes do modelo foram avaliados pelo teste do qui-quadrado e o valor de p associado. O teste do qui-quadrado avalia a diferença entre os dados observados e o modelo hipotetizado, assim, um modelo adequado deve possuir baixo valor de qui-quadrado e valor de p não significativo. O ajuste do modelo também foi avaliado usando o índice de ajuste comparativo (CFI). Este teste compara cada modelo proposto com um modelo alternativo, geralmente, bons modelos possuem valores de CFI superiores a 0,95 (máximo = 1) (Shipley, 2004).

Resultados

Variáveis ambientais e estado de conservação dos riachos

Através da PCA com base nas variáveis ambientais, foi possível separar os riachos impactados pela retirada da vegetação ripária e/ou entrada de esgoto doméstico dos riachos referência, principalmente, pelo primeiro eixo, que explicou 70,76% da variação total (Fig. 2). Os riachos impactados foram localizados à direita da ordenação, e foram associados com elevados valores de pH, nitrogênio total, fósforo total, temperatura da água, condutividade elétrica, taxa de desmatamento e TIA. Por outro lado, os riachos referência foram associados positivamente com o oxigênio dissolvido. A velocidade da água foi associada ao segundo eixo da PCA.

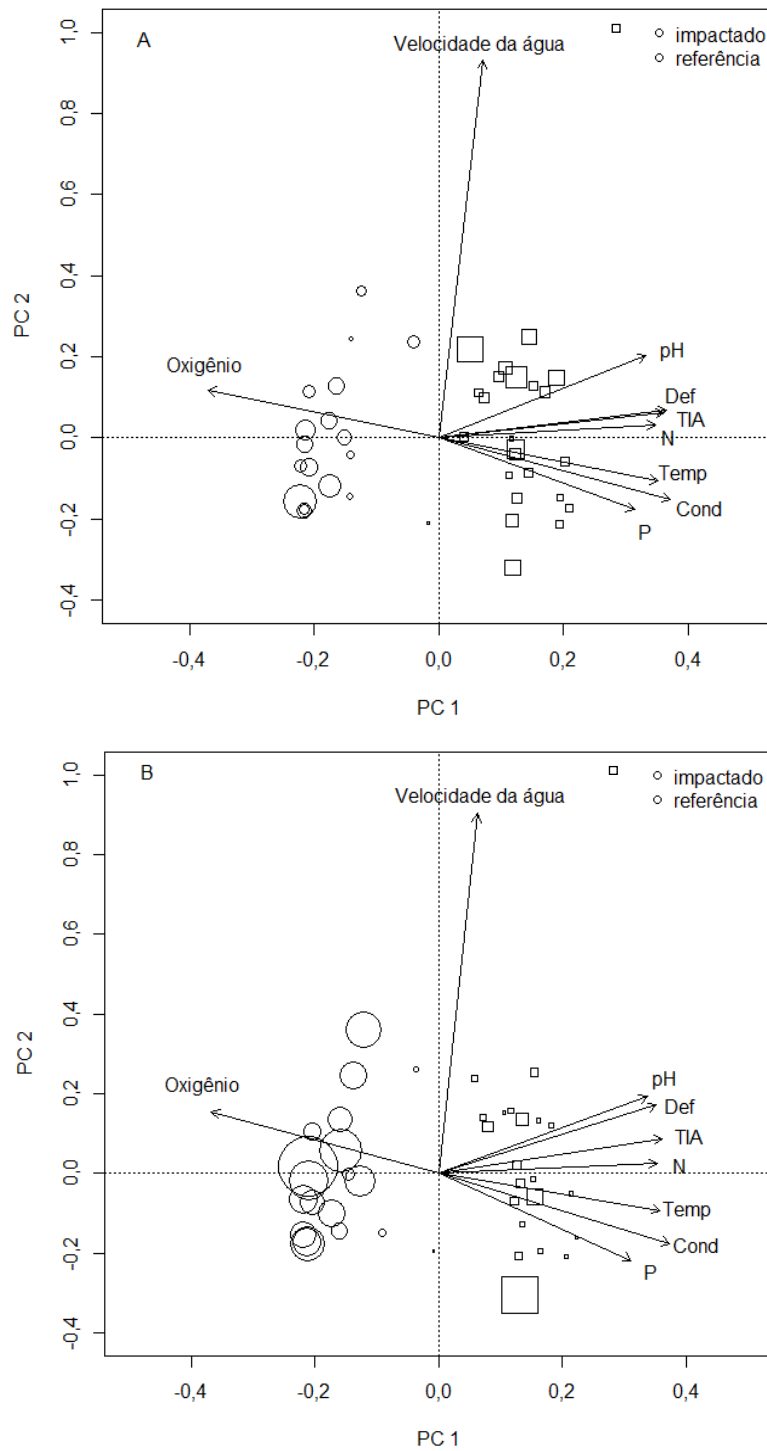


FIG. 2. Análise de Componentes Principais (PCA) com base nas características ambientais de 42 riachos em Manaus, Brasil. O eixo 1 refletiu os impactos por urbanização e permitiu a classificação dos riachos em dois grupos. O tamanho dos círculos e dos quadrados é proporcional à taxa de decomposição de *Coussapoa trinervia* (A) e *Mabea speciosa* (B). Cond= condutividade elétrica; Def= desmatamento; N= nitrogênio total; P= fósforo total; Temp= temperatura da água; TIA= área total impermeável.

Nos riachos de referência foram registrados elevados valores de oxigênio (Tabela 1). Os maiores valores das demais variáveis foram observados nos riachos impactados. Os valores de velocidade da água foram similares nos riachos de referência e impactados (Tabela 1).

TABELA 1. Média e desvio padrão das variáveis ambientais nos riachos de referência e impactados de Manaus, Brasil.

	Referência	Impactados
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,29 ± 1,13	1,77 ± 1,17
Temperatura da água (°C)	25,43 ± 0,79	28,99 ± 1,35
pH	5,01 ± 0,63	6,46 ± 0,74
Condutividade elétrica (µS/cm)	26,53 ± 38,65	271,63 ± 74,08
Velocidade da água (m/s)	0,35 ± 0,10	0,38 ± 0,09
Desmatamento (%)	18,00 ± 24,86	88,35 ± 15,02
Área total impermeável (%)	16,94 ± 24,40	87,13 ± 16,88
Nitrogênio total (µmoles/L)	0,35 ± 0,20	8,39 ± 3,18
Fósforo total (µmoles/L)	0,04 ± 0,02	1,42 ± 0,93

Decomposição de folhas

Após 30 dias de experimento, a massa remanescente de folhas variou de 48,18% a 77,31% em *C. trinervia* e de 31,37% a 80,78% em *M. speciosa*. O coeficiente de decomposição das folhas nos riachos estudados variou de 0,0086 a 0,0243 d⁻¹ em *C. trinervia* (folha dura), e de 0,0071 a 0,0386 d⁻¹ em *M. speciosa* (folha macia). A taxa de decomposição das folhas de *C. trinervia* nos riachos referência foi similar à observada nos riachos impactados (Fig. 2A). Nos riachos impactados, a decomposição de *C. trinervia*, de modo geral foi maior nos riachos com maior velocidade da água. A taxa de decomposição de *M. speciosa* tendeu a ser maior nos riachos referência em relação aos riachos impactados, independente da velocidade da água (Fig. 2B). O valor médio do coeficiente de decomposição para *C. trinervia* foi 0,0150 ± 0,0034 d⁻¹ nos riachos referência, e 0,0127 ± 0,0027 d⁻¹ nos riachos impactados. O valor médio do coeficiente de decomposição para *M. speciosa* foi 0,0215 ± 0,0068 d⁻¹ nos riachos referência, e 0,0109 ± 0,0037 d⁻¹ nos riachos impactados.

Colonização por invertebrados

No total foram coletados 15.683 invertebrados nos sacos de detritos das duas espécies vegetais, 33,4% dos invertebrados estavam presentes em amostras de *C. trinervia* (ver Anexo 1). O maior número de famílias dos invertebrados foi registrado nos riachos referência (*C. trinervia*: n = 34; *M. speciosa*: n = 41). Nos riachos impactados, vários dos táxons presentes nos riachos referência não foram observados, sendo registradas apenas 11 famílias em *C. trinervia* e nove em *M. speciosa*.

Nos riachos referência, a abundância média de fragmentadores foi de 0,48 e 1,44 espécimes/riacho em *C. trinervia* e *M. speciosa*, respectivamente. Nesses riachos a biomassa de fragmentadores em *C. trinervia* e *M. speciosa* foi de $0,09 \pm 0,22$ mg e $0,20 \pm 0,20$ mg, respectivamente. Nos riachos impactados não foram registrados fragmentadores. A fauna de invertebrados desses riachos foi dominada por oligoquetos e dípteros (coletor-catador).

Colonização por micro-organismos e fungos

A biomassa média de fungos em *C. trinervia* tendeu a ser maior nos riachos referência ($243,95 \pm 101,92$ µg/g AFDM) em relação aos riachos impactados ($145,33 \pm 33,26$ µg/g AFDM). Maiores valores de biomassa média de fungos em *M. speciosa* tenderam a ser registrados nos riachos referência ($177,61 \pm 79,74$ µg/g AFDM) em relação aos riachos impactados ($96,52 \pm 42,22$ µg/g AFDM).

A biomassa média microbiana em *C. trinervia* tendeu a ser maior nos riachos referência ($502,98 \pm 249,12$ nmoles/g AFDM) em relação aos riachos impactados ($318,33 \pm 139,81$ nmoles/g AFDM). A biomassa média microbiana em *M. speciosa* nos riachos referência ($450,21 \pm 233,56$ nmoles/g AFDM) foi similar ao valor registrado nos riachos impactados ($438,60 \pm 290,31$ nmoles/g AFDM).

Modelagem de equações estruturais

O modelo estrutural original não foi capaz de descrever adequadamente as relações causais hipotetizadas para as duas espécies de plantas (teste χ^2 , p < 0,05). Assim, o modelo inicial foi simplificado através de eliminação de algumas variáveis que definem a variável latente de urbanização. Para *C. trinervia*, um modelo com ajuste adequado ($\chi^2 = 43,39$; gl = 38; p = 0,252; CFI = 0,98; Fig. 3) foi obtido pela exclusão de condutividade elétrica e taxa de desmatamento. Para *M. speciosa*, além da exclusão da condutividade elétrica e desmatamento na variável latente

urbanização, um bom ajuste do modelo foi obtido apenas após a remoção da variável a biomassa microbiana ($\chi^2 = 39,83$; gl = 31; p = 0,133; CFI = 0,97; Fig. 4).

O modelo estrutural para *C. trinervia* indicou que a biomassa de fungos foi a variável exógena com o maior efeito direto na decomposição (coeficiente de caminho = 0,65; p < 0,001; Fig. 3A; Tabela 2). A velocidade da água teve pequeno efeito positivo direto na decomposição, embora não significativo (coeficiente de caminho = 0,22; p = 0,084). A biomassa microbiana e de fragmentadores não afetaram a decomposição de folhas de *C. trinervia*. Apesar de seu efeito positivo direto, a velocidade da água afetou a decomposição também negativamente (coeficiente de caminho = -0,30; p = 0,011), através de seu efeito indireto sobre os fungos (efeito indireto = -0,19; p = 0,030, Tabela 2). Estes dois efeitos opostos da velocidade da água resultaram em pequeno efeito total (efeito total = 0,03; p = 0,794). A variável latente urbanização apresentou forte efeito sobre os fungos (coeficiente de caminho = -0,62; p < 0,001), afetando indiretamente a decomposição (soma dos efeitos indiretos = -0,49; p = 0,001) (Tabela 2).

O modelo estrutural que descreveu as relações causais para *M. speciosa* indicou que fragmentadores (coeficiente de caminho = 0,47; p < 0,001) e fungos (coeficiente de caminho = 0,33; p = 0,008) foram as únicas causas diretas da decomposição de folhas (Fig. 3B, Tabela 2). A velocidade da água teve um pequeno efeito indireto sobre a decomposição, através de seu efeito negativo sobre os fragmentadores, embora não significativo (coeficiente de caminho = -0,23; p = 0,058). A variável latente urbanização afetou negativamente os fragmentadores (coeficiente de caminho = -0,58; p < 0,001) e os fungos (coeficiente de caminho = -0,52; p < 0,001), resultando em um efeito negativo sobre a decomposição (soma dos efeitos indiretos = -0,52; p < 0,001; Tabela 2).

TABELA 2. Coeficiente de Correlação (r) e coeficientes de caminho padronizados para os efeitos diretos (d), indiretos (i) e totais (e) para os modelos estruturais de *Coussapoa trinervia* e *Mabea speciosa* em 42 riachos em Manaus, Brasil. Asteriscos nas colunas dos coeficientes de caminho indicam valores significativos ($p < 0,05$). Em *M. speciosa*, apenas o coeficiente de correlação da biomassa microbiana (micro-organismos) foi mostrado, porque esta variável não foi incluída no modelo estrutural.

Variável dependente	Variável explanatória	Coeficiente			
		Correlação (r)	Direto (d)	Indireto (i)	Efeito (e= d+i)
Decomposição de <i>Coussapoa trinervia</i>	Fungos	0,58	0,65*	< 0,01	0,67*
	Fragmentadores	0,07	-0,05	-	-0,05
	Micro-organismos	0,11	0,07	< 0,01	0,07
	Velocidade da água	- 0,13	0,22	-0,19*	0,03
	Urbanização	-	-	-0,49*	-0,49*
Decomposição de <i>Mabea speciosa</i>	Fungos	0,50	0,33*	0,03	0,36*
	Fragmentadores	0,59	0,47*	-	0,47*
	Micro-organismos	-0,11	-	-	-
	Velocidade da água	-0,15	-0,02	-0,09	-0,11
	Urbanização	-	-	-0,52*	-0,52*

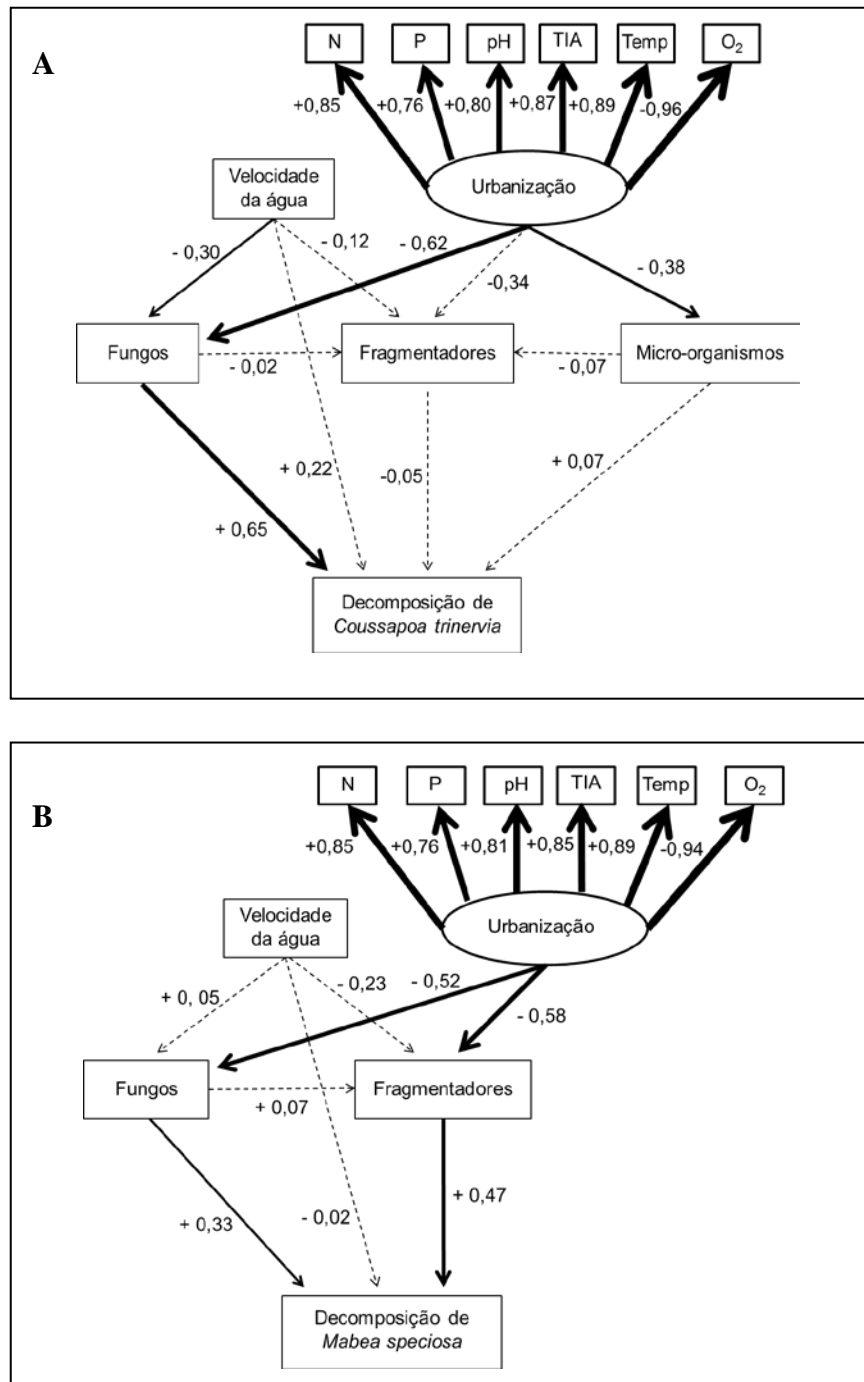


FIG. 3. Modelo estrutural mostrando a relação da velocidade da água, fungos, fragmentadores, micro-organismos totais e a variável latente urbanização com a decomposição de *Coussapoa trinervia* (A) e *Mabea speciosa* (B) em 42 riachos de Manaus, Brasil. Linhas sólidas indicam relações estatisticamente significativas ($p < 0,05$). Linhas pontilhadas indicam relações estatisticamente não significativas ($p > 0,05$). A largura das linhas é proporcional à força da relação, e os valores próximos às setas indicam os coeficientes de caminho. N= nitrogênio total; O₂= oxigênio; P= fósforo total; Temp= temperatura da água; TIA= área total impermeável.

Discussão

Nos riachos referência o coeficiente de decomposição tendeu a ser mais elevado em relação aos riachos impactados. Isto foi mais evidente para *M. speciosa*, espécie com o tecido foliar mais macia. A biomassa de fungos teve importante efeito direto na decomposição das duas espécies vegetais, e para *M. speciosa*, os fragmentadores também foram importantes. A velocidade da água teve um fraco efeito indireto na decomposição das duas espécies. A biomassa de micro-organismos totais não foi importante para a decomposição de ambas as espécies. A urbanização exerceu efeito indireto negativo na decomposição das folhas, através dos fungos e fragmentadores como variáveis mediadoras.

Urbanização e decomposição

Nos riachos impactados foram observados menores valores de decomposição em *M. speciosa*, e em menor grau em *C. trinervia*. Nestes riachos, não foram observados espécimes dos fragmentadores *Phylloicus* e *Triplectides* nas amostras de nenhuma das espécies vegetais. Estes Trichoptera geralmente são sensíveis aos impactos urbanos (elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio total, baixa disponibilidade de oxigênio, elevada temperatura da água, elevada porcentagem de área impermeável e remoção da vegetação ciliar) (Schueler 1994, Couceiro et al. 2007). Woodward et al. (2012), estudando 100 riachos em um gradiente de aumento de nutrientes resultante da degradação ambiental, observaram efeitos negativos da elevada concentração de fósforo e nitrogênio sobre os fragmentadores e, conseqüentemente, menor taxa de decomposição foliar. No presente estudo, a fauna dos riachos impactados foi composta principalmente de Chironomidae (predominantemente *Chironomus* spp.) e oligoquetos. Estes organismos foram registrados em elevada densidade nos detritos, no entanto, por se alimentarem principalmente de matéria orgânica particulada fina, possuem pouca influência sobre a decomposição foliar (Walsh et al., 2005).

