



Serviço Público Federal
Universidade Federal do Pará
Campus Universitário de Altamira
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

PPGBC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Talissa Pio de Matos

**CAMINHOS PARA A DIMINUIÇÃO DE DÉFICITS DE CONHECIMENTO
SOBRE A DECOMPOSIÇÃO EM AMBIENTES AQUÁTICOS E A
TAXONOMIA DE ADULTOS DE TRICHOPTERA (INSECTA)**

Orientador: Profa. Dra. Karina Dias da Silva

Coorientador: Dr. Renato Tavares Martins

ALTAMIRA - PA

ABRIL – 2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE DE CONSERVAÇÃO

Talissa Pio de Matos

**CAMINHOS PARA A DIMINUIÇÃO DE DÉFICITS DE CONHECIMENTO
SOBRE A DECOMPOSIÇÃO EM AMBIENTES AQUÁTICOS E A
TAXONOMIA DE ADULTOS DE TRICHOPTERA (INSECTA)**

Orientador: Profa. Dra. Karina Dias da Silva

Coorientador: Dr. Renato Tavares Martins

Dissertação a apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

ALTAMIRA - PA

ABRIL – 2021

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com
ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a)
autor(a)**

M425c Matos, Talissa Pio de.
Caminhos para a diminuição de déficits de conhecimento
sobre a decomposição em ambientes aquáticos e a taxonomia de
adultos de Trichoptera (Insecta) / Talissa Pio de Matos. — 2021.
95 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Karina Dias da Silva
Coorientador(a): Prof. Dr. Renato Tavares Martins
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Campus Universitário de Altamira, Programa de Pós-
Graduação em Biodiversidade e Conservação, Altamira, 2021.

1. Cienciometria. 2. Ecossistemas aquáticos. 3.
Matéria orgânica. 4. Insetos aquáticos. 5. Lacunas. I.
Título.

CDD 577.6

Dedicatória

Às pessoas mais especiais e que tenho maior ligação biológica: meus pais, *Augusto* e *Fátima* e meu irmão *Gabriel*.

“Em algum lugar, algo incrível está
esperando para ser descoberto”

Carl Edward Sagan

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida por um curto período no meu segundo ano de mestrado.

Ao Greenpeace Brasil, pela bolsa concedida até o fim do mestrado e pela oportunidade de ter feito parte do Programa Tatiana de Carvalho de Incentivo à Pesquisa e Conservação da Biodiversidade na Amazônia, que é tão importante para o encorajamento de pesquisadores.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pela bolsa concedida que me possibilitou de realizar o experimento em microcosmos.

À Universidade Federal do Pará (UFPA) – Campus de Altamira e ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação (PPGBC), com todo seu corpo docente pelo conhecimento transmitido, fundamental para o desenvolvimento dessa pesquisa.

Ao Laboratório de Ictiologia de Altamira (LIA), coordenado pelo Leandro Sousa, pelo acolhimento durante meu primeiro ano.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e ao Laboratório de Citotaxonomia e Insetos aquáticos (LACIA), coordenado pela Dra. Neusa Hamada, onde foram identificados os adultos de Trichoptera.

Ao Laboratório de Insetos Aquáticos do Xingu (LEIA-X), coordenado pela Karina Dias e aos seus integrantes pela convivência e parcerias.

À minha orientadora Karina Dias, que mais uma vez confiou em mim para realizarmos esse trabalho. Por toda ajuda que me deu, desde o começo quando tudo foi tão difícil e até o final quando precisamos mudar os planos. Por toda preocupação, incentivo e amizade, que mesmo de longe sempre esteve presente. Pelo aprendizado tanto nas disciplinas, como em campo e também pra vida.

Ao meu coorientador Renato Martins, por também ter confiado no meu trabalho mais uma vez. Pelas discussões e também por ter me guiado quando precisamos partir para outros planos. Por todo conhecimento passado, pela compreensão, pelo incentivo e

pelo apoio de sempre. E por último mas não menos importante, por ter me inserido no vasto mundo dos insetos aquáticos.

Ao grande parceiro Gleison Desidério, que mesmo na sua correria, se disponibilizou para nos ajudar com a identificação dos Trichoptera e na escrita do trabalho.

Aos meus colegas de laboratório, que foram tão legais comigo em um momento onde eu não tinha ninguém, que foi a chegada em Altamira. Sobretudo às minhas parceiras Eduarda, Iluany e Kesley, por toda ajuda que me deram em tudo. A Hiusaki, que se tornou uma pessoa amiga pra vida. Compartilhamos muito trabalho, mas também muitos exercícios físicos, danças, cantorias e gargalhadas que não vou esquecer.

Ao Victor, meu amigo mais distante e mais presente. Por todo carinho, preocupação e amizade. Por todas as conversas, todas as fotos, vídeos, gifs e figurinhas compartilhadas que alegravam meus dias.

Ao Yago, por toda sua compreensão e paciência. Pela sua família tão amorosa e acolhedora. Por ser tão amigo, parceiro e engraçado (até demais). Por todas as nossas conversas biológicas e filosóficas. Pelo acolhimento durante meu segundo ano. Por toda ajuda que me deu em tudo. Por tudo que pode vir e tudo que pode ir.

Ao Donnie e à Marjorie pelo companheirismo, diversão e brincadeiras mais engraçadas desse mundo. Por estarem literalmente ao meu lado nos momentos de escrita.

Aos meus pais Augusto e Fátima, por sempre terem feito todo o possível pra que eu tivesse uma boa educação, por acreditarem no meu potencial e por me incentivarem sempre. Ao meu irmão Gabriel, que compartilha comigo tantas coisas em comum e pela sua fraternidade. A minha prima Letícia, a quem chamo de irmã por ser tão especial pra mim e dividir tanto comigo. A minha avó, dona Raimunda, que me abrigou por tanto tempo e pelo seu carinho. A toda minha família.

Eu jamais teria como realizar esse trabalho sozinha. Todos aqui citados foram muito importantes no decorrer dessa caminhada.

Gratidão a todos!

Sumário

Introdução Geral	1
Objetivos.....	5
Referências	5
O ESTADO DA ARTE SOBRE A DECOMPOSIÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM AMBIENTES AQUÁTICOS DA AMÉRICA DO SUL: UMA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA	11
Introdução	13
Material e Métodos.....	15
Resultados	16
Discussão	23
Conclusão	28
Referências	29
EFEITOS DA SUBSTITUIÇÃO DE PLANTAS NATIVAS POR EXÓTICAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR POR INSETOS FRAGMENTADORES E MICRORGANISMOS EM RIACHOS DA AMAZÔNIA.....	45
Introdução	48
Material e Métodos.....	51
Resultados	56
Discussão	64
Conclusão	68
Referências	69
LISTA ATUALIZADA DE ESPÉCIES E NOVOS REGISTROS DE DISTRIBUIÇÃO DE TRICHOPTERA (INSECTA) DO ESTADO DO PARÁ, NORTE DO BRASIL.....	79
Introdução	81
Material e Métodos.....	83
Resultados	84
Discussão	87
Conclusão Geral.....	95

Resumo Geral

O objetivo geral da dissertação foi analisar e preencher déficits de conhecimento sobre a decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos e a distribuição de Trichoptera no estado do Pará. No capítulo 1 foi realizada uma análise cienciométrica de publicações entre os anos de 1983 a 2019 sobre a decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos da América do Sul. O número de publicações a respeito do tema aumentou sobretudo na última década, com destaque para estudos que avaliam os efeitos de atividades antrópicas sobre a decomposição. A distribuição desses estudos entre os países mostrou-se desigual, além da falta de conhecimento sobre determinados pontos como o efeito de impactos antrópicos, tendo como exemplo a falta de estudos sobre as mudanças climáticas e em outros biomas além da Mata Atlântica. Essa falta de conhecimento dificulta a compreensão de como funciona o processo de decomposição como um todo. No capítulo 2 foram realizados dois experimentos em microcosmos a fim de testar o efeito da introdução de espécies exóticas frutíferas na vegetação ripária sobre a decomposição foliar em ambientes aquáticos da Amazônia brasileira. A decomposição microbiana foi similar em espécies nativas e exóticas, mas a decomposição total e por fragmentadores foi maior em folhas nativas. A morte de fragmentadores ocorreu apenas nos tratamentos com espécies exóticas. Assim, o efeito de plantas exóticas sobre a decomposição pode variar dependendo das características das espécies exóticas introduzidas. No capítulo 3 foi realizada uma *checklist* de espécies de Trichoptera para o estado do Pará, Brasil. A *checklist* foi baseada em dados da literatura e das coletas realizadas em três municípios do Pará, Altamira, Brasil Novo e Vitória do Xingu. O estudo aumentou em 12 o número de espécies para o estado, sendo dois novos registros e dez espécies novas. Dentre estas, há uma nova espécie de *Xiphocentron* (*Antillotrichia*) sp., sendo o primeiro registro da família Xiphocentronidae no estado. Dessa forma esse estudo amplia o conhecimento de Trichoptera para 28 gêneros, 11 famílias e 98 espécies no estado do Pará.

Palavras-chave: cienciométrica, ecossistemas aquáticos, matéria orgânica, insetos aquáticos, lacunas

Introdução Geral

Os ecossistemas aquáticos de água doce são os mais ameaçados do mundo devido às alterações antrópicas exercidas no seu entorno (STRAYER; DUDGEON, 2010). Essas

práticas influenciam nos ambientes aquáticos através de mudanças na hidrologia, geomorfologia, ciclagem de nutrientes e dinâmica de sedimentos afetando os ecossistemas e a biodiversidade aquática (BLANN, 2009). Modificações no uso de terra na bacia de drenagem, tais como retirada de vegetação ripária, agricultura e urbanização, resultam em perda de habitat, aumento na entrada de sedimentos, nutrientes e poluentes, aumento da temperatura, redução da disponibilidade de substratos vegetais, mudanças nas variáveis limnológicas tais como oxigênio dissolvido e pH, resultando na perda de biodiversidade (ALLAN, 2004; MISERENDINO; MASI, 2010; JUN et al., 2011; BRAND; MISERENDINO, 2015; SIQUEIRA; LACERDA; SAITO, 2015; TANIWAKI et al., 2019).

Em países em desenvolvimento, como na América do Sul, os efeitos da conversão do uso da terra em agricultura, plantio de monoculturas de espécies exóticas em substituição a florestas nativas, afeta a qualidade da água e as assembleias de invertebrados e é evidenciado em vários estudos (CHARÁ-SERNA et al., 2015; SOLIS et al., 2016; FIERRO et al., 2017). A ciclagem de nutrientes que é garantida pela decomposição de matéria orgânica, é afetada devido a remoção da vegetação ripária que diminui a entrada de grandes substratos no ambiente aquático, os quais são altamente importantes para a comunidade bentônica porque servem como alimento e como forma de garantir a heterogeneidade de habitats (CHARÁ-SERNA et al., 2015). Além disso, a urbanização também é capaz de influenciar nesse processo reduzindo a biomassa de fungos e de fragmentadores que participam ativamente da decomposição, levando a sua diminuição (MARTINS et al., 2015).

No Brasil o cenário não é diferente, existem uma série de atividades que têm crescido cada vez mais (NEPSTAD et al., 1997; MARTINELLI et al., 2010; MCMANUS et al., 2016; PEREIRA et al., 2019). O cultivo de espécies exóticas de eucalipto no país, por exemplo, quadriplicou nas últimas cinco décadas (BINKLEY et al., 2017). Os efeitos das plantações de eucalipto sobre a decomposição em ambientes aquáticos têm sido avaliados e mostram que há uma variação desses efeitos dependendo dos locais de estudo (FERREIRA et al., 2006) e até mesmo podem ser preferidas por fragmentadores quando comparadas as espécies nativas, apesar de não serem o melhor recurso (KIFFER et al., 2018; MORETTI et al., 2020). Enquanto algumas espécies são amplamente exploradas nessas pesquisas como por exemplo o eucalipto, outras espécies de plantas são pouco

estudadas. As espécies de árvores frutíferas, por exemplo, são importantes por serem comestíveis, com fontes de vitaminas (BRASIL, 2015). No entanto, alguns fatores como migrações levam a uma introdução do uso de recursos, inserindo no ambiente espécies exóticas que se incorporam ou maximizam aos hábitos locais, como por exemplo, *Cocos nucifera*, *Mangifera indica* e *Syzygium Malaccense*, árvores de coco, manga e jambo, respectivamente, de origem externa à Amazônia (SEMEDO; BARBOSA, 2007). Algumas espécies de plantas frutíferas também são plantadas próximos de riachos localizados em áreas urbanas (SANTOS et al., 2016) e seus efeitos sobre a decomposição não são conhecidos.

A decomposição é o processo em que a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) é transformada em matéria orgânica particulada fina (MOPF) (WEBSTER; BENFIELD, 1986) passando a ter moléculas mais simples (FARJALLA; MARINHO; ESTEVES, 1999). Tem servido como uma ferramenta funcional para avaliar processos ecológicos e efeitos de perturbações antrópicas, pois mostra como o detrito é processado e as alterações podem ser detectadas através da diminuição ou do aumento na taxa de decomposição (GESSNER; CHAUVET, 2002). É influenciada pela ação de fatores físicos, químicos e biológicos. A dureza foliar, por exemplo, que está relacionada a quantidade de lignina e celulose do tecido, influencia na palatabilidade dos microrganismos e fragmentadores que têm preferência por folhas com menores taxas de lignina e mais macias (GESSNER; CHAUVET, 1994; BIASI et al., 2019). Além disso, folhas com maior teor de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) e menor teor de polifenóis são consideradas as mais palatáveis (RINCÓN; MARTÍNEZ, 2006).

A decomposição pode ser didaticamente dividida em três fases diferentes, mas que podem ocorrer de maneira concomitante: i) lixiviação; ii) condicionamento; e iii) fragmentação, e é durante a segunda e a terceira fase que ocorrem a colonização por microrganismos e por invertebrados, respectivamente (GESSNER et al., 1999). Durante a lixiviação são removidos os compostos hidrossolúveis (fenóis, carboidratos e aminoácidos), o que resulta numa grande perda de massa (BÄRLOCHER et al., 2020). Em relação ao condicionamento, os fungos e as bactérias são considerados os mais importantes (BÄRLOCHER, 1992), porque são capazes de produzir enzimas que digerem as paredes celulares no tecido e liberam componentes simples que podem ser assimilados pelos detritívoros (GRAÇA, 2001). Na fragmentação, atuam invertebrados do grupo

funcional dos fragmentadores, representados por crustáceos e insetos aquáticos (GESSNER et al., 2010; ZUBROD et al., 2014).

Dentre os insetos aquáticos uma das ordens que possui táxons fragmentadores é Trichoptera. É a maior dentre todas as ordens de insetos exclusivamente aquáticos (NEBOISS, 1991), com aproximadamente 15.000 espécies descritas (HOLZENTHAL et al., 2007). No Brasil, ocorrem 16 famílias (Anomalopsychidae, Atriplectididae, Calamoceratidae, Ecnomidae, Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Limnephilidae, Odontoceridae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Sericostomatidae e Xiphocentronidae; SANTOS et al., 2014). São holometábolos, ou seja, apresentam metamorfose completa, e habitam tanto ambientes lóticos e lênticos, mas principalmente os lóticos por serem bem oxigenados (CALOR, 2007). São insetos comumente utilizados em estudos com decomposição, em que se destacam táxons de Leptoceridae, Limnephilidae e Calamoceratidae (RINCÓN; MARTÍNEZ, 2006; RUMBOS et al., 2010; KIFFER et al., 2018).

Apesar de sua importância ecológica, o conhecimento sobre a diversidade e distribuição dos Trichoptera ainda não é completo, principalmente na região Neotropical (BLAHNIK; PAPROCKI; HOLZENTHAL, 2004). Isso representa uma barreira para a conservação de espécies porque o conhecimento se faz necessário para que os esforços e os recursos sejam direcionados de forma adequada (LEWIS, 2006). Essa falta de conhecimento remete aos déficits Lineano e Wallaceano, que conceituam que há uma falta de conhecimento sobre a descrição de espécies e que existem muitas lacunas com relação às suas distribuições, respectivamente (BINI et al., 2006; CARDOSO et al., 2011; HORTAL et al., 2015). Algo mais preocupante é o fato de os ambientes aquáticos serem negativamente afetados pelas atividades antrópicas, havendo a possibilidade de extinção de muitas espécies antes de terem sido conhecidas ou registradas (COSTELLO et al., 2013).

Nesse cenário, é pertinente que se identifiquem os déficits de conhecimento e que as lacunas sejam preenchidas. Para isso existem ferramentas que permitem avaliar o estado da arte, mostrando o avanço do conhecimento de uma área, como por exemplo os estudos da ciência da informação (bibliometria, cienciometria e informetria), que são técnicas quantitativas de avaliação da ciência (MACIAS-CHAPULA, 1998). Além disso,

o conhecimento sobre a descrição e distribuição de espécies é essencial para a formulação de objetivos prioritários para a conservação, especialmente na região Neotropical que tem uma informação limitada sobre distribuição (NÓBREGA; DE MARCO, 2011), além de que na região tropical existe um foco em grupos mais atrativos, como mamíferos, pássaros, borboletas e abelhas (GARDNER et al., 2009).

A dissertação está dividida em três capítulos em formato de manuscritos, de acordo com as normas das revistas escolhidas para publicações. No primeiro capítulo realizamos uma análise cienciométrica sobre a decomposição da matéria orgânica em ambientes aquáticos dos países da América do Sul. No segundo capítulo avaliamos os efeitos da substituição de vegetação nativa da Amazônia por plantas exóticas frutíferas sobre a decomposição foliar em riachos. No terceiro capítulo apresentamos uma *checklist* de espécies de Trichoptera registradas no estado do Pará, Brasil.

Objetivos

Geral

Identificar e preencher déficits de conhecimento sobre o processo de decomposição e a distribuição das espécies de Trichoptera.

Específicos

- Apontar as principais tendências e lacunas sobre o conhecimento da decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos da América do Sul através de uma análise cienciométrica.
- Avaliar o efeito da substituição de vegetação nativa por espécies exóticas sobre a decomposição foliar.
- Apresentar uma *checklist* de espécies de Trichoptera do estado do Pará, bem como destacar novas ocorrências e identificar possíveis novas espécies.

Referências

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 35, p. 257-284, 2004.

BÄRLOCHER, F. Community organization. In: **The ecology of aquatic hyphomycetes**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1992. p. 38-76.

BÄRLOCHER, F. Leaching. In: **Methods to study litter decomposition**. Springer, Cham, 2020. p. 37-41.

BIASI, Cristiane et al. Shredders prefer soft and fungal-conditioned leaves, regardless of their initial chemical traits. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 109, p. 1-7, 2019.

BINI, L. M. et al. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. **Diversity and distributions**, v. 12, n. 5, p. 475-482, 2006.

BINKLEY, D. et al. The interactions of climate, spacing and genetics on clonal Eucalyptus plantations across Brazil and Uruguay. **Forest Ecology and Management**, v. 405, p. 271-283, 2017.

BLAHNIK, R. J.; PAPROCKI, H.; HOLZENTHAL, R. W. New distribution and species records of Trichoptera from southern and southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 1, p. 01-06, 2004.

BLANN, K. L. et al. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 39, n. 11, p. 909-1001, 2009.

BRAND, C.; MISERENDINO, M. L. Testing the performance of macroinvertebrate metrics as indicators of changes in biodiversity after pasture conversion in Patagonian Mountain streams. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 226, n. 11, p. 1-18, 2015.

BRASIL. **Alimentos regionais brasileiros**. Ministério da Saúde, Secretaria de Atenção à Saúde, Departamento de Atenção Básica. – 2. ed. – Brasília: Ministério da Saúde, 2015. Disponível em: [http://189.28.128.100/dab/docs/portaldab/publicacoes/livro_alimentos_brasileiros.pdf](http://189.28.128.100/dab/docs/portaldab/publicacoes/livro_alimentos_regionais_brasileiros.pdf). Acesso em: 20 mai. 2021.

CALOR, A. R. Trichoptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). 2007. Disponível

em: https://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guia_online/Guia_Trichoptera_b.pdf. Acesso em: 12 mar. 2021

CARDOSO, P. et al. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. **Biological Conservation**, v. 144, n. 11, p. 2647-2655, 2011.

CHARÁ-SERNA, A. M. et al. Understanding the impacts of agriculture on Andean stream ecosystems of Colombia: a causal analysis using aquatic macroinvertebrates as indicators of biological integrity. **Freshwater Science**, v. 34, n. 2, p. 727-740, 2015.

COSTELLO, M. J.; MAY, R. M.; STORK, N. E. Can we name Earth's species before they go extinct? **Science**, v. 339, n. 6118, p. 413-416, 2013.

FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C.; ESTEVES, F. A. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 11, n. 2, p. 185-193, 1999.

FERREIRA, Verónica et al. Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 166, n. 4, p. 467-490, 2006.

FIERRO, P. et al. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 724-734, 2017.

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology letters**, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological applications**, v. 12, n. 2, p. 498-510, 2002.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. **Ecology**, v. 75, n. 6, p. 1807-1817, 1994.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, p. 377-384, 1999.

GESSNER, M. O. et al. Diversity meets decomposition. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 6, p. 372-380, 2010.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, n. 4-5, p. 383-393, 2001.

HOLZENTHAL, R. W. et al. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. **Zootaxa**, v. 1668, p.639-698, 2007.

HORTAL, J. et al. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 523-549, 2015.

JUN, Y. et al. Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea. **Annales de Limnologie-International Journal of Limnology**, v. 47, p. 35-49, 2011.

KIFFER, W P. et al. Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). **PLoS One**, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2018.

LEWIS, O. T. Climate change, species–area curves and the extinction crisis. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 361, n. 1465, p. 163-171, 2006.

MACIAS-CHAPULA, C. A. O papel da informetria e da cienciometria e sua perspectiva nacional e internacional. **Ciência da informação**, v. 27, n. 2, p. 134-140, 1998.

MARTINELLI, L. A. et al. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5-6, p. 431-438, 2010.

MARTINS, R. T. et al. Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. **Freshwater Science**, v. 34, n. 2, p. 716-726, 2015.

MCMANUS, C. et al. Dynamics of cattle production in Brazil. **PloS one**, v. 11, n. 1, p. 1-15, 2016.

MISERENDINO, M. L.; MASI, C. I. The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. **Ecological indicators**, v. 10, n. 2, p. 311-319, 2010.

MORETTI, Marcelo S. et al. Eucalyptus leaves are preferred to cerrado native species but do not constitute a better food resource to stream shredders. **Journal of Arid Environments**, v. 181, p. 1-7, 2020.

NEBOISS, A. Trichoptera. In: NAUMAN I. D.; CARNE P. B.; LAURENCE J. F.; NIELSEN E.S.; SPRADBURY J. P. (eds.) **The insects of Australia: a textbook for students and researchs workers**. Press, Ithaca, NY, 1991. p. 787-816.

NEPSTAD, D. C. et al. Land-use in Amazonia and the cerrado of Brazil. **Ciência e Cultura: Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, v. 49, p. 73-86, 1997.

NÓBREGA, C. C.; DE MARCO, P. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 3, p. 491-505, 2011.

PEREIRA, E. J. A. L. et al. Policy in Brazil (2016–2019) threaten conservation of the Amazon rainforest. **Environmental Science & Policy**, v. 100, p. 8-12, 2019.

RINCÓN, J.; MARTÍNEZ, I. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae). **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 209-215, 2006.

RUMBOS, C. I. et al. Factors affecting leaf litter decomposition by *Micropterna sequax* (Trichoptera: Limnephilidae). **International review of hydrobiology**, v. 95, n. 4-5, p. 383-394, 2010.

SANTOS A. P. M. et al. 2014. Brazilian Caddisflies: Checklists and Bibliography. Disponível em: <https://sites.google.com/site/braziliancaddisflies/>. Acesso em: 23 Nov. 2020.

SANTOS, O. A. et al. Composition and richness of woody species in riparian forests in urban areas of Manaus, Amazonas, Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 150, p. 70-78, 2016.

SEMEDO, R. J. C. G.; BARBOSA, R. I. Árvores frutíferas nos quintais urbanos de Boa Vista, Roraima, Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 4, p. 497-504, 2007.

SIQUEIRA, T.; LACERDA, C.; SAITO, V. S. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities?. **Biotropica**, v. 47, n. 4, p. 509-516, 2015.

SOLIS, M. et al. Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina). **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 9, p. 1-12, 2016.

STRAYER, D. L.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 344-358, 2010.

TANIWAKI, R. H. et al. Effects of land-use changes on structural characteristics of tropical high-altitude Andean headwater streams. **Limnologica**, v. 74, p. 1-7, 2019.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual review of ecology and systematics**, v. 17, n. 1, p. 567-594, 1986.

ZUBROD, J. P. et al. Effects of current-use fungicides and their mixtures on the feeding and survival of the key shredder *Gammarus fossarum*. **Aquatic toxicology**, v. 150, p. 133-143, 2014.

Este capítulo está formatado nas normas da revista Hydrobiologia, disponível em:
<https://www.springer.com/journal/10750/submission-guidelines>

Artigo 1

O ESTADO DA ARTE SOBRE A DECOMPOSIÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM AMBIENTES AQUÁTICOS DA AMÉRICA DO SUL: UMA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA

O estado da arte sobre a decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos da América do Sul: uma análise cienciométrica

Talissa Pio de Matos . Yago Gomes de Moraes . Renato Tavares Martins . Karina Dias-Silva

T. P. Matos . K. Dias Silva

Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará – UFPA, Campus II Altamira, PA, CEP 68372-040, Brazil

E-mail: talissa.matos.13@gmail.com

Y. G. Moraes

Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, CEP 21941-902, Brazil

R. T. Martins

Coordenação de Biodiversidade, Curso de Pós-Graduação em Entomologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Manaus, AM, CEP 69067-001, Brazil

Resumo Os ecossistemas aquáticos dependem de uma fonte de matéria orgânica morta para garantir fonte de energia para as comunidades. A matéria orgânica passa pelo processo de decomposição física, química e biológica, reduzindo o detrito a moléculas mais simples, tornando-se disponível para ser reaproveitada. Apesar da importância desse processo, ainda existe atraso sobre a temática. Elaboramos uma análise cienciométrica de artigos sobre decomposição em ambientes aquáticos realizados em países da América do Sul a fim de apontar as principais tendências e lacunas. Entre os anos de 1983 a 2019 houve um aumento de pesquisas sobre o tema, mas a distribuição das publicações entre os países é desigual, o que é influenciado pelo tamanho populacional, produto interno bruto e investimento em pesquisas. Os estudos avaliam principalmente o processo natural de decomposição, embora boa parte das pesquisas avaliem também o efeito de impactos antrópicos, as quais vêm aumentando na última década devido a maior preocupação com a questão. Nossa análise mostrou que existem muitos pontos a serem investigados, como por exemplo, o efeito de plantações de espécies exóticas além de eucalipto, de outros tipos de impactos antrópicos e a exploração de alguns biomas. Essa falta de conhecimento dificulta a compreensão dos processos ecológicos em ambientes aquáticos, portanto ressaltamos a importância de que futuros estudos foquem mais nos tópicos menos estudados.

Palavras-chave detrito . lacunas . impacto antrópico . invertebrados . microrganismos . taxas de decomposição

Abstract Aquatic ecosystems rely on a source of dead organic matter to provide a source of energy for communities. Organic matter undergoes the process of physical, chemical and biological decomposition, reducing waste to simpler molecules, making it available to be reused. Despite the importance of this process, there is still a delay on the subject. We have carried out a scientometric analysis of publications on decomposition in aquatic environments carried out in South American countries in order to point out the main gaps. Between 1983 and

39 2019 there was an increase in research on the topic, but the distribution of publications among countries is uneven,
40 which is influenced by population size, gross domestic product and investment in research. The studies mainly
41 evaluate the natural decomposition process, although much of the research also evaluates the effect of anthropic
42 impacts, which have been increasing in the last decade due to the greater concern with the issue. Our analysis
43 showed that there are many points to be investigated, for example, the effect of plantations of exotic species in
44 addition to eucalyptus, other types of human impacts and the exploration of some biomes. This lack of knowledge
45 ends up making it difficult to understand ecological processes in aquatic environments, so we emphasize the
46 importance of future studies focusing more on topics less studied.

47 **Keywords** detritus . litter . anthropic impact . invertebrates . macrophytes . microorganisms

48

49 **Introdução**

50 Em ecossistemas aquáticos existem duas fontes de detrito ou matéria orgânica (MO) morta: a alóctone, gerada
51 fora do ecossistema e a autóctone, gerada dentro (Webster & Benfield, 1986). A matéria orgânica aquática é
52 predominantemente formada por átomos de carbono ligados a átomos de oxigênio, hidrogênio, nitrogênio, enxofre
53 e outros átomos, na sua origem natural é formada por processos biogeoquímicos como fotossíntese, excreção de
54 organismos, decomposição de biomassa ou diagênese (Artifon et al., 2019).