Além da ausência de fragmentadores nos riachos impactados, não foi observado aumento da biomassa microbiana e de fungos nesses riachos. Vários estudos observaram o aumento da biomassa microbiana e elevadas taxas de decomposição em ambientes com enriquecimento de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (Pascoal et al. 2001, Gulis e Suberkropp 2003, Pascoal et al. 2003, 2009). No entanto, no presente estudo as maiores taxas de decomposição foram registradas nos riachos referência, onde as concentrações de nutrientes foram baixas,

indicando que a urbanização pode prejudicar o funcionamento dos ecossistemas. Os elevados valores dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) nos riachos impactados foram associados com baixos valores de oxigênio ($r = - 0,78$). A baixa disponibilidade de oxigênio pode inibir o estímulo positivo de nitrogênio sobre a atividade e biomassa microbiana, além de excluir algumas espécies de hifomicetos aquáticos (Pascoal e Cássio 2004, Medeiros et al. 2009, Krauss et al. 2011).

Efeito dos fragmentadores sobre a decomposição

Os fragmentadores não foram importantes para a decomposição das folhas de *C. trinervia*. Esta espécie possui folhas duras, o que pode ter dificultado a colonização pelos fragmentadores. Estudos anteriores em riachos da região temperada e tropical observaram pouco efeito dos fragmentadores sobre as folhas duras (Rincón e Martínez 2006, Li e Dudgeon 2008, Graça e Cressa 2010). Folhas duras geralmente necessitam de longos períodos de condicionamento por micro-organismos até que se tornem mais palatáveis para os fragmentadores (Gonçalves et al. 2006b), pois estes invertebrados têm grande dificuldade em quebrar a lignina e celulose (Graça, 2001). Em contraste com a baixa importância dos fragmentadores para *C. trinervia*, esses invertebrados exerceram forte efeito direto sobre as taxas de decomposição de *M. speciosa*. Isso ocorreu apesar da baixa abundância e biomassa dos fragmentadores. Estudos anteriores sobre a decomposição de *M. speciosa* na mesma região, demonstraram que esta espécie se decompõe rapidamente e que é prontamente colonizada por fragmentadores (Landeiro et al. 2008, 2010).

No presente estudo, foram utilizadas folhas verdes de *M. speciosa* e folhas senescentes de *C. trinervia*. Este fato, pode potencialmente influenciar a colonização por fragmentadores, pois as folhas verdes são geralmente mais palatáveis do que folhas senescentes, devido às suas maiores concentrações de nitrogênio, proteínas, carboidratos e lipídios (Cummins e Klug 1979). No entanto, Kochi e Yanai (2006), em riachos do Japão, utilizaram folhas verdes e senescentes de *Acer mono* Maxim. e *Alnus hirsuta* Turcz. e, não observaram diferenças significativas na colonização por fragmentadores, mesmo com as folhas verdes e senescentes diferindo em dureza. Assim, embora não seja possível descartar que a maior decomposição e colonização dos fragmentadores em *M. speciosa* foi consequência do uso de folhas verdes, este artefato não é muito provável.

Efeito da biomassa microbiana e de s fungos sobre a decomposição

A biomassa de fungos afetou positivamente a decomposição da folha mais macia (*M. speciosa*), no entanto, a magnitude do efeito foi mais baixa do que a exercida pelos fragmentadores. A ação dos fragmentadores não foi significativa para a folha mais dura (*C. trinervia*); a maior parte da decomposição foi realizada por fungos. Estudos anteriores realizados na região Temperada demonstraram que os fungos apresentam papel dominante na decomposição, e podem representar até 96% da biomassa microbiana nos detritos (Baldy et al. 1995, Findlay et al. 2002, Das et al. 2007). A maioria dos estudos que quantificaram a biomassa fúngica observaram relações positivas com as taxas de decomposição das folhas (Pascoal e Cássio 2004, Imberger et al. 2008, Lecerf e Chauvet 2008). Para riachos tropicais, existem algumas indicações de que os fragmentadores são pouco diversificados e abundantes em relação à região Temperada, assim, a decomposição da matéria orgânica nesses riachos é atribuída principalmente aos fungos, organismos que são capazes de degradar polissacarídeos complexos (Irons et al. 1994, Dobson et al. 2002).

A biomassa microbiana não foi importante na decomposição das folhas das duas espécies de plantas. Os valores de ATP representam a biomassa de diversos micro-organismos, incluindo fungos. Vários estudos utilizaram a relação de ATP e ergosterol para obter a participação dos fungos na biomassa microbiana (Suberkropp et al 1993, Ruzicka et al. 2000, Abelho 2009). No presente estudo, foi registrada baixa relação entre estas duas variáveis ($r < 0,1$) para ambas as espécies de plantas, indicando que os fungos podem não ser os principais micro-organismos sobre a biomassa de ATP no presente estudo. Após 46 dias de incubação das folhas, Abelho (2009) observou baixa relação entre o ergosterol e ATP ($r = 0,04$), e atribuiu este resultado à maior importância das bactérias e outros micro-organismos que não fungos na biomassa microbiana.

Em um rio enriquecido por nutrientes, com baixos valores de oxigênio e elevada sedimentação, Pascoal et al. (2009) observaram baixa atividade de fungos e aumento da produção bacteriana. No presente estudo, não foi observado aumento da biomassa microbiana nos riachos impactados em comparação com os de referência. No entanto, nos riachos impactados pode ter ocorrido substituição de fungos por coliformes e bactérias nitrificantes na biomassa total de microrganismos (ATP). Estas bactérias estão presentes em elevadas densidades em riachos

impactados (Paul e Meyer 2001) e são menos eficientes na decomposição de folhas. Além disso, protistas também podem ter substituído fungos na biomassa de ATP (Gonçalves et al. 2006a).

Contrariando uma das hipóteses do presente estudo, a biomassa microbiana e de fungos não afetou a decomposição indiretamente através de seus efeitos positivos sobre os fragmentadores. Fungos e bactérias são capazes de degradar o carbono da folha e acumular nutrientes no detrito, tornando-o mais palatável para os fragmentadores (Gessner et al., 1999). Explicações plausíveis para a ausência da relação podem estar na natureza das espécies de folhas estudadas. *Coussapoa trinervia* é uma espécie com folhas duras, que poucos fragmentadores foram capazes de colonizar. Assim, o aumento potencial da palatabilidade não foi suficiente para permitir elevada colonização pelos fragmentadores. Por outro lado, a maior abundância de fragmentadores na folha macia de *M. speciosa* (~ 3 vezes maior em relação a *C. trinervia*) pode ter ocorrido de forma independente da colonização fúngica. Esta especulação baseia-se no estudo de Landeiro et al. (2008), que observaram a colonização desta espécie vegetal por fragmentadores logo após um dia a sua incubação no riacho.

Efeito da velocidade da água sobre a decomposição

A velocidade da água geralmente possui efeito positivo sobre a decomposição de folhas, devido ao aumento da fragmentação física (Paul et al. 2006, Dewson et al. 2007). No presente estudo, o efeito direto foi fraco para *C. trinervia* e ausente para *M. speciosa*. No entanto, estes resultados devem ser interpretados com cuidado, pois nos riachos impactados todos os sacos de detrito foram soterrados e, portanto, não foram submetidos à mesma velocidade da água, que foi medida na superfície (Sponseller e Benfield 2001, Navel et al. 2010). Além disso, o soterramento dos sacos de detrito pode ter ocorrido devido à metodologia utilizada, uma vez que no ambiente natural seria esperado o carreamento dos detritos à jusante, onde a decomposição foliar poderia seguir um caminho diferente do observado no presente estudo.

Além do efeito direto, a velocidade da água pode afetar a decomposição pelo efeito indireto sobre os organismos. Por exemplo, o aumento da velocidade da água pode aumentar a turbulência e oxigenação da água, o que pode resultar em aumento da produção cumulativa de conídias, biomassa e número de espécies de fungos, e aumento da taxa de decomposição (Ferreira e Graça 2006, Schlieff e Mutz 2009). No entanto, no presente estudo foi observado efeito negativo da velocidade da água sobre a biomassa de fungos em *C. trinervia* e efeito não significativo em

M. speciosa. Novamente, este efeito não esperado pode estar relacionado com o soterramento dos sacos de detrito, devido à urbanização.

Um segundo efeito indireto da velocidade da água seria sua influência negativa sobre a biomassa de fragmentadores. No presente estudo foram observados fracos efeitos negativos da velocidade da água sobre os fragmentadores. Isto pode ser interpretado de acordo com a história natural dos grupos de fragmentadores considerados no estudo. Apenas dois gêneros de Trichoptera foram considerados como fragmentadores, e embora as espécies de *Phylloicus* e *Triplectides* sejam encontradas tanto em corredeiras como em remansos, são registrados em maiores densidades em locais com baixa correnteza (Prather 2003, Landeiro et al. 2008, 2010).

Nos riachos urbanos o efeito positivo dos fragmentadores sobre a decomposição pode depender da espécie de planta. Por outro lado, a biomassa fúngica mostrou efeitos positivos sobre a decomposição das duas espécies analisadas. Os efeitos destes dois grupos de organismos, contudo, foram afetados negativamente pelos efeitos da urbanização, retardando a decomposição foliar. A biomassa microbiana não afetou a decomposição de ambas as espécies vegetais. A velocidade da água teve pequeno efeito na decomposição das duas espécies de plantas, e isso pode ter sido um efeito indireto do grau de urbanização, devido à redução da fragmentação física pelo soterramento dos detritos nos riachos impactados. O presente estudo fornece evidências através de múltiplas vias diretas e indiretas que a urbanização pode retardar a decomposição foliar nos ambientes aquáticos. Assim, como pequenos riachos florestados dependem do processamento da matéria orgânica alóctone para a manutenção do funcionamento destes sistemas, o aumento da urbanização pode afetar toda a cadeia alimentar dos ambientes aquáticos da região Amazônica.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer à Cláudio S. Monteiro Jr., Jeferson O. Silva, Gizelle Amora e Valdeana S. Linard pelo auxílio nas coletas, Bianca M.P. Ottoni pela ajuda na realização das análises de ATP e ergosterol, Vivian C. Oliveira pela preparação do mapa, Luciano F. Sgarbi pela ajuda com o *script* do R para a análise de PCA, Philip M. Fearnside pela revisão de inglês do manuscrito, Marcelo Moreira e à Fundação Vitória Amazônica pelas imagens de Landsat e análises de desmatamento e TIA. O Laboratório de Recursos Hídricos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia realizou as análises de nitrogênio e fósforo. RTM recebeu bolsa de

doutorado (proc. 143624/2009-1), ASM e NH receberam “*grants*” (procs. 558187/2009-9 e 504223/2010-0, respectivamente) e bolsas de pesquisa (procs. 307479/2011-0 e 306328/2010-0) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Os projetos CT-Amazônia/CNPq (Proc. 575875/2008-9), Pronex/CNPq/Fapeam – Insetos aquáticos e INCT/ADAPTA – Amazônia forneceram suporte para os experimentos em campo e as análises em laboratório.

Literatura Citada

- Abelho, M. 2005. Extraction and quantification of ATP as a measure of microbial biomass. Pages 189-197 in M. A. S Graça, F. Bärlocher, and M. O. Gessner (editors). *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, Dordrecht, South Holland.
- Abelho, M. 2009. ATP and ergosterol as indicators of fungal biomass during leaf decomposition in streams: a comparative study. *International Review of Hydrobiology* 94:3-15.
- Baldy, V., M. O. Gessner, and E. Chauvet. 1995. Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. *Oikos* 74:93-102.
- Chadwick, M. A., D. R. Dobberfuhl, A. C. Benke, A. D. Huryn, K. Suberkropp, and J. E. Thiele. 2006. Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. *Ecological Applications* 16:1796-1807.
- Chergui, H., and E. Pattee. 1990. The influence of season on the breakdown of submerged leaves. *Archiv für Hydrobiologie* 120:1-12.
- Couceiro, S. R. M., N. Hamada, S. L. B. Luz, B. R. Forsberg, and T. P. Pimentel. 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575:271-284.
- Cummins, K. W., and M. J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10:147-172.
- Das, M., T. V. Royer, and L. G. Leff. 2007. Diversity of fungi, bacteria, and actinomycetes on leaves decomposing in a stream. *Applied and Environmental Microbiology* 73:756-767.

- Dewson, Z. S., A. B. W. James, and R. G. De'ath. 2007. Stream ecosystem functioning under reduced flow conditions. *Ecological Applications* 17:1797-1808.
- Dobson, M., A. Magana, J. M. Mathooko, and F. K. Ndegwa. 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology* 47:909-919.
- Encalada, A. C., J. Calles, V. Ferreira, C. M. Canhoto, and M. A. S. Graça. 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology* 55:1719-1733.
- England, L. E., and A. D. Rosemond. 2004. Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. *Freshwater Biology* 49:721-734.
- Fenoglio, S., T. Bo, M. Cucco, and G. Malacarne. 2006. Leaf breakdown patterns in a NW Italian stream: effect of leaf type, environmental conditions and patch size. *Biologia – Section Zoology* 61:555-563.
- Ferreira, V., and E. Chauvet. 2011. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. *Global Change Biology* 17:551-564.
- Ferreira, V., A. C. Encalada, and M. A. S. Graça. 2012. Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshwater Science* 31:945-962.
- Ferreira, V., and M. A. S. Graça. 2006. Do Invertebrate activity and current velocity affect fungal assemblage structure in leaves? *International Review of Hydrobiology* 91:1-14.
- Findlay, S., J. Tank, S. Dyl, H. M. Valett, P. J. Mulholland, W. H. McDowell, S. L. Johnson, S. K. Hamilton, J. Edmonds, W. K. Dodds, and W. B. Bowden. 2002. A cross-system comparison of bacterial and fungal biomass in detritus pools of headwater streams. *Microbial Ecology* 43:55-66.
- Gessner, M. O. 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass. Pages 115-121 *in* M. A. S. Graça, F. Bärlocher, and M.O. Gessner (editors). *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, Dordrecht, South Holland.
- Gessner, M. O., E. Chauvet, and M. Dobson. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85:377-384.

- Gonçalves, J. F., M. A. Graça, and M. Callisto. 2006a. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society* 25:344-355.
- Gonçalves, J. F., J. S. França, A. O. Medeiros, C. A. Rosa, and M. Callisto. 2006b. Leaf breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology* 91:164-177.
- Graça, M. A. S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - a review. *International Revue Hydrobiologie* 86:383-393.
- Graça, M. A. S., and C. Cressa. 2010. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *International Review of Hydrobiology* 95:27-41.
- Grace, J. B. 2006. *Structural equation modeling and natural systems*. 1st edition. Cambridge University Press, New York, New York.
- Gulis, V., and K. Suberkropp. 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology* 48:123-134.
- Hamada, N., and R. L. M. Ferreira-Keppler. 2012. *Guia ilustrado de insetos aquáticos e semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke*. 1st edição. EDUA, Manaus, Amazonas.
- Imberger, S. J., C. J. Walsh, and M. R. Grace. 2008. More microbial activity, not abrasive flow or shredder abundance, accelerates breakdown of labile leaf litter in urban streams. *Journal of the North American Benthological Society* 27:549-561.
- Irons, J. G., M. W. Oswood, R. J. Stout, and C. M. Pringle. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology* 32:401-411.
- Kochi, K., and S. Yanai. 2006. Shredder colonization and decomposition of green and senescent leaves during summer in a headwater stream in northern Japan. *Ecological Research* 21:544-550.
- Kominoski, J. S., and A. D. Rosemond. 2012. Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. *Freshwater Science* 31:51-68.
- Krauss, G. J., M. Solé, G. Krauss, D. Schlosser, D. Wesenberg, and F. Bärlocher. 2011. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. *Federation of European Microbiological Societies: Microbiology Review* 35:620-651.

- Landeiro, V. L., N. Hamada, N., and A. S. Melo. 2008. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian “terra firme” streams. *Fundamental and Applied Limnology* 172:49-58.
- Landeiro, V. L., N. Hamada, B. S. Godoy, and A. S. Melo. 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 649:355-363.
- Lecerf, A., and E. Chauvet. 2008. Diversity and functions of leaf-decaying fungi in human-altered streams. *Freshwater Biology* 53:1658-1672.
- Li, A. O. Y., and D. Dudgeon. 2008. The effects of leaf litter characteristics on feeding and fitness of a tropical stream shredder, *Anisocentropus maculatus* (Trichoptera: Calamoceratidae). *Marine and Freshwater Research* 59:897-901.
- Medeiros, A. O., C. Pascoal, and M. A. S. Graça. 2009. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology* 54:142-149.
- Miller, E. M. 2013. Local- and landscape-level controls on coarse particulate organic matter retention in urban and forested small streams of central Massachusetts. *Freshwater Science* 32:576-585.
- Navel, S., F. Mermillod-Blondin, B. Montuelle, E. Chauvet, L. Simon, C. Piscart, P. Marmonier. 2010. Interactions between fauna and sediment control the breakdown of plant matter in river sediments. *Freshwater Biology* 55:753-766.
- Onoda, Y., M. Westoby, P. B. Adler, A. M. F. Choong, F. J. Clissold, J. H. C. Cornelissen, S. Díaz, N. J. Dominy, A. Elgart, L. Enrico, P. V. A. Fine, J. J. Howard, A. Jalili, K. Kitajima, H. Kurokawa, C. McArthur, P. W. Lucas, L. Markesteijn, Natalia Pérez-Harguindeguy, L. Poorter, L. Richards, L. S. Santiago, E. E. Sosinski, S. A. Van Bael, D. I. Warton, I. J. Wright, S. J. Wright, and N. Yamashita. 2011. Global patterns of leaf mechanical properties. *Ecology Letters* 14:301-312.
- Pascoal, C., and F. Cássio. 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology* 70:5266-5273.
- Pascoal, C., F. Cássio, and P. Gomes. 2001. Leaf breakdown rates: a measure of water quality? *International Review of Hydrobiology* 86:407-416.

- Pascoal, C., F. Cássio, A. Marcotegui, B. Sanz, and P. Gomes. 2009. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *Journal of the North American Benthological Society* 24:784-797.
- Pascoal, C., M. Pinho, F. Cássio, and P. Gomes. 2003. Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. *Freshwater Biology* 48:2033-2044.
- Paul, M. J., and J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:333-365.
- Paul, M. J., J. L. Meyer, and C. A. Couch. 2006. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. *Freshwater Biology* 51:1684-1695.
- Pes, A. M. O., N. Hamada, and J. L. Nessimian. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49:181-204.
- Petersen, R. C., and K. W. Cummins. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4:343-368.
- Petersen, I., Z. Masters, A. G. Hildrew, and S. J. Ormerod. 2004. Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology* 41:934-950.
- Pettit, N. E., T. Davies, J. B. Fellman, P. F. Grierson, D. M. Warfe, and P. M. Davies. 2012. Leaf litter chemistry, decomposition and assimilation by macroinvertebrates in two tropical streams. *Hydrobiologia* 680:63-77.
- Pozo, J., J. Casas, M. Menéndez, S. Mollá, I. Arostegui, A. Basaguren, C. Casado, E. Descals, J. García-Avilés, J. M. González, A. Larrañaga, E. López, M. Lusi, O. Moya, J. Pérez, T. Riera, N. Roblas, and M. J. Salinas. 2011. Leaf-litter decomposition in headwater streams: a comparison of the process among four climatic regions. *Journal of the North American Benthological Society* 30:935-950.
- Prather, A. L. 2003. Revision of the neotropical caddisfly genus *Phylloicus* (Trichoptera: Calamoceratidae). *Zootaxa* 275:1-214.
- R Core Team. 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Version 2.15.2. (Available from: <http://cran.r-project.org>).

- Rincón, J., and Martínez, I. 2006. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae). *Journal of the North American Benthological Society* 25:209-215.
- Rosseel, Y. 2012. lavaan: An R package for structural equation modeling. *Journal of Statistical Software* 48:1-36.
- Roy, A. H., C. L. Faust, M. C. Freeman, and J. L. Meyer. 2005. Reach-scale effects of riparian forest cover on urban stream ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:2312-2329.
- Ruzicka, S., D. Edgerton, M. Norman, and T. Hill. 2000. The utility of ergosterol as a bioindicator of fungi in temperate soils. *Soil Biology and Biochemistry* 32:989-1005.
- Schlief, J., and M. Mutz. 2009. Effect of sudden flow reduction on the decomposition of alder leaves (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) in a temperate lowland stream: a mesocosm study. *Hydrobiologia* 624:205-217.
- Schueler, T. R. 1994. The importance of imperviousness. *Watershed Protection Techniques* 1:100-111.
- Shipley, B. 2004. Cause and correlation in biology: A user's guide to path analysis, structural equations and causal inference. Cambridge University Press, New York, New York.
- Sponseller, R. A., and E. F. Benfield. 2001. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. *Journal of the North American Benthological Society* 20:44-59.
- Suberkropp, K., M. O. Gessner, and E. Chauvet. 1993. Comparison of ATP and ergosterol as indicators of fungal biomass associated with decomposing leaves in streams. *Applied and Environmental Microbiology* 59:3367-3372.
- Suberkropp, K., V. Gulis, A. D. Rosemond, and J. P. Benstead. 2010. Ecosystem and physiological scales of microbial responses to nutrients in a detritus-based stream: Results of a 5-year continuous enrichment. *Limnology and Oceanography* 55:149-160.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Marine Chemistry* 10:109-222.
- Walsh, C. J., A. H. Roy, J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman, and R. P. Morgan. 2005. The urban syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24:706-723.

Woodward, G., M. O. Gessner, P. S. Giller, V. Gulis, S. Hladyz, A. Lecerf, B. Malmqvist, B. G. McKie, S. D. Tiegs, H. Cariss, M. Dobson, A. Elosegı, V. Ferreira, M. A. S. Graça, T. Fleituch, J. O. Lacoursière, M. Nistorescu, J. Pozo, G. Risnoveanu, M. Schindler, A. Vadineanu, L. B. M. Vought, and E. Chauvet. 2012. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science* 336:1438-1440.

Anexo 1- Média e desvio padrão da abundância de invertebrados aquáticos nos sacos de detrito com folhas de *Coussapoa trinervia* e *Mabea speciosa* em 42 riachos em Manaus, Brasil.

		<i>Coussapoa trinervia</i>		<i>Mabea speciosa</i>	
		Referência	Impactado	Referência	Impactado
Blattaria	Blaberidae	0,18 ± 0,73	-	-	-
Coleoptera	Dytiscidae	0,06 ± 0,24	-	0,06 ± 0,24	-
	Elmidae	2,18 ± 3,34	0,05 ± 0,21	8,44 ± 8,58	-
	Hydrophilidae	-	-	0,06 ± 0,24	-
	Noteridae	-	-	0,22 ± 0,55	-
	Scirtidae	0,24 ± 0,66	-	0,44 ± 1,25	-
Diptera	Chaoboridae	-	0,05 ± 0,21	0,06 ± 0,24	-
	Chironomidae	150,59 ± 109,46	22,29 ± 61,76	334,83 ± 261,74	72,65 ± 244,80
	Ceratopogonidae	2,18 ± 2,32	3,14 ± 12,40	4,61 ± 7,33	0,45 ± 1,37
	Culicidae	0,06 ± 0,24	0,05 ± 0,21	0,17 ± 0,71	-
	Empididae	0,06 ± 0,24	-	0,22 ± 0,73	-
	Ephydriidae	-	2,59 ± 10,17	-	1,32 ± 2,57
	Psychodidae	0,18 ± 0,73	24,08 ± 75,00	1,06 ± 3,58	17,73 ± 24,57
	Simuliidae	0,47 ± 1,18	-	1,61 ± 3,66	-
	Syrphidae	-	0,23 ± 0,43	-	0,23 ± 0,53
	Tipulidae	0,35 ± 0,61	-	0,11 ± 0,32	-
Ephemeroptera	Baetidae	1,47 ± 2,74	-	1,11 ± 1,68	-
	Caenidae	0,35 ± 1,22	-	0,22 ± 0,73	-
	Leptophlebiidae	3,94 ± 5,66	-	6,89 ± 9,17	-
	Leptohyphidae	0,71 ± 1,53	-	2,33 ± 3,69	-
	Polymitarcyidae	-	-	0,06 ± 0,24	-
Heteroptera	Gerridae	-	-	0,11 ± 0,47	-
	Veliidae	-	-	0,06 ± 0,24	-
Megaloptera	Corydalidae	-	-	0,22 ± 0,55	-
Odonata	Aeshnidae	0,18 ± 0,73	-	-	-

Continuação Anexo 1

	Calopterygidae	0,35 ± 0,77	-	0,44 ± 1,16	-
	Coenagrionidae	0,18 ± 0,39	-	0,22 ± 0,55	-
	Dicteriadidae	0,12 ± 0,33	-	0,11 ± 0,32	-
	Gomphidae	0,06 ± 0,24	-	0,11 ± 0,32	-
	Libellulidae	0,12 ± 0,33	-	0,11 ± 0,32	-
	Megapodagrionidae	-	-	0,06 ± 0,24	-
Plecoptera	Perlidae	0,35 ± 0,83	-	3,11 ± 5,89	-
Trichoptera	Calamoceratidae	0,24 ± 0,66	-	0,72 ± 0,89	-
	Glossosomatidae	0,18 ± 0,53	-	0,50 ± 1,04	-
	Helicopsychidae	1,18 ± 1,74	-	1,56 ± 2,53	-
	Hydrobiosidae	-	-	0,06 ± 0,24	-
	Hydroptilidae	0,29 ± 1,21	-	0,94 ± 1,55	-
	Hydropsychidae	2,06 ± 5,92	-	1,83 ± 3,05	-
	Odontoceridae	2,06 ± 2,73	-	4,61 ± 4,94	-
	Polycentropodidae	0,65 ± 1,22	-	1,56 ± 2,83	-
	Leptoceridae	0,24 ± 0,56	-	0,72 ± 1,87	-
Oligochaeta	Naididae	3,41 ± 10,16	31,82 ± 85,42	13,28 ± 37,62	17,32 ± 46,78
Decapoda	Palaemonidae	0,24 ± 0,44	-	1,28 ± 1,64	-
Hirudinea		4,47 ± 15,48	5,14 ± 16,51	4,17 ± 16,71	33,22 ± 128,38
Mollusca		0,35 ± 1,46	0,32 ± 0,48	0,28 ± 0,96	0,32 ± 0,57
Nematoda		-	-	-	0,05 ± 0,21

Capítulo 3

Martins, R.T.; Melo, A.S.; Gonçalves Jr., J.F. & Hamada, N. **Estimativa da massa seca de *Phylloicus elektoros* (Trichoptera: Calamoceratidae) em um riacho da Reserva Ducke, Manaus-Amazonas.** Submetido à *Zoologia*.

Estimativa da massa seca de *Phylloicus elektoros* (Trichoptera: Calamoceratidae) em um riacho da Reserva Ducke, Manaus-Amazonas

Resumo

A biomassa de invertebrados aquáticos é uma importante informação utilizada frequentemente em estudos de ecologia e biologia. A biomassa pode ser determinada por modelos de regressão entre as medidas do corpo e do abrigo com a massa seca. A relação entre medidas corporais e do abrigo com a biomassa de *Phylloicus elektoros* Prather, 2003 foi analisada usando regressões linear, exponencial e potência. Utilizando validação cruzada, foi avaliado o poder de predição dos modelos obtidos no presente estudo. Também foi avaliado o poder de predição dos modelos desenvolvidos para *Phylloicus* sp. do sudeste do Brasil. Como preditor da massa seca foram utilizadas quatro medidas corporais (largura da cápsula cefálica, distância interocular, comprimento do corpo e do pronoto) de 152 larvas e duas medidas do abrigo (largura e comprimento) de 45 abrigos. Para todas as classes de modelos, a largura do abrigo apresentou o melhor ajuste com a biomassa. O comprimento do corpo foi a medida corporal que forneceu as melhores predições de biomassa. O modelo de potência apresentou o melhor ajuste entre as medidas corporais e do abrigo com a biomassa. No entanto, os modelos exponenciais também forneceram boas estimativas de biomassa. Para os modelos obtidos no presente estudo foi observado elevado ajuste entre as medidas corporais e do abrigo com a biomassa, no entanto, o poder de predição dos modelos foi baixo (~40%). Os valores de biomassa preditos usando o modelo proposto na literatura foram ~75% menores que os valores observados. Dessa forma, não é recomendado o uso de modelos propostos na literatura para prever a biomassa de organismos de diferentes regiões.

Palavras-chave: biomassa; medidas corporais; medidas do abrigo; modelos de regressão; relação alométrica.

Introdução

A densidade de espécies é utilizada em vários estudos ecológicos como uma medida de importância ecológica. No entanto, diferentes espécies que habitam o mesmo local podem possuir tamanhos distintos e, portanto, diferir em importância no funcionamento do ecossistema (WOODWARD *et al.* 2005). A biomassa de invertebrados aquáticos tem sido utilizada em estudos ecológicos para determinação da produção secundária, transferência de energia na cadeia alimentar, história de vida e taxa de crescimento (BENKE 1996, BURGHERR & MEYER 1997). A biomassa também pode ser utilizada para avaliar a proporção de grupos funcionais em diferentes locais ao longo de gradientes ambientais (ex.: Conceito do Contínuo Fluvial; VANNOTE *et al.* 1980), e em estudos para avaliar impactos antrópicos e decomposição de folhas (MASON JR. *et al.* 1983, LIGEIRO *et al.* 2010).

Embora a biomassa seja importante para diversos processos ecológicos, sua determinação não é fácil (RADTKE & WILLIAMSON 2005). A determinação da biomassa pode ser realizada diretamente, pesando os indivíduos, ou indiretamente, pela determinação do biovolume, ou através da relação entre medidas corporais e a massa seca (BENKE *et al.* 1999). A estimativa da biomassa utilizando medidas corporais é mais rápida e mais precisa em relação aos métodos de biovolume e pesagem direta, especialmente para invertebrados pequenos (BURGHERR & MEYER 1997, BRADY & NOSKE 2006). Além disso, quando é utilizada a estimativa através de medidas corporais, podem ser realizados estudos adicionais (ex.: análises moleculares) utilizando o mesmo material, pois não é necessário secar todos os indivíduos (TOWERS *et al.* 1994).

Os principais problemas para a determinação da biomassa estão relacionados ao processo de amostragem, manuseio da amostra, secagem do material, e também ao período e método de preservação do indivíduo (MASON JR. *et al.* 1983, LEUVEN *et al.* 1985, WETZEL *et al.* 2005). Além disso, regressões entre medidas corporais e massa seca geralmente são táxon-específicas e dependem da área geográfica estudada, devido às diferenças genéticas dos indivíduos ou às condições ambientais (BENKE *et al.* 1999). Assim, deve-se tomar cuidado ao extrapolar modelos de regressões para populações de diferentes regiões (BURGHERR & MEYER 1997).

As espécies de *Phylloicus* (Trichoptera: Calamoceratidae) são importantes fragmentadores de folhas em riachos tropicais (LANDEIRO *et al.* 2010), e foram utilizados em vários estudos de laboratório que avaliam o consumo de folhas e a construção de abrigos utilizando diferentes

espécies vegetais (GRAÇA *et al.* 2001, RINCÓN & MARTÍNEZ 2006, MORETTI *et al.* 2009). Na região tropical, estudos para estimar a biomassa deste gênero de Thichoptera foram realizados somente na Venezuela (CRESSA 1999 a) e no sudeste do Brasil (BECKER *et al.* 2009). Para a região Amazônica, não há modelos de regressão para estimar a biomassa de *Phylloicus* a partir de medidas corporais ou do abrigo. No presente estudo, a relação entre as medidas corporais e do abrigo com a biomassa de *Phylloicus elektoros* Prather, 2003 de um riacho da Reserva Ducke-AM foi avaliada utilizando modelos de regressão linear, exponencial e potência. O poder de predição dos modelos obtidos foi avaliado por validação cruzada. Também foi avaliado o poder de predição de modelos publicados para *Phylloicus* sp. do sudeste do Brasil na determinação da biomassa dos indivíduos de *P. elektoros*.

Material e Métodos

As larvas de *P. elektoros* foram coletadas em setembro de 2012 (período seco) no riacho do Barro Branco, localizado na Reserva Ducke (02° 55' e 03° 01'S, 59° 53' e 59° 59'W) no município de Manaus, AM. A reserva possui aproximadamente 10.000 ha de floresta de terra firme (RIBEIRO *et al.* 1999). O riacho do Barro Branco possui densa vegetação ripária, águas ácidas (pH = 4,63 ± 0,08), elevada concentração de oxigênio dissolvido (6,62 ± 0,06 mg/L), baixa condutividade elétrica (10,71 ± 0,41 µS/cm) e temperatura média de 24,52 ± 0,52 °C.

Cento e cinquenta e duas larvas de diferentes tamanhos foram localizadas, coletadas manualmente e transportadas para o laboratório. No laboratório, os indivíduos foram removidos dos abrigos e preservados individualmente em álcool 80% em congelador a - 20 °C durante dois meses, antes da realização das análises.

Foram utilizadas quatro medidas corporais como preditoras da biomassa: comprimento do corpo, comprimento do pronoto, distância interocular e largura da cápsula cefálica. O comprimento do corpo foi medido como sendo a distância entre a porção anterior da cabeça até a porção posterior do abdome. A largura da cápsula cefálica foi determinada como a maior distância entre os dois pontos mais extremos da cápsula cefálica. A distância interocular foi medida na menor distância entre os olhos. O comprimento do pronoto foi medido ao longo da linha ecdisial mediana. A determinação das medidas corporais seguiu os estudos de BECKER (2005) e BECKER *et al.* (2009). Para estimar a biomassa, também foi determinado o comprimento

(porção ventral) e a largura (maior largura) do abrigo, uma vez que os indivíduos de *Phylloicus* são geralmente coletados com seus abrigos de folhas vegetais (CRESSA 1999a).

A determinação das medidas corporais foi realizada utilizando imagens obtidas em estereomicroscópio Leica M165 (acurácia = 0,001 mm). Posteriormente, as larvas foram secas em estufa a 60 °C por 48 h (MEYER 1989), resfriadas em dessecador por 24 h (CRESSA 1999a, b) e pesadas individualmente (acurácia = 0,01 mg). Em poucos casos as medidas corporais não foram registradas, pois as larvas estavam quebradas ou muito curvadas, o que poderia resultar em imprecisão. As medidas dos abrigos foram obtidas para 45 larvas.

Para determinação do melhor ajuste entre as medidas corporais e do abrigo com a biomassa de *P. elektoros* foram utilizados três modelos de regressão: linear ($y = a + b * x$), exponencial ($y = a * e^{bx}$; na forma linear: $\ln y = \ln a + b * x$) e potência ($y = a * x^b$; na forma linear: $\ln y = \ln a + b * \ln x$), onde y é a massa (mg), x é a medida do corpo ou do abrigo (mm). Para expressar os modelos exponencial e de potência na forma linear os dados foram logaritimizadas (ln). O ajuste dos modelos de regressão foi avaliado através do coeficiente de determinação (r^2) (ZAR 2010).

Os coeficientes de determinação estimados a partir de uma amostra geralmente são mais elevados do que os coeficientes produzidos usando a mesma regressão, mas aplicada a diferentes dados amostrados. A avaliação adequada do poder preditivo de modelos deve ser feita usando a validação cruzada, isto é, como os resultados preditos por um modelo são comparáveis com os outros dados observados, mas que não foram utilizados para estimar o modelo. Para isso: 1) o conjunto de dados foi dividido aleatoriamente, na proporção 50: 50; 2) um dos subconjuntos (conjunto de treinamento) foi utilizado para a obtenção dos modelos de regressão exponencial e de potência; e 3) o segundo subconjunto (conjunto teste) foi usado para avaliar o poder de predição do modelo. Para avaliar se os modelos desenvolvidos para *Phylloicus* de outra região resultam em boas estimativas da biomassa de *P. elektoros*, foram utilizados os modelos de potência e exponencial propostos por BECKER *et al.* (2009) para uma população de *Phylloicus* sp. do sudeste do Brasil. Isto foi feito usando o conjunto teste (obtido na etapa 3 acima). A confiabilidade das duas estimativas (dados da validação cruzada e os dados utilizando o modelo de BECKER *et al.* [2009]) foram avaliadas pela comparação com a biomassa determinada diretamente pela pesagem da larva. Estas comparações foram feitas utilizando uma Análise de

Variância em bloco e um-fator (ANOVA). As larvas no conjunto teste foram consideradas os blocos na ANOVA. Como a divisão do conjunto de dados ocorreu de maneira aleatória, os resultados podem ser distintos. Assim, a validação cruzada, a predição utilizando os modelos de BECKER *et al.* (2009) e a ANOVA foram repetidas 100 vezes, e foram calculadas as médias dos resultados obtidos.

Resultados

O comprimento do corpo variou de 5,17 mm a 18,79 mm (Tabela I). A massa seca apresentou elevada variação, com valores de 0,80 a 125,70 mg (Tabela I). O coeficiente de variação foi similar para todas as medidas corporais (~ 25%). As medidas do abrigo apresentaram maior coeficiente de variação em relação às medidas corporais (Tabela I).

Tabela I. Variação, média, desvio padrão (SD), coeficiente de variação ($CV = (SD/média) \cdot 100$, em %) e número de observações (N) para a massa corporal e as medidas corporais e do abrigo de larvas de *Phylloicus elektoros* de um riacho da Reserva Ducke, Manaus-AM.