55 A MO alóctone é composta por folhas, flores, frutos, galhos, sementes e outras partes de plantas
56 (Benfield, 1997) presentes na vegetação ripária e seu aporte para os ecossistemas aquáticos ocorre de forma direta
57 e indireta. A forma direta acontece através da queda de MO da vegetação ripária nos ecossistemas aquáticos,
58 enquanto a forma indireta acontece através do carregamento através do vento e das chuvas (De La Rosa, 1995).
59 Nesses ambientes, as folhas são o componente mais abundante, podendo representar mais de 50% dessa matéria
60 orgânica (Tonin et al., 2017; Alves et al., 2020). A MO autóctone é produzida por algas e macrófitas (Bärlocher
61 et al., 2020), em que as algas são dominadas por fitoplâncton em ambientes lênticos e por perifíton em ambientes
62 lóticos, por outro lado as macrófitas incluem hepáticas, musgos e plantas fixadas ou enraizadas no substrato
63 (Bertilsson & Jones, 2003).

64 Os habitats aquáticos são classificados como lóticos ou lênticos quanto a direção do fluxo de água (Marsh
65 & Fairbridge, 1999). Os ambientes lóticos são aqueles que possuem como principal característica um fluxo de
66 água unidirecional que são representados por exemplo pelas nascentes, rios e riachos (Marsh & Fairbridge, 1999;
67 Salles & Ferreira-Júnior et al., 2014). Os riachos de primeiras ordens de áreas florestadas são dependentes da
68 vegetação presente no seu entorno, porque devido à baixa luminosidade esta é a principal fonte de matéria orgânica
69 alóctone para as comunidades aquáticas (Wallace et al., 1997). Portanto, além de proteger esses ambientes contra
70 a entrada de luz também protege contra impactos como sedimentação e erosão (Vannote et al., 1980; Dosskey et
71 al., 2010). Os ambientes lênticos são os que apresentam nenhuma ou pouca correnteza e são representados por
72 exemplo pelos lagos e reservatórios (Marsh & Fairbridge, 1999). Nos ambientes lênticos a principal fonte de
73 matéria orgânica é proveniente de macrófitas aquáticas, que além disso são de grande importância ecológica por
74 servirem como locais de reprodução, servirem como abrigo para a fauna e oxigenarem a água (Cunha-Santino et
75 al., 2011). Zonas alagadas como pântanos e brejos podem ser consideradas como ambientes a parte pois não

76 apresentam determinadas características dos ambientes lênticos como por exemplo a ausência de estratificação
77 térmica (hipolímnio, metalímnio e epilímnio) por serem ambientes mais rasos atingindo no máximo seis metros
78 de profundidade (Ramsar, 2013).

79 A decomposição é o processo em que a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) é transformada em
80 matéria orgânica particulada fina (MOPF) (Webster & Benfield, 1986) passando a ter moléculas mais simples
81 pela ação de fatores físicos, químicos e biológicos (Farjalla et al., 1999). Em ecossistemas aquáticos é geralmente
82 dividida em três fases que se sobrepõem: a lixiviação, onde os compostos hidrossolúveis como proteínas, lipídeos
83 e carboidratos são removidos resultando em rápida e grande perda de massa foliar; o condicionamento, onde há a
84 colonização por microrganismos (bactérias e principalmente fungos), e sua atividade mecânica e enzimática
85 intensificam as modificações estruturais e químicas, levando ao aumento da palatabilidade para os invertebrados
86 fragmentadores; e a fragmentação, que pode ser física, causada pela abrasão do fluxo da água, e biótica, causada
87 pelo consumo de fragmentadores e que resulta na liberação de MOPF (Gessner et al., 1999). Os fragmentadores
88 são os invertebrados que possuem um aparato bucal adaptado para cortar grandes pedaços de matéria orgânica
89 (Merrit & Cummins, 1996), cortando as folhas e outros detritos orgânicos para se alimentarem (Cushing & Allan,
90 2001), dessa forma disponibilizam MOPF como alimento para outros grupos de invertebrados (Graça, 2001). São
91 representados por crustáceos como Amphipoda, Decapoda, Isopoda e também por insetos como Plecoptera e
92 Trichoptera (Boyero et al., 2020).

93 Na América do Sul, o Brasil representa mais da metade dos artigos sobre decomposição foliar, com a
94 maioria realizada no Sudeste, principalmente no estado de São Paulo que tem a maioria dos estudos com
95 macrófitas aquáticas em microcosmos/laboratório (Gonçalves et al., 2014). As macrófitas são o tipo de matéria
96 orgânica mais utilizada em estudos com decomposição, principalmente em ambientes lênticos, os quais avaliaram
97 a cinética do processo e a presença de microrganismos e invertebrados (Gonçalves et al., 2014). Já a maioria dos
98 estudos em ambientes lóticos utilizaram mais folhas da vegetação ripária, que também avaliaram a decomposição
99 por microrganismos e invertebrados (Gonçalves et al., 2014). Estudos em laboratório possuem menor duração e
100 permitem avaliar comportamento, crescimento e sobrevivência de invertebrados, mas exigem uma coleta prévia
101 em campo de substrato, água e detritos, além de exigirem maior controle, como temperatura do ambiente e
102 oxigênio da água por exemplo. Já estudos realizados em campo permitem avaliar métricas de riqueza e
103 abundância, mas apresentam maior duração, influência de agentes externos como chuvas e inundações, e
104 propensão a vandalismo (Langhans & Tockner, 2006).

105 Recentemente alguns estudos tem investigado o os efeitos das alterações antrópicas sobre o processo de
106 decomposição foliar em ambientes aquáticos (Martins et al., 2015; Medina-Villar, 2015; Classen-Rodríguez et
107 al., 2019; Firmino et al., 2021). Geralmente esses estudos analisam as consequências de atividades que afetam os
108 ecossistemas aquáticos como urbanização, enriquecimento de nutrientes e entrada de folhas de espécies de plantas
109 exóticas (Allan, 2004). As pesquisas têm mostrado que essas atividades podem afetar negativamente os
110 microrganismos e fragmentadores, e conseqüentemente a decomposição de MO, no entanto, o efeito sobre a
111 decomposição depende de fatores como duração e intensidade do impacto antrópico.

112 Desde 1986, estudos sobre a decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos têm aumentado,
113 não somente na região temperada (Tank et al., 2010). No entanto, em uma revisão com trabalhos publicados no

114 mundo entre os anos 2000 e 2004 sobre a decomposição foliar em riachos, apenas 2% das publicações foram da
115 América do Sul (Graça & Canhoto, 2006). Em uma revisão mais atual com publicações de 2005 a 2012, seguindo
116 os mesmos parâmetros da pesquisa anterior, Gonçalves et al. (2014) constataram que os estudos na América do
117 Sul representavam somente 13% dos artigos sobre decomposição foliar em riachos no mundo. Isto mostra que
118 apesar de haver um aumento dos estudos sobre este tema no continente, ainda existe uma defasagem quando
119 comparamos a exploração do tema no restante do mundo.

120 Diante disso, faz-se necessária uma análise sobre as publicações que tratam da decomposição de matéria
121 orgânica em ambientes aquáticos da América do Sul, a fim de apontar as lacunas existentes e verificar quais as
122 tendências para essas pesquisas, algo que é fundamental para guiar futuros trabalhos sobre o tema. Para isso, nós
123 buscamos respostas para as seguintes perguntas: (i) Há alguma tendência de avaliação prevista em artigos
124 futuramente publicados baseado em artigos publicados nos últimos anos?; (ii) Quais impactos antrópicos são mais
125 estudados?; (iii) Quais países mais publicam artigos sobre o tema?; (iv) Os estudos são mais conduzidos em
126 laboratório ou em campo?; (v) Os estudos focam mais em algum tipo de ecossistema aquático?; (vi) Quais grupos
127 taxonômicos de decompositores têm sido mais utilizados em estudos de decomposição?; e (vii) Qual tipo de
128 matéria orgânica mais estudada?

129 Nós esperamos que i) Os estudos publicados nos últimos anos devem abordar mais as avaliações de
130 efeitos de impactos como mudanças climáticas e uso de terra, incluindo por exemplo o aumento de nutrientes na
131 água e introdução de espécies de plantas exóticas na vegetação ripária; ii) Os impactos mais estudados são aqueles
132 que têm grande influência no consumo por detritívoros aquáticos, como plantas exóticas e pastagem; iii) Os países
133 que mais publicam são os que tem mais investimento em ciência; iv) Os estudos são mais conduzidos em campo
134 devido a atuação do conjunto de fatores que atuam sobre o processo de decomposição e que em laboratório são
135 mais difíceis de serem controlados, exigindo mais recursos; v) Os riachos são o tipo de ecossistema mais estudado
136 devido a importância da matéria orgânica alóctone, proveniente da vegetação ripária, para a decomposição; vi)
137 Os organismos mais estudados sejam os que mais desempenham papel fundamental no processo de decomposição
138 durante as fases de condicionamento e fragmentação, como fungos (principalmente hifomicetos) e bactérias, e
139 táxons de invertebrados fragmentadores; e vii) A matéria orgânica mais estudada é proveniente de plantas
140 terrestres que são a principal fonte de energia para riachos de primeira ordem, onde a decomposição é importante.

141

142 **Material e Métodos**

143 Coleta de dados

144 Para a condução do estudo realizamos uma análise do tipo cienciométrica, a qual utiliza métodos matemáticos
145 para quantificar a pesquisa científica e mostra o processo de desenvolvimento científico, fornecendo uma base
146 para tomada de decisões na ciência e gestão (Yang et al., 2020).

147 A pesquisa foi realizada no dia 02 de junho de 2020, na base de dados Web of Science (WoS - Coleção
148 Principal), restringindo a busca para a América do Sul, por artigos publicados entre os anos de 1983 (ano em que
149 foi publicado o primeiro artigo sobre o tema no continente) a 2019, utilizando-se as seguintes palavras-chave:
150 (decompos* OR process* OR decay* OR breakdown*) AND (“organic matter*” OR leaf OR litter* OR detritus

151 OR allochthonous OR “riparian vegetation” OR autochthonous OR macrophyte* OR “aquatic plant*”) AND
152 (freshwater* OR watershed* OR lotic* OR headwater* OR stream* OR river* OR lentic* OR lake* OR reservoir*
153 OR wetland* OR mangrove* OR estuar*) AND (Brazil OR Argentina OR Chile OR Colombia OR Venezuela
154 OR Peru OR Ecuador OR Uruguay OR Bolivia OR Paraguay OR Suriname OR Guyana). A Guiana Francesa,
155 localizada na costa nordeste do continente da América do Sul fazendo fronteira com o estado brasileiro do Amapá,
156 não entrou para a pesquisa por ser um departamento ultramarino pertencente à França. O uso de asterisco em uma
157 palavra permite que na busca entrem plural e variações da palavra e o uso de aspas em um termo indica uma
158 limitação para que na busca entre as duas palavras juntas sem nenhuma palavra entre elas (WoS).

159 Foram incluídos apenas artigos, sendo dispensados trabalhos de literatura cinzenta (manuscritos não
160 publicados em periódicos). Foram avaliados todos os artigos que apareceram como resultado na busca, através da
161 leitura de título, resumo, objetivos ou até mesmo de todo o artigo quando necessário. Apenas os artigos dentro
162 deste escopo foram considerados: i) estudos que enfocassem o tema decomposição em um contexto de ambientes
163 aquáticos; ii) estudos desenvolvidos em qualquer país da América do Sul; e iii) artigos publicados nos idiomas
164 inglês, espanhol e português. Os estudos que não estavam relacionados ao escopo da pesquisa foram excluídos.

165 Para cada publicação analisada foram registrados as seguintes informações: i) ano de publicação; ii)
166 objetivo da pesquisa; iii) tipo de impacto (quando o estudo avaliou o efeito de algum impacto sobre
167 decomposição); iv) plantação ou invasão (quando o estudo avaliou o efeito de plantas exóticas); v) país e região
168 (grandes territórios de um país); vi) estado brasileiro; vii) bioma brasileiro; viii) local (laboratório ou campo); ix)
169 ambiente (rio, riacho, lago, reservatório e outros, sendo que quando realizado em laboratório, foram considerados
170 os ambientes aquáticos em que foi realizada alguma incubação prévia ao estudo em laboratório); x) tipo de hábitat
171 (lótico, lêntico, alagado); xi) organismo avaliado (fungos, bactérias, invertebrados); xii) tipo de matéria orgânica
172 (folhas, raízes, macrófitas, detritos); xiii) espécie de planta; xiv) periódico.

173

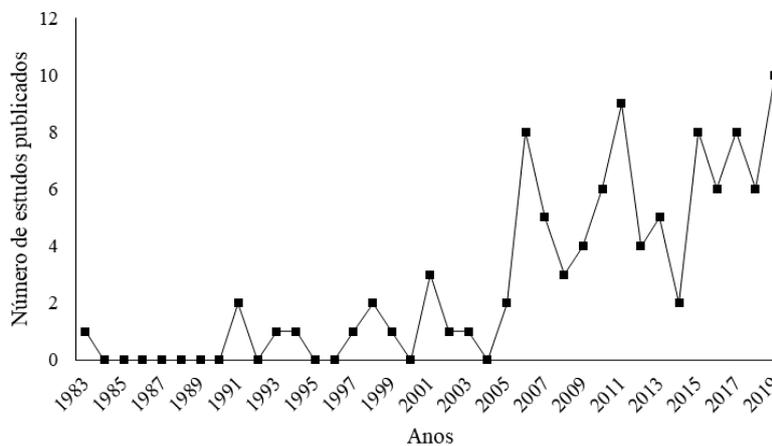
174 **Resultados**

175 A busca feita pela Web of Science resultou em 1009 artigos. Desses, 101 estavam dentro dos critérios
176 que respondem as perguntas da nossa pesquisa (Material Suplementar). De 1983 a 2019 o número de publicações
177 sobre o tema aumentou a partir de 2006, havendo variações até o ano de 2019, sendo este o ano que apresentou
178 maior número de publicações. Entre o intervalo de 1984 e 1990 não houveram publicações . De 1983 a 2005
179 observamos que na América do Sul os artigos que avaliam o processo de decomposição de matéria orgânica em
180 ambientes aquáticos variaram de 0 a 3 (0 a ~8%), com 16 artigos publicados (~16%). De 2006 a 2019 o número
181 de artigos variou de 2 a 10 (~5 a 27%), com 84 publicações (~83%). Dos 101 artigos, 75 (~74%) avaliaram o
182 processo natural de decomposição, enquanto 26 (~26%) avaliaram o efeito de algum impacto (Fig. 1).

183 Dentre os artigos que avaliaram o processo de decomposição natural, ~37% analisaram a colonização
184 por invertebrados ou microrganismos, ~13% analisaram a decomposição química e ~11% analisaram o consumo
185 por invertebrados. Poucos artigos (~6%), avaliaram a influência de fenômenos naturais como mudança na
186 precipitação, regime hidrológico e diferentes estações, e ~5% analisaram o efeito de variáveis limnológicas sobre

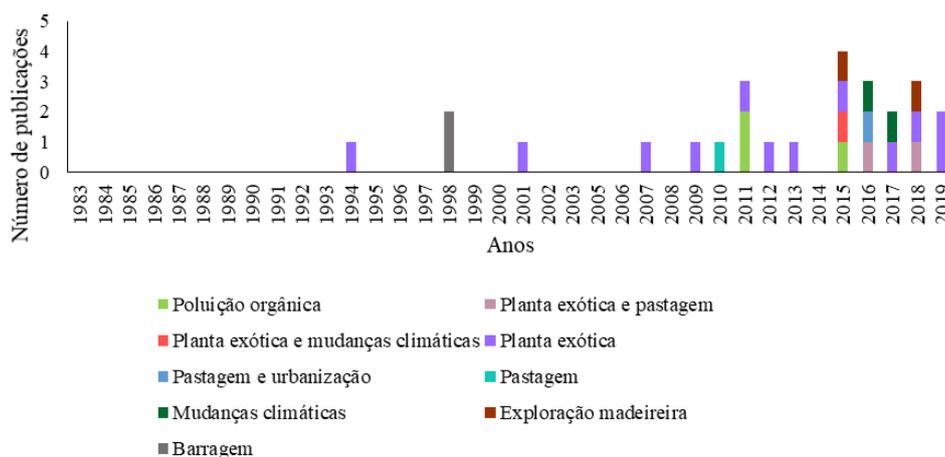
187 a decomposição. Os outros ~28% analisaram demais fatores, como por exemplo, preditores da decomposição
188 foliar, efeito de espécies de plantas dominantes e decomposição sob diferentes condições.

189 Em 1994 foi publicado o primeiro artigo que avaliou algum tipo de impacto sobre a decomposição, o
190 qual analisou o efeito de planta exótica. Quando se trata de artigos que avaliam algum tipo de impacto sobre a
191 decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos, houve aumento deste tipo de estudo conforme o passar
192 dos anos (Fig. 2). Dos 101 artigos, 26 avaliaram algum tipo de impacto (~26%), sendo a maioria deles (n=20)
193 publicados entre 2010 e 2019. Desde então o efeito de planta exótica tem sido o tipo de impacto mais estudado
194 sobre o processo de decomposição com 12 artigos publicados (~46%), seguido por poluição orgânica com três
195 artigos (~12%), barragem, exploração madeireira, mudanças climáticas, planta exótica e pastagem, com dois
196 artigos cada (~8% cada) e pastagem, pastagem e urbanização, planta exótica e mudanças climáticas com um artigo
197 cada (~4% cada).



198

199 **Fig. 1** Número de artigos publicados por ano que fizeram pesquisa sobre o processo de decomposição de matéria
200 orgânica em ambientes aquáticos na América do Sul entre os anos de 1983 a 2019.



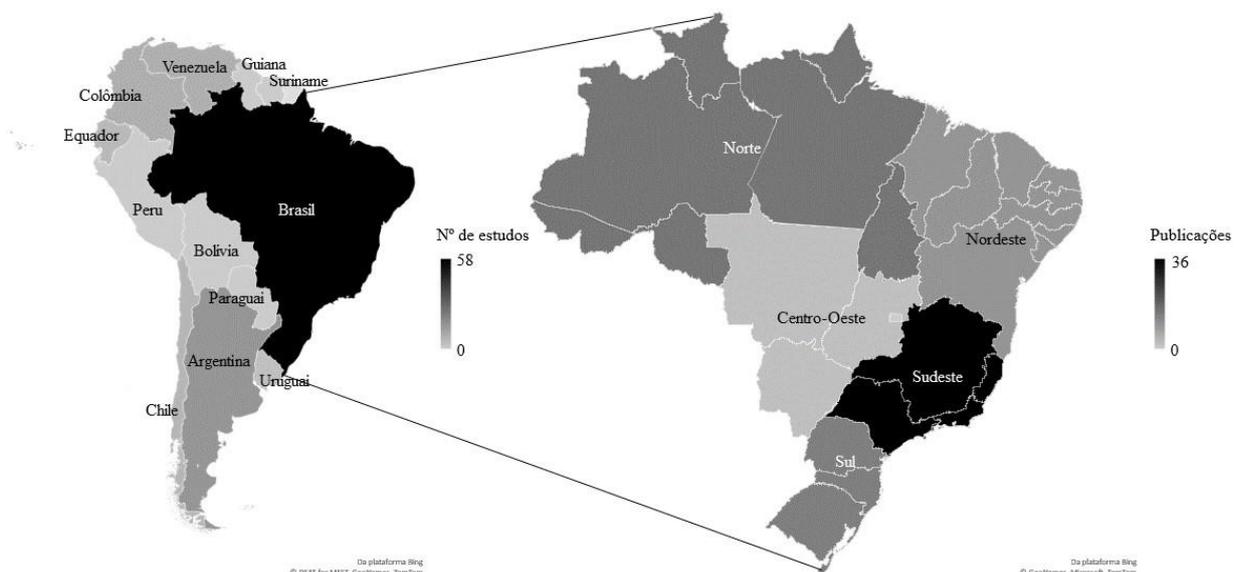
201

202 **Fig. 2** Número de artigos publicados por ano que fizeram pesquisa sobre o efeito de impactos sobre o processo de
203 decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos na América do Sul entre os anos de 1983 a 2019.

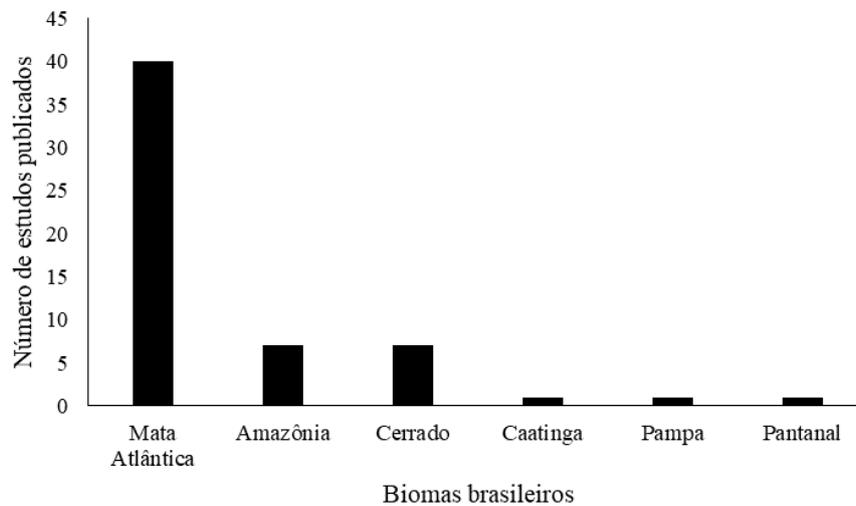
204 Em relação aos estudos que avaliaram tanto o efeito isolado de plantas exóticas sobre o processo de
205 decomposição, quanto aos que avaliaram o efeito juntamente com outro tipo de impacto, totalizaram 15 artigos
206 (~58%). Destes 15 artigos, 10 avaliaram o efeito de plantas exóticas causados por plantação (~67%) e cinco
207 avaliaram o efeito causado por invasão (~33%). Dos 10 artigos que se tratavam da avaliação do efeito de plantas
208 exóticas causados por plantação, oito avaliaram o efeito da entrada de folhas de *Eucalyptus* (Myrtaceae) (80%) e
209 dois avaliaram o efeito de outras espécies (20%) sobre a taxa de decomposição em ambientes aquáticos. Esses
210 estudos com eucalipto foram realizados no Brasil (seis artigos), Chile (dois artigos) e Colômbia (um artigo), sendo
211 um de meta-análise realizado no Brasil e no Chile. Em relação aos cinco artigos que avaliaram o efeito de invasão
212 de plantas, dois deles avaliaram o efeito de *Ligustrum* (Oleaceae) (40%) e três avaliaram o efeito de outras espécies
213 (60%).

214 Sobre a distribuição de publicações entre os países da América do Sul, o Brasil é o país que lidera o
215 *ranking* com 58 dos 101 artigos (~56%), seguido de Argentina (~15%). Para Chile, Equador, Colômbia, Uruguai
216 e Venezuela foram registrados valores individuais menores que 10% dos artigos. Bolívia, Guiana, Paraguai, Peru
217 e Suriname não apresentaram nenhuma publicação (Fig. 3). Como o Brasil foi o país que apresentou mais da
218 metade de todas as publicações no continente, fizemos também uma análise por regiões do país. O Brasil se divide
219 entre cinco regiões, em que o Sudeste apresentou o maior número de publicações (~63%), seguido da região Norte
220 (14%), Sul (~12%), Nordeste (7%) e Centro-Oeste (3%). Os estados brasileiros que mais apresentaram
221 publicações foram São Paulo (18 estudos; ~32%), seguido de Minas Gerais (12 estudos; ~21%), Amazonas,
222 Paraná e Rio de Janeiro com quatro artigos (7% cada), Pará com três artigos (~5%), Bahia, Pernambuco, Mato
223 Grosso, Espírito Santo e Rio Grande do Sul com 2 artigos (3% cada) e Tocantins e Santa Catarina com apenas um
224 artigo (~2 cada%). Os estados do Acre, Alagoas, Amapá, Ceará, Distrito Federal, Goiás, Maranhão, Mato Grosso
225 do Sul, Paraíba, Piauí, Rio Grande do Norte, Rondônia, Roraima e Sergipe não apresentaram nenhuma publicação.

226 Ainda sobre os estudos de decomposição em ambientes aquáticos realizados no Brasil, tanto em campo
227 quanto em laboratório, em 56 foi possível identificar o bioma, sendo que 40 estudos (~70%) foram desenvolvidos
228 em Mata Atlântica. Na Amazônia (~12%) e no Cerrado (~12%) foram registrados sete artigos cada. Na Caatinga
229 (~2%), Pampa (~2%) e Pantanal (~2%) foram registrados apenas um artigo em cada bioma (Fig. 6).



231 **Fig. 3** Número de artigos publicados por países que fizeram pesquisa sobre o processo de decomposição
 232 de matéria orgânica em ambientes aquáticos na América do Sul publicados no continente e nas regiões do Brasil,
 233 entre os anos de 1983 a 2019.



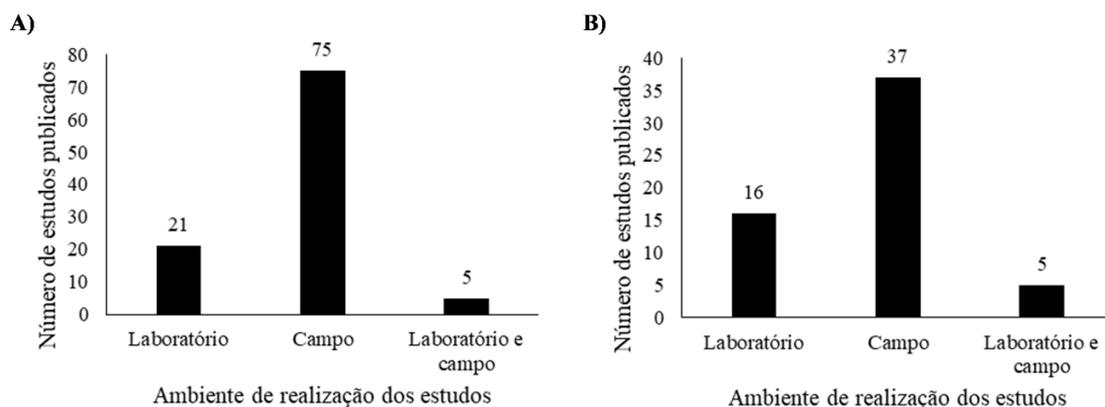
234

235 **Fig. 4** Biomas do Brasil em que foram realizados estudos com o tema decomposição de matéria orgânica
 236 em ambientes aquáticos na América do Sul entre 1983 a 2019.

237 Quanto ao ambiente de realização dos estudos na América do Sul, 75 estudos foram realizados em campo
 238 (~74%), 21 em laboratório (~21%), e cinco foram realizados tanto em laboratório quanto em campo (5%) (Fig.
 239 5A). No Brasil, 37 estudos foram realizados em campo (~64%), 16 em laboratório (~28%), e cinco nos dois
 240 ambientes (~9%) (Fig. 5B).

241

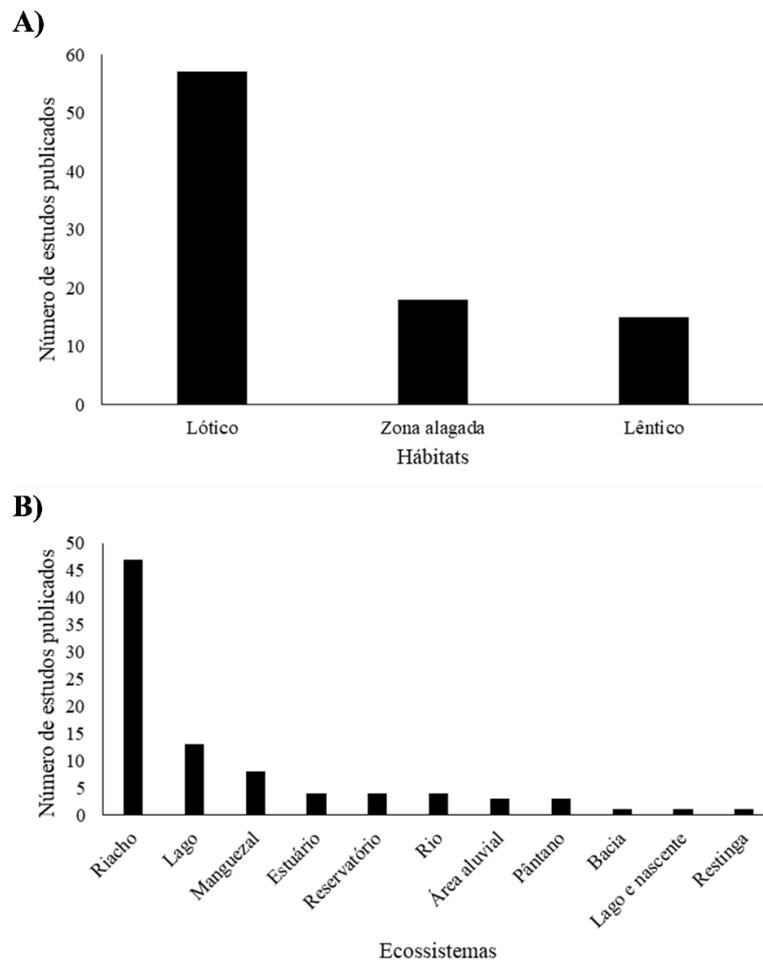
242



243

244 **Fig. 5** Número de publicações de estudos que foram realizados em laboratório, campo ou nos dois
 245 ambientes, que fizeram pesquisa sobre o processo de decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos
 246 na A) América do Sul; e B) no Brasil entre os anos de 1983 a 2019.