	Varição	Média	SD	CV	N
Medidas corporais					
Comprimento do corpo (mm)	5,17 - 18,79	12,62	3,22	25,52	150
Largura da cápsula cefálica (mm)	0,43 - 1,28	0,96	0,21	21,64	150
Distância interocular (mm)	0,19 - 0,80	0,58	0,14	23,84	150
Comprimento do pronoto (mm)	0,38 - 1,29	0,89	0,21	24,12	150
Medidas do abrigo					
Comprimento do abrigo (mm)	7,98 - 36,38	19,67	6,84	34,74	45
Largura do abrigo (mm)	2,79 - 9,52	6,17	1,86	30,10	45
Massa corporal					
Massa seca (mg)	0,80 - 125,70	26,69	23,17	86,80	152

Todos os modelos de regressão utilizados para estimar a biomassa de *P. elektoros* foram significativos ($p < 0,001$; Tabela II). O melhor ajuste entre a biomassa e as medidas corporais ou do abrigo foi obtido utilizando o modelo de potência, seguido pelos modelos exponencial e linear. Para as três classes de modelos, a largura do abrigo apresentou o melhor ajuste com a biomassa. O comprimento do corpo foi a medida corporal que forneceu o melhor ajuste em todas as classes de modelos (Tabela II).

Tabela II. Modelos linear, exponencial e de potência para a relação entre a massa seca (mg) e as medidas corporais e do abrigo (mm) das larvas de *Phylloicus elektoros* de um riacho da Reserva Ducke, Manaus-AM. DM = massa seca; BL = comprimento do corpo; HW = largura da cápsula cefálica; ID = distância interocular; PL = comprimento do pronoto; CL = comprimento do abrigo; CW = largura do abrigo. Para todos os modelos $p < 0,001$.

Função	Modelos	A	b	r²	N
Linear	DM~BL	-34,383	4,849	0,450	150
	DM~HW	-41,892	71,108	0,413	150
	DM~ID	-35,928	108,599	0,417	150
	DM~PL	-31,551	65,603	0,363	150
	DM~CL	-28,464	2,908	0,620	45
	DM~CW	-37,358	10,704	0,621	45
Exponencial	ln(DM)~BL	-0,408	0,258	0,662	150
	ln(DM)~HW	-0,850	3,848	0,637	150
	ln(DM)~ID	-0,562	5,938	0,657	150
	ln(DM)~PL	-0,348	3,600	0,569	150
	ln(DM)~CL	0,442	0,123	0,574	45
	ln(DM)~CW	-0,230	0,501	0,703	45
Potência	ln(DM)~ln(BL)	-4,558	2,967	0,676	150
	ln(DM)~ln(HW)	3,071	3,316	0,645	150
	ln(DM)~ln(ID)	4,555	2,893	0,657	150
	ln(DM)~ln(PL)	3,284	2,855	0,579	150
	ln(DM)~ln(CL)	-4,262	2,440	0,605	45
	ln(DM)~ln(CW)	-2,543	3,047	0,738	45

Foi registrada diferença significativa entre a biomassa predita utilizando o modelo de BECKER *et al.* (2009), nosso modelo de validação cruzada e a biomassa observada (Tabela III). A biomassa predita usando os modelos exponencial e de potência com dados da validação cruzada foi ~ 20% superiores em relação à biomassa observada (Tabela III). Por outro lado, a biomassa predita usando o modelo proposto por BECKER *et al.* (2009) foi subestimada em ~ 75% em relação aos valores observados.

Tabela III. Poder de predição dos modelos de validação cruzada e os modelos desenvolvidos por BECKER et al. (2009) para estimar a biomassa de *Phylloicus elektoros* de um riacho da Reserva Ducke, Manaus-AM. A diferença (%) indica a porcentagem de diferença entre os dados previstos e observados. Diferença positiva indica que os dados preditos foram maiores que os dados observados. Os valores de F e p referem-se ao teste realizado entre os valores observados e preditos. Nos casos em que os modelos de BECKER *et al.* (2009) foram disponíveis foi realizado uma Análise de Variância de bloco e um-fator. Para os casos restantes foi realizado um teste-t pareado. Em ambos os casos, a larvas foram consideradas os blocos (ou pares). Os valores são referentes à média obtida para as predições e testes repetidos por 100 vezes (ver Métodos). DM = massa seca; BL = comprimento do corpo; HW = largura da cápsula cefálica; ID = distância interocular; PL = comprimento do pronoto; CL = comprimento do abrigo; CW = largura do abrigo.

Modelo	Medidas do corpo e do abrigo	Diferença (%)		r ²		Análise de variância		
		Conjunto teste	Becker <i>et al.</i> (2009)	Conjunto teste	Becker <i>et al.</i> (2009)	F	gl	p
Exponencial	BL	19,29	-75,54	0,38	0,00	66,31	2,148	<0,001
	HW	23,20	-75,01	0,38	0,00	71,22	2,148	<0,001
	ID	21,50	-87,57	0,39	0,00	82,49	2,148	<0,001
	PL	26,74	-	0,31	-	5,44	1,74	0,136
	CL	43,08	-	0,18	-	2,71	1,22	0,348
	CW	26,54	-	0,00	-	3,72	1,22	0,289
Potência	BL	17,10	-77,08	0,42	0,00	71,05	2,148	< 0,001
	HW	22,16	-77,16	0,38	0,00	74,60	2,148	< 0,001
	ID	20,87	-90,85	0,37	0,00	87,10	2,148	< 0,001
	PL	28,89	-	0,31	-	5,69	1,74	0,155
	CL	35,27	-	0,51	-	3,35	1,22	0,304
	CW	17,50	-	0,45	-	3,26	1,22	0,344

Como esperado, os coeficientes de determinação usando valores preditos (ex.: validação cruzada) foram menores (Tabela III) em relação aos valores estimados utilizando o mesmo conjunto de dados (Tabela II). Os coeficientes de determinação da validação cruzada para as medidas corporais foram similares nos modelos exponencial e de potência. No entanto, os modelos de potência usando medidas dos abrigos foram superiores aos modelos exponenciais. As

predições da biomassa usando modelos para *Phylloicus* sp. propostos por BECKER *et al.* (2009) foram negativamente inclinados (em todos os casos $r^2 = 0$).

Discussão

O melhor modelo com medidas corporais foi obtido utilizando o comprimento do corpo, que explicou até 68% da variação da biomassa. Em estudos anteriores, o comprimento do corpo também forneceu boas estimativas da biomassa de diversas larvas de insetos aquáticos (SMOCK 1980, BENKE *et al.* 1999, GENKAI-KATO & MIYASAKA 2007). O comprimento do corpo também foi o melhor preditor da biomassa de uma população de *Phylloicus* sp. no sudeste do Brasil (BECKER *et al.* 2009). O abdome dos Trichoptera geralmente é menos esclerotizado em relação ao pronoto e à cápsula cefálica, e apresenta crescimento contínuo entre os diferentes instars, fornecendo assim melhor ajuste com a biomassa (BENKE *et al.* 1999).

A distância interocular e a largura da cápsula cefálica também forneceram elevados coeficientes de determinação. Estas medidas corporais foram selecionadas por CRESSA (1999a) e BECKER *et al.* (2009) como bons preditores da biomassa de *Phylloicus* sp.. De modo geral, estruturas esclerotizadas são menos sujeitas à quebra e deformação em relação ao comprimento do corpo, e com isso fornecem melhores estimativas da biomassa de organismos preservados (JOHNSTON & CUNJAK 1999). No entanto, os modelos de regressão utilizando estruturas esclerotizadas forneceram menores ajustes em relação ao comprimento do corpo. De acordo com NOLTE (1990), o uso de álcool 70% na preservação de Chironomidae influenciou pouco a forma das larvas. No presente estudo, não foram observadas grandes alterações na forma do corpo dos *P. elektoros* preservados em álcool 80%. Além disso, todos os *Phylloicus* foram individualizados antes da preservação em álcool, procedimento que provavelmente reduziu os danos aos indivíduos, que podem ter importante efeito na determinação da biomassa (RADTKE & WILLIAMSON 2005).

A preservação dos organismos em álcool, geralmente, é necessária devido ao grande volume de material coletado, e o longo tempo necessário para a triagem de invertebrados (LEUVEN *et al.* 1985, NOLTE 1990). No entanto, a preservação de insetos em álcool poderia resultar em perda de massa superior a 50% (HOWMILLER 1972). Esta elevada perda de massa, geralmente é resultado da dissolução de grandes quantidades de lipídios das larvas de insetos em

álcool (WETZEL *et al.* 2005). No presente estudo, os indivíduos foram preservados em álcool, no entanto, foram mantidos em baixa temperatura, procedimento que reduz a perda de massa do organismo (LEUVEN *et al.* 1985). Além disso, MÉTHOT *et al.* (2012) avaliaram a importância relativa do período de preservação, do método de preservação, do continente de origem, do pesquisador e do nível taxonômico na determinação da biomassa, e observaram que os efeitos da preservação foram pequenos e representaram menos do que 3% da variação total para a estimativa da biomassa.

As medidas do abrigo (comprimento e largura) forneceram boas estimativas da biomassa de *P. elektoros*. Outros estudos utilizaram eficientemente as medidas de abrigos construídos com grãos de areias ou com folhas para a predição da biomassa de outras espécies de Trichoptera (GRAFIUS & ANDERSON 1980, CRESSA 1999a, CAMPOS & GONZÁLEZ 2009). De acordo com CRESSA (1999a), a relação entre as medidas do abrigo e a biomassa é previsível, pois mudanças no tamanho do abrigo são influenciadas pelo crescimento do indivíduo. O alto ajuste fornecido pelos modelos com medidas do abrigo possibilita a medição do mesmo indivíduo em diversas ocasiões, permitindo a realização de estudos longitudinais (CRESSA 1999a).

Os modelos de potência forneceram os melhores ajustes entre a biomassa de *P. elektoros* e as medidas corporais e do abrigo, no entanto, os modelos exponenciais forneceram ajustes semelhantes aos modelos de potência. De acordo com WENZEL *et al.* (1990), a diferença entre a biomassa predita utilizando diferentes modelos de regressão tende a ser pequena e decresce com o aumento do número de indivíduos utilizados. O modelo de potência é o mais utilizado na literatura para estimar a biomassa de invertebrados (ex. SMOCK 1980, TOWERS *et al.* 1994, BURGHERR & MEYER 1997). No entanto, o modelo exponencial pode também proporcionar resultados satisfatórios para a relação entre a massa seca e as medidas do corpo (GONZÁLEZ *et al.* 2002, BECKER *et al.* 2009).

De acordo com COOIL *et al.* (1987), nem todos os modelos são capazes de fornecer bons ajustes e alto poder de predição. No presente estudo, os coeficientes de determinação dos modelos usando validação cruzada (conjunto teste) foram bastante inferiores quando comparados com os modelos estimados com os mesmos dados, indicando que a diferença entre a biomassa prevista e observada pode ser importante, e a previsão da biomassa pode não ser muito confiável.

Assim, embora o ajuste entre as medidas corporais e do abrigo com a biomassa de *P. elektoros* tenha sido elevado, o poder preditivo dos modelos foi baixo.

De acordo com WENZEL *et al.* (1990), as diferenças entre as biomassas estimada e observada fornecidas por um bom modelo devem ser menores do que 20%. Utilizando os modelos de potência e exponencial obtidos no presente estudo, a diferença entre a biomassa estimada e observada foi pouco superior a 20%. Por outro lado, a biomassa obtida através dos modelos da literatura (BECKER *et al.* 2009) foi subestimada em 75% em relação aos dados observados. Estudos anteriores indicaram que os modelos para as relações entre a biomassa e as medidas corporais dos insetos coletados em uma área específica não foram eficientes para a previsão de dados de outras regiões (JOHNSTON & CUNJAK 1999, MISERENDINO 2001). Isto ocorre principalmente pelas possíveis diferenças genéticas das populações, nas variáveis ambientais e na disponibilidade de alimento (BASSET & GLAZIER 1995, BURGHERR & MEYER 1997, BENKE *et al.* 1999, BAUMGÄRTNER & ROTHHAUPT 2003).

Os modelos de potência forneceram os melhores ajustes entre as medidas corporais e do abrigo com a massa seca de *P. elektoros*, embora o modelo exponencial também tenha fornecido boas estimativas de biomassa. Através da validação cruzada, foi observado que os modelos obtidos no presente estudo possuem baixa capacidade de prever a biomassa de *P. elektoros*. No entanto, a capacidade de previsão dos modelos propostos para outra região geográfica do Brasil foi ainda pior. Assim, não é recomendada a utilização de modelos da literatura para estimar a biomassa de espécies de regiões diferentes da área para onde foram propostos, sendo então necessário, para maior confiabilidade dos dados, a determinação da relação da massa com as medidas corporais para a população alvo do estudo.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a Dra. Ana M.O. Pes pela ajuda na identificação de *Phylloicus elektoros* e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas dos autores. RTM recebeu bolsa de doutorado (proc. 143624/2009-1), ASM e NH receberam “grants” (procs. 558187/2009-9 e 504223/2010-0, respectivamente) e bolsas de pesquisa (procs. 307479/2011-0 e 306328/2010-0). Os projetos CT-Amazônia/CNPq (Proc. 575875/2008-9), Pronex/CNPq/Fapeam – Insetos Aquáticos, INCT/ADAPTA – Amazônia e Pró-

equipamentos Institucional/CAPES apoiaram as coletas de campo e a aquisição do estereomicroscópio.

Referências

- BASSET, A. & D.S. GLAZIER. 1995. Resource limitation and intraspecific patterns of weight x length variation among spring detritivores. **Hydrobiologia** **316** (2): 127-137. doi: 10.1007/BF00016894.
- BAUMGÄRTNER, D. & K.O. ROTHHAUPT. 2003. Predictive length–dry mass regressions for freshwater invertebrates in a pre-alpine lake littoral. **International Review of Hydrobiology** **88** (5): 453-463. doi: 10.1002/iroh.200310632.
- BECKER, G. 2005. Life cycle of *Agapetus fuscipes* (Trichoptera, Glossosomatidae) in a first-order upland stream in central Germany. **Limnologica** **35** (1-2): 52-60. doi: 10.1016/j.limno.2005.01.003.
- BECKER, B.; M.S. MORETTI & M. CALLISTO. 2009. Length–dry mass relationships for a typical shredder in Brazilian streams (Trichoptera: Calamoceratidae). **Aquatic Insects** **31** (3): 227-234. doi: 10.1080/01650420902787549.
- BENKE, A. 1996. Secondary production of macroinvertebrates, p. 557-578. *In*: F.R. HAUER & G.A. LAMBERTI (Eds). **Methods in stream ecology**. New York, Academic Press, 896 p.
- BENKE, A.; A. HURYN; L. SMOCK & J. WALLACE. 1999. Length–mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. **Journal of the North American Benthological Society** **18** (3): 308-343. doi: 10.2307/1468447.
- BRADY, C.J. & R.A. NOSKE. 2006. Generalised regressions provide good estimates of insect and spider biomass in the monsoonal tropics of Australia. **Australian Journal of Entomology** **45** (3): 187-191. doi: 10.1111/j.1440-6055.2006.00533.x.
- BURGHERR, P. & E.I. MEYER. 1997. Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie** **139** (1): 101-112.
- CAMPOS, J. & J.M. GONZÁLEZ. 2009. *Sericostoma vittatum* (Trichoptera) larvae are able to use pine litter as an energy source. **International Review of Hydrobiology** **94** (4): 472-483. doi: 10.1002/iroh.200811155.

- COOIL, B.; S.W. RUSSELL & D.L. RADOS. 1987. Cross-validation for prediction. **Journal of Marketing Research** **24** (3): 271-279.
- CRESSA, C. 1999a. Dry mass estimates of some tropical aquatic insects. **Revista de Biología Tropical** **47** (1-2): 133-141.
- CRESSA, C. 1999b. Dry mass estimation of tropical aquatic insects using different short-term preservation methods. **Revista de Biología Tropical** **47** (1-2): 143-149.
- GENKAI-KATO, M. & H. MIYASAKA. 2007. Length–weight relationships of four predatory stonefly species in Japan. **Limnology** **8** (2): 171-174. doi: 10.1007/s10201-007-0210-8.
- GONZÁLEZ, J.M.; A. BASAGUREN & J. POZO. 2002. Size–mass relationships of stream invertebrates in a northern Spain stream. **Hydrobiologia** **489** (1-3): 131-137. doi: 10.1023/A:1023220501921.
- GRAÇA, M.A.S.; C. CRESSA; M.O. GESSNER; M.J. FEIO; K.A. CALLIES & C. BARRIOS. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. **Freshwater Biology** **46** (7): 947-957. doi: 10.1046/j.1365-2427.2001.00729.x.
- GRAFIUS, E. & N.H. ANDERSON. 1980. Population dynamics and role of two species of *Lepidostoma* (Trichoptera: Lepidostomatidae) in an Oregon coniferous forest stream. **Ecology** **61** (4): 808-816. doi: 10.2307/1936751.
- HOWMILLER, R.P. 1972. Effects of preservatives on weights of some common macrobenthic invertebrates. **Transactions of the American Fisheries Society** **101** (4): 743-746. doi: 10.1577/1548-8659(1972)101<743:EOPOWO>2.0.CO;2.
- JOHNSTON, T. & R. CUNJAK. 1999. Dry mass-length relationships for benthic insects: a review with new data from Catamaran Brook, New Brunswick, Canada. **Freshwater Biology** **41** (4): 653-674. doi: 10.1046/j.1365-2427.1999.00400.x.
- LANDEIRO V.L.; N. HAMADA; B.S. GODOY & A.S. MELO. 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia** **649** (1): 355-363. doi: 10.1007/s10750-010-0278-8. .
- LEUVEN, R.S.E.W.; T.C.M. BROCK & H.A.M. VAN DRUTEN. 1985. Effects of preservation on dry- and ash-free dry weight biomass of some common aquatic macro-invertebrates. **Hydrobiologia** **127** (2): 151-159. doi: 10.1007/BF00004193.

- LIGEIRO, R.; M.S. MORETTI; J.F. GONÇALVES JR. & M. CALLISTO. 2010. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia** **654** (1): 125-136. doi: 10.1007/s10750-010-0375-8.
- MASON JR., W.T.; P.A. LEWIS & C.I. WEBER. 1983. An evaluation of benthic macroinvertebrate biomass methodology. Part 1. Laboratory analytical methods. **Environmental Monitoring and Assessment** **3** (1): 29-44. doi: 10.1007/BF00394030.
- MÉTHOT, G.; C. HUDON; P. GAGNON; B. PINEL-ALLOUL; A. ARMELLIN & A.M.T. POIRIER. 2012. Macroinvertebrate size–mass relationships: how specific should they be? **Freshwater Science** **31** (3): 750-764. doi: 10.1899/11-120.1.
- MEYER, E. 1989. The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. **Archiv für Hydrobiologie** **117** (2): 191-203.
- MISERENDINO, M.L. 2001. Length-mass relationships for macroinvertebrates in freshwater environments of Patagonia (Argentina). **Ecología Austral** **11** (1): 3-8.
- MORETTI, M.S.; R.D. LOYOLA; B. BECKER & M. CALLISTO. 2009. Leaf abundance and phenolic concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp. (Trichoptera, Calamoceratidae). **Hydrobiologia** **630** (1): 199-206. doi: 10.1007/s10750-009-9792-y.
- NOLTE, U. 1990. Chironomid biomass determination from larval shape. **Freshwater Biology** **24** (3): 443-451. doi: 10.1111/j.1365-2427.1990.tb00723.x.
- RADTKE, M.G. & G.B. WILLIAMSON. 2005. Volume and linear measurements as predictors of dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) biomass. **Annals of the Entomological Society of America** **98** (4): 548-551. doi: 10.1603/0013-8746(2005)098[0548:VALMAP]2.0.CO;2.
- RIBEIRO, J.E.L.S.; M.J.G. HOPKINS; A. VICENTINI; C.A. SOTHERS; M.A.S. COSTA; J.M. BRITO; M.A.D. SOUZA; L.H.P. MARTINS; L.G. LOHMANN; P.A.C.L. ASSUNÇÃO; E.C. PEREIRA; C.F. SILVA; M.R. MESQUITA. & L.C. PROCÓPIO. 1999. **Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central**. Manaus, INPA, 816p.
- RINCÓN, J. & I. MARTINEZ. 2006. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae). **Journal of the North American Benthological Society** **25** (1): 209-215. doi: 10.1899/0887-3593(2006)25[209:FQAFPO]2.0.CO;2.

- SMOCK, L.A. 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. **Freshwater Biology** **10** (4): 375-383. doi: 10.1111/j.1365-2427.1980.tb01211.x.
- TOWERS, D.J.; I.M. HENDERSON & C.J. VELTMAN. 1994. Predicting dry weight of New Zealand aquatic macroinvertebrates from linear dimensions. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research** **28** (2): 159-166. doi: 10.1080/00288330.1994.9516604.
- VANNOTE, R.L.; G.W. MINSHALL; K.W. CUMMINS; J.R. SEDELL & C.E. CUSHING. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **37** (1): 130-137. doi: 10.1139/f80-017.
- WENZEL, F.; E. MEYER & J. SCHWOERBEL. 1990. Morphometry and biomass determination of dominant mayfly larvae (Ephemeroptera) in running waters. **Archiv für Hydrobiologie** **118** (1): 31-46.
- WETZEL, M.A.; H. LEUCHS & J.H.E. KOOP. 2005. Preservation effects on wet weight, dry weight, and ash-free dry weight biomass estimates of four common estuarine macro-invertebrates: no difference between ethanol and formalin. **Helgoland Marine Research** **59** (3): 206-213. doi: 10.1007/s10152-005-0220-z.
- WOODWARD, G.; B. EBENMAN; M. EMMERSON; J.M. MONTROYA; J.M. OLESEN; A. VALIDO & P.H. WARREN. 2005. Body size in ecological networks. **Trends in Ecology and Evolution** **20** (7): 402-409. doi: 10.1016/j.tree.2005.04.005.
- ZAR, J.H. 2010. **Biostatistical Analysis**. Pearson Education, New Jersey, 944p.

Martins, R.T.; Gonçalves Jr., J.F.; Melo, A.S.; Campos, C.M. & Hamada, N. **Efeito do aumento da temperatura e dióxido de carbono sobre a fragmentação foliar por *Phylloicus elektoros* (Trichoptera: Calamoceratidae)**. Manuscrito formatado para *Acta Amazonica*.

**Efeito do aumento da temperatura e dióxido de carbono sobre a fragmentação foliar por
Phylloicus elektoros (Trichoptera: Calamoceratidae)**

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do aumento da temperatura, dióxido de carbono (CO₂) e da qualidade nutricional de duas espécies vegetais de qualidades nutricionais diferentes (*Eperua glabriflora* e *Goupia glabra*) sobre o consumo, sobrevivência e crescimento de *Phylloicus elektoros*. As hipóteses do presente estudo foram: i) com o aumento dos valores de temperatura e da concentração de CO₂ da água ocorrerá diminuição das taxas de consumo, crescimento e sobrevivência de *P. elektoros*, e ii) a taxa de crescimento, consumo e sobrevivência serão maiores nos indivíduos que consumiram as folhas da espécie vegetal de melhor qualidade. O experimento foi realizado em microcosmos, que simulam as condições ambientais de temperatura e CO₂. O microcosmo é composto por quatro condições climáticas. A condição controle apresenta valores atuais de temperatura e CO₂ do município de Manaus-AM. As outras três condições possuem maiores temperaturas e concentração de CO₂ em relação à condição controle (~1,5 °C e ~220 ppm; ~3,0 °C e ~420 ppm; ~4,5 °C na temperatura e ~870 ppm de CO₂). A duração do experimento foi de três semanas, e os discos de folhas foram substituídos semanalmente. Em cada condição do microcosmo foram montadas 30 arenas (15 com folhas de *E. glabriflora* + 15 com folhas de *G. glabra*), totalizando 120 arenas. Em cada arena foi colocado apenas um indivíduo de *P. elektoros*. As taxas de consumo e sobrevivência de *P. elektoros* foram significativamente e progressivamente menores com o aumento dos valores de temperatura e CO₂. No entanto, apenas o consumo foi diferente entre as duas espécies de folhas, sendo maior em *G. glabra*. A taxa de crescimento não diferiu entre as espécies de folhas e entre as condições do microcosmo. Os aumentos de temperatura e CO₂ testados neste estudo poderão resultar em alterações no processamento da matéria orgânica e nas cadeias alimentares nos riachos amazônicos, principalmente pela diminuição da taxa de consumo e sobrevivência dos fragmentadores.

Palavras-chave: qualidade nutricional da folha; microcosmos; mudanças globais; sobrevivência; Taxa de consumo; Taxa de crescimento.

INTRODUÇÃO

Pequenos riachos em áreas de floresta geralmente possuem baixa produtividade primária (Vannote *et al.* 1980), sendo a entrada de folhas e galhos da vegetação ripária a fonte de energia mais importante para esses ecossistemas (Kominoski e Rosemond 2012). Os organismos fragmentadores apresentam importante papel na decomposição da matéria alóctone, transformando as folhas em biomassa animal e matéria orgânica particulada fina, que serão utilizadas por predadores e coletores, respectivamente (Cummins *et al.* 1973; Grafius e Anderson 1980).

As folhas que entram nos riachos são a principal fonte de alimento para os fragmentadores, no entanto, estes organismos não utilizam todas as espécies vegetais da mesma maneira. Estudos têm demonstrado que fragmentadores da região tropical e temperada são capazes de diferenciar a qualidade do alimento (Golladay *et al.* 1983; Bastian *et al.* 2007; Graça e Cressa 2010). Esses organismos geralmente consomem maiores quantidades de folhas de melhor qualidade, o que resulta em maiores taxas de crescimento e sobrevivência (Friberg e Jacobsen 1994; Canhoto e Graça 1995). Entre os principais fatores que afetam a qualidade das folhas e, conseqüentemente, o seu consumo pelos fragmentadores, estão os compostos estruturais (ex.: lignina e celulose), compostos secundários (ex.: polifenóis e taninos), teor de nitrogênio e a dureza do tecido foliar (Rincón e Martínez 2006; Li e Dudgeon 2008). Além disso, o consumo das diferentes espécies vegetais pode estar relacionado com suas taxas de decomposição (k). Folhas que são mais rapidamente condicionadas pelos micro-organismos e geralmente são alimentos de melhor qualidade para os fragmentadores e possuem maiores valores de k (Hutchens Jr. *et al.* 1997; Graça e Cressa 2010).

A qualidade da folha também pode ser influenciada pelo aumento da temperatura e da concentração de dióxido de carbono (CO_2) do ar (Johns e Hughes 2002; Adams *et al.* 2003). Profundas alterações climáticas são previstas em decorrência, principalmente, da elevada queima de combustíveis fósseis e devido ao desmatamento de grandes áreas florestadas pelo ser humano (Canadell *et al.* 2007). De acordo com o 4º relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC 2007) as estimativas mais precisas para o ano de 2100 indicam aumento de 1,8 a 4,0 °C da temperatura do ar e valores de concentração de CO_2 que podem atingir até 1.000 ppm. Estas alterações atmosféricas podem resultar em aumento da concentração

de compostos estruturais e secundários nas folhas e, conseqüentemente, maior proteção contra os insetos herbívoros (Coviella e Trumble 1999). Assim, essas folhas ao entrarem nos ecossistemas aquáticos, podem alterar a velocidade do processo de decomposição (Tuchman *et al.* 2003). Por outro lado, o aumento da temperatura do ar e, conseqüentemente, da água, pode estimular o incremento da atividade e biomassa dos micro-organismos, aumentando a palatabilidade do detrito (Ferreira e Chauvet 2011a,b).

Além de influenciar a qualidade das folhas que entram nos ambientes aquáticos, o aumento da temperatura e do CO₂ pode afetar diretamente os organismos aquáticos. Nesses ecossistemas o aumento de CO₂ pode levar à diminuição do pH, em função da formação de ácido carbônico, como resultado da reação de CO₂ com a água (Feely *et al.* 2009). Além disso, o excesso de CO₂ pode dificultar a obtenção de oxigênio e, é interessante mencionar que soluções supersaturadas de CO₂ são utilizadas como anestésicos para peixes e invertebrados aquáticos (Sinsabaugh *et al.* 1985; Ross e Ross 2008). O aumento da temperatura pode resultar em maior consumo das folhas pelos fragmentadores (Grafius e Anderson 1979; Wagner 1990), no entanto, em temperaturas acima de um valor ótimo há um elevado custo metabólico para a manutenção desses fragmentadores, resultando em menores taxas de sobrevivência e consumo (Pritchard e Berté 1987; Rumbos *et al.* 2010). Geralmente, ocorre também redução no tempo de desenvolvimento dos imaturos, resultando em menor taxa de crescimento das larvas e adultos menores (Kingsolver e Huey, 2008). Portanto, aumentos de temperatura e CO₂ podem ocasionar extinções locais e alterações da composição das comunidades, o que pode alterar o funcionamento do ecossistema (Petchey *et al.* 1999; Mooney *et al.* 2009).

Os principais fragmentadores de folhas observados em estudos de decomposição na região Amazônica são larvas de *Phylloicus* (Trichoptera: Calamoceratidae) (Landeiro *et al.* 2008, 2010; Martins *et al.* [Capítulo 2]). O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito do aumento da temperatura e do CO₂, além da qualidade nutricional de duas espécies vegetais comuns na mata ripária da região Amazônica sobre o consumo, sobrevivência e crescimento de *Phylloicus elektoros* Prather, 2003. Como decorrência do aumento da temperatura e do CO₂, geralmente é observado aumento do estresse sobre os indivíduos, devido ao maior custo energético e à maior dificuldade para a obtenção de oxigênio. Além disso, os invertebrados fragmentadores selecionam alimentos de melhor qualidade nutricional. Assim, as hipóteses do presente estudo

são: i) com o aumento dos valores de temperatura e de concentração de CO₂ na água ocorrerá diminuição das taxas de consumo, crescimento e sobrevivência de *P. elektoros*, e ii) as taxas de crescimento, consumo e sobrevivência dessa espécie serão maiores nos indivíduos que consumiram folhas com melhor qualidade nutricional.

MATERIAL E MÉTODOS

Microcosmo

O experimento foi realizado em salas de um microcosmo onde são controladas a concentração de CO₂ e temperatura do ar. O microcosmo consiste de quatro salas (4,05 m comprimento x 2,94 m largura) onde são simuladas, em tempo real, alterações de CO₂ e temperatura do ar a partir das previsões propostas pelo IPCC para o ano de 2100. De acordo com as variações desses parâmetros ambientais, as salas foram denominadas: **1- Controle:** acompanha as condições atuais de CO₂ e temperatura do ar da cidade de Manaus (Amazonas, Brasil); **2- Branda:** aumento de ~1,5°C na temperatura e ~220 ppm de CO₂ em relação à sala controle; **3- Intermediária:** aumento de ~3°C na temperatura e ~420 ppm de CO₂ em relação à sala controle; **4- Extrema:** aumento de ~4,5°C na temperatura e ~870 ppm de CO₂ em relação à sala controle. Os valores de umidade das quatro salas são mantidos próximos a 70%. No sistema utilizado, os valores de temperatura e CO₂ são atualizados em tempo real em todas as salas, tendo como base a variação que ocorre na sala controle. Os valores de temperatura e CO₂ foram registrados a cada dois minutos. O fotoperíodo das salas é de 12 horas com luz: 12 horas de escuro. A determinação do fotoperíodo é importante, pois pode afetar a taxa de consumo de alimentos pelos Trichoptera (Wagner 1990; Graça *et al.* 2001; Ferreira *et al.* 2010).

Folhas utilizadas

Para a realização do experimento foram utilizadas folhas senescentes de *Eperua glabriflora* (Ducke) Cowan (Fabaceae) e *Goupia glabra* Aubl. (Celastraceae), espécies comuns na mata ripária dos riachos da região e que apresentam características físicas e qualidades nutricionais diferentes (Tabela 1). A coleta das folhas ocorreu entre julho e agosto de 2012, através da instalação de redes plásticas (1 m comprimento x 1 m largura; abertura da malha = 12 x 12 mm) na zona ripária de riachos na Reserva Ducke (02° 55' e 03° 01'S; 59° 53' e 59° 59'W),

Manaus, AM, Brasil. As folhas foram secas em temperatura ambiente e mantidas em salas com ar condicionado ($\sim 20\text{ }^{\circ}\text{C}$), devido à alta umidade da região.

Tabela 1 Características físicas e químicas das folhas de *Goupia glabra* e *Eperua glabriflora* utilizadas como alimento para *Phylloicus elektoros*.

	<i>Eperua glabriflora</i>	<i>Goupia glabra</i>
Massa específica ($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$)	16,13 \pm 1,15	9,25 \pm 2,81
Dureza (g)	819,42 \pm 148,53	129,64 \pm 66,83
Carbono (%)	45,67	44,52
Nitrogênio (%)	1,11	1,50
Fósforo (%)	0,02	0,03
Potássio (%)	0,116	0,236
Cálcio (%)	0,252	1,465
Magnésio (%)	0,037	0,33
Enxofre (%)	0,08	0,121
Polifenóis (%)	4,26	2,48
Tanino (%)	2,34	1,34
Lignina (%)	53,31	48,13
Celulose (%)	30,06	20,30

Antes do início do experimento, as folhas foram incubadas por 14 dias em sacos de detrito (= “*litter bags*”) de malha com abertura de 0,5 mm, no riacho do Barro Branco, localizado na Reserva Ducke. O riacho do Barro Branco possui densa mata ripária, águas ácidas ($\text{pH} = 4,63 \pm 0,08$), com alta concentração de oxigênio dissolvido ($6,62 \pm 0,06\text{ mg/L}$), baixa condutividade elétrica ($10,71 \pm 0,41\text{ }\mu\text{S/cm}$) e temperatura média de $24,52 \pm 0,52\text{ }^{\circ}\text{C}$. O período de 14 dias de incubação foi selecionado para que ocorresse a lixiviação dos compostos hidrossolúveis e o condicionamento das folhas por micro-organismos (Cummins *et al.* 1989).

Após a retirada das folhas do riacho, foram cortados discos de 14 mm de diâmetro evitando-se a nervura central (Graça *et al.* 2001), utilizando um cortador de cortiça (“*cork borer*”). Para a determinação da massa inicial os discos foram secos ao ar, e pesado em balança de precisão (acurácia = 0,01 mg). Durante a montagem do experimento, 120 discos foram separados para o cálculo do fator de correção da massa inicial. Estes discos foram pesados e posteriormente liofilizados até atingirem massa constante ($\sim 24\text{ h}$) e pesados novamente, determinando assim seu teor de umidade.

A composição química das duas espécies foi determinada usando folhas não incubadas no riacho. A porcentagem de carbono orgânico foi estimada em 46,5% da massa seca livre de cinzas (Wetzel e Likens 1991). A massa específica foi obtida por meio da relação da massa com a área das folhas (Witkowski e Lamont 1991). Para a determinação da dureza foi utilizado um penetrômetro, para medir a massa de água necessária para uma agulha sem ponta (0,79 mm diâmetro) romper o disco de folha (Graça e Zimmer 2005). A concentração de nitrogênio (N) foi obtida a partir de combustão seca e análise em cromatógrafo gasoso (Malavolta *et al.* 1997). Para obtenção dos valores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), fósforo (P), e enxofre (S) as amostras foram submetidas à digestão nítrico-perclórica. As concentrações de Ca e Mg foram determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica, a concentração de K foi determinada em fotômetro de chama, e as concentrações de P e S foram determinadas por espectrofotometria (Malavolta *et al.* 1997). A porcentagem de polifenóis foi determinada usando hidróxido de sódio e Folin-Ciocalteu, e o método do espectrofotômetro (Bärlocher e Graça 2005). Para determinação da porcentagem de tanino foi utilizado ácido tânico e o método de difusão radial (Graça e Bärlocher 2005). A porcentagem de lignina e celulose foi determinada por análise gravimétrica utilizando acetona e ácido sulfúrico (Gessner 2005).

Fragmentadores

No presente estudo foram utilizadas larvas de *Phylloicus elektoros*, que geralmente, ocupam áreas de remanso ou com pouca correnteza (Prather 2003), o que favorece sua utilização em estudos em microcosmo com água parada.

As larvas de *P. elektoros* foram coletadas em setembro de 2012 no riacho do Barro Branco. Foram coletadas manualmente 120 larvas, sendo evitados indivíduos dos últimos instares. Os indivíduos foram transportados para o laboratório em caixas de polietileno com água e folhas do riacho. No laboratório, os indivíduos foram aclimatizados por 48 h em caixas plásticas (63,5 cm comprimento x 45,3 cm largura x 19,8 cm altura) com água mineral (ÁguaCrim®; Ca= 25,60 mg*L⁻¹; Cl₂= 0,62 mg*L⁻¹; Mg= 6,03 mg*L⁻¹; Na= 2,33 mg*L⁻¹; K= 15,25 mg*L⁻¹; pH= 6,08), areia calcinada (450°C, 4h) e folhas parcialmente decompostas coletadas no riacho. Durante a fase de aclimatização foi mantido o fotoperíodo natural, e a água foi aerada constantemente.

Desenho experimental

Para a realização do experimento foram montadas 120 arenas, que consistem de potes plásticos (11,95 cm altura x 9,80 cm diâmetro; 700 ml volume) com areia calcinada (~ 1cm altura), 500 ml de água mineral e aeração constante com aeradores de aquário. Em cada arena foi colocado um único espécime de *P. elektoros*, a fim de evitar que as interações entre os indivíduos (ex. agressão) interferissem nos resultados do experimento (Peterson e Renaud 1989). As arenas foram divididas em dois tratamentos: **1- EP**: contendo cinco discos de folhas de *E. glabriflora*; **2- GO**: contendo cinco discos de folhas de *G. glabra*. Em cada sala do microcosmo foram colocadas 15 arenas de cada tratamento, totalizando 30 arenas por sala. Além disso, para estimar a decomposição das folhas não associadas ao consumo pelos *P. elektoros*, em oito arenas de cada tratamento foi colocado um mini saco de detrito de malha fina, contendo cinco discos de folhas. Estes sacos de detrito foram presos à extremidade superior da arena, em contato com a água, impedindo o consumo dos discos pelos Trichoptera.

O experimento foi realizado em setembro de 2012 e teve duração de três semanas, sendo os discos de folhas substituídos semanalmente (Graça *et al.* 2001). Para a substituição semanal dos discos, os detritos foram incubados em três diferentes datas, com diferença de uma semana entre cada data de incubação. A fim de diminuir o possível efeito do estresse da substituição dos discos, para o cálculo da taxa de consumo, quando o indivíduo morreu até dois dias após a substituição dos discos, os dados de massa foliar da última semana foram desconsiderados. A água das arenas foi completada semanalmente ou quando o volume foi inferior a 50% do volume inicial. Os indivíduos que empuparam não foram considerados para o cálculo das taxas de crescimento, consumo e sobrevivência. Após a retirada dos discos das arenas, os mesmos foram liofilizados até atingirem massa constante (~ 24 h) e pesados em balança de precisão.