247 Os ambientes aquáticos apresentam diferentes tipos de hábitats. A maioria dos estudos foi realizada em
 248 ecossistemas lóticos (~66%), seguido de ecossistemas de zonas alagadas (20%) e ecossistemas lênticos (~14%)
 249 (Fig. 6A). Assim, observamos que a maioria dos estudos em campo ou de laboratório com incubação antes de
 250 experimento, foram realizados em ecossistemas de riacho com 47 estudos (~53%), seguido de lago (~15%) e
 251 manguezal (9%) (Fig. 6B). Esses tipos de ambiente podem ser classificados pelo tipo de ecossistema.

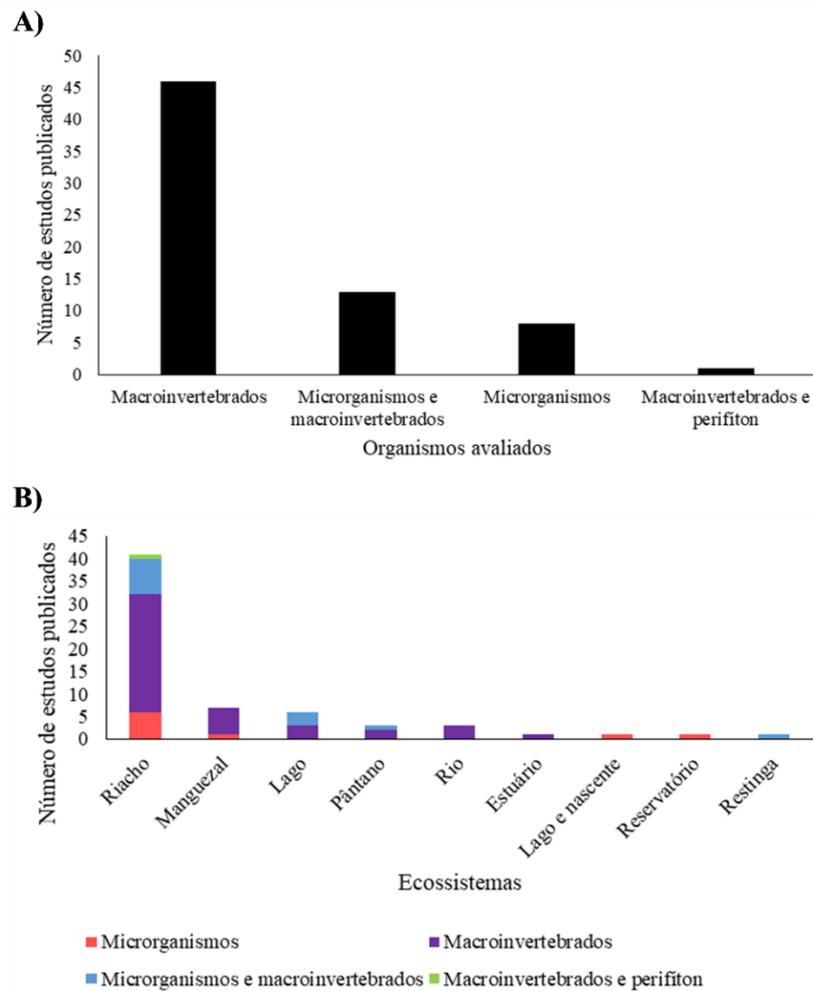


252

253 **Fig. 6** A Tipos de ambiente aquático onde foram realizadas pesquisas sobre o processo de decomposição de
 254 matéria orgânica na América do Sul B e a classificação dos ambientes de estudo com relação aos tipos de
 255 ecossistema, entre os anos de 1983 a 2019.

256 Dentre todos os estudos, sejam eles realizados em campo, em laboratório ou em ambos, geralmente são
 257 utilizados seres vivos decompositores como forma de avaliação. Em nosso estudo dividimos as categorias de
 258 decompositores entre microrganismos, invertebrados e perifíton. A maioria dos estudos utilizou invertebrados
 259 (~68%), seguido de microrganismos e invertebrados juntos (~19%), somente microrganismos (~12%) e
 260 microrganismos juntamente com perifíton (~2%) (Fig. 7A). Especificamente os estudos com invertebrados
 261 estudam a comunidade e não apenas em grupos isolados. Todos os estudos que utilizaram invertebrados como
 262 forma de avaliar o processo de decomposição foram realizados em campo. Além disso, fazendo uma relação entre
 263 os organismos estudados com os tipos de ambiente aquático, observamos que riacho foi o ambiente com maior
 264 número de estudos e foi o único tipo de ambiente que apresentou estudos com todos os tipos de organismos,

265 sobretudo com invertebrados. Nos estudos em lagos estiveram presentes tanto invertebrados quanto invertebrados
 266 e microrganismos juntos, mas nenhum estudo avaliou somente os microrganismos associados ao processo de
 267 decomposição. A maioria dos estudos (~86%) realizados em manguezal utilizou invertebrados (Fig. 7B).



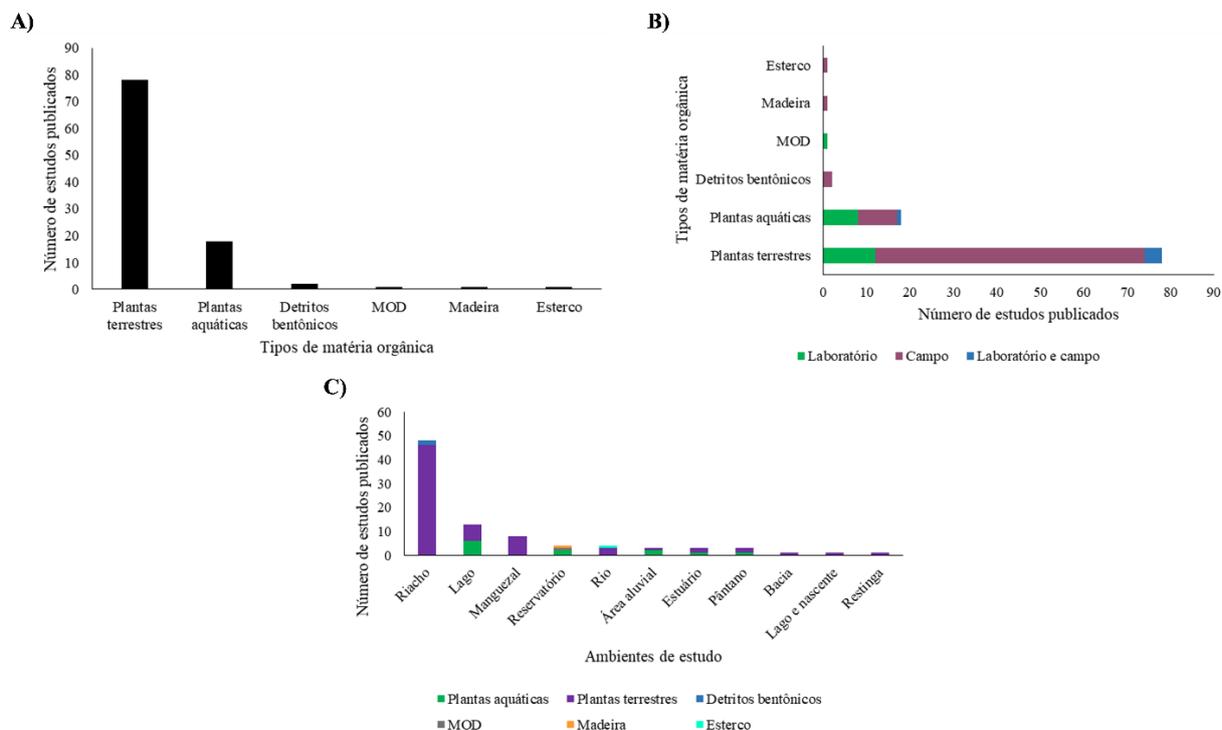
268

269 **Fig. 7** A Organismos utilizados em geral **B** e por ambiente em pesquisas sobre o processo de decomposição de
 270 matéria orgânica em ambientes aquáticos na América do Sul entre os anos de 1983 a 2019.

271 Dos 101 artigos resultantes da pesquisa, 16 incluíram microrganismos como forma de avaliação do
 272 processo de decomposição. Dentre esses trabalhos, a maioria trabalhou com fungos (60%), fungos juntamente
 273 com bactérias (20%), somente bactérias (~13%), e fungos com stramenopila (~7%). Já em relação aos
 274 invertebrados, a maioria (~93%) dos estudos utilizou os artrópodes. Dos crustáceos, foram exclusivamente
 275 utilizados organismos de Brachyura, representados pelos caranguejos (33%). Sobretudo foram utilizados
 276 hexápodes, exclusivamente insetos das ordens Diptera (~7%), Plecoptera (~7%) e Trichoptera (~47%). Todos os
 277 Trichoptera utilizados pertencem a categoria funcional alimentar de fragmentadores. Tivemos apenas um artigo
 278 (~7%) que utilizou representantes do filo Annelida, especificamente os da subclasse Oligochaeta.

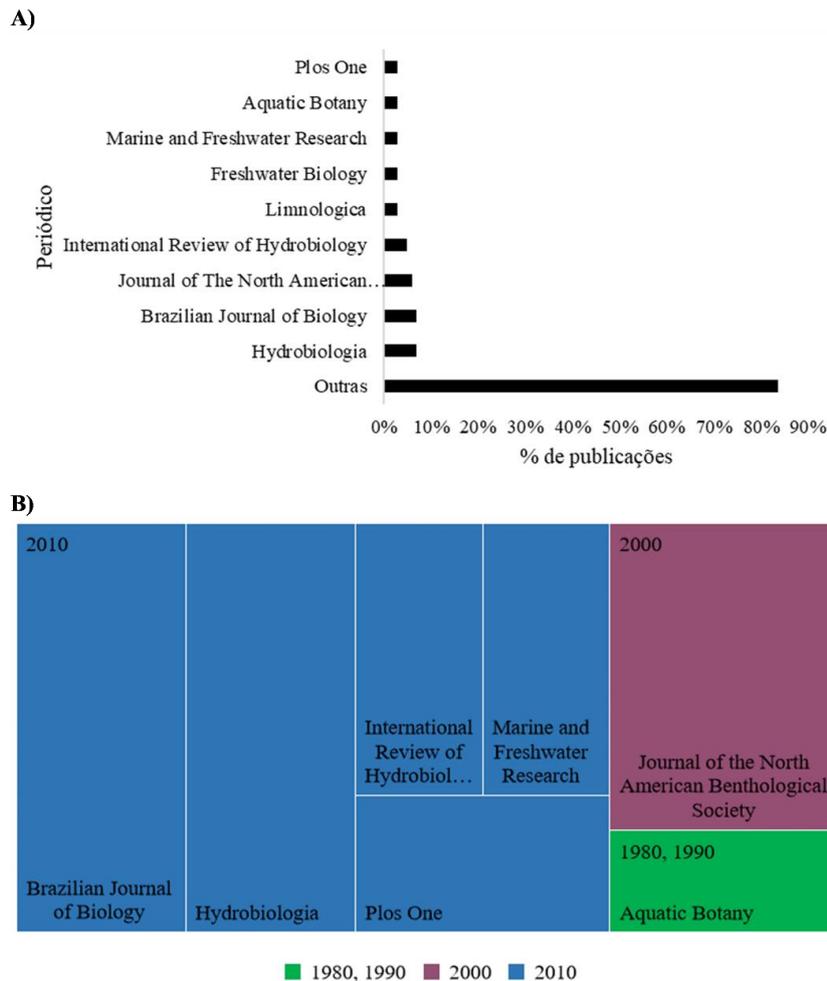
279 A respeito dos tipos de matéria orgânica utilizados nos estudos as folhas de plantas terrestres são as que
 280 se destacam com 81 artigos publicados (~80%), seguido de plantas aquáticas (~18%), detritos bentônicos (2%) e
 281 outros tipos de matéria pouco exploradas como matéria orgânica dissolvida (MOD), madeira e esterco (Fig. 8A).

282 Os tipos de matéria orgânica mais estudados em laboratório foram plantas terrestres (~12%), plantas aquáticas
 283 (~8%) e MOD (1%) e os tipos de matéria orgânica mais estudados em campo foram plantas terrestres (~61%),
 284 aquáticas (~9%), seguidos dos outros tipos menos explorados (detritos bentônicos, madeira e esterco; 4%). Alguns
 285 estudos foram feitos tanto em laboratório quanto em campo, e utilizaram mais plantas terrestres (4%) do que
 286 aquáticas (1%) (Fig. 8B). Além disso, as plantas terrestres são mais estudadas em ambientes de riacho (~52%) e
 287 as plantas aquáticas são mais estudadas em ambientes lacustres (~7%) (Fig. 8C).



288
 289 **Fig. 10** A Tipos de matéria orgânica utilizados em pesquisas sobre o processo de decomposição de matéria
 290 orgânica na América do Sul B relacionados aos locais de estudo C e entre os ambientes de estudo, anos de 1983
 291 a 2019. MOD = matéria orgânica dissolvida.

292 Os artigos analisados foram publicados em 55 periódicos diferentes (Material Suplementar). O *Brazilian*
 293 *Journal of Biology* e o *Hydrobiologia* foram os periódicos que mais publicaram pesquisas com decomposição de
 294 matéria orgânica em ambientes aquáticos na América do Sul (~7% - 7 artigos cada), seguidos do periódico *Journal*
 295 *of the North American Benthological Society* (~6% - 6 artigos) e *International Review of Biology* (5% - 5 artigos)
 296 (Fig. 9A). Os outros 51 periódicos publicaram três ou menos artigos. Como as décadas de 1980 e 1990
 297 apresentaram poucas publicações (9 artigos), consideramos o único periódico que publicou um artigo (~7%) em
 298 cada década, o periódico *Aquatic Botany*. Na década de 2000 o periódico que mais publicou foi o *Journal of the*
 299 *North American Benthological Society* (~21% - 6 artigos). Na última década os periódicos que mais publicaram
 300 foram *Brazilian Journal of Biology* e *Hydrobiologia* (~21% - 6 artigos cada), seguidos do *International Review*
 301 *of Hydrobiology, Marine and Freshwater Research* e *Plos One* (~10% - 3 artigos cada) (Fig. 9B).



302

303 **Fig. 9 A** Principais periódicos que publicaram artigos com o tema decomposição de matéria orgânica em
 304 ambientes aquáticos na América do Sul entre 1983 a 2019 em geral **B** e por década.

305

306 **Discussão**

307 O processo de decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos tem sido estudado no mundo inteiro,
 308 em todos os continentes, com exceção da Antártida (Zhang et al., 2018) e tem crescido com o passar dos anos,
 309 conforme nos mostrou a plataforma Web of Science (WoS), entre os anos de 1983 a 2019. A partir de 2006 houve
 310 um grande aumento de artigos publicados, com algumas variações até o ano de 2019. Este aumento em geral se
 311 deve a uma maior preocupação em avaliar processos que ocorrem em ambientes aquáticos e como as alterações
 312 antrópicas podem alterar esses processos, tendo em vista que os artigos se tratam da avaliação de fenômenos
 313 naturais sobre a decomposição e ~26% dos artigos que tivemos como resultado da busca avaliaram o efeito de
 314 impactos antrópicos. Os estudos de avaliação da decomposição sem interferência humana focam principalmente
 315 na fase biótica do processamento da MO, isto é, na fase de condicionamento que torna a MO um melhor recurso
 316 para fragmentadores, e na fragmentação que transforma a MOPG em MOPF, que é essencial para tornarem o
 317 recurso disponível para outros seres vivos (Gessner et al., 1999). Em segundo lugar ficaram os estudos que fazem
 318 uma análise mais química do processo, os quais geralmente analisam a mineralização da MO, que é importante

319 porque transfere carbono aos microrganismos (Bianchini Jr., et al. 2010; Bianchini Jr., et al., 2011). Depois disso,
320 há os estudos que analisam especificamente o consumo por invertebrados, sendo realizados em laboratório
321 testando a preferência de fragmentadores (Ricón & Martínez, 2006; Sena et al., 2020), tornando possível avaliar
322 através disso a qualidade do recurso. Além disso, há uma diversidade de fatores estudados, dentre eles o efeito de
323 variáveis limnológicas e de decomposição sob diferentes condições (Carrillo et al., 2006) que permitem analisar
324 como a decomposição varia ao longo de gradientes espaciais e temporais.

325 Nas últimas duas décadas, paisagens que eram praticamente intactas perderam um décimo da sua
326 superfície, principalmente em áreas com alta biodiversidade e grande desigualdade socioeconômica, como a
327 Amazônia (Ayram et al., 2020). Devido a crescente preocupação sobre como as ações humanas em geral impactam
328 o meio ambiente, a tendência é que o número de artigos sobre o tema aumente com o tempo e se tornem mais
329 amplos no sentido de analisarem mais de um fator. Um quarto dos artigos avaliam o efeito de algum tipo de
330 impacto sobre a decomposição, e notamos também um crescimento sobretudo na última década, o que demonstra
331 uma maior atenção sendo dada as consequências de atividades antrópicas em ambientes aquáticos. O tipo de
332 impacto mais estudado foi o de plantas exóticas, o qual já vinha sendo estudado desde 1994 em artigo publicado
333 por Dascanio et al. (1994) e sofreu aumento nos últimos anos. O crescimento da produção de eucalipto acompanha
334 o crescimento populacional mundial que demanda recursos renováveis, servindo para a produção de papel,
335 madeira, biomateriais e bioenergia (Elli et al., 2019), mas que precisa ser mais investigado por ser uma espécie
336 exótica. As plantas exóticas podem ser uma ameaça aos ambientes aquáticos, principalmente para riachos, que
337 dependem fortemente da vegetação ripária, que é a principal fonte de energia para as comunidades (Tank et al.
338 2010). No entanto, isso ainda não é totalmente claro, pois alguns estudos apontam que espécies exóticas não
339 afetam a biodiversidade de macroinvertebrados nos ecossistemas aquáticos e seus efeitos sobre a decomposição
340 podem variar de positivos a negativos, aumentando ou diminuindo a biomassa de fungos, por exemplo (Mormul
341 et al., 2010; Castro-Díez & Alonso Fernández, 2017).

342 A maior preocupação dentro dessa área são as plantações de eucalipto, que também têm substituído a
343 vegetação ripária no mundo (Graça et al., 2002; Silva et al., 2011). Na América do Sul, os países que publicaram
344 artigos sobre a substituição de vegetação nativa por plantação de eucalipto foram principalmente no Brasil, mas
345 também no Chile e na Colômbia. De acordo com Binkley et al. (2017), a produtividade de eucalipto no Brasil
346 aumentou quatro vezes entre os anos de 1970 a 2015 por conta da intensificação do manejo e do desenvolvimento
347 de genótipos de rápido crescimento, o que explica tal importância que se tem dado ao tema. Além das plantações,
348 as invasões também se encaixam nesse tópico, com a diferença de que existem menos estudos voltados para tal e
349 dentro disso, quase metade dos estudos avaliam o efeito da invasão de *Ligustrum lucidum* (ligustro), publicados
350 por Dascanio et al. (1994) e Marano et al. (2013), ambos na Argentina. Nativo da China, o ligustro é uma das
351 espécies invasivas dominantes em florestas secundárias na Argentina, competindo com espécies nativas, é previsto
352 que a invasão aumente, alterando o funcionamento do ecossistema (Malizia et al., 2017). Isso mostra que os
353 estudos sobre como as espécies exóticas afetam a decomposição estão muito focados em algumas espécies
354 exóticas, por mais que de fato seja importante que seus efeitos sejam estudados. No entanto, temos por exemplo
355 no Brasil as plantações de cacau (*Theobroma cacao* L.; nativa) e dendê (*Elaies guineenses* Jacq.; exótica)
356 próximos aos riachos e pouco se sabe como elas podem afetar a decomposição (Firmino et al., 2021).

357 Depois de plantas exóticas, os impactos mais avaliados foram poluição orgânica, barragem, exploração
358 madeireira e mudanças climáticas. Em ambientes aquáticos, o que esses impactos têm em comum é que são
359 geralmente causados por agricultura, urbanização, indústrias, desmatamento e hidrelétricas (Allan, 2004). Em
360 riachos e lagos, uma previsão para o ano de 2100 é de que os fatores que mais levarão a perda de biodiversidade
361 são o uso de terra e as mudanças climáticas (Sala et al., 2000; Kernan, 2015; Bezerra et al., 2018). Portanto, são
362 impactos que demandam mais atenção nos estudos com processos ecológicos em ambientes aquáticos e precisam
363 ser mais explorados. Estudos com efeitos sinérgicos são aparentemente os que menos são realizados, isso porque
364 é difícil entender a complexidade das interações e separar os efeitos de múltiplos fatores (Kernan, 2015). Por
365 exemplo, artigos que avaliaram o efeito de espécies exóticas foram maiores em número do que os estudos que
366 avaliaram o efeito de espécies exóticas junto com algum outro fator. Artigos que tratam unicamente de mudanças
367 climáticas na América do Sul foram de Martins et al. (2017 a, b) realizados no Brasil, os únicos que se tratam
368 desse tipo de avaliação na região tropical do continente. Apenas um artigo avaliou o efeito de mudanças climáticas
369 juntamente com planta exótica, publicado por Correa-Araneda et al. (2015), realizado no Chile e adicionalmente
370 na Espanha, pertencente ao continente europeu.

371 Na América do Sul, o país que mais apresentou publicações foi o Brasil, com mais da metade das
372 publicações, já a Argentina foi o segundo país que mais publicou. O Brasil é o país que apresenta a maior extensão
373 territorial do continente, com mais de oito milhões de quilômetros quadrados, correspondendo a 48% da área total
374 da América do Sul e também com a maior população, seguido pela Argentina com mais de dois milhões de
375 quilômetros quadrados com a terceira maior população sulamericana. Além disso, a produção científica do Brasil
376 aumentou nos últimos anos, respondendo por dois terços das publicações da América do Sul e é único país do
377 continente a investir mais de 1% do produto interno bruto (PIB) em pesquisas, no entanto, ao comparar os artigos
378 per capita o país se assemelha à Argentina, Uruguai e Chile (Van Noorden, 2014). O fato de alguns países (Guiana,
379 Bolívia, Paraguai, Peru e Suriname) não terem apresentado nenhum estudo pode ser devido à ausência de grupos
380 de pesquisa nos mesmos. Tais países, com exceção do Peru são os que apresentam as menores populações do
381 continente, além de terem os menores valores do PIB (INDEX mundi, 2020).

382 O Brasil é o maior país da América Latina com grande número de instituições de pesquisa e de
383 pesquisadores em relação aos outros países (Grácio et al., 2019). Brasil, Venezuela e Argentina são os três países
384 que mais investem em Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) como porcentagem do PIB e os países que menos
385 investem são Colômbia, Bolívia e Paraguai (RICYT, 2021). Apesar disso, esse não é o cenário ideal, pois ao
386 avaliar o impacto científico, através de um *score* para cada país, o Brasil caiu no *ranking* de impacto nos últimos
387 anos, com a previsão de que o país caminha para a última posição até 2023 com base nos dados mais recentes
388 (Almeida et al., 2020; Hermes-Lima & Borges, 2020). Além disso, o país também apresenta queda desde 2015 no
389 investimento em P&D considerando as instituições como o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e
390 Tecnológico (CNPq) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) (IPEA, 2020).
391 Assim, o baixo investimento na ciência mostra que o Brasil e a América do Sul em geral, muito ainda têm a evoluir
392 para chegarem em um patamar satisfatório.

393 No Brasil, fazendo uma avaliação entre as cinco regiões, a região Sudeste foi a que mais publicou artigos
394 e também em relação a densidade demográfica é a que mais apresenta população por quilômetro quadrado, seguido
395 pela região Nordeste, Sul, Centro-Oeste e Norte. Além disso, a Mata Atlântica ocupa grande parte dessa região,

396 sendo um bioma rico em biodiversidade e com muitas espécies endêmicas (Myers et al., 2000). O primeiro artigo
397 no Brasil sobre o tema decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos foi publicado em 1983 por
398 Esteves e Barbieri sobre a decomposição de macrófitas, tendo 68 citações até o momento da atual pesquisa,
399 realizado no estado de São Paulo. É o estado brasileiro com o maior número de publicações, onde atualmente a
400 maioria das pesquisas são coordenadas pelo Dr. Irineu Bianchini Jr., sobre a decomposição de macrófitas aquáticas
401 utilizando o modelo cinético, sendo realizados em laboratório (ex. Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2013; Bottino
402 et al., 2016). O estado de São Paulo é o mais rico e o que publica mais da metade das pesquisas no país, o que
403 pode ser atribuído a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) que muito investe em
404 pesquisa básica, infraestrutura e pesquisa aplicada (Zorzetto et al., 2006).

405 Apesar da região Norte apresentar menor densidade demográfica, ficou em segundo lugar no *ranking* do
406 nosso estudo. É a maior em extensão territorial, maioritariamente ocupada pelo bioma amazônico e possui a bacia
407 hidrográfica do rio Amazonas, a maior do mundo. Dada a importância do bioma amazônico devido a sua
408 heterogeneidade e biodiversidade e atualmente sua rápida destruição causada por exemplo pelo desmatamento,
409 hidrelétricas e mineração, é possível que seja um motivo para ter um pouco mais de enfoque, mas que ainda assim
410 não se compara a atenção dada a Mata Atlântica. Assim, fica evidente que os biomas Amazônia, Caatinga,
411 Cerrado, Pampa e Pantanal necessitam de mais estudos, apesar de que muito ainda se tem para ser pesquisado
412 também na Mata Atlântica (Lima et al., 2015).

413 A maioria dos estudos na América do Sul foram realizados em campo (~74%) e poucos fizeram estudos
414 em laboratório ou nos dois locais, um padrão que se repete para o Brasil. Os estudos feitos em campo são
415 realizados em escala de ecossistema e têm como vantagem uma maior proximidade do realismo do ambiente
416 natural, porém não podem ser replicados com exatidão e são mais difíceis de serem executados, ao contrário dos
417 experimentos de laboratório (microcosmos) que podem ser feitos com maior facilidade e em menor tempo, mas
418 são mais distantes da realidade dos sistemas naturais (Carpenter, 1996; Schindler, 1998). Algo que pode equilibrar
419 esses pontos são os experimentos de mesocosmos (ex. riachos experimentais) que permitem que as réplicas sejam
420 feitas de forma mais adequada (Roussel et al., 2008; Turunen et al., 2018). Os trabalhos realizados em campo são
421 geralmente feitos com *litterbags* que são bolsas de liteira, com diferentes tamanhos de malha, dependendo do
422 objetivo do estudo (se analisa colonização por microrganismos, por invertebrados ou os dois) (Lima & Colpo,
423 2014; Mora-Gómez et al., 2016; Luai & Wang, 2019). Para analisar a colonização por microrganismos se utiliza
424 uma malha mais fina para que não haja entrada de invertebrados nas *litterbags*, e para analisar a colonização por
425 invertebrados é preciso utilizar *litterbags* com malhas maiores que permitem a entrada desses organismos,
426 geralmente de 0.5mm e 5mm ou 10mm, respectivamente.

427 A maioria dos estudos foi realizada em riachos (~53%). Isso se deve ao fato de que riachos são ambientes
428 lóticos que dependem altamente de uma fonte de matéria orgânica alóctone para fornecer energia para as
429 comunidades presentes, a qual é proveniente da vegetação ripária, principalmente as nascentes que possuem pouca
430 incidência de radiação solar (Vannote et al., 1980; Rosas et al., 2020), além de que a decomposição de MO envolve
431 vários fatores, assim a interação entre folhas e decompositores detritívoros é uma área importante para ecólogos
432 de riachos. Algo que comprova ainda mais isso, é que em nosso estudo as plantas terrestres foram as mais
433 utilizadas em estudos com decomposição, sendo as mais utilizadas em ambientes de riacho, seja em campo ou em
434 laboratório, em que os pesquisadores costumam utilizar folhas de plantas nativas do local de estudo. Já as plantas

435 aquáticas, representadas pelas macrófitas foram as segundas mais utilizadas. Isso porque a decomposição de
436 macrófitas é estudada tanto em ambientes de riacho (lóticos), como também em lagos, pântano e reservatórios
437 (lênticos), sendo os lagos o segundo tipo de ambiente mais estudado. Os outros tipos de matéria orgânica como
438 MOD, madeira e esterco acabam sendo muito menos explorados por não desempenharem um papel importante da
439 decomposição de ambientes aquáticos. A MOD, por exemplo, já passou por pelo menos uma das três fases que
440 compõem a decomposição, já tendo deixado de ser matéria orgânica particulada (MOP), possuindo um tamanho
441 menor (Azevedo, 2008).

442 Os estudos que avaliam a decomposição de matéria orgânica comumente utilizam seres vivos como
443 forma de avaliar como o processo está ocorrendo. Os organismos mais utilizados são os invertebrados. Esse grupo
444 é representado pelos vermes, moluscos, crustáceos, ácaros e insetos e entende-se que desempenham um
445 importante papel, pois servem como transferidores de energia dos produtores para níveis mais altos da cadeia em
446 riachos, além de servirem como bons bioindicadores (Hussain & Pandit, 2012). Os insetos foram os organismos
447 mais utilizados nos estudos, principalmente os fragmentadores da ordem Trichoptera. Os fragmentadores são
448 aqueles que mastigam detritos orgânicos nos ecossistemas aquáticos (Merrit & Cummins, 1996). Possuem o
449 importante papel de transformar matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada
450 fina (MOPF) e assim disponibilizar os detritos para outros grupos, como os coletores (Graça, 2001). São
451 amplamente utilizados em estudos sobre decomposição, principalmente em experimentos de alimentação em
452 laboratório (Balibrea et al., 2017; Biasi et al., 2019; Graça & González, 2020), pois são importantes para o
453 processo de decomposição, são relativamente fáceis de serem coletados (pode ser feita manualmente através da
454 procura em bancos de folha) e de serem mantidos em laboratório.

455 Além dos invertebrados, os microrganismos também são importantes na decomposição de detritos.
456 Nossos resultados mostraram que a maioria dos estudos utilizou fungos. Os tipos de fungos na maioria das
457 pesquisas não foram especificados, apenas dois descreveram que eram hifomicetos. Os fungos são os que mais se
458 destacam nesse tipo de estudo, porque participam da ciclagem de carbono e de nutrientes (Kuehn, 2016) e tornam
459 os detritos mais palatáveis para os fragmentadores (Cummins & Klug, 1979; Biasi et al., 2019), especialmente os
460 hifomicetos (Bärlocher, 1985). Já em relação as bactérias, houveram poucos estudos, provavelmente porque
461 possuem menos importância na decomposição, apresentando menor abundância quando comparada aos fungos
462 (Findlay et al., 2002), além disso, as análises dependem de metodologias diferentes e por consequência dependem
463 da equipe ou de parcerias com grupos que tenham os equipamentos necessários. Apesar disso, mais estudos são
464 necessários para compreensão da colonização, que quando se trata de bactérias ainda é pouco compreendida
465 (Moitinho et al., 2018). Apenas um estudo teve como exceção utilizar um microrganismo além de fungos e
466 bactérias. Gantes et al. (2011), além de fungos utilizaram também Stramenopila, um pseudofungo zoospórico
467 biflagelado pertencente a classe de Oomycetes. Microrganismos zoospóricos possuem uma importância relativa
468 no processo de decomposição foliar, mas poucos estudos também exploram sobre isso (Marano et al., 2011).

469 Os periódicos que mais publicaram estudos sobre a decomposição de matéria orgânica em ambientes
470 aquáticos realizados na América do Sul foram *Brazilian Journal of Biology*, *Hydrobiologia*, *Journal of the North*
471 *American Benthological Society* e *International Review of Hydrobiology*, sendo os dois primeiros que mais
472 publicaram na última década. Desses quatro periódicos, o *Brazilian Journal of Biology* é o único brasileiro.
473 Diferentemente dos outros, não tem foco em ciências aquáticas, aceitando submissões de qualquer ramo que se

474 encaixa dentro da biologia. O *Hydrobiologia* e o *International Review of Hydrobiology* têm enfoque em pesquisas
475 tanto de ambientes marinhos quanto os de água doce. Já o *Journal of the North American Benthological Society*
476 manteve esse título até 2011, sendo o que mais publicou na década de 2000, e depois mudou para *Freshwater*
477 *Science*, o qual publicou artigos até somente o ano de 2015 e o periódico foi encerrado. O periódico que teve a
478 melhor classificação foi o *Hydrobiologia*, pertencendo ao Q1, com fator de impacto 2.385 (2019 Journal Citation
479 Reports). O *Hydrobiologia* apresenta um público amplo, sendo o periódico que mais publica artigos brasileiros da
480 Limnologia, aceitando artigos de todas as subáreas da Limnologia, sem restrição de organismos, ecossistemas e
481 abordagens (Melo et al., 2006).

482 Ao analisarmos os dados, tivemos 101 artigos ao longo de 36 anos, o que resulta em média ~3 artigos
483 por ano, e mesmo que avaliássemos apenas os últimos 13 anos isso daria ~6 artigos por ano, então apesar de haver
484 um aumento de pesquisas principalmente na última década, ainda se faz necessário que haja mais pesquisas dentro
485 do tema, sobretudo sobre as consequências de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. A região tropical
486 apesar de ocupar 40% do globo terrestre possui três quartos da biodiversidade do planeta, a qual está sujeita a
487 múltiplos estressores inseridos em um contexto socioeconômico de crescente pressão pela globalização, aumento
488 populacional e governos fracos com baixa capacidade de resposta (Barlow, 2018), assim estamos muito longe do
489 ideal. Os impactos causados pelo uso de terra e pelas mudanças climáticas ainda são pouco explorados e
490 compreendidos, e representam no futuro a maior ameaça a biodiversidade aquática e, portanto, devem ser mais
491 investigados. Sendo assim, a tendência é de que esse tipo de estudo aumente na próxima década, tendo em vista
492 o aumento da preocupação com os resultados dessas atividades. Nosso estudo mostrou que existem muitos pontos
493 a serem explorados em geral. Além das mudanças climáticas e usos de terra como pastagem, urbanização e
494 poluição, sugerimos também que futuros estudos que avaliem a decomposição por outros tipos de microrganismos
495 além de fungos sejam aprofundados, que outros tipos de ambientes além dos riachos sejam estudados e sobretudo
496 que os biomas pouco estudados sejam explorados, pois todos os ambientes e biomas são e continuarão a ser
497 influenciados por eventos futuros se não houverem esforços para redução de impactos.

498

499 **Conclusão**

500 A pesquisa mostrou que houve um crescimento do número de publicações em relação a decomposição de matéria
501 orgânica em ambientes aquáticos, mas também deixou evidente que existem muitos pontos a serem explorados,
502 pois só assim será possível diminuir déficits de conhecimento. Uma grande importância tem sido dada a fungos
503 ou ambientes como riachos, o que não é incorreto, mas alguns pontos como a análise bactérias no processo de
504 decomposição e têm sido pouquíssimos explorados, o que dificulta a compreensão de processos ecológicos como
505 um todo em ambientes aquáticos. Grupos de pesquisa em alguns países do continente são ausentes ou apresentam
506 baixa produção científica, que também são reflexos do quanto os governos investem em ciência. Especialmente
507 no Brasil, que é um país que possui uma grande biodiversidade, diversidade de habitats, vem tendo seus ambientes
508 naturais cada vez mais explorados e apresenta um baixo investimento na ciência, o que leva a redução de cientistas,
509 de grupos de pesquisa e conseqüentemente das próprias pesquisas, fazendo com que as lacunas de conhecimento
510 sobre a decomposição nos ambientes aquáticos fiquem ainda mais difíceis de serem preenchidas.

511

512 **Referências**

- 513 2019 Journal Impact Factor, Journal Citation Reports (Clarivate Analytics, 2020).
- 514 Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annual Review
515 of Ecology, Evolution, and Systematics. 35: 257–284.
- 516 Almeida, R. M. V., L. F. F. Borges, D. C. Moreira & M. Hermes-Lima, 2020. New metrics for cross-country
517 comparison of scientific impact. Frontiers in Research Metrics and Analytics.
518 <https://doi.org/10.3389/frma.2020.594891>.
- 519 Alves, M., R. T Martins. & S. R. M. Couceiro, 2020. Breakdown of green and senescent leaves in Amazonian
520 streams: a case study. Limnology 22: 27–34.
- 521 Artifon, V., E. Zanardi-Lamardo & G. Fillmann, 2019. Aquatic organic matter: Classification and interaction with
522 organic microcontaminants. Science of The Total Environment 649: 1620–1635.
- 523 Ayram, C. A. C., A. Etter, J. Díaz-Timoté, S. R. Buriticá, W. Ramírez & G. Corzo, 2020. Spatiotemporal
524 evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse
525 ecosystems. Ecological Indicators. <https://doi.org/10.1101/2020.05.15.098855>
- 526 Azevedo, J. C. R., A. Mizukawa, M. C. Teixeira, & T. A. Pagioro, 2008. Contribuição da decomposição de
527 macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) na matéria orgânica dissolvida. Oecologia Brasiliensis 12: 42–56.
- 528 Balibrea, A., V. Ferreira, V. Gonçalves & P. M. Raposeiro, 2017. Consumption, growth and survival of the
529 endemic stream shredder *Limnephilus atlanticus* (Trichoptera, Limnephilidae) fed with distinct leaf
530 species. Limnologica 64: 31–37.
- 531 Bärlocher, F., 1985. The role of fungi in the nutrition of stream invertebrates. Botanical Journal of the Linnean
532 Society 91: 83–94.
- 533 Bärlocher, F., M. O. Gessner & M. A. S. Graça, 2020. Methods to Study Litter Decomposition, 2nd ed. Springer
534 International Publishing, Switzerland.
- 535 Barlow, J., F. França, T. A. Gardner, C. C. Hicks, G. D. Lennox, E. Berenguer, L. Castello, E. P. Economo, J.
536 Ferreira, B. Guénard, C. G. Leal, V. Isaac, A. C. Lees, C. L. Parr, S. K. Wilson, P. J. Young & N. A. Graham,
537 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. Nature 559: 517–526.
- 538 Benfield, E. F., 1997. Comparison of litterfall input to streams. Journal of the North American Benthological
539 Society 16: 104–108.
- 540 Bertilsson, S. & J. B. Jones, 2003. Supply of dissolved organic matter to aquatic ecosystems: autochthonous
541 sources. In Findlay, E. G. S. & R. L. Sinsabaugh (eds), Aquatic Ecosystems. Academic Press, London: 3–24.
- 542 Bezerra, L. A. V., M. O. Freitas, V. S. Daga, T. V. T. Occhi, L. Faria, A. P. L. Costa, A. A. Padial, V. Prodocimo
543 & J. R. S. Vitule, 2019. A network meta-analysis of threats to South American fish biodiversity. Fish and Fisheries
544 20: 620–639.

- 545 Bianchini Jr, I., M. B. Cunha-Santino & R. S. Panhota, 2011. Oxygen uptake from aquatic macrophyte
546 decomposition from Piraju Reservoir (Piraju, SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 71: 27–35.
- 547 Bianchini Jr, I., R. H. Silva, M. B. Cunha-Santino & R. S. Panhota, 2010. Aerobic and anaerobic decomposition
548 of *Pistia stratiotes* leachates from a tropical eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). *Brazilian Journal of*
549 *Biology* 70: 559–568.
- 550 Bianchini Jr., I., M. B. Cunha-Santino, J. U. Ribeiro & D. G. B. Penteadó, 2014. Implication of anaerobic and
551 aerobic decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. on the carbon cycling in a subtropical
552 reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 74: 100–110.
- 553 Biasi, C., G. B. Cogo, L. U. Hepp & S. Santos, 2019. Shredders prefer soft and fungal-conditioned leaves,
554 regardless of their initial chemical traits. *Iheringia. Série Zoologia*. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2019004>.
- 555 Binkley, D., O. C. Campoe, C. Alvares, R. L. Carneiro, Í. Cegatta & J. L. Stape, 2017. The interactions of climate,
556 spacing and genetics on clonal *Eucalyptus* plantations across Brazil and Uruguay. *Forest Ecology and*
557 *Management* 405: 271–283.
- 558 Bottino, F., M. B. Cunha-Santino & I. Bianchini Jr., 2016. Decomposition of particulate organic carbon from
559 aquatic macrophytes under different nutrient conditions. *Aquatic geochemistry* 22: 17–33.
- 560 Boyero, L., R. G. Pearson, R. J. Albariño, M. Callisto, F. Correa-Araneda, A. C. Encalada, F. Masese, M. S.
561 Moretti, A. Ramírez, A. E. Sparkman, C. M. Swan, C. M. Yule & M. A. S. Graça, 2020. Identifying stream
562 invertebrates as plant litter consumers. In Bärlocher F., M. A. S. Graça & M. O. Gessner (eds), *Methods to Study*
563 *Litter Decomposition*. Springer, Cham: 455–464.
- 564 Carpenter, S. R., 1996. Microcosm experiments have limited relevance for community and ecosystem ecology.
565 *Ecology* 77: 677–680.
- 566 Carrillo, Y., A. Guarín & G. Guillot, 2006. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical
567 high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). *Aquatic botany* 85: 7–15.
- 568 Carvalho, C., L. U. Hepp, C. Palma-Silva & E. F. Albertoni, 2015. Decomposition of macrophytes in a shallow
569 subtropical lake. *Limnologia* 53: 1–9.
- 570 Casotti, C. G., W. P. Kiffer, L. C. Costa, P. Barbosa & M. S. Moretti, 2019. The longer the conditioning, the better
571 the quality? The effects of leaf conditioning time on aquatic hyphomycetes and performance of shredders in a
572 tropical stream. *Aquatic Ecology* 53: 163–178.
- 573 Castro Díez, M. P. & A. Alonso Fernández, 2017. Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial
574 ecosystems: a review for the Iberian Peninsula. *Limnetica* 36: 525–541.
- 575 Classen-Rodríguez, L., P. E. Gutiérrez-Fonseca & A. Ramírez, 2019. Leaf litter decomposition and
576 macroinvertebrate assemblages along an urban stream gradient in Puerto Rico. *Biotropica* 51: 641–651.

- 577 Cummins, K. W., & M. J. Klug, 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Annual review of ecology and
578 systematics 10: 147–172.
- 579 Cunha-Santino, M. B. & Bianchini Jr., I., 2013. Tropical macrophyte degradation dynamics in freshwater
580 sediments: relationship to greenhouse gas production. Journal of Soils and Sediments 13: 1461–1468.
- 581 Cunha-Santino, M. B., I. Bianchini Jr. & R. N. R. W. Luiz, 2011. Colonização de macrófitas aquáticas em
582 ambientes lênticos. Boletim ABLimno 39: 1–14.
- 583 Cushing, C. E. & J. D. Allan, 2001. Streams: Their Ecology and Life. Gulf Professional Publishing, Oxford.
- 584 De La Rosa, C., 1995. Middle American streams and rivers. In Cushing, C. E., K. W. Cummins & G. W. Minshall
585 (eds), River and Stream Ecosystems of the World. Elsevier Science, Amsterdam: 189-218.
- 586 Dosskey, M. G., P. Vidon, N. P. Gurwick, C. J. Allan, T. P. Duval & R. Lowrance, 2010. The role of riparian
587 vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. Journal of the American Water
588 Resources Association. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>
- 589 Elli, E. F., P. C. Sentelhas, C. H. Freitas, R. L. Carneiro & C. A. Alvares, 2019. Assessing the growth gaps of
590 Eucalyptus plantations in Brazil–Magnitudes, causes and possible mitigation strategies. Forest Ecology and
591 Management. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117464>
- 592 Farjalla, V. F., C. Marinho & F. Esteves, 1999. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic
593 macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. Acta Limnologica Brasiliensia
594 11: 185–193.
- 595 Findlay, S., J. Tank, S. Dye, H. M. Valett, P. J. Mulholland, W. H. McDowell, S. L. Johnson, S. K. Hamilton, J.
596 Edmonds, W. K. Dodds & W. B. Bowden, 2002. A cross-system comparison of bacterial and fungal biomass in
597 detritus pools of headwater streams. Microbial Ecology 43: 55–66.
- 598 Firmino, V. C., L. S. Brasil, R. T. Martins, R. Ligeiro, A. Tonin, J. F. Gonçalves Jr, & L. Juen, 2021. Litter
599 decomposition of exotic and native plant species of agricultural importance in Amazonian streams. Limnology.
600 <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00655>
- 601 Gantes P., A.V. Marano & L. Rigacci, 2011. Changes in the decomposition process associated with the invasion
602 of *Gleditsia triacanthos* (honey locust) in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). Journal of Freshwater
603 Ecology 26: 481–494.
- 604 Gessner, M. O., E. Chauvet & M. Dobson, 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. Oikos 85:
605 377–384.
- 606 Gonçalves Jr, J. F., R. T. Martins, B. M. P. Ottoni & S. R. M. Couceiro, 2014. Uma visão sobre a decomposição
607 foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In Hamada N., J. L. Nessimian & R. B. Querino (eds), Insetos Aquáticos:
608 Biologia, Ecologia e Taxonomia. Editora do INPA, Manaus: 89–116.
- 609 Graça, M. A. S. & C. Canhoto, 2006. Leaf litter processing in low order streams. Limnetica 25: 1–10.

- 610 Graça, M. A. S., & J. M. González, 2020. Shredder feeding and growth rates. In Bärlocher F., M. A. S. Graça &
611 M. O. Gessner (eds), *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer, Cham: 465–473
- 612 Graça, M. A. S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International*
613 *Review of Hydrobiology*, 86: 383–393.
- 614 Grácio, M. C. C., E. F. T. Oliveira & D. Wolfram, 2019. Produção científica latino-americana em estudos métricos
615 da informação. *Brazilian Journal of Information Science: research trends* 13: 52–74.
- 616 Hermes-Lima, M. & L. F. F. Borges, 2020. Brasil está a caminho da última posição do mundo em impacto
617 científico. Herança maldita? *Gazeta do Povo*. [Disponível em:
618 [https://www.gazetadopovo.com.br/educacao/brasil-esta-a-caminho-da-ultima-posicao-do-mundo-em-impacto-](https://www.gazetadopovo.com.br/educacao/brasil-esta-a-caminho-da-ultima-posicao-do-mundo-em-impacto-cientifico-heranca-maldita/)
619 [cientifico-heranca-maldita/](https://www.gazetadopovo.com.br/educacao/brasil-esta-a-caminho-da-ultima-posicao-do-mundo-em-impacto-cientifico-heranca-maldita/)]. Acesso em: 07/04/2021.
- 620 Hussain, Q. A. & A. K. Pandit, 2012. Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological
621 factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture* 4: 114–123.
- 622 INDEX mundi. [Disponível em: <https://www.indexmundi.com>]. Acesso em: 06/04/2021.
- 623 IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2020. [Disponível em: [https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-](https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-de-conteudo/todas-as-publicacoes/publicacoes/171-investimentos-federais-em-pesquisa-e-desenvolvimento-estimativas-para-o-periodo-2000-2020)
624 [de-conteudo/todas-as-publicacoes/publicacoes/171-investimentos-federais-em-pesquisa-e-desenvolvimento-](https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-de-conteudo/todas-as-publicacoes/publicacoes/171-investimentos-federais-em-pesquisa-e-desenvolvimento-estimativas-para-o-periodo-2000-2020)
625 [estimativas-para-o-periodo-2000-2020](https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-de-conteudo/todas-as-publicacoes/publicacoes/171-investimentos-federais-em-pesquisa-e-desenvolvimento-estimativas-para-o-periodo-2000-2020)]. Acesso em: 07/04/2016
- 626 Kernan, M., 2015. Climate change and the impact of invasive species on aquatic ecosystems. *Aquatic Ecosystem*
627 *Health & Management* 18: 321–333.
- 628 Landeiro, V. L., N. Hamada, B. S. Godoy & A. S. Melo, 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate
629 assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649: 355–363.
- 630 Langhans, S. D. & K. Tockner, 2006. The role of timing, duration, and frequency of inundation in controlling leaf
631 litter decomposition in a river-floodplain ecosystem (Tagliamento, northeastern Italy). *Oecologia*, 147(3),
632 501–509.
- 633 Lima, R. A., D. P. Mori, G. Pitta, M. O. Melito, C. Bello, L. F. Magnago, V. P. Zwiener, D. D. Saraiva, M. C. M.
634 Marques, A. A. Oliveira & P. I. Prado, 2015. How much do we know about the endangered Atlantic Forest?
635 Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. *Biodiversity and Conservation*, 24:
636 2135–2148.
- 637 Lima, R. G. & K. D. Colpo, 2014. Leaf-litter decomposition of the mangrove species *Avicennia schaueriana*,
638 *Laguncularia racemosa* and *Rhizophora mangle*. *Journal of the Marine Biological Association of the United*
639 *Kingdom* 94: 233–239.
- 640 Luai D. S. & D. Wang, 2019). The effects of litter quality and living plants on the home-field advantage of aquatic
641 macrophyte decomposition in a eutrophic urban lake, China. *Science of the total environment* 650: 1529–1536.

642 Malizia, A., O. Osinaga-Acosta, P. A. Powell & R. Aragón, 2017. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in
643 subtropical secondary forests of NW Argentina: declining growth rates of abundant native tree species. *Journal of*
644 *Vegetation Science* 28: 1240–1249.

645 Marano A.V., M. D. Barrera, M. M. Steciow, J. L. Donadelli, M. C. N. Saparrat, 2008. Frequency, abundance and
646 distribution of zoosporic organisms from Las Cañas stream (BuenosAires, Argentina). *Mycologia* 100: 691–700.

647 Marsh, G. A. & R. W. Fairbridge, 1999. Lentic and lotic ecosystems. *Environmental geology*
648 https://doi.org/10.1007/1-4020-4494-1_204.

649 Martins, R. T., A. S. Melo, J. F. Gonçalves Jr, & N. Hamada, 2015. Leaf-litter breakdown in urban streams of
650 Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. *Freshwater Science* 34:
651 716–726.

652 Martins, R. T., A. S. Melo, J. F. Gonçalves Jr, C. M. Campos & N. Hamada, 2017. Effects of climate change on
653 leaf breakdown by microorganisms and the shredder *Phylloicus elektoros* (Trichoptera:
654 Calamoceratidae). *Hydrobiologia*, 789: 31–44.

655 Martins, R. T., R. D. S. Rezende, J. F. Gonçalves Jr, A. Lopes, M. T. F. Piedade, H. D. L. Cavalcante & N.
656 Hamada, 2017. Effects of increasing temperature and, CO2 on quality of litter, shredders, and microorganisms in
657 Amazonian aquatic systems. *Plos one* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188791>

658 Medina Villar, S., A. Alonso Fernández, B. Vázquez De Aldana, M. E. Pérez Corona & M. P. Castro Díez, 2015.
659 Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a stream. *Limnetica* 34: 293–310.

660 Melo, A. S., L. M. Bini, & P. Carvalho, 2006. Brazilian articles in international journals on Limnology.
661 *Scientometrics*, 67: 187–199.

662 Merritt, R.W. & K. W. Cummins, 1996. *Introducion to aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing
663 Company, Dubuque.

664 Moitinho, M. A., L. Bononi, D. T. Souza, I. S. Melo & R. G. Taketani, 2018. Bacterial succession decreases
665 network complexity during plant material decomposition in mangroves. *Microbial ecology* 76: 954–963.

666 Mora-Gómez, J., A. Elosegi, S. Duarte, F. Cássio, C. Pascoal & A. M. Romaní, 2016. Differences in the sensitivity
667 of fungi and bacteria to season and invertebrates affect leaf litter decomposition in a Mediterranean stream. *FEMS*
668 *microbiology ecology* <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw121>

669 Mormul, R. P., S. M. Thomaz, J. Higuti & K. Martens, 2010. Ostracod (Crustacea) colonization of a native and a
670 non-native macrophyte species of Hydrocharitaceae in the Upper Paraná floodplain (Brazil): an experimental
671 evaluation. *Hydrobiologia*, 644: 185–193.

672 Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca & J. Kent, 2000. Biodiversity hotspots for
673 conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.

- 674 Nordhaus, I., M. Wolff, & K. Diele, 2006. Litter processing and population food intake of the mangrove crab
675 *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 239–250.
- 676 Ramsar, P, 2013. *The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*
677 Ramsar Convention Secretariat.
- 678 Rincón, J., & I. Martínez, 2006. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp.(Trichoptera:
679 Calamoceratidae). *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 209–215.
- 680 Rosas, K. G., C. Colón-Gaud & A. Ramirez, 2020. Trophic basis of production in tropical headwater streams,
681 Puerto Rico: an assessment of the importance of allochthonous resources in fueling food webs. *Hydrobiologia*
682 847: 1961–1975.
- 683 Roussel, H., E. Chauvet & J. M. Bonzom, 2008. Alteration of leaf decomposition in copper-contaminated
684 freshwater mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 27: 637–644.
- 685 RICYT. Red de Indicadores de Ciencia y Tecnología – Iberoamericana e Interamericana. [Disponível em
686 https://ricyt.shinyapps.io/Infografias_ricyt/#section-recursos-financieros-en-id] Acesso em: 07/04/2021.
- 687 Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke,
688 R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. LeRoy Poff, M. T. Sykes,
689 B. H. Walker, Ma. Walker & D. H. Wall, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:
690 1770–1774.
- 691 Salles, F. F., & N. Ferreira-Junior, 2014. Hábitat e hábitos. In Hamada N., J. L. Nessimian & R. B. Querino (eds),
692 *Insetos Aquáticos: Biologia, Ecologia e Taxonomia*. Editora do INPA, Manaus: 39–68.
- 693 Schindler, D. W, 1998. Whole-ecosystem experiments: replication versus realism: the need for ecosystem-scale
694 experiments. *Ecosystems* 1: 323–334.
- 695 Sena, G., J. F. Gonçalves Jr, R. T. Martins, N. Hamada & R. S. Rezende, 2020. Leaf litter quality drives the
696 feeding by invertebrate shredders in tropical streams. *Ecology and Evolution* 10: 8563–8570.
- 697 Silva, P. H. M., F. Poggiani, A. M. Sebbenn & E. S. Mori, 2011. Can *Eucalyptus* invade native forest fragments
698 close to commercial stands? *Forest ecology and management*, 261: 2075–2080.
- 699 Tank, J. L., E. J. Rosi-Marshall, N. A. Griffiths, S. A. Entekin, & M. L. Stephen, 2010. A review of allochthonous
700 organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29:
701 118–146.
- 702 Tonin, A. M, J. F. Gonçalves Jr, P. Bambi, S. R. M. Couceiro, L. A. M. Feitoza, L. E. Fontana, N. Hamada, L. U.
703 Hepp, V. G. Lezan-Kowalczuk, G. F. M. Leite, A. L. Lemes-Silva, L. K. Lisboa, R. C. Loureiro, R. T. Martins,
704 A. O. Medeiros, P. B. Morais, Y. Moretto, P. C. A. Oliveria, E. B. Pereira, L. P. Ferreira, J. Pérez, M. M. Petrucio,
705 D. F. Reis, R. S. Rezende, N. Roque, L. E. P. Santos, A. E. Siegloch, G. Tonello & L. Boyero, 2017. Plant litter

706 dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific reports*
707 7: 1–14.

708 Turunen, J., P. Louhi, H. Mykrä, J. Aroviita, E. Putkonen, A. Huusko & T. Muotka, 2018. Combined effects of
709 local habitat, anthropogenic stress, and dispersal on stream ecosystems: a mesocosm experiment. *Ecological*
710 *Applications* 28: 1606–1615.

711 Van Noorden, R., 2014. The impact gap: South America by the numbers. *Nature News* 510: 1–2.

712 Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing, 1980. The river continuum
713 concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37: 130–137.

714 Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer & J. R. Webster, 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked
715 to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102–104.

716 WoS (Web of science) [Disponível em:
717 https://images.webofknowledge.com/WOKRS5161B5/help/pt_BR/WOK/hs_topic.html] [Disponível em:
718 https://images.webofknowledge.com/WOKRS517B4/help/pt_BR/WOS/hs_wildcards.html] Acesso em:
719 16/03/2021

720 Webster, J. R. & E. F. Benfield, 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual review of*
721 *ecology and systematics* 17: 567–594.

722 Webster, J. R. & J. L. Meyer, 1997. Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North*
723 *American Benthological Society* 16: 141–161.

724 Yang, S., Q. Yuan, & J. Dong, 2020. Are scientometrics, informetrics, and bibliometrics different? *Data Science*
725 *and Informetrics* 1: 1-23.

726 Zhang, M., X. Cheng, Q. Geng, Z. Shi, Y. Luo & X. Xu, 2019. Leaf litter traits predominantly control litter
727 decomposition in streams worldwide. *Global Ecology and Biogeography* 28: 1469–1486.