Os valores de oxigênio dissolvido (mg/L; oxímetro TSI, modelo 55), pH e temperatura da água (°C) foram medidos diariamente. A medição das variáveis abióticas ocorreu sempre pela manhã e foi realizada em cada sala, em três arenas aleatórias por tratamento, totalizando 24 amostras por dia.

Sobrevivência

Para verificar a sobrevivência dos indivíduos, as arenas foram analisadas diariamente e os indivíduos mortos retirados. Para o cálculo do tempo médio de sobrevivência dos *P. elektoros* nos tratamentos das duas espécies de folhas em cada sala do microcosmo foi utilizado o método de Kaplan–Meier (Ferreira *et al.* 2010). Posteriormente foi realizada a comparação das curvas de sobrevivência dos indivíduos em cada tratamento utilizando o teste de log-rank (Ferreira *et al.* 2010).

Consumo das folhas

Antes de calcular o consumo, foi aplicado um fator de correção ($fc = \text{Massa final} / \text{Massa inicial}$) baseado na massa dos discos não expostos aos indivíduos, a fim de corrigir a perda de massa dos discos por outros fatores que não o consumo pelos invertebrados. A taxa de consumo diário foi calculada pela divisão da massa seca ingerida (massa seca inicial – massa seca final) pelo número de dias que o espécime sobreviveu, sendo expressa em $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ (Waldbauer 1968). Para avaliar a existência de diferença da taxa de consumo por *P. elektoros* entre as duas espécies de folhas (*E. glabriflora* e *G. glabra*) e entre as salas do microcosmos (controle, branda, intermediária e extrema) foi utilizada uma Análise de Variância (ANOVA) com dois fatores e teste de Tukey *a posteriori*. Para a realização da ANOVA os dados foram transformados ($\log(x+1)$).

Crescimento

Para avaliar a taxa de crescimento foi necessária a determinação da massa inicial e final dos indivíduos. A massa inicial das larvas foi estimada utilizando o modelo de regressão entre a distância interocular (mm) e a massa seca (mg), de acordo com a fórmula ($\ln \text{ massa seca} = 4,555 + 2,893 \cdot (\ln \text{ distância interocular})$; $r^2 = 0,657$; Martins *et al.* [Capítulo 3]) obtida para uma população de *P. elektoros* do mesmo riacho onde foram coletados os indivíduos utilizados no presente experimento. A distância interocular foi determinada a partir da menor distância entre os olhos (Becker *et al.* 2009). Essa medida foi estimada por meio de imagens obtidas em estereomicroscópio Leica M165 (acurácia = 0,001 mm). A massa final dos indivíduos foi obtida pesando os indivíduos separadamente após estes permanecerem em estufa por 48 h a 60 °C.

Quando foi observada a morte dos indivíduos, estes foram retirados imediatamente e realizado o procedimento para a obtenção da massa final destas larvas.

A taxa de crescimento diário (GR) de *P. elektoros* foi obtida por meio da divisão da massa corporal ganha (massa final – massa inicial) pelo número de dias que o espécime sobreviveu, sendo expressa em $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$ (Waldbauer 1968). Para avaliar a diferença da taxa de crescimento entre as duas espécies de folhas (*E. glabriflora* e *G. glabra*) e entre as condições climáticas do microcosmo (controle, branda, intermediária e extrema) foi utilizada uma ANOVA com dois fatores, e teste de Tukey *a posteriori*. Para a realização da ANOVA os dados foram transformados ($\log(x+1)$).

RESULTADOS

Variáveis abióticas

Durante o período do experimento a concentração média de CO_2 variou de $362,41 \pm 16,86$ ppm na sala controle a $1.225,81 \pm 29,14$ ppm na sala extrema (Tabela 2). A temperatura média do ar variou de $27,98 \pm 2,03^\circ\text{C}$ na sala controle a $32,75 \pm 2,33^\circ\text{C}$ na sala extrema. Na sala controle a temperatura variou de $23,30^\circ\text{C}$ a $33,20^\circ\text{C}$, enquanto que na sala extrema a variação máxima de temperatura foi de $27,90$ a $38,40^\circ\text{C}$ (Tabela 2).

Os valores de oxigênio da água tenderam a ser maiores na sala controle ($5,32 \pm 0,42$ mg/L), e tenderam a diminuir com o aumento da temperatura e do CO_2 do ar (Tabela 2). Os valores de pH variaram de $7,96 \pm 0,26$ na sala controle a $7,68 \pm 0,23$ na sala extrema. A temperatura média da água foi de $26,04 \pm 1,02^\circ\text{C}$ na sala controle. Ao longo do experimento, a temperatura mínima e máxima da água na sala controle foram $23,87^\circ\text{C}$ e $27,80^\circ\text{C}$, respectivamente. Na sala extrema, a temperatura da água foi $\sim 4,5^\circ\text{C}$ mais elevada em relação à sala controle (Tabela 2). A temperatura da água foi $\sim 2,5^\circ\text{C}$ menor que a temperatura do ar no momento da medição.

Tabela 2 - Valores médios (\pm desvio padrão) das variáveis abióticas do ar e da água registrados nas quatro condições de do microcosmo durante o experimento, realizado por 21 dias.

	Variável abiótica	Controle	Branda	Intermediária	Extrema
	CO₂ (ppm)				
	Média	362,41 \pm 16,86	564,09 \pm 21,98	787,28 \pm 29,92	1225,81 \pm 29,14
	Mínima - Máxima	329,00 - 458,00	483,00 - 712,00	649,00 - 978,00	1048,00 - 1393,00
	Temperatura (°C)				
Ar	Média	27,98 \pm 2,03	29,85 \pm 2,18	30,90 \pm 2,32	32,75 \pm 2,33
	Mínima - Máxima	23,30 - 33,20	25,00 - 34,40	26,00 - 36,50	27,90 - 38,40
Água	Oxigênio (mg* l⁻¹)	5,32 \pm 0,42	5,00 \pm 0,47	4,82 \pm 0,48	4,76 \pm 0,47
	pH	7,96 \pm 0,26	7,76 \pm 0,28	7,72 \pm 0,28	7,68 \pm 0,23
	Temperatura (°C)				
	Média	26,04 \pm 1,02	28,14 \pm 1,25	29,11 \pm 1,29	30,50 \pm 1,01
	Mínima - Máxima	23,87 - 27,80	25,30 - 30,15	26,10 - 31,67	28,00 - 32,35

Sobrevivência e pupas

Ao final de três semanas, foi observada elevada mortalidade, com a sobrevivência de apenas 19 (~ 16 %) dos 120 indivíduos que iniciaram o experimento. Nos tratamentos com folhas de *E. glabriflora* foi registrada uma pupa na sala branda. Para as folhas de *G. glabra*, foram registradas três pupas (controle = 1; intermediária = 1; extrema = 1). Ao final do experimento, nos tratamentos com folhas de *E. glabriflora* não foram registrados indivíduos vivos nas salas branda e intermediária (Figura 1). Para os tratamentos com folhas de *G. glabra*, apenas na sala extrema foi observada a morte de todos os indivíduos. Para os indivíduos de *P. elektoros* nas arenas com folhas de *E. glabriflora*, o tempo médio de sobrevivência foi de 19 dias na sala controle, 12 na sala branda, 11 na sala intermediária e 10 na sala extrema. Para os indivíduos de *P. elektoros* nas arenas com folhas de *G. glabra*, o tempo médio de sobrevivência foi de 20,5 dias na sala controle, 12 na sala branda, 12,5 na sala intermediária e 9 na sala extrema. O tempo de sobrevivência foi significativamente maior na sala controle em relação às demais salas (Teste Log-rank= 41,90; gl = 3; p < 0,001), mostrando a diminuição do tempo de vida dos indivíduos com o aumento da temperatura e CO₂ (Figura 1). No entanto, não houve diferença significativa do tempo de sobrevivência entre as duas espécies de folhas (Teste Log-rank= 0,90; gl = 1; p = 0,330).

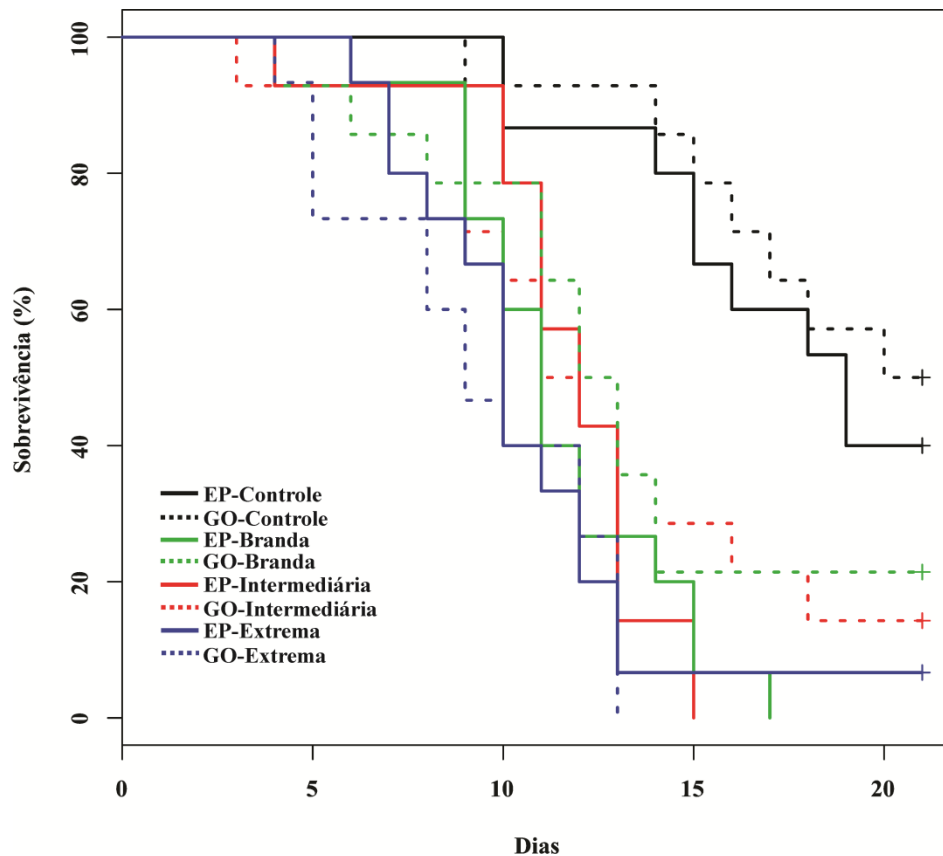


Figura 1 - Sobrevivência de *Phylloicus elektoros* durante as três semanas de experimento, nos tratamentos com folhas de *Eperua glabriflora* (EP) e *Goupia glabra* (GO) nas quatro diferentes condições de temperatura e CO₂.

Consumo das folhas

A interação entre temperatura e qualidade da folha não foi significativa ($F_{3,90} = 1,12$; $p = 0,346$). A taxa de consumo diário de *P. elektoros* nas duas espécies de folhas foi maior na sala controle (*E. glabriflora* = $1,29 \pm 0,13 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$; *G. glabra* = $2,06 \pm 0,26 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$) e tendeu a diminuir com o aumento da temperatura e CO₂ (Figura 2). Os menores valores de consumo foram registrados na sala intermediária para os tratamentos com folhas de *E. glabriflora* ($0,93 \pm 1,10 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$) e na sala extrema para *G. glabra* ($0,92 \pm 0,15 \text{ mg}\cdot\text{d}^{-1}$). Foi possível observar maior consumo de *G. glabra* ($F_{1,90} = 5,48$; $p = 0,021$). O consumo também foi significativamente maior na sala controle em relação às salas intermediária e extrema ($F_{3,90} = 5,84$; $p = 0,001$). No entanto, não foi observada diferença entre as salas controle e branda.

Durante o experimento foi observado que 18 indivíduos (30%) nas arenas com folhas de *E. glabriflora* consumiram parte de seu próprio abrigo foliar. Isto foi mais intenso na condição

controle, onde 8 dos 15 indivíduos (53%) consumiram seus abrigos. Em todas as arenas com folhas de *G. glabra*, apenas três indivíduos (5%) foram observados consumindo o abrigo.

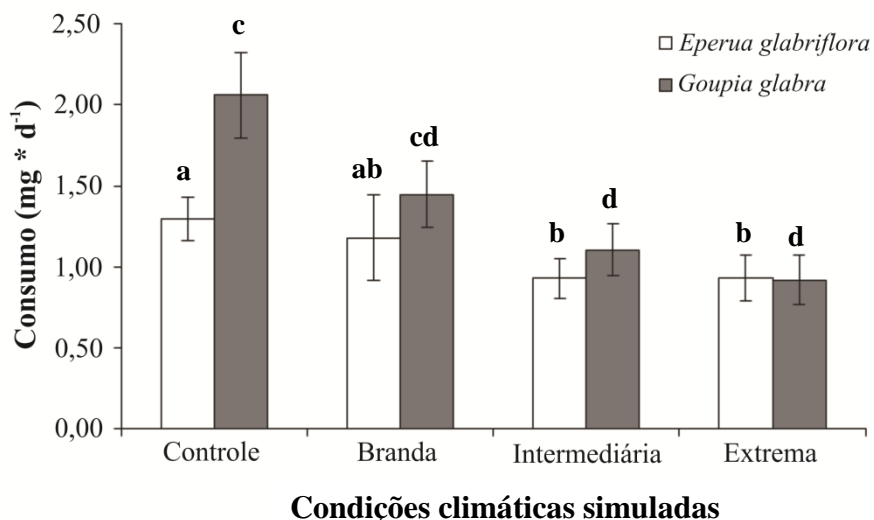


Figura 2 - Valores médios (\pm erro padrão) da taxa de consumo diário nos tratamentos com discos de *Eperua glabriflora* e *Goupia glabra* pelos indivíduos de *Phylloicus elektoros* em diferentes condições de temperatura e CO₂ do ar.

Taxa de crescimento

A taxa de crescimento diário de *P. elektoros* nos tratamentos com folhas de *E. glabriflora* variou de $0,03 \pm 0,01$ mg * d⁻¹ na sala intermediária a $0,05 \pm 0,02$ mg * d⁻¹ na sala branda (Figura 3). Para os tratamentos com folhas de *G. glabra* o crescimento variou de $0,02 \pm 0,01$ mg * d⁻¹ na sala intermediária a $0,05 \pm 0,02$ mg * d⁻¹ na sala controle. O crescimento apresentou elevada variabilidade em todos os tratamentos (Figura 3), e não foi observada diferença significativa do crescimento de *P. elektoros* em relação as espécies de folhas ($F_{1,90} = 0,133$; $p = 0,716$) e entre as salas do microcosmos ($F_{3,90} = 0,738$; $p = 0,532$).

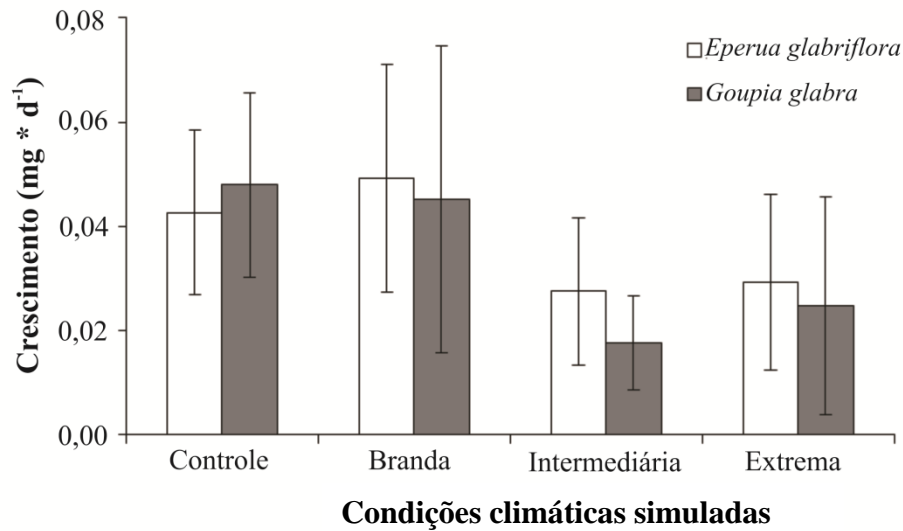


Figura 3 - Valores médios (\pm erro padrão) da taxa de crescimento diário nos tratamentos com discos de *Eperua glabriflora* e *Goupia glabra* pelos indivíduos de *Phylloicus elektoros* em diferentes condições de temperatura e CO₂ do ar.

DISCUSSÃO

No presente experimento foi observado que a taxa de consumo e sobrevivência de *P. elektoros* diminuiu significativamente com o aumento dos valores de temperatura e concentração de CO₂. No entanto, somente o consumo diferiu entre as duas espécies de folhas, sendo maior em *G. glabra*. A taxa de crescimento apresentou elevada variabilidade, não diferiu entre as espécies de folhas e entre as condições climáticas do microcosmo.

Sobrevivência

Estudos anteriores observaram que maiores taxas de sobrevivência de invertebrados fragmentadores foram positivamente associadas com a qualidade nutricional das folhas, ou seja, menor dureza e baixa concentração de compostos secundários (Canhoto e Graça 1995; Li e Dudgeon 2008; Moline e Poff 2008). Além disso, o aumento da temperatura pode contribuir para o maior estresse dos fragmentadores que se alimentam de folhas de baixa qualidade nutricional, resultando no aumento da mortalidade (Grafius e Anderson 1980; Ferreira *et al.* 2010; Villanueva *et al.* 2011). No presente estudo, apesar de *E. glabriflora* ser aproximadamente 6 vezes mais dura e possuir cerca de 2 vezes mais compostos secundários (tanino e polifenóis) que *G. glabra*, não

foi observada diferença na sobrevivência de *P. elektoros* entre as espécies de plantas. De modo geral, os indivíduos que sobreviveram por mais tempo nos tratamentos com folhas de *E. glabriflora* foram observados alimentando-se do próprio abrigo (R.T. Martins, observação pessoal). Assim, o consumo do abrigo pode ter mascarado possíveis diferenças na sobrevivência de *P. elektoros* entre as duas espécies vegetais.

A menor sobrevivência dos indivíduos de *P. elektoros* com o aumento da temperatura e CO₂ pode estar associada ao maior custo energético, devido ao aumento da taxa respiratória e da excreção e redução da taxa de assimilação, devido à menor eficiência das enzimas digestivas (Iversen, 1979; Villanueva *et al.* 2011). Assim, para suprir esta maior necessidade de energia é esperado o aumento do consumo de alimento (Villanueva *et al.*, 2011). No entanto, no presente estudo, o consumo de folhas também foi negativamente associado com a temperatura e concentração de CO₂. Além disso, o aumento da temperatura também pode influenciar a sobrevivência de maneira indireta, através da diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (Verberk e Bilton 2013). A menor disponibilidade de oxigênio, associada ao aumento da concentração de CO₂ e sua maior solubilidade em ambientes aquáticos, pode ter dificultado a obtenção de oxigênio necessário para a manutenção do metabolismo, aumentando o estresse dos indivíduos nas condições branda, intermediária e extrema.