728 Zorzetto, R., D. Razzouk, M. T. B. Dubugras, J. Gerolin, N. Schor, J. A. Guimarães & J. D. J. Mari, 2006. The
729 scientific production in health and biological sciences of the top 20 Brazilian universities. *Brazilian journal of*
730 *medical and biological research* 39: 1513–1520

Material Suplementar

Artigos analisados na cienciométrica

1. Abelho, M., C. Cressa & M. Graca, 2005. Microbial biomass, respiration, and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in a tropical stream. *Biotropica* 37: 397-402.
2. Barroso Matos, T., E. Bernini & C. Rezende, 2012. Decomposition of mangrove leaves in the estuary of Paraíba do Sul River Rio de Janeiro, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research* 40: 398-407.
3. Benavides-Gordillo, S., V. Farjalla, A. González & G. Romero, 2019. Changes in rainfall level and litter stoichiometry affect aquatic community and ecosystem processes in bromeliad phytotelmata. *Freshwater Biology* 64: 1357-1368.
4. Bianchini Jr., I., M. Cunha-Santino & A. Peret, 2008. Oxygen demand during mineralization of aquatic macrophytes from an oxbow lake. *Brazilian Journal of Biology* 68: 61-67.
5. Bianchini Jr., I., M. Cunha-Santino & R. Panhota, 2011. Oxygen uptake from aquatic macrophyte decomposition from Piraju Reservoir (Piraju, SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 71: 27-35.
6. Bianchini Jr., I., R. Silva, M. Cunha-Santino & R. Panhota, 2010. Aerobic and anaerobic decomposition of *Pistia stratiotes* leachates from a tropical eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 70: 559-568.
7. Bottino, F., M. Cunha-Santino & I. Bianchini, 2016. Decomposition of particulate organic carbon from aquatic macrophytes under different nutrient conditions. *Aquatic Geochemistry* 22: 17-33.
8. Bruquetas de Zozaya, I. & J. Neiff, 1991. Decomposition and colonization by invertebrates of *Typha latifolia* L. litter in Chaco cattail swamp (Argentina). *Aquatic Botany* 40: 185-193.
9. Buria, L., R. Albariño, V. Díaz Villanueva, B. Modenutti & E. Balseiro, 2010. Does predation by the introduced rainbow trout cascade down to detritus and algae in a forested small stream in Patagonia?. *Hydrobiologia* 651: 161-172.
10. Callisto, M., J. Gonçalves Jr & M. Graça, 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 442-448.
11. Campo, J. & L. Sancholuz, 1998. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dam in the Rio Negro, Uruguay. *Journal of Environmental Management* 54: 59-66.
12. Carrillo, Y., A. Guarín & G. Guillot, 2006. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). *Aquatic Botany* 85: 7-15.
13. Carvalho, C., L. Hepp, C. Palma-Silva & E. Albertoni, 2015. Decomposition of macrophytes in a shallow subtropical lake. *Limnologia* 53: 1-9.
14. Casco, S., M. Galassi, E. Mari, A. Poi & J. Neiff, 2016. Linking hydrologic regime, rainfall and leaf litter fall in a riverine forest within the Ramsar Site Humedales Chaco (Argentina). *Ecohydrology* 9: 773-781.
15. Casotti, C., W. Kiffer, L. Costa, P. Barbosa & M. Moretti, 2019. The longer the conditioning, the better the quality? The effects of leaf conditioning time on aquatic hyphomycetes and performance of shredders in a tropical stream. *Aquatic Ecology* 53: 163-178.
16. Chará-Serna, A., J. Chará, M. Zúñiga, R. Pearson & L. Boyero, 2012. Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 48: 139-144.

17. Christofolletti, R., G. Hattori & M. Pinheiro, 2013. Food selection by a mangrove crab: temporal changes in fasted animals. *Hydrobiologia* 702: 63-72.
18. Correa-Araneda, F., L. Boyero, R. Figueroa, C. Sánchez, R. Abdala, A. Ruiz-García & M. Graça, 2015. Joint effects of climate warming and exotic litter (*Eucalyptus globulus* Labill.) on stream detritivore fitness and litter breakdown. *Aquatic Sciences* 77: 197-205.
19. Cunha-Santino, M. & I. Bianchini, 2008. Carbon cycling potential from *Utricularia breviscapa* decomposition in a tropical oxbow lake (Sao Paulo, Brazil). *Ecological Modelling* 218: 375-382.
20. Cunha-Santino, M. & I. Bianchini, 2013. Tropical macrophyte degradation dynamics in freshwater sediments: relationship to greenhouse gas production. *Journal of Soils and Sediments* 13: 1461-1468.
21. Dahroug, Z., N. Santana & T. Pagiore, 2016. *Eichhornia azurea* decomposition and the bacterial dynamic: an experimental research. *Brazilian Journal of Microbiology* 47: 279-286.
22. Dascanio, L., M. Barrera & J. Frangi, 1994. Biomass structure and dry matter dynamics of subtropical alluvial and exotic *Ligustrum* forests at the Río de la Plata, Argentina. *Vegetatio* 115: 61-76.
23. Dezzeo, N., R. Herrera, G. Escalante & E. Briceño, 1998. Mass and nutrient loss of fresh plant biomass in a small black-water tributary of Caura river, Venezuelan Guayana. *Biogeochemistry* 43: 197-210.
24. Encalada, A., J. Calles, V. Ferreira, C. Canhoto & M. Graça, 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology* 55: 1719-1733.
25. Esteves, F. & R. Barbieri, 1983. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in lobo reservoir—São Paulo, Brazil. *Aquatic Botany* 16: 285-295.
26. Fellerhoff, C., M. Voss & K. Wantzen, 2003. Stable carbon and nitrogen isotope signatures of decomposing tropical macrophytes. *Aquatic Ecology* 37: 361-375.
27. Ferreira, V., L. Boyero, C. Calvo, F. Correa, R. Figueroa, J. Gonçalves, G. Goyenola, M. Graça, L. Hepp, S. Kariuki, A. López-Rodríguez, N. Mazzeo, C. M'Erumba, S. Monroy, A. Peil, J. Pozo, R. Rezende & F. Teixeira-de-Mello, 2019. A global assessment of the effects of *Eucalyptus* plantations on stream ecosystem functioning. *Ecosystems* 22: 629-642.
28. Ferreiro, N., A. Giorgi, L. Leggieri, C. Feijoó & C. Vilches, 2011. Phosphorus enrichment affects immobilization but not litter decomposition or exoenzymatic activities in a pampean stream. *International Review of Hydrobiology* 96: 209-220.
29. Figueiredo, A., F. Augusto, L. Coletta, P. Duarte-Neto, E. Mazzi & L. Martinelli, 2018. Comparison of microbial processing of *Brachiaria brizantha*, a C-4 invasive species and a rainforest species in tropical streams of the Atlantic Forest of south-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 69: 1397-1407.
30. Fiuza, P., L. Costa, A. Medeiros, V. Gulis & L. Gusmão, 2019. Diversity of freshwater hyphomycetes associated with leaf litter of *Calophyllum brasiliense* in streams of the semiarid region of Brazil. *Mycological Progress* 18: 907-920.
31. Four, B., R. Cárdenas & O. Dangles, 2019. Traits or habitat? Disentangling predictors of leaf-litter decomposition in Amazonian soils and streams. *Ecosphere* 10: 1-14.
32. Gantes, P., A. Marano & L. Rigacci, 2011. Changes in the decomposition process associated with the invasion of *Gleditsia triacanthos* (honey locust) in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Journal of Freshwater Ecology* 26: 481-494.

33. Gómez-Capponi, F., F. Correa-Araneda, M. Díaz, M. Olgún, F. Encina-Montoya & R. Figueroa, 2017. Leaf litter decomposition from native and non-native species in a freshwater forested wetland of Chile. *Gayana* 81: 1-8.
34. Gonçalves, J., M. Graça & M. Callisto, 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of The North American Benthological Society* 25: 344-355.
35. Gonçalves, J., R. Rezende, J. França & M. Callisto, 2012. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research* 63: 428-439.
36. Graça, M. & 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.
37. Graça, M., C. Cressa, M. Gessner, M. Feio, K. Callies & C. Barrios, 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology* 46: 947-957.
38. Guevara, G., R. Godoy & M. Franco, 2018. Linking riparian forest harvest to benthic macroinvertebrate communities in Andean headwater streams in southern Chile. *Limnologica* 68: 105-114.
39. Guevara, G., R. Godoy, P. Boeckx, C. Jara & C. Oyarzún, 2015. Effects of riparian forest management on Chilean mountain in-stream characteristics. *Ecohydrology & Hydrobiology* 15: 160-170.
40. Gutiérrez-López A., A. M. Meza-Salazar & G. Guevar, 2016. Leaf decomposition and colonization by aquatic macroinvertebrates in two tropical microcatchments (Manizales, Colombia). *Hidrobiologica* 26: 347-357.
41. Hepp, L., R. Delanora & A. Trevisan, 2009. Secondary compounds during leaf decomposition of tree species in a stream in southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 23: 407-413.
42. Iñiguez-Armijos, C., S. Rausche, A. Cueva, A. Sánchez-Rodríguez, C. Espinosa & L. Breuer, 2016. Shifts in leaf litter breakdown along a forest-pasture-urban gradient in Andean streams. *Ecology and Evolution* 6: 4849-4865.
43. Kiffer, W., F. Mendes, C. Casotti, L. Costa & M. Moretti, 2018. Exotic *Eucalyptus* leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). *Plos One* 13: 1-17.
44. Landeiro, V., N. Hamada, B. Godoy & A. Melo, 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 649: 355-363.
45. LeCraw, R., G. Romero & D. Srivastava, 2017. Geographic shifts in the effects of habitat size on trophic structure and decomposition. *Ecography* 40: 1445-1454.
46. Lemes da Silva, A., L. Kleba Lisboa, A. Siegloch, M. Petrucio & J. Gonçalves Júnior, 2017. Connecting the litterfall temporal dynamics and processing of coarse particulate organic matter in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research* 68: 1260-1271.
47. Lima, R. & K. Colpo, 2014. Leaf-litter decomposition of the mangrove species *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* and *Rhizophora mangle*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94: 233-239.

48. Lopes, M., R. Martins, L. Silveira & R. Alves, 2015. The leaf breakdown of *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) as index of anthropic disturbances in tropical streams. *Brazilian Journal of Biology* 75: 846-853.
49. Marano, A., M. Saparrat, M. Steciow, M. Cabello, F. Gleason, C. Pires-Zottarelli, J. de Souza & M. Barrera, 2013. Comparative analysis of leaf-litter decomposition from the native *Pouteria salicifolia* and the exotic invasive *Ligustrum lucidum* in a lowland stream (Buenos Aires, Argentina). *Fundamental and Applied Limnology* 183: 297-307.
50. Martins, R. T., L. Souza da Silveira, M. Pereira Lopes & R. Gama Alves, 2017. Invertebrates, fungal biomass, and leaf breakdown in pools and riffles of neotropical streams. *Journal of Insect Science* 17: 1-11.
51. Martins, R., A. Melo, J. Gonçalves, C. Campos & N. Hamada, 2017. Effects of climate change on leaf breakdown by microorganisms and the shredder *Phylloicus elektoros* (Trichoptera: Calamoceratidae). *Hydrobiologia* 789: 31-44.
52. Martins, R., L. Silveira & R. Alves, 2011. Colonization by oligochaetes (Annelida: Clitellata) in decomposing leaves of *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth (Pontederiaceae) in a neotropical lentic system. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 47: 339-346.
53. Martins, R., R. Rezende, J. Gonçalves Júnior, A. Lopes, M. Piedade, H. Cavalcante & N. Hamada, 2017. Effects of increasing temperature and, CO₂ on quality of litter, shredders, and microorganisms in Amazonian aquatic systems. *Plos One* 12: 339-346.
54. Mathuriau, C. & E. Chauvet, 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 384-396.
55. Mathuriau, C., A. Thomas & E. Chauvet, 2008. Seasonal dynamics of benthic detritus and associated macroinvertebrate communities in a neotropical stream. *Fundamental and Applied Limnology* 171: 323-333.
56. McClain, M., J. Richey, J. Br&es & T. Pimentel, 1997. Dissolved organic matter and terrestrial-lotic linkages in the central Amazon basin of Brazil. *Global Biogeochemical Cycles* 11: 295-311.
57. Mesa, L., C. Maldini, G. Mayora, M. Saigo, M. Marchese & F. Giri, 2016. Decomposition of cattle manure and colonization by macroinvertebrates in sediment of a wetland of the Middle Parana River. *Journal of Soils and Sediments* 16: 2316-2325.
58. Moitinho, M., L. Bononi, D. Souza, I. Melo & R. Taketani, 2018. Bacterial succession decreases network complexity during plant material decomposition in mangroves. *Microbial Ecology* 76: 954-963.
59. Montemayor, D., M. Addino, E. Fanjul, M. Escapa, M. Alvarez, F. Botto & O. Iribarne, 2011. Effect of dominant *Spartina* species on salt marsh detritus production in SW Atlantic estuaries. *Journal of Sea Research* 66: 104-110.
60. Moreira, I., I. Bianchini Jr. & A. Vieira, 2011. Decomposition of dissolved organic matter released by an isolate of *Microcystis aeruginosa* and morphological profile of the associated bacterial community. *Brazilian Journal of Biology* 71: 57-63.
61. Moretti, M., J. Gonçalves & M. Callisto, 2007. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. *Limnologia* 37: 250-258.

62. Moretti, M., J. Gonçalves, R. Ligeiro & M. Callisto, 2007. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). *International Review of Hydrobiology* 92: 199-210.
63. Moulton, T., S. Magalhães-Fraga, E. Brito & F. Barbosa, 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia* 638: 55-66.
64. Negrin, V., P. Pratolongo, A. de Villalobos, S. Botté & J. Marcovecchio, 2015. Biomass, decomposition and nutrient cycling in a SW Atlantic *Sarcocornia perennis* marsh. *Journal of Sea Research* 97: 50-55.
65. Neiff, J. & A. de Neiff, 2001. Leaf litterfall, decomposition and invertebrate colonization in forest palm of Parana river floodplain (Chaco, Argentina). *Interciencia* 26: 567-571.
66. Nordhaus, I. & M. Wolff, 2007. Feeding ecology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae): food choice, food quality and assimilation efficiency. *Marine Biology* 151: 1665-1681.
67. Nordhaus, I., M. Wolff & K. Diele, 2006. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67: 239-250.
68. Nunes, M., M. Cunha-Santino & I. Bianchini Jr, 2011. Xylanase and cellulase activities during anaerobic decomposition of three aquatic macrophytes. *Brazilian Journal of Microbiology* 42: 75-83.
69. Oliveira, A., A. Rizzo, E. da Conceição & G. Couto, 2012. Benthic macrofauna associated with decomposition of leaves in a mangrove forest in Ilheus, State of Bahia, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of The United Kingdom* 92: 1479-1487.
70. Oliveira, V., E. Gonçalves & R. Alves, 2014. Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an Atlantic Forest stream. *Brazilian Journal of Biology* 74: 267-273.
71. Padial, A. & S. Thomaz, 2006. Effects of flooding regime upon the decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth measured on a tropical, flow-regulated floodplain (Parana River, Brazil). *River Research and Applications* 22: 791-801.
72. Pinto-Coelho, R. & M. Barcelos Greco, 1999. The contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and zooplankton to the internal cycling of phosphorus in the eutrophic Pampulha Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* 411: 115-127.
73. Pirela, R. & J. Rincon, 2013. Diet of the freshwater crab *Bottiella niceforei* (Schmitt & Pretzmann, 1968) (Decapoda: Trichodactylidae) and its relationship with organic matter processing in an intermittent stream of northwestern Venezuela. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41: 696-706.
74. Poi de Neiff, A., J. Neiff & S. Casco, 2006. Leaf litter decomposition in three wetland types of the Parana River floodplain. *Wetlands* 26: 558-566.
75. Poi, A., M. Galassi, R. Carnevali & L. Gallardo, 2017. Leaf litter and invertebrate colonization: the role of macroconsumers in a subtropical wetland (Corrientes, Argentina). *Wetlands* 37: 135-143.
76. Pülmanns, N., U. Mehlig, I. Nordhaus, U. Saint-Paul & K. Diele, 2016. Mangrove crab *Ucides cordatus* removal does not affect sediment parameters and stipule production in a one year experiment in northern Brazil. *Plos One* 11: 1-19.
77. Ramseyer, Ú. & M. Marchese, 2009. Leaf litter of *Erythrina cristagalli* L. (ceibo): trophic and substratum resources for benthic invertebrates in a secondary channel of the Middle Parana River. *Limnetica* 28: 1-10.

78. Rezende, R. S., A. Medeiros, J. dos Santos Dahora, A. Tonin, J. Gonçalves & Y. Moretto, 2019. Taxonomic resolution refinement does not improve understanding of invertebrate's role on leaf litter breakdown. *Community Ecology* 20: 1-10.
79. Riascos, J. & J. Blanco-Libreros, 2019. Pervasively high mangrove productivity in a major tropical delta throughout an ENSO cycle (Southern Caribbean, Colombia). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 227: 1-11.
80. Rincón, J. & I. Martínez, 2006. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp (Trichoptera : Calamoceratidae). *Journal of the North American Benthological Society* 25: 209-215.
81. Rincón, J. & R. Santelloco, 2009. Aquatic fungi associated with decomposing *Ficus* sp. leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 416-425.
82. Rincón, J., D. Merchán, A. Sparer, D. Rojas & E. Zarate, 2017. Leaf-litter breakdown as a tool to assess the functional integrity of high Andean streams of Southern Ecuador. *Revista de Biología Tropical* 65: 321-334.
83. Rincón, J., I. Martínez, E. León & N. Ávila, 2005. Leaf litter processing of *Anacardium excelsum* in a tropical intermittent stream of northwestern Venezuela. *Interciencia* 30: 228-234.
84. Rueda-Delgado, G., K. Wantzen & M. Tolosa, 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 233-249.
85. Sabará, M., F. Barbosa & D. Firme, 2007. Changes in allochthonous nutrient sources for a natural lake in southeast Brazil due to *Eucalyptus* spp. plantations. *Scientia Forestalis* 73: 37-46.
86. Santos, G., M. Otto, J. Passos, F. Onofre, V. Rodrigues, F. de Paula & S. Ferraz, 2019. Changes in decomposition rate and litterfall in riparian zones with different basal area of exotic *Eucalyptus* in southeastern Brazil. *Southern Forests* 81: 285-295.
87. Santos, I. & G. Rodrigues, 2015. Colonization of leaf litter by benthic macroinvertebrates in an Atlantic forest stream from northeast Brazil. *Iheringia Serie Zoologia* 105: 84-93.
88. Sessegolo, G. & P. Lana, 1991. Decomposition of *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* and *Laguncularia racemosa* leaves in a mangrove of Paranagua Bay (Southeastern Brazil). *Botanica Marina* 34: 285-289.
89. Silva, D., M. Cunha-Santino, E. Marques & I. Bianchini, 2011. The decomposition of aquatic macrophytes: bioassays versus in situ experiments. *Hydrobiologia* 665: 219-227.
90. Silva, G., R. Castañeda-Ruiz & E. Malosso, 2019. Comparison of aquatic hyphomycetes communities between lotic and lentic environments in the Atlantic rain forest of Pernambuco, Northeast Brazil. *Fungal Biology* 123: 660-668.
91. Silva-Junior, E. & T. Moulton, 2011. Ecosystem functioning and community structure as indicators for assessing environmental impacts: leaf processing and macroinvertebrates in atlantic forest streams. *International Review of Hydrobiology* 96: 656-666.
92. Silveira, L., R. Martins, G. Silveira, R. Grazul, D. Lobo & R. Alves, 2013. Colonization by Chironomidae larvae in decomposition leaves of *Eichhornia azurea* in a lentic system in southeastern Brazil. *Journal of Insect Science* 13: 1-13.

93. Sommaruga, R., D. Crosa & N. Mazzeo, 1993. Study on the decomposition of *Pistia stratiotes* L.(Araceae) in Cisne Reservoir, Uruguay. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 78: 263-272.
94. Suzuki, M., M. Fonseca, B. Esteves & G. Chagas, 2015. Decomposition of *Egeria densa* Planchon (Hydrocharitaceae) in a well oxygenated tropical aquatic ecosystem. *Journal of Limnology* 74: 278-285.
95. Tarda, A., M. Saparrat & N. Gómez, 2019. Assemblage of dematiaceous and Ingoldian fungi associated with leaf litter of decomposing *Typha latifolia* L. (Typhaceae) in riverine wetlands of the Pampean plain (Argentina) exposed to different water quality. *Journal of Environmental Management* 250: 1-8.
96. Touma, B., A. Encalada & N. Fornells, 2009. Leaf litter dynamics and its use by invertebrates in a high-altitude tropical andean stream. *International Review of Hydrobiology* 94: 357-371.
97. Uieda, V. & E. Carvalho, 2015. Experimental manipulation of leaf litter colonization by aquatic invertebrates in a third order tropical stream. *Brazilian Journal of Biology* 75: 405-413.
98. Valdovinos, C., 2001. Riparian leaf litter processing by benthic macroinvertebrates in a woodland stream of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 445-453.
99. Vieira da Silva, C., I. Bianchini, J. Gonçalves, R. Oliveira & R. Henry, 2018. Leaf decomposition of the macrophyte *Eichhornia azurea* and associated microorganisms and invertebrates. *Community Ecology* 19: 53-66. Wantzen, K. & R. Wagner, 2006.
100. Wantzen, K. M. & R. Wagner, 2005. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 216-232.
101. Zúñiga-Céspedes, B., M. Zúñiga & J. Chará, 2018. The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in two upland Colombian streams. *Revista de Biología Tropical* 66: 457-467.

Material Suplementar

Tab S1. Revistas onde foram publicados os 101 artigos de decomposição em ambientes aquáticos na América do Sul

Revista	Número de publicações
Brazilian Journal of Biology	7
Hydrobiologia	7
Journal of The North American Benthological Society	6
International Review of Hydrobiology	5
Aquatic Botany	3
Freshwater Biology	3
Limnologica	3
Marine and Freshwater Research	3
Plos One	3
Annales de Limnologie-International Journal of Limnology	2
Aquatic Ecology	2
Brazilian Journal of Microbiology	2
Community Ecology	2
Estuarine Coastal and Shelf Science	2
Fundamental and Applied Limnology	2
Interciencia	2
Journal of Environmental Management	2
Journal of Insect Science	2
Journal of Sea Research	2
Journal of Soils and Sediments	2
Journal of the Marine Biological Association of The United Kingdom	2
Latin American Journal of Aquatic Research	2
Revista de Biologia Tropical	2
Wetlands	2
Acta Botanica Brasilica	1
Aquatic Geochemistry	1
Aquatic Sciences	1
Biogeochemistry	1
Biotropica	1
Botanica Marina	1
Ecography	1
Ecohydrology	1
Ecohydrology & Hydrobiology	1
Ecological Modelling	1
Ecology and Evolution	1
Ecosphere	1
Ecosystems	1
Fungal Biology	1
Gayana	1
Global Biogeochemical Cycles	1
Hidrobiologica	1
Iheringia Serie Zoologia	1
Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie	1
Journal of Freshwater Ecology	1
Journal of Limnology	1
Continuação...	

Revista	Número de publicações
Limnetica	1
Marine Biology	1
Microbial Ecology	1
Mycological Progress	1
Revista Brasileira de Zoologia	1
Revista Chilena de Historia Natural	1
River Research and Applications	1
Scientia Forestalis	1
Southern Forests	1
Vegetatio	1

Este capítulo está formatado nas normas da revista *Limnology*, disponível em:
<https://www.springer.com/journal/10201/submission-guidelines>

Artigo 2

EFEITOS DA SUBSTITUIÇÃO DE PLANTAS NATIVAS POR EXÓTICAS SOBRE A
DECOMPOSIÇÃO FOLIAR POR INSETOS FRAGMENTADORES E
MICRORGANISMOS EM RIACHOS DA AMAZÔNIA

1 **Efeitos da substituição de plantas nativas por exóticas sobre a**
2 **decomposição foliar pelo fragmentador *Phylloicus elektoros***
3 **(Trichoptera: Calamoceratidae) e microrganismos em riachos da**
4 **Amazônia**

5

6 Talissa Pio de Matos^{1*} · Karina Dias-Silva¹ · Adriana Oliveira Medeiros^{2,3} · Laisa
7 Brito² · Neusa Hamada⁴ · Renato Tavares Martins⁴

8

9 ¹ Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará,
10 Altamira, Pará, Brazil.

11 ² Laboratório de Microbiologia Ambiental, Instituto de Biologia, Universidade Federal da
12 Bahia, Bahia, Salvador, Brazil.

13 ³ AquaRiparia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade de Brasília,
14 Brasília, Distrito Federal, Brazil.

15 ⁴ Coordenação de Biodiversidade, Curso de Pós-graduação em Entomologia, Instituto Nacional
16 de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brazil.

17

18 Talissa Pio de Matos

19 talissa.matos.13@gmail.com

20

21 **Resumo**

22 A introdução de espécies exóticas na vegetação ripária pode resultar em impactos negativos
23 sobre os invertebrados e microrganismos e, conseqüentemente, sobre a decomposição foliar
24 em riachos. Em Manaus, espécies de plantas frutíferas exóticas são comumente plantadas nas
25 zonas ripárias dos riachos. Nosso objetivo foi avaliar o efeito da substituição da vegetação
26 nativa (*Goupia glabra*, *Mabea speciosa* e *Protium spruceanum*) por espécies exóticas
27 (*Artocarpus heterophyllus*, *Carica papaya*, *Mangifera indica*, *Musa paradisiaca* e *Syzygium*

28 *malaccense*) sobre a decomposição foliar em ambientes aquáticos amazônicos. Para isso, foram
29 realizados dois experimentos com larvas do fragmentador *Phylloicus elektoros* (Trichoptera,
30 Calamoceratidae), divididos entre alimentação de única escolha (AUE) e alimentação de
31 múltipla escolha (AME) para avaliar a sobrevivência de fragmentadores e as taxas de
32 esporulação por fungos hifomicetos. A riqueza de esporos, a taxa de esporulação e a
33 decomposição microbiana foi similar nas folhas exóticas e nativas. Já a decomposição total e
34 por fragmentadores foi maior para folhas de espécies nativas. Quando consideramos as espécies
35 vegetais, nos dois experimentos (AUE e AME) houve alta decomposição de *Mabea speciosa*,
36 enquanto que a decomposição foi alta para *Artocarpus heterophyllus* apenas no experimento
37 AUE. Morte de fragmentadores ocorreu apenas no AUE, com folhas de espécies exóticas.
38 Assim, os efeitos da introdução de espécies vegetais exóticas na zona ripária sobre a
39 sobrevivência de fragmentadores e a decomposição foliar podem variar dependendo das
40 características das folhas introduzidas e das espécies presentes na mata ripária.

41 Palavras-chave: decomposição de matéria orgânica, fungos hifomicetos, microcosmos, insetos
42 aquáticos, vegetação ripária.

43

44 **Abstract**

45 The introduction of exotic species in riparian vegetation can result in negative impacts on
46 invertebrates and microorganisms and, consequently, on leaf decomposition in streams. In
47 Manaus, species of exotic fruit plants are commonly planted in the riparian zones of streams.
48 Our objective was to evaluate the effect of replacing native vegetation (*Goupia glabra*, *Mabea*
49 *speciosa* and *Protium spruceanum*) with exotic species (*Artocarpus heterophyllus*, *Carica*
50 *papaya*, *Mangifera indica*, *Musa paradisiaca* and *Syzygium malaccense*) on leaf
51 decomposition in Amazonian aquatic environments. For this, two experiments were carried out
52 with larvae of the *Phylloicus elektoros* shredder (Trichoptera, Calamoceratidae), divided
53 between one-choice feeding (OCF) and multiple-choice feeding (MCF) to evaluate the survival
54 of shredders and the rates of sporulation by hyphomycete fungi. The spore richness, sporulation
55 rate and microbial decomposition were similar in exotic and native leaves. The total and
56 shredder decomposition were higher for leaves of native species. When considering plant
57 species, in both experiments there was a high decomposition of *Mabea speciosa*, while the
58 decomposition was high for *Artocarpus heterophyllus* only in the OCF experiment. Death of
59 shredders occurred only in the OFC, with leaves of exotic species. Thus, the effects of the

60 introduction of exotic plant species in the riparian zone on the survival of shredders and leaf
61 decomposition can vary depending on the characteristics of the introduced leaves and the
62 species present in the riparian forest.

63 Keywords: hyphomycete fungi, microcosms, aquatic insects, riparian vegetation.

64

65 **Introdução**

66

67 As áreas de vegetação ripária interagem diretamente com os ecossistemas aquáticos,
68 fornecendo detritos vegetais, que são a principal fonte de energia principalmente para riachos
69 de 1ª a 3ª ordem (Vannote et al. 1980). Essa matéria orgânica alóctone é considerada uma
70 importante fonte de carbono para vertebrados e invertebrados aquáticos (Tonin et al. 2017),
71 que utilizam as folhas como alimento e abrigo (Lancaster e Hildrew 1993; Dudgeon e Wu
72 1999). Nesses pequenos riachos, as folhas oriundas da vegetação ripária podem representar
73 mais de 70% de toda matéria orgânica particulada que entra no sistema (Gonçalves Jr. e Callisto
74 2013; Tonin et al. 2017). Além disso, a presença de vegetação ripária próxima aos riachos
75 resulta em menor incidência direta de radiação solar e temperatura da água, e maior estabilidade
76 das margens (Beschta 1997; Gomi et al. 2006). A presença de vegetação também reduz a erosão
77 e assoreamento do canal do corpo d'água, que podem ocorrer devido ao aumento do volume
78 de água durante chuvas e funciona como uma zona tampão, fazendo a filtragem de solo e de
79 muitos nutrientes (Omernik et al. 1997; Allan 2004; Allan e Castillo 2007).

80 A utilização dos detritos pelos invertebrados (principalmente fragmentadores) e a
81 colonização de microrganismos é influenciada pela característica das folhas (Graça 2001).
82 Algumas espécies de fungos hifomicetos possuem preferência por substratos devido à estrutura
83 da superfície foliar, à composição química (e.g., maiores concentrações de nutrientes e menores
84 concentrações de lignina) e dureza foliar (Dang et al. 2007; Simões et al. 2021), o que pode
85 influenciar a colonização e taxa de decomposição desses fungos (Ferreira et al. 2012). Assim,
86 os hifomicetos podem ter sua colonização e reprodução afetadas por mudanças na composição
87 da vegetação ripária, devido a modificação da diversidade de folhas que entram nos riachos
88 (Gomes et al. 2016; Seena et al. 2017; Pereira e Ferreira 2020). Essas alterações na comunidade
89 de hifomicetos e a qualidade foliar (e.g., menor dureza) têm um impacto sobre os invertebrados
90 detritívoros, especialmente fragmentadores (Cornut et al. 2015; Ferreira et al. 2015; Kiffer et
91 al. 2018).

92 Muitos invertebrados são sensíveis a mudanças ecológicas e essa sensibilidade às
93 modificações no hábitat é desconhecida para a maioria das espécies, além de que, tendo em
94 vista curtos tempos de geração, variedade de espécies e de papéis funcionais, esses
95 invertebrados acabam sendo indicadores ideais da mudança no hábitat causada por atividade
96 humana (Cardoso et al. 2011). Isso está relacionado com o déficit de conhecimento
97 Hutchinsoniano sobre o conceito de nicho, que diz respeito a como recursos limitam a
98 distribuição e a abundância das espécies, e que tem como possível solução a identificação de
99 bons táxons indicadores que respondem rapidamente as mudanças ecológicas abióticas
100 (Cardoso et al. 2011; Hortal et al. 2015). Essas mudanças abióticas estão relacionadas, por
101 exemplo, a preferência por temperatura, pH, tipo de substrato e de alimento (Serra 2017).

102 A invasão de espécies de plantas exóticas pode resultar em alterações na composição
103 florística da vegetação ripária, afetando a qualidade e quantidade de matéria orgânica alóctone
104 que entram no sistema (Correa-Araneda et al. 2015; Kuglerová et al. 2017). Algumas espécies
105 exóticas podem se decompor mais rapidamente, e alterar a disponibilidade de nutrientes do
106 ecossistema, como já observado em estudo com folhas de eucalipto na Amazônia (Gonçalves
107 Jr. et al. 2016). Todas essas alterações podem afetar negativamente a composição de
108 invertebrados e microrganismos, a sobrevivência e a ingestão de folhas pelos fragmentadores
109 e conseqüentemente o processo de decomposição foliar e a cadeia alimentar aquática (Dangles
110 et al. 2002; Kominoski et al. 2013; Kuglerová et al. 2017). Principalmente em riachos de baixa
111 ordem que são diretamente influenciados por essa vegetação, a substituição de plantas nativas
112 pode resultar em alterações nesse processo e na cadeia alimentar nos ecossistemas aquáticos
113 (Sampaio et al. 2001; Casotti et al. 2015; Medina-Villar et al. 2015; Ferreira et al. 2016; Roberts
114 et al. 2016).

115 Ainda não há uma resposta clara sobre os efeitos da introdução de espécies exóticas
116 sobre a taxa de decomposição em ambientes aquáticos e terrestres, variando desde positiva a
117 negativa (Castro-Díez e Alonso 2017). Em uma meta-análise, foi registrado que a taxa de
118 decomposição entre espécies nativas e exóticas foi similar em escala global (Kennedy e El-
119 Sabaawi 2017). No entanto, nesse mesmo estudo, foi registrado que nos riachos com águas
120 mais quentes (14.7–30.5°C), principalmente na região tropical, a decomposição foliar foi mais
121 rápida para detritos de espécies exóticas (Kennedy e El-Sabaawi 2017). Além disso, os efeitos
122 da introdução de espécies exóticas podem variar de acordo com o táxon de planta utilizado
123 (Castro-Díez e Alonso 2017; Ferreira et al. 2016). A maioria dos estudos de decomposição
124 foliar em riachos utiliza folhas de *Eucalyptus* spp. como detritos exóticos e mostram que em

125 geral essas plantações levam a inibição da decomposição, afetando invertebrados detritívoros
126 (Ferreira et al. 2016). No Brasil, estudos abordando esse tema se concentram nos biomas que
127 ocupam a região sudeste (Mata Atlântica e Cerrado) e mostram que a introdução de eucalipto
128 (exótica) não interfere na colonização pelos invertebrados aquáticos. No entanto, os
129 fragmentadores têm preferência por folhas mais moles e com maior disponibilidade de
130 nutrientes e, o eucalipto é capaz de afetar seu crescimento e sobrevivência (Rezende et al. 2010;
131 Gonçalves Jr. et al. 2012; Casotti et al. 2014; Kiffer et al. 2018).

132 Estudos que analisam os efeitos da introdução de espécies exóticas na vegetação ripária
133 sobre a decomposição em riachos na Amazônia são escassos e indicam maior taxa de
134 decomposição da espécie exótica (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh), com menor concentração
135 de celulose e maior concentração de compostos secundários (polifenóis e taninos) em relação
136 às espécies nativas (Gonçalves Jr. et al. 2017) nessa região (Santos et al. 2016) sobre a
137 decomposição em riachos. Já para a espécie exótica *Elaeis guineenses* utilizada em
138 monoculturas, a decomposição é mais lenta quando compara a folhas de espécies nativas
139 (Firmino et al. 2021). As alterações de origem antrópica aparentemente têm causado o aumento
140 da proporção de espécies exóticas mais em paisagens urbanas do que em áreas de agricultura
141 ou de floresta (Duguay et al. 2007). Em estudo avaliando a vegetação ripária em cabeceiras
142 localizadas em áreas urbanas de Manaus (Amazônia Central, Brasil) foi registrado que 15%
143 das espécies de plantas presentes eram exóticas, sendo as espécies frutíferas as mais
144 abundantes, com destaque para *Mangifera indica* (manga) e *Syzygium malaccense* (jambo),
145 que ocorreram em 45% dos riachos estudados (Santos et al. 2016). Essas espécies exóticas,
146 diferentemente do eucalipto por exemplo, não são plantadas nessas áreas para fins de
147 monocultura, mas pela própria população que reside próximo aos riachos para consumo.

148 Entre os invertebrados aquáticos que participam do processo decomposição, larvas de
149 *Phylloicus* (Trichoptera, Calamoceratidae) são consideradas importantes no processo de
150 fragmentação na região Neotropical, estando distribuídos em riachos da América Latina, sendo
151 altamente diverso no Brasil, Peru e Venezuela (Prather 2003). Pelo fato de serem
152 fragmentadores, realizam a conversão de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em
153 matéria orgânica particulada fina (MOPF) (Cummins et al. 1989), disponibilizando alimento
154 para outros invertebrados aquáticos (González e Graça, 2003). Além de se alimentarem, as
155 larvas de *Phylloicus* utilizam as folhas para construir um abrigo que os protege contra
156 predadores, o que amplia seu papel no processo de decomposição foliar (Wantzen e Wagner
157 2006). Para melhor compreensão do seu papel nesse processo e como são afetados por

158 alterações vegetação ripária, tem sido amplamente utilizado em estudos de experimentos com
159 fragmentação (Rincón e Martínez 2006; Moretti et al. 2009; Martins et al. 2014; Navarro e
160 Gonçalves Jr. 2017; Reis et al. 2018).

161 Devido à baixa quantidade de estudos com folhas de espécies exóticas, que não de
162 *Eucalyptus*, é fundamental ampliar o conhecimento sobre o efeito de detritos de espécies
163 frutíferas presentes em zonas ripárias da Amazônia Central (Santos et al. 2016) sobre a
164 decomposição em riachos. Assim, nosso objetivo foi avaliar o efeito da substituição da
165 vegetação nativa por vegetação exótica sobre a decomposição foliar em riachos amazônicos.
166 Nós testamos as hipóteses de que: i) larvas fragmentadoras de *Phylloicus* preferem folhas
167 menos duras e colonizadas por fungos, independente da origem; e ii) a sobrevivência dos
168 fragmentadores é afetada negativamente pela ingestão de espécies exóticas (*Artocarpus*
169 *heterophyllus* Lam, *Carica papaya* L., *Mangifera indica* L., *Musa paradisiaca* L. e *Syzygium*
170 *malaccense* (L.) Merr. & L.M. Perry) em relação às espécies nativas (*Goupia glabra* Aubl.,
171 *Mabea speciosa* Müll. Arg. e *Protium spruceanum* (Benth.) Engl.).

172

173 **Material e Métodos**

174

175 Área de estudo

176 Os fragmentadores foram coletados no riacho do Barro Branco (02°55' e 03°01'S, 59°53' e
177 59°59'W) localizado na Reserva Florestal Ducke, Manaus, Brasil. Este riacho possui densa
178 mata ripária nativa, com largura média de 0,90 m, profundidade média de 0,45 m, águas ácidas
179 (pH = 4,63 ± 0,08) com alta concentração de oxigênio dissolvido (6,62 ± 0,06 mg/L), baixa
180 condutividade elétrica (10,71 ± 0,41 µS/cm) e temperatura média de 24,52 ± 0,52°C (Martins
181 et al. 2014).

182

183 Folhas

184 Foram manualmente coletadas do solo folhas recém caídas das espécies nativas *Goupia glabra*,
185 *Mabea speciosa* e *Protium spruceanum* e das espécies exóticas *Artocarpus heterophyllus*
186 (jaqueira), *Carica papaya* (mamoeiro), *Mangifera indica* (mangueira), *Musa paradisiaca*
187 (bananeira) e *Syzygium malaccense* (jambeiro). As folhas de táxons nativos foram coletadas

188 também na vegetação ripária do riacho do Barro Branco. As folhas de táxons exóticos foram
189 coletadas no *Campus II* do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), na área
190 urbana de Manaus. As folhas utilizadas no estudo foram selecionadas por serem comuns na
191 vegetação ripária em áreas nativas e em riachos urbanos de Manaus (Santos et al. 2016),
192 apresentando maior frequência relativa e também por estarem disponíveis na área de coleta
193 selecionada. Antes do início do experimento, as folhas foram incubadas por 14 dias em sacos
194 de detrito de malha fina (*litterbag*) (abertura de malha = 0,5 mm comprimento x 0,5 mm
195 largura) no riacho do Barro Branco, para que ocorresse a lixiviação dos compostos
196 hidrossolúveis e o condicionamento das folhas pelos fungos (Cummins et al. 1989). Após a
197 retirada das folhas do riacho, foram cortados discos de 14 mm de diâmetro evitando-se a
198 nervura central (Graça et al. 2001). Em ambos os experimentos, para a determinação da massa
199 inicial dos discos oferecidos aos invertebrados fragmentadores, os discos foram liofilizados até
200 atingirem massa constante (~24 horas) e, posteriormente, pesados em balança de precisão
201 (acurácia = 0,01 mg). Para determinação da dureza foliar foi utilizado um penetrômetro (Graça
202 e Zimmer 2020).

203

204 Esporulação

205 Para a indução da esporulação de hifomicetos foram retirados cinco discos de cada *litterbag*
206 das oito espécies utilizadas nos experimentos e colocados em frascos Erlenmeyer contendo 25
207 mL de água destilada, os quais foram mantidos em agitadores orbitais por 48 horas (100 rpm),
208 sob regime de luz 12/12 e temperatura de 24°C. Após agitação foi retirada a suspensão de
209 conídios (10 mL) e filtrada em membrana (tamanho do poro = 5 µm; Millipore®; Bärlorcher,
210 2020). Foi realizada a contagem e identificação dos conídios através da fixação com
211 formaldeído (2 mL; 37%), coloração (0,1% azul algodão em lactofenol) e observação em
212 microscópio óptico (400x) (Bärlorcher, 2020). Os resultados foram expressos como número de
213 conídios por grama de peso seco livre de cinzas (PSLC) de folha por dia. Para avaliar a
214 existência de diferença da taxa de esporulação entre as espécies vegetais e o tempo de
215 condicionamento microbiano (0,7 e 15d) foi utilizada uma Análise de Variância (ANOVA)
216 "two way" (Zar 2010).

217

218 Fragmentadores

219 Foram utilizadas larvas de *Phylloicus elektoros* (Trichoptera, Calamoceratidae) de tamanho
220 similares evitando-se larvas próximas ao último instar, o gênero dessa espécie é um importante
221 fragmentador em ambientes aquáticos da região tropical (Landeiro et al. 2010). Antes de iniciar
222 o experimento, os organismos foram aclimatados em caixas plásticas (63,50 cm comprimento
223 x 45,30 cm largura x 19,80 cm altura) com água mineral (ÁguaCrim®; Ca= 25,60 mg*L⁻¹;
224 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
225 calcinada (450°C, 4h), e folhas parcialmente decompostas coletadas no riacho por 48 horas.
226 Durante a fase de aclimatização foi mantido o fotoperíodo natural e a água foi aerada
227 constantemente.

228 Para verificar a sobrevivência das larvas nos experimentos, as arenas foram vistoriadas
229 diariamente e os indivíduos mortos retirados. Os indivíduos que empuparam não foram
230 considerados para o cálculo das taxas de decomposição e sobrevivência. A biomassa média das
231 larvas *P. elektoros* foi de 2.91±1.83 mg, não diferindo entre os tratamentos (F_{7,49} = 1.44, p =
232 0.210).

233

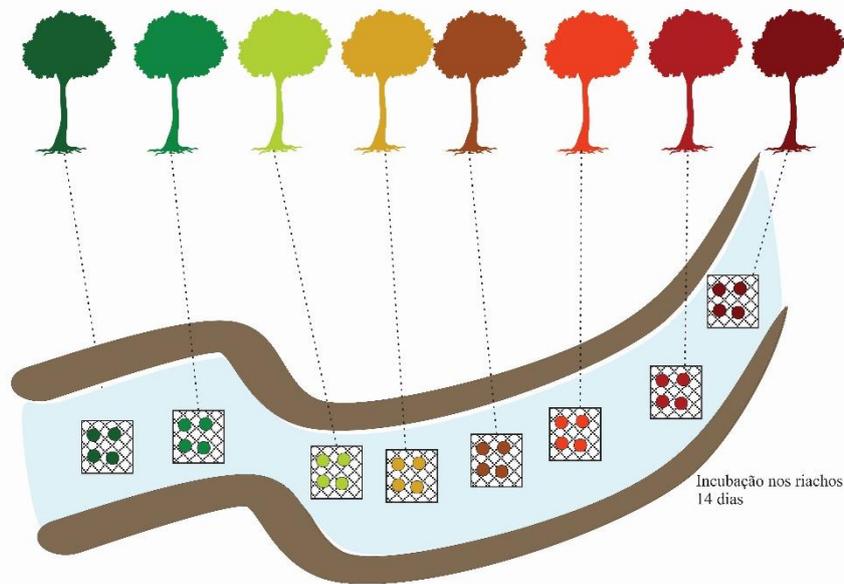
234 Experimento de alimentação de única escolha (AUE)

235 Nós avaliamos se cada espécie de planta foi consumida por *P. elektoros* (Fig. 1). Para isso,
236 foram montadas 80 arenas (8 táxons × 10 arenas), consistindo de potes plásticos (11,95 cm
237 altura x 9,80 cm diâmetro; 700 ml volume) com areia calcinada (~ 1cm altura), 500 ml de água
238 mineral e aeração constante com aeradores de aquário. Em cada arena foram colocados cinco
239 discos de uma única espécie de folha e apenas uma larva de fragmentador, a fim de evitar que
240 as interações entre os indivíduos (ex. agressão) interferissem nos resultados do experimento
241 (Peterson e Renaud 1989). Além disso, foram inseridos para cada táxon vegetal, três arenas
242 sem larvas, para estimar a decomposição microbiana. Após 10 dias de experimento foi
243 realizada a retirada dos discos das arenas, os mesmos foram liofilizados até atingirem massa
244 constante (~24 horas) e pesados em balança de precisão (0,00001 g), para obtenção da massa
245 final.

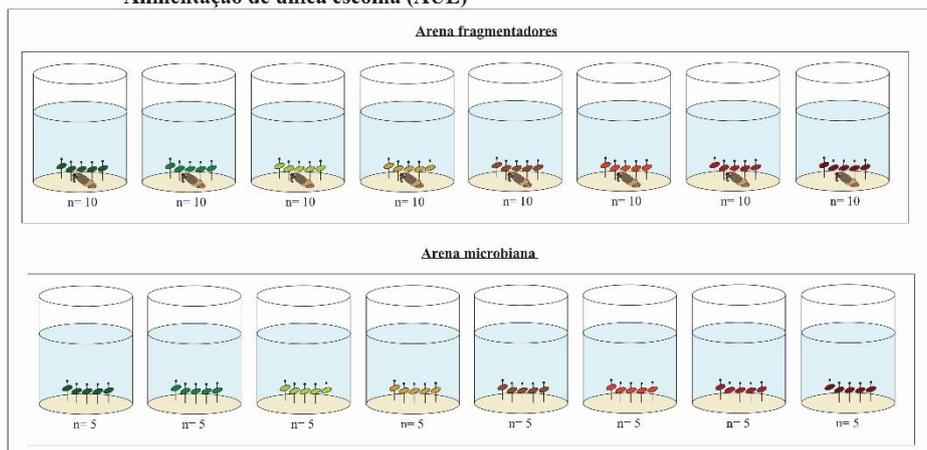
246

247 Experimento de alimentação de múltipla escolha (AME)

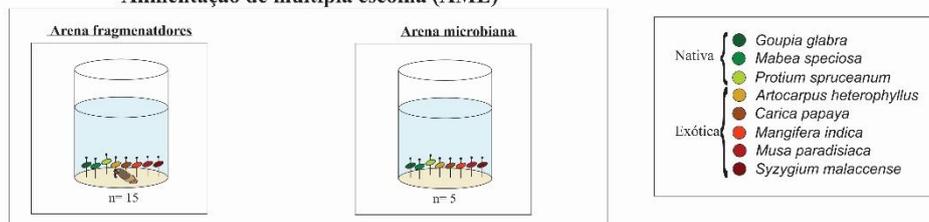
248 Nós avaliamos a preferência alimentar de *P. elektoros* fornecendo folhas de diferentes espécies
 249 de plantas para as larvas se alimentarem (Graça et al. 2005) (Fig. 1). Foram utilizadas 15
 250 réplicas (potes) similares ao experimento AUE, com a diferença de que em cada pote foi
 251 incluída uma larva e um disco de cada uma das oito espécies de folhas analisadas. Também
 252 foram incluídas três réplicas para avaliar a decomposição microbiana. Após 10 dias de
 253 experimento foi realizada a retirada dos discos das arenas, os mesmos foram liofilizados até
 254 atingirem massa constante (~24 horas) e pesados em balança de precisão (0,00001 g), para
 255 obtenção da massa final.



Alimentação de única escolha (AUE)



Alimentação de múltipla escolha (AME)



257 Fig. 1 Esquema dos experimentos de alimentação de única escolha (AUE) e de múltipla escolha
258 (AME) no experimento avaliando a decomposição foliar de espécies nativas e exóticas
259 presentes na mata ripária de riachos da Amazônia Central.

260 Decomposição foliar

261 A decomposição total foi estimada pela divisão da massa seca foliar ingerida (massa seca
262 inicial - massa seca final) pelo número de dias que os discos permaneceram no experimento. A
263 decomposição microbiana foi estimada da mesma forma acima mencionado, diferindo apenas
264 por utilizar os dados das arenas sem fragmentador. A decomposição por *P. elektoros* foi obtida
265 pela diferença entre a decomposição total (obtida nas arenas com fragmentador) e a
266 decomposição microbiana (obtida nas arenas sem fragmentador) divididos pela duração do
267 experimento. As taxas de decomposição foram expressas em mg/dia (Waldbauer, 1968). As
268 arenas que continham larvas que morreram ou empuparam não foram utilizadas para o cálculo
269 das taxas de decomposição foliar.

270

271 Análises estatísticas

272 Para avaliar a diferença da dureza foliar, riqueza de esporos e taxa de esporulação entre as
273 espécies e entre origem das plantas (exóticas e nativas) foi utilizada uma Análise de Variância
274 de um fator (ANOVA). No experimento AUE, a diferença taxas de decomposição (total,
275 microbiana e por *P. elektoros*) entre as espécies e entre origem das plantas (exóticas e nativas)
276 foi avaliada por meio de uma Análise de Variância de um fator (ANOVA) e teste de Tukey *a*
277 *posteriori*. No experimento AME, a diferenças das taxas de decomposição entre as espécies de
278 plantas e entre a origem das plantas (exóticas e nativas) foi avaliada utilizando ANOVA em
279 bloco (Zar 2010).

280 Para o cálculo do tempo médio de sobrevivência dos indivíduos de *P. elektoros* nos
281 diferentes tratamentos das duas espécies de folhas em cada sala do microcosmo foi utilizado o
282 método de Kaplan–Meier (Ferreira et al. 2010). Posteriormente foi realizada a comparação das
283 curvas de sobrevivência dos indivíduos em cada tratamento utilizando o teste de log-rank
284 (Ferreira et al. 2010). Todas as análises foram realizadas no programa R Core Team (2019).

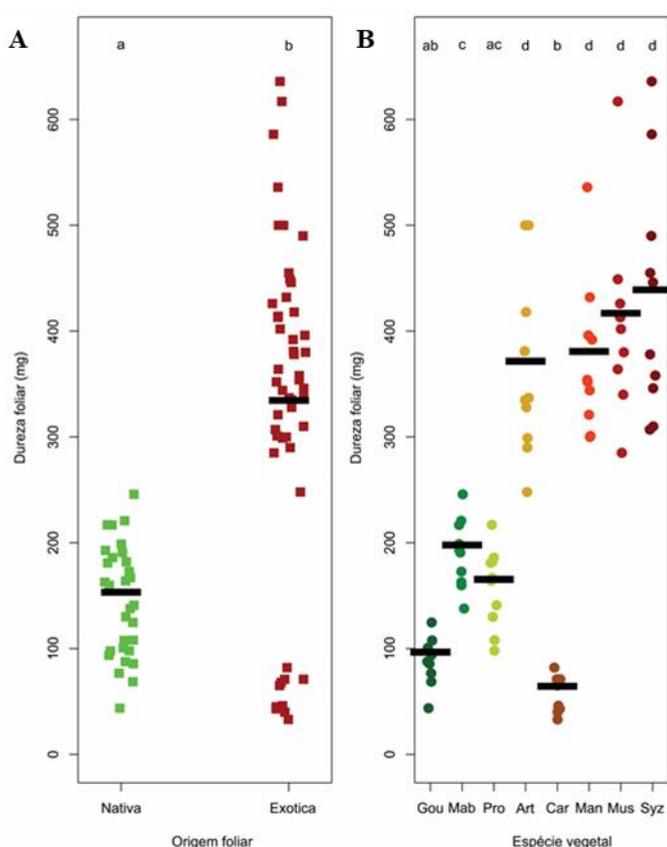
285

286 **Resultados**

287

288 Dureza foliar

289 A dureza foliar foi ~2,25 vezes menor nas folhas nativas (145.32 ± 52.55 mg) em relação às
290 folhas exóticas (326.59 ± 159.13 mg; $F_{1,72} = 136.41$, $p < 0.001$; Fig. 2A). A dureza também
291 variou entre os táxons vegetais ($F_{6,72} = 36.74$, $p < 0.001$), sendo a maior dureza para folhas de
292 *S. malaccense* (exótica; 431.18 ± 113.39 mg) e menor para folhas de *C. papaya* (exótica;
293 56.41 ± 16.75 mg), *G. glabra* (nativa; 88.68 ± 22.32 mg), *P. spruceanum* (nativa; 157.38 ± 37.50
294 mg) e *M. speciosa* (nativa; 189.90 ± 32.56 mg) (Fig. 2B).



295

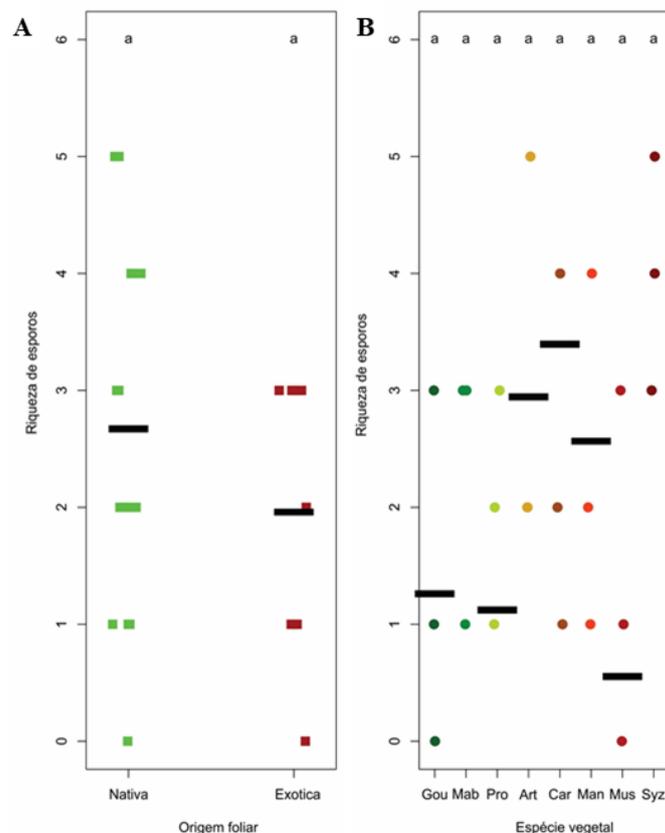
296 Fig. 2 Dureza foliar das espécies vegetais (A) e de acordo com a origem da espécie vegetal (B)
297 utilizadas no experimento de decomposição. Nativas: Gou = *Goupia glabra*; Mab = *Mabea*
298 *speciosa*; Pro = *Protium spruceanum*. Exóticas: Art = *Artocarpus heterophyllus*; Car = *Carica*
299 *papaya*; Man = *Mangifera indica*; Mus = *Musa paradisiaca*; Syz = *Syzygium malaccense*.

300

301

302 Esporulação

303 A riqueza de esporos de hifomicetos não diferiu entre as folhas nativas (1.89 ± 1.17) e exóticas
 304 (2.60 ± 1.55 ; $F_{1,16} = 22.72$; $p = 0,262$; Fig. 3A). No entanto, nas folhas nativas foi registrada
 305 dominância de *Flagellospora curvula* ($75 \pm 25\%$; Material suplementar) enquanto nas folhas
 306 exóticas as espécies mais frequentes foram *Lunulospora curvula* ($27 \pm 35\%$), *Neonectria*
 307 *lungdunensis* ($17 \pm 28\%$), *Beltrania rhombica* ($15 \pm 30\%$), *Anguillospora longissima* ($12 \pm 17\%$) e
 308 *Anguillospora filiformis* ($10 \pm 27\%$). Também não houve diferença da riqueza de hifomicetos
 309 entre os táxons vegetais ($F_{6,16} = 17.30$; $p = 0.470$). No entanto, *A. filiformis* ($63 \pm 53\%$) foi a
 310 espécie dominante nas folhas de *M. paradisiaca*, *A. longissima* ($33 \pm 17\%$) e *L. curvula*
 311 ($45 \pm 27\%$) em folhas de *A. heterophyllus*, *B. rhombica* ($68 \pm 22\%$) em folhas de *S. malaccense*,
 312 *F. curvula* em folhas de *G. glabra* ($79 \pm 50\%$), *M. speciosa* ($80 \pm 23\%$) e *P. spruceanum*
 313 ($67 \pm 33\%$), *H. lungdunensis* nas folhas de *M. indica* ($57 \pm 37\%$) e *L. curvula* nas folhas de *C.*
 314 *papaya* ($71 \pm 40\%$).