Em estudos anteriores que observaram a sobrevivência de larvas de *Phylloicus*, a temperatura da água utilizada foi de 21 °C, sem variações ao longo do experimento (Graça *et al.* 2001; Moretti 2009a; Moretti 2009b). Graça *et al.* (2001) estudando a preferência alimentar, sobrevivência e crescimento de quatro espécies de fragmentadores, observaram sobrevivência de 54 a 77% das larvas de *Phylloicus priapulus* (Denning e Hogue, 1983) ao longo de 18 dias de experimento. Moretti (2009a) observou a sobrevivência e crescimento de larvas de *Phylloicus* sp. consumindo folhas de *Eucalyptus camaldulensis* Dehn. e de três espécies vegetais do Cerrado, e registrou sobrevivência de 32 a 68%, durante 21 dias de experimento. Já Moretti (2009b), estudando o consumo e sobrevivência de *Phylloicus* sp. e *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) em tratamentos com folhas das regiões temperada e tropical, em um estudo de quatro semanas, registrou que com 21 dias (tempo de duração do presente estudo) a sobrevivência variou de 5 a 50%. No presente estudo a temperatura da água na condição controle foi de 26,04 ± 1,02 °C, além de ser variável ao longo do tempo. No entanto, a sobrevivência dos indivíduos de *P. elektoros* na

condição controle (*E. glabriflora* = 40%; *G. glabra* = 50%) foi semelhante à sobrevivência observada nos estudos anteriores com *Phylloicus*, que utilizaram menores valores de temperatura (21 °C). Além disso, indivíduos de Calamoceratidae foram registrados em riachos na Amazônia com temperatura de até 27,5 °C (Paula 2007).

Em ambientes com elevadas temperaturas, os invertebrados holometábolos podem acelerar o ciclo de vida e empupar prematuramente (Grafius e Anderson 1979; Wagner 1990). No presente experimento foi registrado baixo número de pupas (n=4), sendo uma em cada condição de temperatura e CO₂ (controle, branda, intermediária e extrema). O baixo número de pupas observado pode ter sido resultante da elevada mortalidade larval observada, principalmente nas salas com maiores temperaturas e concentrações de CO₂. Além disso, para empupar as larvas necessitariam acumular reservas energéticas (Anderson e Cummins 1978). No entanto, para alguns indivíduos a massa final foi inferior à massa inicial, e em várias larvas mortas não foi possível observar qualquer reserva de energia na forma de gordura (R.T. Martins, observação pessoal). Estes fatos indicam que os organismos não tiveram oportunidade de acumular reservas energéticas, pelo contrário, a energia absorvida pode ter sido gasta apenas para manter o indivíduo vivo por um período maior de tempo.

Consumo

De acordo com Cummins *et al.* (1989) os invertebrados fragmentadores consomem folhas mais palatáveis para se alimentar, independentemente da espécie. Assim, no presente estudo o maior consumo de folhas de *G. glabra* provavelmente foi relacionado à sua menor concentração de compostos secundários e dureza em relação a *E. glabriflora*. A maior dureza pode atuar como barreira física, dificultando o consumo das folhas pelos invertebrados (Albariño e Balseiro 2001; Graça 2001). Além disso, folhas mais duras e/ou com maior concentração de polifenóis e taninos são, em geral, negativamente relacionadas com a colonização por micro-organismos (Gonçalves Jr. *et al* 2006; Foucreau *et al.*, 2013), e necessitam de mais tempo de condicionamento para se tornarem palatáveis para os fragmentadores (Swan e Palmer 2006).

De acordo com Roa (1992), experimentos que não oferecem aos indivíduos a possibilidade de escolha entre as diferentes espécies de folhas, podem dificultar a interpretação dos resultados sobre o consumo de diferentes espécies de folhas. Isto ocorre porque os

fragmentadores podem aumentar o consumo para compensar a baixa qualidade do alimento (Cummins e Klug 1979; Swan e Palmer 2006). No presente experimento, a espécie vegetal de menor qualidade (*E. glabriflora*) foi também a espécie menos consumida. No entanto, alguns indivíduos de *P. elektoros* deste tratamento foram observados se alimentando do abrigo, o que pode representar uma compensação à baixa qualidade de *E. glabriflora*. Além disso, este resultado reforça a interpretação de baixa qualidade nutricional dessa espécie vegetal, pois para a construção dos abrigos os indivíduos de *Phylloicus* selecionam folhas com elevadas concentrações de polifenóis e lignina, a fim de evitar que seus abrigos sejam atrativos para outros fragmentadores (Rincón e Martínez 2006; Moretti et al. 2009).

Em experimentos realizados na região temperada, com a temperatura da água variando de 3 a 21 °C, foi observada relação positiva entre a temperatura e a taxa de consumo dos fragmentadores (Anderson e Grafius 1975; Iversen 1979; Grafius e Anderson 1980). Na região tropical, Nolen e Pearson (1993) observaram que o consumo de alimento por *Anisocentropus kirramus* Neboiss, 1980 (Trichoptera: Calamoceratidae) a 25 °C foi maior que em 18 e 10 °C. No entanto, a relação entre a taxa de consumo e a temperatura nem sempre é linear. De modo geral, o consumo tende a aumentar com o aumento da temperatura até atingir a temperatura ótima, a partir da qual o consumo tende a diminuir (Gonzalez e Graça 2003; Rumbos et al. 2010). Navarro et al. (no prelo), em estudo avaliando o efeito da temperatura (24 a 32 °C) e de predadores sobre o consumo de folhas por *Phylloicus* sp., observaram que na ausência de predadores o consumo de folhas de *Inga laurina* (Sw.) Willd. foi maior a 30 °C e o de *Talauma ovata* A. St.-Hil. foi maior a 26 e 28 °C. No presente experimento, foi observada relação negativa entre a taxa de consumo e a temperatura, o que pode ser explicado pelos elevados valores de temperatura da água nas condições branda ($28,14 \pm 1,25$ °C), intermediária ($29,11 \pm 1,29$ °C) e extrema ($30,50 \pm 1,01$ °C).

Crescimento dos indivíduos

A qualidade do detrito e a temperatura da água são fatores que podem influenciar o crescimento dos fragmentadores (Anderson e Cummins 1978; Giberson e Rosenberg 1992; Ferreira et al. 2010). Valores de temperatura acima do valor ótimo podem ser estressantes para os invertebrados, resultando no aumento da velocidade do ciclo de vida e, conseqüentemente, em indivíduos adultos menores (Sweeney e Vannote 1978; Atkinson e Sibly 1997). Quanto à

qualidade da folha, geralmente espécies vegetais com maior valor nutricional e menor concentração de compostos secundários possibilitam maior taxa de crescimento (Friberg e Jacobsen 1994; Carvalho e Graça 2007; Davies e Boulton 2009). No entanto, no presente estudo não foi observada diferença do crescimento dos indivíduos entre as duas espécies de folhas e entre as diferentes condições de temperatura e CO₂.

A ausência de diferença do crescimento de *P. elektoros* entre os tratamentos pode ser explicada pela ausência de padronização do tamanho inicial dos indivíduos utilizados no experimento, com a distância interocular variando de 0,24 a 0,81 mm. A velocidade de crescimento é geralmente negativamente relacionada com o tamanho do espécime (Friberg e Jacobsen 1999). Assim, a diferença na velocidade do crescimento em função do tamanho do espécime pode resultar em elevada variabilidade entre as amostras, podendo mascarar diferenças nas taxas de crescimento (Rincón e Martínez 2006). Na região tropical, estudos com larvas de *Phylloicus* spp. também registraram elevada variabilidade no tamanho inicial e ausência de diferença na taxa de crescimento (Rincón e Martínez 2006; Moretti 2009a).

Outros fatores que podem ter contribuído para a ausência de diferença entre os tratamentos foram a curta duração do experimento (21 dias) e a elevada mortalidade nas salas com valores de temperatura e CO₂ mais elevados. Graça *et al.* (2001) avaliaram o crescimento de quatro espécies de fragmentadores, e observaram que 35 dias não foi tempo suficiente para que as diferenças observadas no consumo de espécies diversas de folhas fossem refletidas na taxa de crescimento do Trichoptera *Sericostoma vittatum* Rambur, 1842. Devido à elevada mortalidade, a massa final das larvas pode ter sido subestimada, pois geralmente antes de morrer os indivíduos moribundos param de se alimentar (Wagner 1990). Em vários dos indivíduos mortos não foi registrado nenhum alimento no intestino (R.T. Martins, observação pessoal).

Diversos estudos observaram que os fragmentadores podem aumentar o consumo de alimentos de baixa qualidade e, desse modo, crescer de maneira semelhante a indivíduos alimentados com folhas de boa qualidade (Friberg e Jacobsen 1999; Albariño e Balseiro 2001; Li e Dudgeon, 2008). No presente estudo, não houve evidências do aumento do consumo de *E. glabriflora*. No entanto, vários indivíduos presentes em arenas deste tratamento foram observados se alimentando do próprio abrigo (R.T. Martins, observação pessoal). Este comportamento dos indivíduos de *P. elektoros* foi registrado em todas as condições de

temperatura e CO₂, e pode ter sido mais um fator que contribuiu para a ausência de diferença da taxa de crescimento entre todos os tratamentos.

Estudos em microcosmos: dificuldades e algumas possíveis soluções

Durante a realização do experimento, foi observado que nos tratamentos com folhas de *E. glabriflora* 30% dos indivíduos consumiram parte de seus abrigos, o que pode ter influenciado as taxas de consumo, crescimento e sobrevivência de *P. elektoros*. Apesar do consumo do abrigo poder mascarar possíveis diferenças entre os tratamentos, recomendamos que estudos posteriores que venham a utilizar espécies do gênero *Phylloicus* não retirem os indivíduos do abrigo para a realização dos experimentos. Embora possa resolver problemas envolvendo consumo do abrigo, esta prática pode ferir o indivíduo (Grafius e Andreson 1979). Além disso, pode gerar grande estresse para estas larvas, já que o abrigo é utilizado como proteção e pode auxiliar na obtenção de oxigênio, dificultando ainda mais a interpretação dos resultados. Assim, para minimizar a interferência do consumo do abrigo, sugerimos a criação de um fator de correção que leve em consideração o tamanho inicial e final do abrigo. Este coeficiente poderá ser útil para corrigir a taxa de consumo, embora não interfira diretamente nas taxa de crescimento e sobrevivência.

Estudos de decomposição realizados em campo ou laboratório geralmente utilizam estufa para secar as folhas para obtenção da massa seca (ex.: Gonçalves Jr. *et al.* 2006; Bastian *et al.* 2007). Nestes estudos, é utilizado um subconjunto de amostras para a obtenção da biomassa de fungos e outro para a obtenção da perda de massa do detrito. No presente estudo foi utilizado o liofilizador para secar os discos de folhas para a obtenção da massa final. Este método permite a utilização do mesmo conjunto de discos para estimar a biomassa de fungos associada ao detrito (extração de ergosterol) e a massa consumida pelos invertebrados. Assim, é possível a redução do número de discos utilizados no experimento.

Estudos que avaliaram os efeitos da temperatura sobre o processo de decomposição geralmente utilizaram temperatura constante ao longo do experimento (ex.: Rumbos *et al.* 2010; Ferreira *et al.* 2010). No presente estudo, as condições de temperatura e CO₂ variaram em tempo real, o que permite um melhor entendimento do ecossistema que está sendo simulado (Dang *et al.* 2009). Na condição controle, os valores médios de temperatura da água ($26,04 \pm 1,02$ °C) ficaram dentro da faixa de variação para os riachos não impactados da região Amazônica (21,7 a 26,4 °C;

PPBio 2012; T. Monteiro dados não publicados). No entanto, quando a temperatura máxima da água foi analisada, os valores foram bastante superiores à temperatura registrada nos riachos. Como todas as demais salas do microcosmo possuem suas condições baseadas na sala controle, o efeito da temperatura sobre as taxas de consumo e sobrevivência de *P. elektoros* observados no presente estudo, foram maiores em relação ao que ocorreria em riachos florestados da Amazônia. Para estudos posteriores, sugerimos a utilização de resfriadores a fim de obter valores de temperatura da água mais semelhantes aos riachos referência da Amazônia.

Concluindo, apesar de não ter sido observado diferença na sobrevivência (provavelmente devido ao consumo do abrigo nos tratamentos com as folhas de pior qualidade), foi registrado menor consumo da folha de menor qualidade nutricional (*E. glabriflora*), o que pode ter aumentado o estresse sobre os fragmentadores. Além disso, em todas as condições testadas foi possível observar os efeitos negativos do aumento da temperatura e CO₂ sobre as larvas de *P. elektoros*. Na condição branda, a taxa de consumo não foi alterada, no entanto, a sobrevivência das larvas foi menor em relação à condição controle. Já nas condições intermediária e extrema, a taxa de sobrevivência e o consumo das folhas pelas larvas foram menores do que na condição controle. Assim, como a entrada de matéria orgânica alóctone e o seu processamento pelos fragmentadores são fundamentais para a manutenção da vida aquática nos riachos de baixa ordem, os aumentos previstos da temperatura e CO₂ poderão resultar em grandes alterações no processamento da matéria orgânica e nas cadeias alimentares nos riachos Amazônicos.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer ao Dr. Adalberto Val por possibilitar o uso do microcosmo, Dra. Ana M.O. Pes pela identificação dos indivíduos de *Phylloicus elektoros*, Dr. Sérgio Nunomura por ter permitido a utilização do liofilizador, Dr. Manuel A.S. Graça pelas sugestões durante a análise dos dados, Fernanda Dragan e Jéssica Oliveira pelo auxílio durante a realização do experimento. RTM recebeu bolsa de doutorado (proc. 143624/2009-1), ASM e NH receberam bolsa de produtividade em pesquisa (procs. 307479/2011-0 e 504223/2010-0, respectivamente) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Os projetos CT-Amazônia/CNPq (Proc. 575875/2008-9) e Pronex/CNPq/Fapeam – Insetos aquáticos financiaram

as coletas de invertebrados, o projeto INCT/ADAPTA – Amazônia financiou a construção e manutenção do microcosmo.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Adams, J.A.; Tuchman, N.C.; Moore, P.A. 2003. Atmospheric CO₂ enrichment alters leaf detritus: impacts on foraging decisions of crayfish (*Orconectes virilis*). *Journal of the North American Benthological Society*, 22: 410-422.
- Albariño, R.J.; Balseiro, E.G. 2001. Food Quality, Larval consumption, and growth of *Klapopteryx kuscheli* (Plecoptera: Austroperlidae) from a South Andes stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 16: 517-526.
- Anderson, N.H.; Grafius, E. 1975. Utilization and processing of allochthonous material by stream Trichoptera. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 19: 3083-3088.
- Anderson, N.H.; Cummins, K.W. 1979. Influences of diet on the life histories of aquatic insects. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36: 335-342.
- Atkinson, D.; Sibly, R.M. 1997. Why are organisms usually bigger in colder environments? Making sense of a life history puzzle. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 235-239.
- Bärlocher, F.; Graça, M.A.S. 2005. Total phenolics. In: Graça, M.A.S.; Bärlocher, F.; Gessner, M.O. (Ed.). *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, Dordrecht, South Holland, p. 97-100.
- Bastian, M.; Boyero, L.; Jackes, B.R.; Pearson, R.G. 2007. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rain-forest stream. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 219-229.
- Becker, B.; Moretti, M.S.; Callisto, M. 2009. Length–dry mass relationships for a typical shredder in Brazilian streams (Trichoptera: Calamoceratidae). *Aquatic Insects*, 31: 227-234.
- Canadell, J.G.; Quéré, C.; Raupach, M.R.; Field, C.B.; Buitenhuis, E.T.; Ciais, P.; Conway, T.J.; Gillett, N.P.; Houghton, R.A.; Marland, G. 2007. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 18866-18870.
- Canhoto, C.; Graça, M.A.S. 1995. Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean stream detritivore: *Tipula lateralis*. *Freshwater Biology*, 34: 209-214.

- Carvalho, E.M.; Graça, M.A.S. 2007. A laboratory study on feeding plasticity of the shredder *Sericostoma vittatum* Rambur (Sericostomatidae). *Hydrobiologia*, 575: 353-359.
- Coviella, C.E.; Trumble, J.T. 1999. Effects of elevated atmospheric carbon dioxide on insect-plant interactions. *Conservation Biology*, 13: 700-712.
- Cummins, K.W.; Petersen, R.C.; Howard, F.O.; Wuycheck, J.C.; Holt, V.I. 1973. The utilization of leaf litter by stream detritivores. *Ecology*, 54: 336-345.
- Cummins, K.W.; Klug, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147-172.
- Cummins, K.W.; Wilzbach, M.A.; Gates, D.M.; Perry, J.B.; Taliaferro, W.B. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience*, 39: 24-30.
- Dang, C.K.; Schindler, M.; Chauvet, E.; Gessner, M.O. 2009. Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology*, 90: 122-131.
- Davies, J.N.; Boulton, A.J. 2009. Great house, poor food: effects of exotic leaf litter on shredder densities and caddisfly growth in 6 subtropical Australian streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 491-503.
- Feely, R.A.; Doney, S.C.; Cooley, S.R. 2009. Ocean acidification: present conditions and future changes in a high-CO₂ world. *Oceanography*, 22: 36-47.
- Ferreira, V.; Gonçalves, A.; Godbold, D.L.; Canhoto, C. 2010. Effect of increased atmospheric CO₂ on the performance of an aquatic detritivore through changes in water temperature and litter quality. *Global Change Biology*, 16: 3284-3296.
- Ferreira, V.; Chauvet, E. 2011a. Future increase in temperature more than decrease in litter quality can affect microbial litter decomposition in streams. *Oecologia*, 167: 279-291.
- Ferreira, V.; Chauvet, E. 2011b. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. *Global Change Biology*, 17: 551-564.
- Foucreau, N.; Puijalon, S.; Hervant, F.; Piscart, C. 2013. Effect of leaf litter characteristics on leaf conditioning and on consumption by *Gammarus pulex*. *Freshwater Biology*, doi: 10.1111/fwb.12158.
- Friberg, N.; Jacobsen, D. 1994. Feeding plasticity of two detritivore-shredders. *Freshwater Biology*, 32: 133-142.

- Friberg, N.; Jacobsen, D. 1999. Variation in growth of the detritivore-shredder *Sericostoma personatum* (Trichoptera). *Freshwater Biology*, 42: 625-635.
- Gessner, M.O. 2005. Proximate lignin and cellulose. In: Graça, M.A.S.; Bärlocher, F.; Gessner, M.O. (Ed.). *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, Dordrecht, South Holland, p. 115-120.
- Giberson, D.J.; Rosenberg, D.M. 1992. Effects of temperature, food quantity, and nymphal rearing density on life-history traits of a northern population of *Hexagenia* (Ephemeroptera: Ephemeridae). *Journal of the North American Benthological Society*, 11: 181-193.
- Golladay, S.W.; Webster, J.R.; Benfield, E.F. 1983. Factors affecting food utilization by a leaf shredding aquatic insect: leaf species and conditioning time. *Holarctic Ecology*, 6: 157-162.
- Gonçalves, J. F., J. S. França, A. O. Medeiros, C. A. Rosa, and M. Callisto. 2006b. Leaf breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 91:164-177.
- González, J.M.; Graça, M.A.S. 2003. Conversion of leaf litter to secondary production by a shredding caddis-fly. *Freshwater Biology*, 48: 1578-1592.
- Graça, M.A.S.; Cressa, C.; Gessner, M.O.; Feio, M.J.; Callies, K.A.; Barrios, C. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology*, 46: 947-957.
- Graça, M.A.S.; Bärlocher, F. 2005. Radial diffusion assay for tannins. In: Graça, M.A.S.; Bärlocher, F.; Gessner, M.O. (Ed.). *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, Dordrecht, South Holland, p. 101-107.
- Graça, M.A.S.; Zimmer, M. 2005. Leaf toughness. In: Graça, M.A.S.; Bärlocher, F.; Gessner, M.O. (Ed.). *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, Dordrecht, South Holland, p. 121-128.
- Graça, M.A.S.; Cressa, C. 2010. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *International Review of Hydrobiology*, 95: 27-41.
- Grafius, E.; Anderson, N.H. 1979. Population dynamics, bioenergetics, and role of *Lepidostoma quercina* Ross (Trichoptera: Lepidostomatidae) in an Oregon woodland stream. *Ecology*, 60: 433-441.

- Grafius, E.; Anderson, N.H. 1980. Population dynamics and role of two species of *Lepidostoma* (Trichoptera: Lepidostomatidae) in an Oregon coniferous forest stream. *Ecology*, 61: 808-816.
- Hutchens Jr., J.J.; Benfield, E.F.; Webster, J.R. 1997. Diet and growth of a leaf-shredding caddisfly in southern Appalachian streams of contrasting disturbance history. *Hydrobiologia*, 346: 193-201.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of the Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 996p.
- Iversen, T.M. 1979. Laboratory Energetics of Larvae of *Sericostoma personatum* (Trichoptera). *Holarctic Ecology*, 2: 1-5.
- Johns, C.V.; Hughes, L. 2002. Interactive effects of elevated CO₂ and temperature on the leaf-miner *Dialectica scariella* Zeller (Lepidoptera: Gracillariidae) in Paterson's Curse, *Echium plantagineum* (Boraginaceae). *Global Change Biology*, 8: 142-152.
- Kingsolver, J.G.; Huey, R.B. 2008. Size, temperature, and fitness: three rules. *Evolutionary Ecology Research*, 10: 251-268.
- Kominoski, J.S.; Rosemond, A.D. 2012. Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. *Freshwater Science*, 31: 51-68.
- Landeiro, V.L.; Hamada, N.; Melo, A.S. 2008. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian "terra firme" streams. *Fundamental and Applied Limnology*, 172: 49-58.
- 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: 355-363.
- Li, A.O.Y.; Dudgeon, D. 2008. The effects of leaf litter characteristics on feeding and fitness of a tropical stream shredder, *Anisocentropus maculatus* (Trichoptera: Calamoceratidae). *Marine and Freshwater Research*, 59: 897-901.

- Malavolta, E.; Vitti, G.C.; Oliveira, S.A. 1997. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. Piracicaba, Potafos, 319 p.
- Moline, A.B.; Poff, N.L. 2008. Growth of an invertebrate shredder on native (*Populus*) and non-native (*Tamarix*, *Elaeagnus*) leaf litter. *Freshwater Biology*, 53: 1012-1020.
- Mooney, H.; Larigauderie, A.; Cesario, M.; Elmquist, T.; Hoegh-Guldberg, O; Lavorel, S.; Mace, G.M.; Palmer, M.; Scholes, R.; Yahara, T. 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1: 46-54.
- Moretti, M. 2009a. Are exotic *Eucalyptus* leaves a better food resource to *Phylloicus* sp. (Trichoptera, Calamoceratidae) in Brazilian Cerrado streams? In: Moretti, M. 2009. *Comportamento de larvas de Phylloicus sp. (Trichoptera, Calamoceratidae): um fragmentador característico de córregos neotropicais*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais. 86p.
- Moretti, M. 2009b. Influence of low quality leaves on the feeding activity of tropical and temperate shredders. In: Moretti, M. 2009. *Comportamento de larvas de Phylloicus sp. (Trichoptera, Calamoceratidae): um fragmentador característico de córregos neotropicais*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais. 86p.
- Moretti, M.S.; Loyola, R.; Becker, B.; Callisto, M. 2009. Leaf abundance and phenolic concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp. (Trichoptera, Calamoceratidae). *Hydrobiologia*, 630: 199-206.
- Navarro, F.K.S.P.; Rezende, R.S.; Gonçalves Jr., J.F. *no prelo*. The increase in the temperature and the presence of predator's carcass changes the response of invertebrate shredders facing different qualities of leaf litters. *Biota Neotropica*.
- Nolen, J.A.; Pearson, R.G. 1993. Factors affecting litter processing by *Anisocentropus kirramus* (Trichoptera: Calamoceratidae) from an Australian tropical rainforest stream. *Freshwater Biology*, 29: 469-479.
- Norwood, J.C.; Stewart, K.W. 2002. Life history and case-building behavior of *Phylloicus ornatus* (Trichoptera: Calamoceratidae) in two spring-fed streams in Texas. *Annals of the Entomological Society of America*, 95: 44-56.

- Paula, J.D. 2007. *Decomposição da liteira em igarapé sob floresta e área alterada na Amazônia Central – Brasil*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 88p.
- Peterson, C.H.; Renaud, P.E. 1989. Analysis of feeding preference experiments. *Oecologia*, 80: 82-86.
- PPBio – Programa de Pesquisa em Biodiversidade. 2012. Repositório de dados do PPBio, (<http://ppbio.inpa.gov.br/repositorio/dados>). Acesso em: 29/07/2013.
- Prather, A.L. 2003. Revision of the Neotropical caddisfly genus *Phylloicus* (Trichoptera: Calamoceratidae). *Zootaxa*, 275: 1-214.
- Pritchard, G.; Berté, S.E. 1987. Growth and food choice by two species of limnephilid caddis larvae given natural and artificial foods. *Freshwater Biology*, 18: 529-535.
- Rincón, J.; Martínez, I. 2006. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera:Calamoceratidae). *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 209-215.
- Roa, R. 1992. Design and analysis of multiple-choice feeding-preference experiments. *Oecologia*, 89: 509-515.
- Ross, L.G.; Ross, B. 2008. *Anaesthetic and sedative techniques for aquatic animals*. Utopia Press Pte Ltd, Singapore, 228p.
- Rumbos, C.I.; Stamopoulos, D.; Georgoulas, G.; Nikolopoulou, E. 2010. Factors affecting leaf litter decomposition by *Micropterna sequax* (Trichoptera: Limnephilidae). *International Review of Hydrobiology*, 95: 383-394.
- Sinsabaugh, R.L.; Linkins, A.E.; Benfield, E.F. 1985. Cellulose digestion and assimilation by three leaf-shredding aquatic insects. *Ecology*, 66: 1464-1471.
- Swan, C.M.; Palmer, M.A. 2006. Composition of speciose leaf litter alters stream detritivore growth, feeding activity and leaf breakdown. *Oecologia*, 147: 469-478.
- Sweeney, B.W.; Vannote, R.L. 1978. Size variation and distribution of hemimetabolous aquatic insects: two thermal equilibrium hypotheses. *Science*, 200: 444-446.
- Tuchman, N.C.; Wahtera, K.A.; Wetzel, R.G.; Teeri, J.A. 2003. Elevated atmospheric CO₂ alters leaf litter quality for stream ecosystems: an in situ leaf decomposition study. *Hydrobiologia*, 495: 203-211.

- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Verberk, W.C.E.P.; Bilton, D.T. 2013. Respiratory control in aquatic insects dictates their vulnerability to global warming. *Biology Letters*, 9, <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2013.0473>.
- Villanueva, V.D.; Albariño, R.; Canhoto, C. 2011. Detritivores feeding on poor quality food are more sensitive to increased temperatures. *Hydrobiologia*, 678: 155-165.
- Wagner, R. 1990. Influence of temperature, photoperiod and nutrition on growth and consumption of *Chaetopteryx villosa* (Trichoptera). *Holarctic Ecology*, 13: 247-254.
- Waldbauer, G.P. 1968. The consumption and utilization of food by insects. *Advances in Insect Physiology*, 5: 229-288.
- Wetzel, R.G.; Likens, G.E. 1991. *Limnological analyses*. New York, Springer-Verlag, 391pp.
- Witkowski, E.T.F.; Lamont, B.B. 1991. Leaf Specific Mass Confounds Leaf Density and Thickness. *Oecologia*, 88: 486-493.

SÍNTESE

No presente estudo foi possível observar os efeitos negativos de diferentes impactos antrópicos sobre os ambientes aquáticos por meio de alterações observadas na comunidade de invertebrados, no consumo de folhas e sobrevivência dos organismos fragmentadores e no processo de decomposição foliar. O desmatamento e a entrada de esgoto doméstico nos riachos de Manaus levaram à simplificação da comunidade de invertebrados, principalmente devido à eliminação dos organismos sensíveis. Além disso, houve elevada variabilidade temporal da fauna nos riachos referência e impactados entre 2003 e 2010.

O desmatamento e a entrada de esgoto doméstico também afetaram a taxa de decomposição foliar nos riachos urbanos de Manaus. Os efeitos negativos da urbanização sobre a biomassa de fragmentadores e fungos resultaram indiretamente em menor taxa de decomposição de folhas, principalmente de *Mabea speciosa*. As mudanças climáticas previstas para 2100 também podem afetar negativamente o processo de decomposição nos riachos de baixa ordem na região Amazônica, principalmente através dos efeitos negativos do aumento de temperatura e do CO₂ sobre as taxa de sobrevivência e consumo dos organismos fragmentadores.

Para melhor compreender os efeitos dos impactos antrópicos sobre os ambientes aquáticos da região Amazônica estudos futuros devem avaliar:

- 1- A variabilidade temporal da comunidade de invertebrados em riachos preservados durante vários anos de coleta, a fim de entender a variação natural da fauna nestes ambientes. Assim será possível distinguir a variação natural da fauna e a variação devido aos efeitos antrópicos.
- 2- O efeito da urbanização sobre espécies de plantas com diferentes composições químicas e durezas, para melhor entender os fatores que afetam a decomposição nos riachos urbanos.
- 3- Os efeitos diretos e indiretos dos fatores ambientais e dos micro-organismos e invertebrados fragmentadores ao longo do processo de decomposição. Para isso, devem ser realizados estudos de maior duração e com retiradas no início, meio e fim do processo de decomposição.
- 4- A relação entre a biomassa e as medidas corporais de diferentes táxons de invertebrados aquáticos que sejam frequentemente utilizados em estudos de laboratório. Pois o uso de

equações de regressão da literatura, oriundos de outras regiões geralmente não fornecem boas estimativas para a determinação da biomassa de invertebrados da região Amazônica.

- 5- A influência do aumento da temperatura e CO₂ sobre a taxa de crescimento de *Phylloicus elektoros*. Para isso, deve haver padronização do tamanho inicial das larvas e o tempo de duração do experimento deve ser superior a 21 dias.
- 6- O efeito do aumento da temperatura e CO₂ sobre outras espécies de invertebrados fragmentadores e sobre os micro-organismos, para melhor entender os efeitos das mudanças climáticas na decomposição da matéria orgânica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Armitage, P.D.; Gunn, R.J.M. 1996. Differential response of benthos to natural and anthropogenic disturbances in 3 lowland streams. *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie*, 81: 161-181.
- Atkinson, D.; Sibly, R.M. 1997. Why are organisms usually bigger in colder environments? Making sense of a life history puzzle. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 235-239.
- Bengtsson, J.; Baillie, S.R.; Lawton, J. 1997. Community Variability Increases with Time. *Oikos*, 78: 249-256.
- Benke, A.; Huryn, A.; Smock, L.; Wallace, J. 1999. Length–mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society*, 18: 308-343.
- Bentes, N. 2005. Manaus realidade e constrastes sociais. Editora Valer, Manaus, Amazonas.
- Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno de Saúde Pública*, 19: 465-473.
- Canadell, J.G.; Quéré, C.; Raupach, M.R.; Field, C.B.; Buitenhuis, E.T.; Ciais, P.; Conway, T.J.; Gillett, N.P.; Houghton, R.A.; Marland, G. 2007. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 18866-18870.
- Cleto-Filho, S.E.N.; Walker, I. 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus/AM–Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 31: 69-89.
- Cressa, C. 1999. Dry mass estimates of some tropical aquatic insects. *Revista de Biología Tropical*, 47: 133-141.
- Couceiro, S.R.; Hamada, N.; Luz, S.L.; Forsberg, B.R.; Pimentel, T.P. 2007a. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, 575: 271-284.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Padovesi-Fonseca, C. 2010. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soils and Sediments*, 10: 89-103.

- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Padovesi-Fonseca, C. 2011. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecology*, 36: 628-637.
- Farjalla, V.F.; Marinho, C.C.; Esteves, F.A. 1999. Aspects of the uptake of dissolved oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11: 185-193.
- Fearnside, P.M. 2008. Clima e mudanças na Amazônia brasileira. In: *Conferência sobre mudanças e clima na Amazônia brasileira*, Berlim, Alemanha: Fundação Heinrich Böll. p. 1-7.
- Fearnside, P.M. 2009. A vulnerabilidade da Floresta Amazônica perante as mudanças climáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 13: 609-618.
- Feio, M.J.; Coimbra, C.N.; Graça, M.A.S.; Nichols, S.J.; Norris, R.H. 2010. The influence of extreme climatic events and human disturbance on macroinvertebrate community patterns of a Mediterranean stream over 15 y. *Journal of the North American Benthological Society*, 29: 1397-1409.
- Ferreira, V.; Gonçalves, A.; Godbold, D.L.; Canhoto, C. 2010. Effect of increased atmospheric CO₂ on the performance of an aquatic detritivore through changes in water temperature and litter quality. *Global Change Biology*, 16: 3284-3296.
- Fraterrigo, J.M.; Rusak, J.A. 2008. Disturbance-driven changes in the variability of ecological patterns and processes. *Ecology Letters*, 11: 756-770.
- Gessner, M.O.; Chauvet, E.; Dobson, M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85: 377-384.
- González, J.M.; Graça, M.A.S. 2003. Conversion of leaf litter to secondary production by a shredding caddis-fly. *Freshwater Biology*, 48: 1578-1592.
- Graça, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - a review. *International Revue Hydrobiologie*, 86: 383-393.
- Graça, M.A.S.; Canhoto, C. 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25: 1-10.
- Hering, D.; Johnson, R.K.; Kramm, S.; Schmutz, S.; Szoszkiewicz, K.; Verdonchot, P.F.M. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and

- fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51: 1757-1785.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. *Climate Change 2007: The physical science basis. contribution of the working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 996p.
- Kiss, K.T.; Acs, E.; Barkacs, K.; Borics, G.; Böddi, B.; Ector, L.; Solymos, G. K.; Szabo, K.; Varga, A.; Varga, I. 2002. Qualitative short-term effects of cyanide and heavy metal pollution on phytoplankton and periphyton in the Rivers Tisza and Szamos (Hungary). *Archiv für Hydrobiologie*, 13: 47-72.
- Li, A.O.Y.; Dudgeon, D. 2008. The effects of leaf litter characteristics on feeding and fitness of a tropical stream shredder, *Anisocentropus maculatus* (Trichoptera: Calamoceratidae). *Marine and Freshwater Research*, 59: 897-901.
- Lopes, M.J.N.; Silva, M.S.R.; Sampaio, R.T.M.; Belmont, E.L.L.; Santos-Neto, C.R. 2008. Avaliação preliminar da qualidade da água de bacias hidrográficas de Manaus utilizando o método BMWP adaptado. *SaBios: Revista de Saúde e Biologia*, 3: 1-9.
- Maloney, K.O.; Feminella, J.W. 2006. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. *Ecological Indicators*, 6: 469-484.
- Marques, M.M.G.S.M.; Barbosa, F.A.R. 1997. Eficiência de alguns parâmetros da comunidade de macroinvertebrados utilizados na avaliação da qualidade de água. *Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia*, 8: 113-126.
- Martín, G.; Alcalá, E.; Solá, C.; Plazuelo, A; Burgos, M.D.; Reyes, E.; Toja, J. 2004. Efecto de la contaminación minera sobre el perifiton del río Guadiamar. *Limnetica*, 23: 315-330.
- Martins, R.T.; Stephan, N.N.C.; Alves, R.G. 2008. Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20: 221-226.
- Maul, J.D.; Farris, J.L.; Milam, C.D.; Cooper, C.M.; Testa III, S.; Feldman, D.L. 2004. The influence of stream habitat and water quality on macroinvertebrate communities in degraded streams of northwest Mississippi. *Hydrobiologia*, 518: 79-94.

- Medeiros, A.O.; Pascoal, C; Graça, M.A.S. 2009. Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology*, 54: 142-149.
- Melo, E.G.F; Silva, M.S.R.; Miranda, S.A.F. 2005. Influência antrópica sobre águas de igarapés na cidade de Manaus - Amazonas. *Caminhos de Geografia*, 5: 40 - 47.
- Mesa, L.M. 2012. Interannual and seasonal variability of macroinvertebrates in monsoonal climate streams. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 55: 403-410.
- Metcalf, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139.
- Mooney, H.; Larigauderie, A.; Cesario, M.; Elmquist, T.; Hoegh-Guldberg, O; Lavorel, S.; Mace, G.M.; Palmer, M.; Scholes, R.; Yahara, T. 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1: 46-54.
- Oliveira, V.; Martins, R.; Alves, R. 2010. Evaluation of water quality of an urban stream in Southeastern Brazil using Chironomidae larvae (Insecta: Diptera). *Neotropical Entomology*, 39: 873-878.
- Pascoal, C.; Cássio, F. 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology*, 70: 5266-5273.
- Pascoal, C., Cássio, F.; Marcotegui, A.; Sanz, B.; Gomes, P. 2009. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 784-797.
- Rincón, J.; Martínez, I. 2006. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae). *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 209-215.
- Robinson, C.T.; Minshall, G.W.; Royer, T.V. 2000. Inter-annual patterns in macroinvertebrate communities of wilderness streams in Idaho, U.S.A. *Hydrobiologia*, 421: 187-198.
- Rosenberg, D.M.; Resh, V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, London, 461p.
- Rumbos, C.I.; Stamopoulos, D.; Georgoulas, G.; Nikolopoulou, E. 2010. Factors affecting leaf litter decomposition by *Micropterna sequax* (Trichoptera: Limnephilidae). *International Review of Hydrobiology*, 95: 383-394.

- Shukla, J.; Nobre, C.; Sellers, P. 2008. Amazon deforestation and climate change. *Science*, 247: 1322-1325.
- Silva, C.P.D. 1995. Community structure of fish in urban and natural streams in Central Amazon. *Amazoniana*, 8: 221-236.
- Sponseller, R.A.; Benfield, E.F. 2001. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 44-59.
- Triest, L.; Kaur, P.; Heylen, S.; De Pauw, N. 2001. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology*, 35: 183-194.
- Villanueva, V.D.; Albariño, R.; Canhoto, C. 2011. Detritivores feeding on poor quality food are more sensitive to increased temperatures. *Hydrobiologia*, 678: 155-165.
- Verberk, W.C.E.P.; Bilton, D.T. 2013. Respiratory control in aquatic insects dictates their vulnerability to global warming. *Biology Letters*, 9, <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2013.0473>.
- Wagner, R. 1990. Influence of temperature, photoperiod and nutrition on growth and consumption of *Chaetopteryx villosa* (Trichoptera). *Holarctic Ecology*, 13: 247-254.
- Walsh, C.J.; Roy, A.H.; Feminella, J.W.; Cottingham, P.D.; Groffman, P.M.; Morgan II, R.P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 706–723.
- Webster, J.R.; Benfield, E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 567-594.
- Woodward G.; Jones J.I.; Hildrew A.G. 2002. Community persistence in Broadstone Stream (U.K.) over three decades. *Freshwater Biology*, 47: 1419-1435.