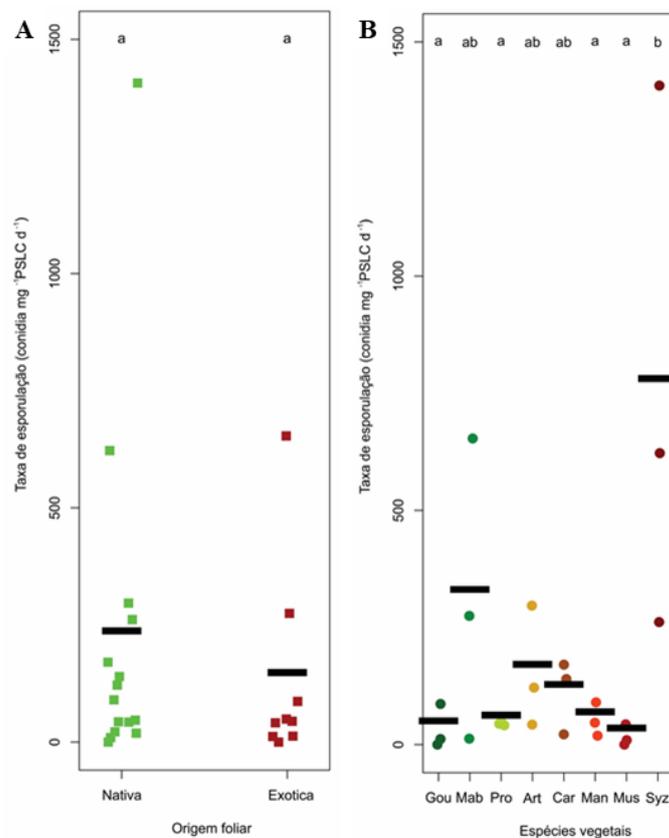


315

316 Fig. 3 Riqueza de esporos de hifomicetos nas espécies vegetais (A) e de acordo com a origem
 317 da espécie vegetal (B) utilizadas no experimento de decomposição. Nativas: Gou = *Goupinia*
 318 *glabra*; Mab = *Mabea speciosa*; Pro = *Protium spruceanum*. Exóticas: Art = *Artocarpus*

319 *heterophyllus*; Car = *Carica papaya*; Man = *Mangifera indica*; Mus = *Musa paradisiaca*; Syz
 320 = *Syzygium malaccense*.

321 A taxa de esporulação de hifomicetos não diferiu entre as folhas nativas (81.56 ± 133.13
 322 $\text{conidia mg}^{-1}\text{AFDM d}^{-1}$) e exóticas ($201,46 \pm 388,32 \text{ conidia mg}^{-1}\text{AFDM d}^{-1}$; $F_{1,16} = 1.43$; $p =$
 323 0.249 ; Fig. 4A). No entanto, a taxa de esporulação foi até ~68 vezes maior em *S. malaccense*
 324 ($787,10 \pm 633,01 \text{ conidia mg}^{-1}\text{AFDM d}^{-1}$; $F_{6,16} = 3.97$; $p = 0.013$) que nas demais espécies (*M.*
 325 *paradisiaca*: $11.59 \pm 15.13 \text{ conidia mg}^{-1}\text{AFDM d}^{-1}$). A taxa de esporulação em *M. speciosa*
 326 ($190,91 \pm 205.76 \text{ conidia mg}^{-1}\text{AFDM d}^{-1}$) foi similar à *S. malaccense* e as demais espécies (Fig.
 327 4B).



328

329 Fig. 4 Taxa de esporulação de hifomicetos nas espécies vegetais (A) e de acordo com a origem
 330 da espécie vegetal (B) utilizadas no experimento de decomposição. Nativas: Gou = *Goupia*
 331 *glabra*; Mab = *Mabea speciosa*; Pro = *Protium spruceanum*. Exóticas: Art = *Artocarpus*
 332 *heterophyllus*; Car = *Carica papaya*; Man = *Mangifera indica*; Mus = *Musa paradisiaca*; Syz
 333 = *Syzygium malaccense*.

334

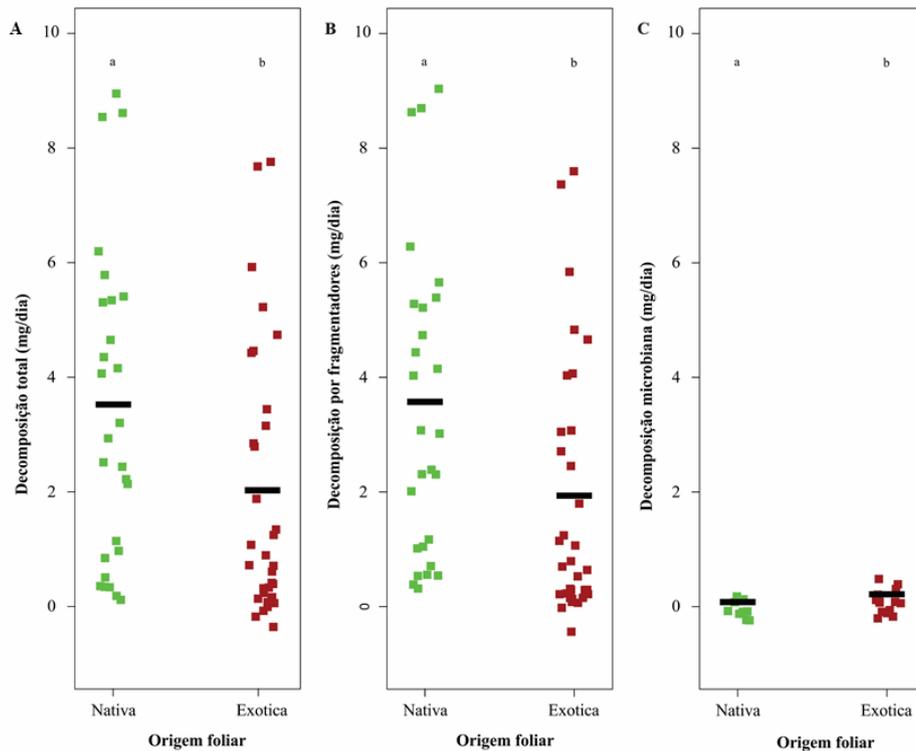
335 Experimento AUE

336 Decomposição foliar

337 A decomposição total foi ~1.8 vezes maior em folhas nativas ($3.39 \pm 2.72 \text{ mg d}^{-1}$) em relação às
338 folhas exóticas ($1.90 \pm 2.33 \text{ mg d}^{-1}$; $F_{1,52} = 11.59$, $p < 0.01$; Fig. 5A). Houve também diferença
339 na decomposição total entre os táxons vegetais ($F_{6,52} = 12.57$, $p < 0.001$; Fig. 6A), com maiores
340 valores sendo registrados para folhas de *M. speciosa* (nativa; $5.58 \pm 2.42 \text{ mg d}^{-1}$), *A.*
341 *heterophyllus* (exótica; $4.69 \pm 1.72 \text{ mg d}^{-1}$) e *G. glabra* (nativa; $3.57 \pm 1.67 \text{ mg d}^{-1}$; Fig. 4). Já em
342 *M. paradisiaca*, *P. spruceanum* e *S. malaccense* a decomposição total foi menor que 0.52 mg
343 d^{-1} .

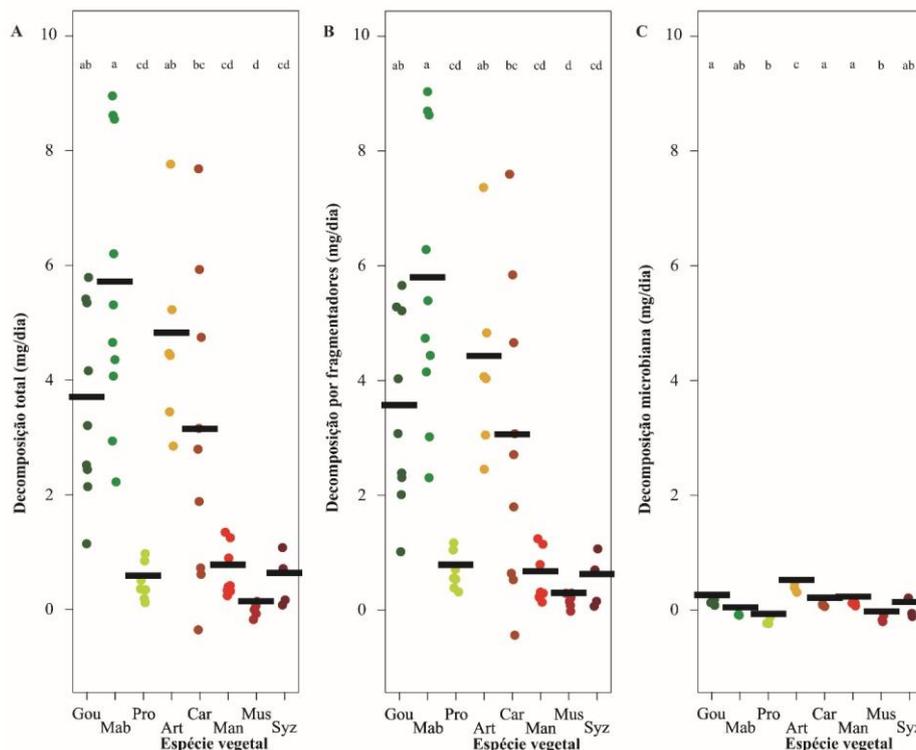
344 Todas as espécies vegetais foram consumidas por *P. elektoros*. A decomposição por
345 fragmentadores foi ~1.9 vezes maior nas folhas nativas ($3.44 \pm 2.68 \text{ mg d}^{-1}$) em relação às folhas
346 exóticas ($1.81 \pm 2.22 \text{ mg d}^{-1}$; $F_{1,52} = 13.83$, $p < 0.001$; Fig. 5B). Houve também diferença na
347 decomposição por fragmentadores entre os táxons vegetais ($F_{6,52} = 11.36$, $p < 0.001$; Fig. 6B),
348 com maiores consumos sendo registrados para folhas de *M. speciosa* (nativa; $5.69 \pm 2.42 \text{ mg d}^{-1}$),
349 *A. heterophyllus* (exótica; $4.30 \pm 1.72 \text{ mg d}^{-1}$) e *G. glabra* (nativa; $3.44 \pm 1.67 \text{ mg d}^{-1}$). Em *M.*
350 *indica*, *M. paradisiaca*, *P. spruceanum* e *S. malaccense* a decomposição por fragmentadores
351 foi menor que 0.56 mg d^{-1} .

352 A decomposição microbiana diferiu entre as folhas nativas ($-0.05 \pm 0.15 \text{ mg d}^{-1}$) e
353 exóticas ($0.09 \pm 0.20 \text{ mg d}^{-1}$; $F_{1,16} = 17.71$, $p < 0.001$; Fig. 5C). A decomposição microbiana
354 também diferiu entre os táxons vegetais ($F_{6,16} = 17.73$, $p < 0.001$; Fig. 6C), sendo até 3 vezes
355 maior em *A. heterophyllus* (exótica; $0.39 \pm 0.09 \text{ mg d}^{-1}$) em relação às demais espécies vegetais
356 (Mínimo: *P. spruceanum* = $-0.20 \pm 0.06 \text{ mg d}^{-1}$; Máximo: *G. glabra* = $0.13 \pm 0.05 \text{ mg d}^{-1}$; Fig. 5).
357 Em todas as espécies vegetais, a decomposição microbiana representou menos de 16% da
358 decomposição total.



359

360 Fig. 5 Taxa de decomposição total de acordo com a origem da espécie vegetal (A), por
 361 fragmentadores (B) e por microrganismos (C) utilizadas no experimento de alimentação de
 362 única escolha (AUE) de decomposição. Nativas: Gou = *Goupia glabra*; Mab = *Mabea*
 363 *speciosa*; Pro = *Protium spruceanum*. Exóticas: Art = *Artocarpus heterophyllus*; Car = *Carica*
 364 *papaya*; Man = *Mangifera indica*; Mus = *Musa paradisiaca*; Syz = *Syzygium malaccense*.



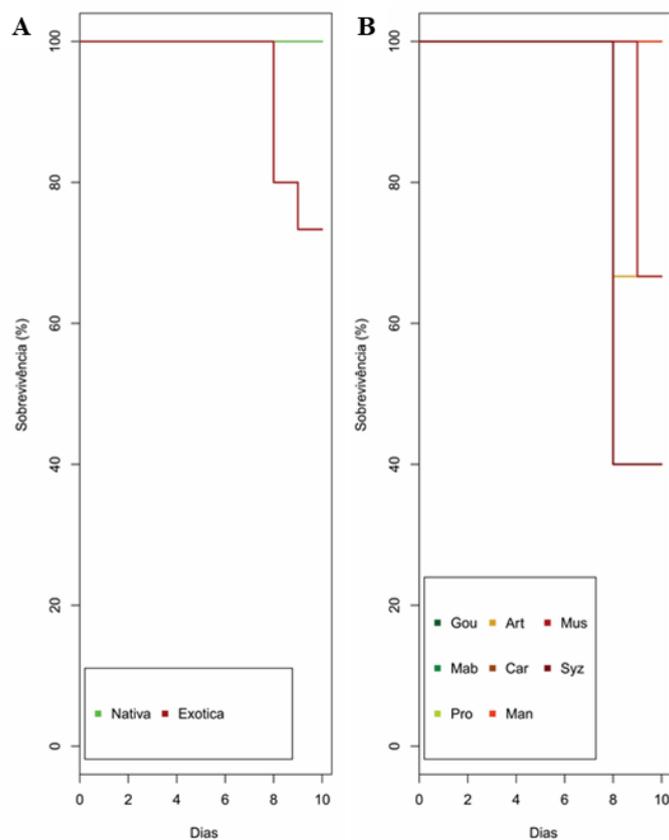
365

366 Fig. 6 Taxa de decomposição total nas espécies vegetais (A), por fragmentadores (B) e por
 367 microrganismos (C) utilizadas no experimento de alimentação de única escolha (AUE) de
 368 decomposição. Nativas: Gou = *Goupia glabra*; Mab = *Mabea speciosa*; Pro = *Protium*
 369 *spruceanum*. Exóticas: Art = *Artocarpus heterophyllus*; Car = *Carica papaya*; Man =
 370 *Mangifera indica*; Mus = *Musa paradisiaca*; Syz = *Syzygium malaccense*.

371

372 **Sobrevivência e Pupas**

373 Foi observada baixa mortalidade de *P. elektoros*, sendo registrada a morte de 12 indivíduos
 374 (15%). Foi registrada diferença da sobrevivência entre os tratamentos com folhas exóticas e
 375 nativas (teste Log-rank = 28.2, GL = 7, $p < 0.001$; Fig. 7A), pois as mortes ocorreram apenas
 376 nos tratamentos com folhas de *A. heterophyllus* (n=3), *M. paradisiaca* (n= 3) e *S. malaccense*
 377 (n=6). Também foi registrada menor sobrevivência nestes tratamentos em relação aos demais
 378 (teste Log-rank = 8.4, GL = 1, $p = 0.004$). No entanto, o tempo médio para morte diferiu apenas
 379 para *S. malaccense* (8 dias), sendo de 10 dias para as larvas nos demais táxons vegetais. No
 380 total, foram registradas oito pupas nos diferentes tratamentos, sendo que apenas nos
 381 tratamentos com folhas de *M. speciosa* e *S. malaccense* nenhum indivíduo empupou.



382

383 Fig. 7 Taxa de sobrevivência das larvas de *Phylloicus elektoros* durante 10 dias em tratamentos
384 com folhas de diferentes espécies vegetais (A) e de diferentes origens (B) utilizadas no
385 experimento de alimentação de única escolha (AUE) de decomposição. Nativas: Gou = *Goupia*
386 *glabra*; Mab = *Mabea speciosa*; Pro = *Protium spruceanum*. Exóticas: Art = *Artocarpus*
387 *heterophyllus*; Car = *Carica papaya*; Man = *Mangifera indica*; Mus = *Musa paradisiaca*; Syz
388 = *Syzygium malaccense*.

389

390 Experimento de AME

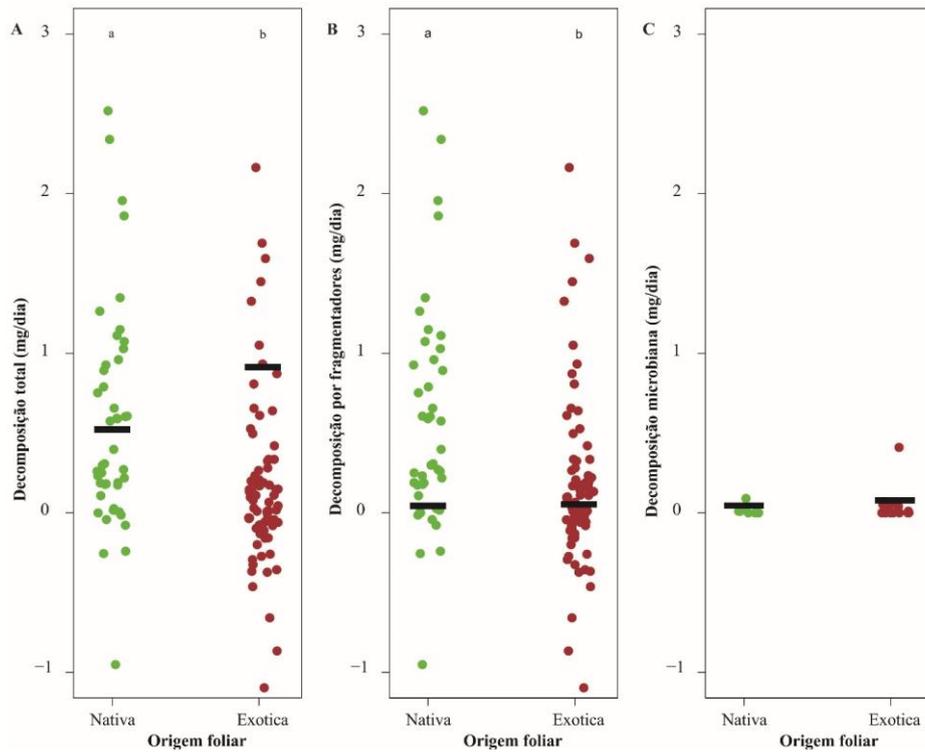
391

392 Decomposição foliar

393 No experimento avaliando AME foi observada maior decomposição total de folhas de táxons
394 nativos ($0.56 \pm 0.69 \text{ mg d}^{-1}$) em relação aos exóticos ($0.18 \pm 0.54 \text{ mg d}^{-1}$; $F_{1,98} = 13.41$; $p < 0.001$;
395 Fig. 8A). Também foi observada diferença da decomposição total entre as espécies vegetais
396 ($F_{6,98} = 4.35$; $p = 0.001$; Fig. 9A), com maior consumo em folhas de *M. speciosa* (nativa;
397 $0.87 \pm 0.84 \text{ mg d}^{-1}$) e menor consumo em folhas de *M. paradisiaca* (exótica; $-0.06 \pm 0.12 \text{ mg d}^{-1}$;
398 Fig. 8), *S. malaccense* (exótica; $-0.03 \pm 0.48 \text{ mg}^* \text{d}^{-1}$) e *A. heterophyllus* (exótica; $0.08 \pm 0.52 \text{ mg}$
399 d^{-1}).

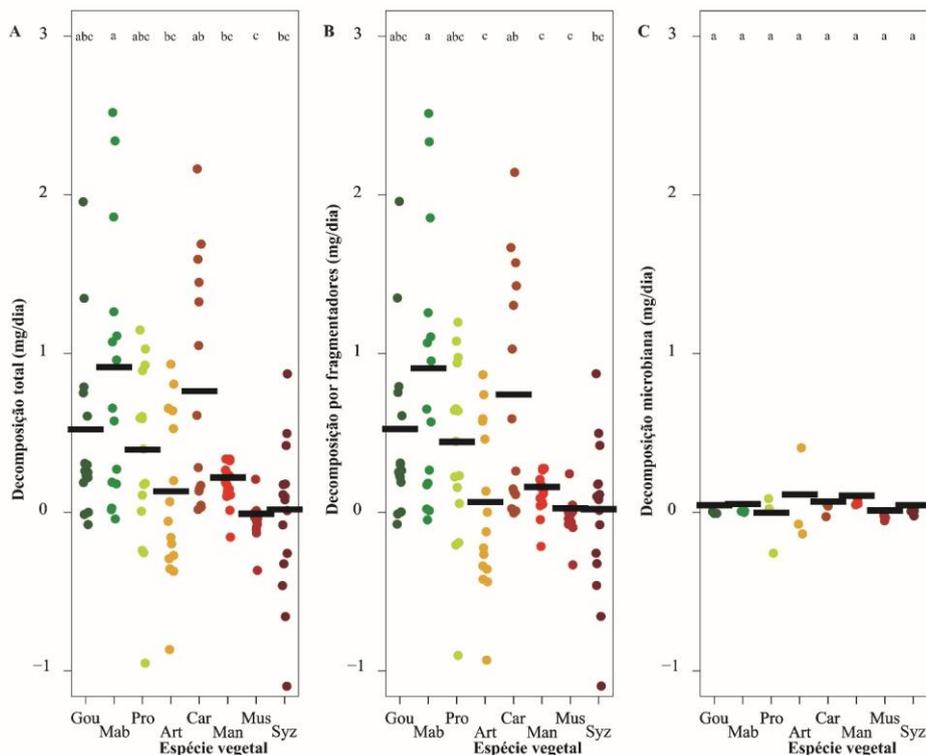
400 A decomposição por fragmentadores foi maior em folhas nativas ($0.58 \pm 0.68 \text{ mg d}^{-1}$)
401 em relação às folhas exóticas ($0.16 \pm 0.53 \text{ mg d}^{-1}$; $F_{1,98} = 16.14$, $p < 0.001$; Fig. 8B). Também
402 foi registrada diferença na decomposição por invertebrados entre os táxons vegetais ($F_{6,98} =$
403 4.00 , $p = 0.001$; Fig. 9B), com maiores taxas sendo registradas para folhas de *M. speciosa*
404 (nativa; $0.86 \pm 0.84 \text{ mg d}^{-1}$) e menores taxas para folhas de *A. heterophyllus* (exótica; 0.02 ± 0.52
405 mg d^{-1}), *M. paradisiaca* (exótica; $-0.02 \pm 0.12 \text{ mg d}^{-1}$) e *S. malaccense* (exótica; $-0.03 \pm 0.48 \text{ mg}$
406 d^{-1} ; Fig. 10).

407 Não foi registrada diferença da decomposição microbiana entre as folhas nativas (-
408 $0.02 \pm 0.10 \text{ mg d}^{-1}$) e exóticas ($0.02 \pm 0.12 \text{ mg d}^{-1}$; $F_{1,14} = 0.44$; $p = 0.516$; Fig. 8C). Também não
409 foi observada diferença da decomposição total entre as espécies vegetais ($F_{6,14} = 0.25$; $p =$
410 0.952 ; Fig. 9C). Em *A. heterophyllus* a decomposição microbiana representou ~78% da
411 decomposição foliar total. Nas demais espécies a decomposição microbiana foi inferior a 34%,
412 variando de 33.97% para *M. indica* a 0.58% para *M. speciosa*.



413

414 Fig. 8 Taxa de decomposição total de acordo com a origem da espécie vegetal (A), por
 415 fragmentadores (B) e por microrganismos (C) utilizadas no experimento de alimentação de
 416 múltipla escolha (AME) de decomposição. Nativas: Gou = *Goupia glabra*; Mab = *Mabea*
 417 *speciosa*; Pro = *Protium spruceanum*. Exóticas: Art = *Artocarpus heterophyllus*; Car = *Carica*
 418 *papaya*; Man = *Mangifera indica*; Mus = *Musa paradisiaca*; Syz = *Syzygium malaccense*.



419

420 Fig. 9 Taxa de decomposição total nas espécies vegetais (A), por fragmentadores (B) e por
421 microrganismos (C) utilizadas no experimento de alimentação de múltipla escolha (AME) de
422 decomposição. Nativas: Gou = *Goupia glabra*; Mab = *Mabea speciosa*; Pro = *Protium*
423 *spruceanum*. Exóticas: Art = *Artocarpus heterophyllus*; Car = *Carica papaya*; Man =
424 *Mangifera indica*; Mus = *Musa paradisiaca*; Syz = *Syzygium malaccense*.

425

426 Sobrevivência e Pupas

427 Todos os indivíduos sobreviveram até o final do experimento de alimentação de múltipla
428 escolha (AME), além disso, não foi registrada nenhuma pupa.

429

430 **Discussão**

431

432 Dureza

433 Nós registramos maior dureza foliar das espécies exóticas em relação às nativas. Em uma meta-
434 análise global com dados de diferentes regiões do mundo, foi demonstrado que as espécies
435 exóticas tendem apresentar folhas de melhor qualidade (menor dureza e concentração de
436 carbono e, maior concentração de nitrogênio e fósforo) do que as espécies nativas (Kennedy e
437 El-Sabaawi 2017). Em um estudo com quatro espécies vegetais nativas da Mata Atlântica e
438 uma exótica (*Eucalyptus globulus*), a dureza da espécie exótica apresentou valor intermediário
439 quando comparadas todas as espécies (Kiffer Jr. et al. 2018). Em outro estudo com 20 espécies
440 vegetais, classificadas como folhas nativas e exóticas da Austrália e da Tasmânia, não foi
441 registrada diferença da dureza devido à origem da folha, mas foi observada diferença entre as
442 espécies vegetais testadas (Boyero et al. 2012). Assim, a menor dureza das espécies nativas em
443 nosso estudo, pode estar relacionada com as espécies vegetais utilizadas. Por exemplo, os
444 valores de dureza de 51 espécies presentes na vegetação ripária de um riacho da Amazônia
445 Central foram em média (439.99 ± 250.41 mg) ~34% superiores aos valores médios de dureza
446 das espécies exóticas (326.59 ± 159.13 mg) observados em nosso estudo (Martins et al. 2020).
447 Além disso, há uma elevada amplitude (min = 111.14 mg; máx = 1181.48 mg) dos valores de
448 dureza das espécies vegetais presentes na vegetação ripária desse riacho da Amazônia (Martins
449 et al. 2020).

450 Esporulação

451 Não foi registrada diferença da riqueza de esporos de hifomicetos entre as folhas nativas e
452 exóticas, ou entre as espécies de folhas. Gomes et al. (2016) encontraram maior riqueza de
453 hifomicetos em folhas de espécies nativas do Cerrado Brasileiro em relação a eucalipto
454 (exótica), que apesar de apresentar menores valores de lignina e maiores valores de nitrogênio
455 (N) foram colonizados apenas por *Anguillospora filiformis*. Biasi et al. (2020) também
456 registraram menor riqueza de hifomicetos em *Hovenia dulcis* (exótica), em riachos de Mata
457 Atlântica (Brasil), embora essa possua maior palatabilidade em relação à mistura de folhas
458 nativas, mas a maior diversidade de detritos pode ter permitido a colonização por diferentes
459 espécies de hifomicetos. Menor riqueza de hifomicetos em folhas de espécies exóticas também
460 foi registrada em riachos área de plantação de eucalipto em Portugal (Bärlocher e Graça 2002).
461 A riqueza de hifomicetos também pode variar entre as espécies vegetais de acordo com
462 características locais da área onde os riachos estão inseridos. Por exemplo, a riqueza de
463 hifomicetos foi maior em riachos em área de plantação de eucalipto (exótico) da Espanha do
464 que em áreas de floresta decídua, enquanto que em Portugal a riqueza de hifomicetos foi maior
465 em riachos em área de floresta decídua do que em área de plantação de eucalipto, o que pode
466 estar associado à precipitação ou diferença de cultivo do Eucalipto entre as duas regiões
467 (Ferreira et al. 2006).

468 Também não registramos diferença nas taxas de esporulação entre espécies nativas e
469 exóticas. Em estudo em riachos com folhas de *Castanea sativa* (nativa) e *Eucalyptus globulus*
470 (exótica) em Portugal também não foi registrada diferença na esporulação (Bärlocher et al.
471 2002). Em estudo feito em riachos da Mata Atlântica, a maior taxa de esporulação foi registrada
472 no mix de espécies nativas da região em relação a *Hovenia dulcis* (exótica), devido à maior
473 presença de componentes alelopáticos nessa última espécie, que inibe a colonização por fungos
474 aquáticos (Biasi et al. 2020). Por outro lado, em estudo no Cerrado, a maior taxa de esporulação
475 foi registrada em folhas de *Eucalyptus camaldulensis* (exótica), que possui maior qualidade
476 nutricional em relação às espécies nativas desse bioma, que geralmente apresentam altas
477 concentrações de compostos estruturais, folhas duras e cutículas espessas, o que inibe a
478 atividade fúngica (Gomes et al. 2016), além de mecanismos de proteção contra herbivoria, seca
479 e queimadas (Silva e Batalha 2011; Moraes et al. 2016). Portanto, a taxa de esporulação deve
480 ser principalmente influenciada pelas características das folhas utilizadas em cada estudo e não
481 pela sua origem.

482 Embora possua folha mais dura que a maioria das espécies testadas, a taxa de
483 esporulação em *S. malaccense* foi mais elevada ($787,10 \pm 633,01$ conidia mg^{-1} PSLC d^{-1}) em
484 relação as demais espécies. Folhas consideradas pouco palatáveis são aquelas que apresentam
485 baixo teor nutricional, dureza elevada e são de decomposição lenta, apesar disso podem servir
486 como um bom substrato para fungos por serem um recurso mais estável temporariamente do
487 que recursos de boa qualidade que se decompõem mais rapidamente (Ligeiro et al. 2010). Nas
488 folhas com maior dureza, % carbono, fenóis totais e espessura da cutícula foi registrada uma
489 demora na colonização por hifomicetos e menores valores de esporulação (Suter et al. 2011;
490 Simões et al. 2021). Além disso, os valores registrados em *S. malaccense* foram ~12 vezes
491 maior que o registrado em três riachos da Amazônia durante 60 dias de decomposição de
492 madeira balsa (*Ochroma pyramidale*) (Feio et al. 2018), em que foram encontradas quatro
493 espécies para o bioma, dentre elas *A. longissima* e principalmente *F. curvula*, presentes em
494 nosso estudo. *F. curvula* também foi uma espécie dominante registrada tanto em folhas de
495 freixo (moles), carvalho (duras) e eucalipto (exótica), sendo apontado como um fungo
496 generalista em riachos da Espanha (Chauvet et al. 1997), no entanto em nosso estudo essa
497 espécie colonizou apenas as folhas nativas (mais moles).

498

499 Experimentos AUE e AME

500 A decomposição total e por fragmentadores em ambos os experimentos (AUE e AME) foram
501 maiores nas folhas nativas, que apresentaram menores valores de dureza. A dureza foliar está
502 ligada a quantidade de compostos estruturais como lignina e celulose e atua como barreira
503 física, que dificulta o consumo por invertebrados porque são mais difíceis de serem perfuradas
504 (Graça, 2001). Em estudo avaliando preferência por folhas de plantas presentes na vegetação
505 ripária de riachos no Sul do Brasil, *Phylloicus* sp. também preferiu folhas menos duras e
506 colonizadas por fungos, mesmo que com menor qualidade (Biasi et al. 2019). O mesmo
507 também foi observado para o gênero em experimento realizado na Colômbia, enfatizando que
508 a dureza foi o fator mais importante na seleção alimentar (Tamaris-Turizo et al. 2020). Assim,
509 a dureza foliar tem sido apontada como fator mais importante do que a concentração de
510 nutrientes do detrito para o consumo por fragmentadores (Balibrea et al. 2017). Por outro lado,
511 os fragmentadores geralmente utilizam as folhas mais duras para a construção de abrigo. Em
512 um estudo comparando o consumo por folhas de baixa (*Inga laurina*) e alta qualidade
513 (*Maprounea guianensis*), as larvas de *Phylloicus* sp. utilizaram as folhas duras e de baixa

514 qualidade para construir seus abrigos (Sena et al. 2020). Em experimento no Amazonas, discos
515 foliares de *Eperua glabriflora* disponíveis para consumo não foram ingeridos, ao invés disso
516 as larvas ingeriram o próprio abrigo mostrando que a espécie apresentava qualidade nutricional
517 muito baixa (Martins et al. 2017), isso porque *Phylloicus* sp. selecionam folhas com altas taxas
518 de lignina e polifenóis para evitar o consumo de seus abrigos por outros fragmentadores.

519 As folhas mais consumidas nos dois experimentos foram as de *M. speciosa* (nativa) e
520 *A. heterophyllus* (exótica), sendo a mais macia e a mais dura, respectivamente. É importante
521 ressaltar que a dureza em nosso estudo foi medida com folhas não condicionadas e o
522 condicionamento durante o experimento pode ter sido importante pois é um fator capaz de
523 diminuir a dureza foliar. É amplamente visto que os fungos aquáticos tornam os detritos mais
524 palatáveis aos fragmentadores, aumentando o teor nutricional durante a fase de
525 condicionamento (Graça 2001; Bärlocher e Sridhar 2014; Biasi et al. 2019). Em nossos estudos,
526 as folhas menos duras e com maior colonização foram mais consumidas pelos fragmentadores.
527 Além disso, também é plausível que os fragmentadores tenham consumido em elevada
528 quantidade como forma de compensar a baixa qualidade da espécie, já que quando foi dada a
529 oportunidade de escolha (AME), as larvas consumiram baixa quantidade. Esse tipo de
530 mecanismo compensatório no comportamento alimentar já foi observado quando o
531 fragmentador ingeriu alta quantidade de detritos de baixa qualidade e baixa quantidade de
532 detritos de alta qualidade (Flores et al. 2014), sendo esse comportamento mais evidente
533 justamente em tratamentos com uma única espécie de planta (Swan e Palmer 2006).

534 A decomposição microbiana foi maior nas folhas exóticas no experimento AUE e não
535 apresentou diferença no AME. Como a decomposição microbiana em *A. heterophyllus*
536 apresentou valor superior as demais no experimento AUE, acreditamos que isso possa ter
537 interferido nos resultados, apontando para um maior consumo de exóticas em geral, quando na
538 verdade houve um maior consumo dessa única espécie, conforme já mencionado o fato de ter
539 apresentado alta esporulação.

540

541 Sobrevivência e pupas

542 Nós registramos mortes de larvas fragmentadoras apenas nos tratamentos com folhas de
543 espécies exóticas, corroborando nossa hipótese de que sua sobrevivência seria menor nos
544 tratamentos com folhas dessas espécies. As mortes foram registradas nos tratamentos com

545 folhas de *A. heterophyllus*, *M. paradisiaca* e *S. malaccense*, sendo a primeira com alto consumo
546 e as outras duas espécies com os menores valores de consumo, chegando próximo de 0 mg d⁻¹.
547 ¹. Portanto há a possibilidade de que as larvas tenham ingerido pouca quantidade de detrito e
548 depois de oito dias de experimento passaram a morrer de inanição.

549 Nos tratamentos com folhas de *A. heterophyllus*, apesar de ter sido registrada elevada
550 taxa de decomposição por fragmentadores, foi registrada a mortalidade de 30% das larvas no
551 experimento de AUE. Em estudo realizado com folhas de exóticas de *Eucalyptus globulus* e
552 nativas da Mata Atlântica, os fragmentadores até preferiram folhas de eucalipto, mas esse
553 consumo resultou na diminuição do crescimento e sobrevivência pois a espécie pode não ter os
554 nutrientes necessários para manter o metabolismo das larvas (Kiffer et al. 2018). Já na região
555 do Cerrado, entre *Eucalyptus camaldulensis* e nativas, eucalipto também foi preferida, mas
556 embora tenha sido o detrito mais consumido não resultou em maior biomassa dos
557 fragmentadores (Moretti et al. 2020).

558

559 **Conclusão**

560

561 As taxas de decomposição total e por fragmentadores foram maiores em folhas nativas. No
562 entanto, no experimento AUE elevadas taxas de decomposição foram registradas em *A.*
563 *heterophyllus* (exótica), indicando que este processo pode ser influenciado pelas características
564 intrínsecas das espécies foliares, independentemente de sua origem. Além disso, a
565 sobrevivência das larvas de *P. elektoros* foi influenciada negativamente pela entrada de
566 espécies exóticas com folhas duras, mas quando detritos de diferentes características estavam
567 disponíveis para a larva, nenhuma morte foi registrada. Assim, os efeitos da substituição de
568 espécies nativas por exóticas em riachos irão depender das espécies a serem introduzidas no
569 ambiente e da vegetação original que será mantida na vegetação ripária.

570

571 **Agradecimentos**

572 TPM recebeu bolsa de apoio técnico - AT do Programa de Apoio à Fixação de Doutores no Amazonas -
573 FIXAM/AM (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas- FAPEAM) (022/2013). RTM recebeu
574 bolsa do Programa de Apoio à Fixação de Doutores no Amazonas – FIXAM/AM (Fundação de Amparo à Pesquisa
575 do Estado do Amazonas- FAPEAM). NH recebeu financiamento de pesquisa do CNPq (308970/2019-5) e
576 INPA/MCTI. O presente trabalho foi apoiado em parte pelo projeto INCT ADAPTA II fundado pelo CNPq

577 (465540/2014-7), FAPEAM (0621187/2017), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
578 (CAPES), e FAPEAM-Programa POSGRAD.

579

580 **Referências**

581

582 Allan J D, Castillo M M (2007) Stream ecology: structure and function of running waters.
583 Springer Science & Business Media, Heidelberg

584 Allan, J D (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems.
585 Annu Rev Ecol Evol Syst 35:257–284

586 Bärlocher F (2020) Sporulation by aquatic hyphomycetes. In: Methods to study litter
587 decomposition. Springer, Cham pp 241-245

588 Bärlocher F, Graca M A (2002) Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf
589 decomposition in Portuguese streams. Freshw Biol 47(6):1123–1135

590 Balibrea A, Ferreira V, Balibrea C, Gonçalves V, Raposeiro PM (2020) Contribution of
591 macroinvertebrate shredders and aquatic hyphomycetes to litter decomposition in remote
592 insular streams. Hydrobiologia, 1-19

593 Beschta R L (1997) Riparian shade and stream temperature: an alternative perspective.
594 Rangelands 19(2):25–28

595 Biasi C, Fontana L E, Restello R M, Hepp L U (2020) Effect of invasive *Hovenia dulcis* on
596 microbial decomposition and diversity of hyphomycetes in Atlantic forest streams. Fungal
597 Ecology, 44:1-8

598 Blanco J F, Gutiérrez-Isaza N (2014) Leaf litter mass loss rates and associated fauna of tree
599 species commonly used in neotropical riparian reforestation. Acta Biolo Colomb 19:91–100

600 Boyero L, Barmuta L A, Ratnarajah L, Schmidt K, Pearson R G (2012) Effects of exotic
601 riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical–temperate comparison. Freshw
602 Sci 31(2):296–303

603 Canhoto C, Graça M A S (1995) Food value of introduced eucalypt leaves for a Mediterranean
604 stream detritivore: *Tipula lateralis*. Freshw Biol 34(2):209–214

605 Cardoso P, Erwin T L, Borges P A, New T R (2011) The seven impediments in invertebrate
606 conservation and how to overcome them. *Biol Conserv* 144(11):2647–2655

607 Casotti C G, Kiffer Jr W P, Costa L C, Rangel J V, Casagrande L C, Moretti M S (2015)
608 Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. *Nat*
609 *Conserv* 13(2):178–182

610 Casotti C G, Kiffer Jr W P, Moretti M S (2014) Leaf traits induce the feeding preference of a
611 shredder of the genus *Triplectides* Kolenati, 1859 (Trichoptera) in an Atlantic Forest stream,
612 Brazil: a test with native and exotic leaves. *Aquat Insects* 36(1):43–52

613 Castro-Díez M P, Alonso A (2017) Effects of non-native riparian plants in riparian and fluvial
614 ecosystems: a review for the Iberian Peninsula. *Limnetica* 36(2):525–541

615 Chauvet, E, Fabre E, Elosegui A, Pozo, J (1997) The impact of eucalypt on the leaf-associated
616 aquatic hyphomycetes in Spanish streams. *Can J Bot* 75(6):880–887

617 Cleto Filho S E N, Walker I (2001) Effects of urban occupation on the aquatic
618 macroinvertebrate from a small stream of Manaus, Amazonas State, Brazil. *Acta Amaz*
619 31(1):69–89

620 Cornut J, Elger A, Lambrigot D, Marmonier P, Chauvet E (2010) Early stages of leaf
621 decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland streams.
622 *Freshw Biol* 55(12):2541–2556

623 Cornut J, Ferreira V, Gonçalves A L, Chauvet E, Canhoto C (2015) Fungal alteration of the
624 elemental composition of leaf litter affects shredder feeding activity. *Freshw Biol* 60(9):1755–
625 1771

626 Correa-Araneda F, Boyero L, Figueroa R, Sánchez C, Abdala R, Ruiz-García A, Graça M A S
627 (2015) Joint effects of climate warming and exotic litter (*Eucalyptus globulus* Labill.) on
628 stream detritivore fitness and litter breakdown. *Aquat Sci* 77(2): 197–205

629 Cummins K W, Wilzbach M A, Gates D M, Perry J B, Taliaferro W B (1989) Shredders and
630 riparian vegetation. *Bioscience* 39(1):24–30

631 Dang C K, Gessner M O, Chauvet E (2007) Influence of conidial traits and leaf structure on
632 attachment success of aquatic hyphomycetes on leaf litter. *Mycologia*, 99(1):24–32

633 Dangles O, Jonsson M, Malmqvist B (2002) The importance of detritivore species diversity for
634 maintaining stream ecosystem functioning following the invasion of a riparian plant. *Biol*
635 *Invasions* 4(4):441–446

636 Dudgeon D, Wu K K (1999) Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for
637 macroinvertebrates?. *Arch Hydrobiol* 146(1):65–82

638 Duguay S, Eigenbrod F, Fahrig L (2007) Effects of surrounding urbanization on non-native
639 flora in small forest patches. *Landsc Ecol* 22(4): 589-599

640 Feio M J, Leite G F, Rezende R S, Medeiros A O, Cruz L C, Dahora J A, Calor A, Neres-Lima
641 V, Silva-Araujo M, Callisto M, França J, Martins I, Moretti M S, Rangel J V, Petrucio M M,
642 Lemes-Silva A L, Martins R T, Dias-Silva K, Dantas G P S, Moretto Y, Gonçalves J F (2018)
643 Macro-scale (biomes) differences in neotropical stream processes and community
644 structure. *Glob Ecol Conserv*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00498>.

645 Ferreira V, Elozegi A, Gulis V, Pozo J, Graça M A (2006) *Eucalyptus* plantations affect fungal
646 communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. *Arch Hydrobiol*
647 166(4):467–490

648 Ferreira V, Encalada A C, Graça M A (2012) Effects of litter diversity on decomposition and
649 biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshw Sci*
650 31(3):945–962

651 Ferreira V, Goncalves A L, Godbold D L, Canhoto C (2010) Effect of increased atmospheric
652 CO₂ on the performance of an aquatic detritivore through changes in water temperature and
653 litter quality. *Glob Chang Biol* 16(12):3284–3296

654 Ferreira V, Koricheva J, Pozo J, Graça M A (2016) A meta-analysis on the effects of changes
655 in the composition of native forests on litter decomposition in streams. *For Ecol Manag*
656 364:27–38

657 Ferreira V, Larrañaga A, Gulis V, Basaguren A, Elozegi A, Graça M A, Pozo J (2015) The
658 effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate
659 communities in Iberian streams. *For Ecol Manag* 335:129–138

660 Firmino V C, Brasil L S, Martins R T, Ligeiro R, Tonin A, Gonçalves J F, Juen L (2021) Litter
661 decomposition of exotic and native plant species of agricultural importance in Amazonian
662 streams. *Limnology* 1–9

663 Flores L, Larrañaga A, Elozegi, A (2014) Compensatory feeding of a stream detritivore
664 alleviates the effects of poor food quality when enough food is supplied. *Freshw Sci* 33(1):134–
665 141

666 Fogelman K J, Bilger M D, Holt J R, Matlaga D P (2018) Decomposition and benthic
667 macroinvertebrate communities of exotic Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) and
668 American sycamore (*Platanus occidentalis*) detritus within the Susquehanna River. *J Freshw*
669 *Ecol* 33(1):299–310

670 Fontana L E, Restello R M, Sausen T L, Hepp L U (2020) Plant species invasion effects on
671 litter dynamics in subtropical streams. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32:1-10

672 Gessner M O (2020) Lignin and cellulose. In: *Methods to study litter decomposition*. Springer
673 Nature, Switzerland, pp 179-185

674 Gessner M O, Chauvet E, Dobson M (1999) A perspective on leaf litter breakdown in streams.
675 *Oikos* 85(2):377–384

676 Gomes P P, Medeiros A O, Júnior J F G (2016) The replacement of native plants by exotic
677 species may affect the colonization and reproduction of aquatic hyphomycetes. *Limnologica*
678 59:124–130

679 Gomi T, Moore R D, Dhakal A S (2006) Headwater stream temperature response to clear-cut
680 harvesting with different riparian treatments, coastal British Columbia, Canada. *Water Resour*
681 *Res* 42(8):1–11

682 Gonçalves J F, Couceiro S R, Rezende R S, Martins R T, Ottoni-Boldrini B M, Campos C M,
683 Silva J O, Hamada N (2016) Factors controlling leaf litter breakdown in Amazonian streams.
684 *Hydrobiologia* 792(1):195–207

685 Gonçalves J F, Rezende R S, França J, Callisto M (2012) Invertebrate colonisation during leaf
686 processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Mar Freshw Res*
687 63(5):428–439

688 Gonçalves Jr J F, Callisto M (2013) Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical
689 headwater stream in Southern Brasil. *Aquat Bot* 109:8–13

690 González J M, Graça M A S (2003) Conversion of leaf litter to secondary production by a
691 shredding caddis-fly. *Freshw Biol* 48(9):1578–1592

692 Graça M A (2001) The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review.
693 *Internat Rev Hydrobiol* 86(4-5):383–393

694 Graça M A S, Cressa C, Gessner M O, Feio M J, Callies K A, Barrios C (2001) Food quality,
695 feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams.
696 *Freshw Biol* 46:947–957

697 Graça M A, Bärlocher F, Gessner M O (Eds) (2005) *Methods to study litter decomposition: a*
698 *practical guide*. Springer Science & Business Media, Heidelberg

699 Graça M A, Zimmer M (2020) Physical litter properties: Leaf toughness and tensile strength.
700 In: *Methods to study litter decomposition*. Springer, Cham pp. 187-193

701 Hepp L U, Biasi C, Milesi S V, Veiga F O, Restello R M (2008) Chironomidae (Diptera) larvae
702 associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a subtropical stream (Rio
703 Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnol Bras* 20(4):345–350

704 Hortal J, Bello F, Diniz-Filho J A F, Lewinsohn T M, Lobo J M, Ladle R J (2015) Seven
705 shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 46:523–
706 549

707 Iversen T M (1974) Ingestion and growth in *Sericostoma personatum* (Trichoptera) in relation
708 to the nitrogen content of ingested leaves. *Oikos* 25(3):278–282

709 Kearns S G, Bärlocher F (2008) Leaf surface roughness influences colonization success of
710 aquatic hyphomycete conidia. *Fungal Ecol* 1(1):13–18

711 Kennedy K T, El-Sabaawi R W (2017) A global meta-analysis of exotic versus native leaf
712 decay in stream ecosystems. *Freshw Biol* 62(6):977–989

713 Kiffer Jr W P, Mendes F, Casotti C G, Costa L C, Moretti M S (2018) Exotic *Eucalyptus* leaves
714 are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an
715 Atlantic Forest stream (Brazil). *Plos One* 13(1):e0190743

716 Kominoski J S, Shah J J F, Canhoto C, Fischer D G, Giling D P, González E, Griffiths N A,
717 Larrañaga A, LeRoy C J, Mineau M M, McElarney Y R, Shirley S M, Swan C M, Tieggs S D
718 (2013) Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities.
719 *Front Ecol Environ* 11(8):423–432

720 Kuglerová L, García L, Pardo I, Mottiar Y, Richardson J S (2017) Does leaf litter from invasive
721 plants contribute the same support of a stream ecosystem function as native vegetation?.
722 *Ecosphere* 8(4):e01779

723 Lancaster J, Hildrew A G (1993) Flow refugia and the microdistribution of lotic
724 macroinvertebrates. *J N Am Benthol Soc* 12(4):385–393

725 Landeiro V L, Hamada N, Godoy B S, Melo A S (2010) Effects of litter patch area on
726 macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams.
727 *Hydrobiologia* 649(1):355–363

728 Landeiro V L, Hamada N, Melo A S (2008) Responses of aquatic invertebrate assemblages
729 and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian. *Fund Appl Limnol/Arch*
730 *Hydrobiol* 172(1):49–58

731 Leite-Rossi L A, Rodrigues G N, Trivinho-Strixino S (2015) Aquatic macroinvertebrate
732 colonization of artificial substrates in low-order streams. *Biotemas* 28(3):69–77

733 Martins R T, Melo A S, Gonçalves J F, Campos C M, Hamada N (2017) Effects of climate
734 change on leaf breakdown by microorganisms and the shredder *Phylloicus elektoros*
735 (Trichoptera: Calamoceratidae). *Hydrobiologia* 789(1):31–44

736 Martins R T, Gonçalves J F, Campos C M, Lopes A, Piedade M T F, Hamada N (2020) Leaf
737 consumption by invertebrate aquatic shredders in the Amazon: effects of climate change and
738 microbial conditioning. *Limnology* 21(2):257–266

739 Medina Villar S, Alonso Á, Vazquez de Aldana B R, Pérez Corona M E, Castro-Díez P (2015)
740 Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a Central Spain
741 stream. *Limnetica* 34(2):293–310

742 Moraes M G, Carvalho M A M, Franco A C, Pollock C J, Figueiredo-Ribeiro R D C L (2016).
743 Fire and drought: soluble carbohydrate storage and survival mechanisms in herbaceous plants
744 from the Cerrado. *BioScience*, 66(2):107–117

745 Moretti M S, Becker B, Kiffer Jr W P, Penha L O, Callisto M (2020) Eucalyptus leaves are
746 preferred to Cerrado native species but do not constitute a better food resource to stream
747 shredders. *Journal of Arid Environments* 181: 1-7

748 Moretti M S, Loyola R D, Becker B, Callisto M (2009) Leaf abundance and phenolic
749 concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp.
750 (Trichoptera, Calamoceratidae). *Hydrobiologia* 630(1):199–206

751 Navarro F K, Gonçalves Júnior J F (2017) Effect of leaf decomposition stage and water
752 temperature on fragmentation activity of a shredder invertebrate species in lotic ecosystems.
753 *Iheringia Ser Zool* 107:1–6

754 Omernik J, Abernathy A R, Male L M (1981) Stream nutrient levels and proximity of
755 agricultural and forest land to streams: some relationships. *J Soil Water Conserv* 36(4):227–
756 231

757 Pereira A, Ferreira V (2020) Invasion of native riparian forests by acacia species affects in-
758 stream litter decomposition and associated microbial decomposers. *Microb Ecol* 1-12.

759 Prather A L (2003) Revision of the neotropical caddisfly genus *Phylloicus* (Trichoptera:
760 Calamoceratidae). Magnolia Press, Auckland

761 Reis D F, Machado M M D, Coutinho N P, Rangel J V, Moretti M S, Morais P B (2019)
762 Feeding preference of the shredder *Phylloicus* sp. for plant leaves of *Chrysophyllum oliviforme*
763 or *Miconia chartacea* after conditioning in streams from different biomes. *Braz J Biol*
764 79(1):22–28

765 Rezende R S, Gonçalves Jr J F, Petrucio M M (2010) Leaf breakdown and invertebrate
766 colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae)
767 in two Neotropical lakes. *Acta Limnol Bras* 22(1):23–34

768 Rincón J, Martínez I (2006) Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp.
769 (Trichoptera: Calamoceratidae). *J N Am Benthol Soc* 25(1):209–215

770 Roberts M, Strauch A M, Wiegner T, Mackenzie R A (2016) Leaf litter breakdown of native
771 and exotic tree species in two hawaiian streams that differ in flow. *Pac Sci* 70(2):209–222

772 Rong Q, Sridhar K R, Bärlocher F (1995) Food selection in three leaf shredding stream
773 invertebrates. *Hydrobiologia* 316:173–181

774 Sampaio A, Cortes R, Leão C (2001) Invertebrate and microbial colonisation in native and
775 exotic leaf litter species in a mountain stream. *Internat Rev Hydrobiol* 86(4-5):527–540

776 Santos O A, Couceiro S R M, Rezende A C C, de Sousa Silva M D (2016) Composition and
777 richness of woody species in riparian forests in urban areas of Manaus, Amazonas, Brazil.
778 *Landsc Urban Plan* 150:70–78

779 Seena S, Carvalho F, Cássio F, Pascoal C (2017) Does the developmental stage and
780 composition of riparian forest stand affect ecosystem functioning in streams?. *Sci Total*
781 *Environ*, 609:1500-1511

782 Serra S R Q (2017) From taxonomy to multiple-trait bioassessment: the role of Chironomidae
783 in separating naturally poor from disturbed communities (Tese de doutorado, Universidade de
784 Coimbra)

785 Silva D M, Batalha M A (2011) Defense syndromes against herbivory in a cerrado plant
786 community. *Plant Ecology* 212(2):181–193

787 Simões S, Gonçalves A L, Canhoto J M, Gonçalves G, Canhoto C (2021) *Eucalyptus* spp. leaf
788 traits determine litter processing by fungi and invertebrates. *Freshwater Biology*,
789 <https://doi.org/10.1111/fwb.13690>.

790 Skorupa A L A, Barros N F D, Neves J C L (2015) Forest litter decomposition as affected by
791 *Eucalyptus* stand age and topography in south-eastern Brazil. *Revista Árvore*, 39(6): 1055–
792 1064

793 Suter S G, Rees G N, Watson G O, Suter P J, Silvester E (2011) Decomposition of native leaf
794 litter by aquatic hyphomycetes in an alpine stream. *Mar Freshwater Res* 62(7):841–849.

795 Swan C M, Palmer, M A 2006. Composition of speciose leaf litter alters stream detritivore
796 growth, feeding activity and leaf breakdown. *Oecologia* 147(3):469–478

797 Tonin A M, Gonçalves J F, Bambi P, Couceiro S R, Feitoza L A, Fontana L E, Hamada N,
798 Hepp L U, Lezan-Kowalczyk V G, Leite G F M, Lemes-Silva A L, Lisboa L K, Loureiro R C,
799 Martins R T, Medeiros A O, Morais P B, Moretto Y, Oliveria P C A, Pereira E B, Ferreira L
800 P, Pérez J, Petrucio M M, Reis D F, Rezende R S, Roque N, Santos L E P, Siegloch A E,
801 Tonello G, Boyero L (2017) Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation
802 is a major control across tropical biomes. *Sci Rep* 7(1):1–14

- 803 Vannote R L, Minshall G W, Cummins K W, Sedell J R, Cushing C E (1980) The river
804 continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 37(1):130-137
- 805 Waldbauer G P (1968) The consumption and utilization of food by insects. In: *Advances in*
806 *insect physiology*. Academic Press, Cambridge, pp 229–288 (vol 5)
- 807 Wantzen K M, Wagner R (2006) Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical–
808 temperate comparison. *J N Am Benthol Soc* 25(1):216–232
- 809 Webster J R, Benfield E F (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annu*
810 *Rev Ecol Evol Syst* 17(1):567–594
- 811 Zar J H (2010) *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New York

Material Suplementar

Tabela S1 – Espécies de hifomicetos encontradas nos discos de folhas nativas e exóticas utilizadas nos experimentos.

Leaf species	<i>Anguillospora crasa</i>	<i>Anguillospora filiformis</i>	<i>Anguillospora furtiva</i>	<i>Anguillospora longissima</i>	<i>Beltrania rhombica</i>	<i>Camposporium pellucidum</i>	<i>Flagelospora curvula</i>	<i>Heliscus lungdunensis</i>	<i>Lunulospora curvula</i>	<i>Mycocentrospora acerina</i>	<i>Triscelophorus monosporus</i>	<i>Sp. 1</i>
<i>Mangifera indica</i>	-	-	-	8,33 ± 14,4	-	-	-	56,9 ± 37,4	4,2 ± 7,2	-	8,3 ± 14,4	22,2 ± 38,5
<i>Musa paradisiaca</i>	-	62,5 ± 53,0	12,5 ± 17,7	-	-	-	25,0 ± 35,4	-	-	-	-	-
<i>Syzygium malaccense</i>	-	-	-	-	67,6 ± 22,0	2,6 ± 4,4	8,8 ± 12,5	12,9 ± 12,0	7,0 ± 7,8	1,1 ± 1,9	-	-
<i>Carica papaya</i>	-	-	4,2 ± 7,2	16,7 ± 19,1	-	-	-	8,3 ± 14,4	70,8 ± 40,2	-	-	-
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	5,6 ± 9,6	5,6 ± 9,6	-	32,5 ± 16,7	-	-	11,1 ± 19,3	-	45,3 ± 26,6	-	-	-
<i>Mabea speciosa</i>	-	1,4 ± 2,4	-	3,7 ± 6,4	-	-	79,6 ± 22,5	-	15,3 ± 16,8	-	-	-
<i>Goupia glabra</i>	-	-	-	-	-	-	78,6 ± 50,2	7,1 ± 8,3	-	-	-	14,3 ± 16,5
<i>Protium spruceanum</i>	-	11,1 ± 19,3	-	-	-	-	66,7 ± 33,3	-	11,1 ± 19,3	-	-	11,1 ± 19,3
Exotic	1,2 ± 4,5	10,1 ± 27,0	2,7 ± 7,2	12,3 ± 17,1	14,5 ± 30,1	0,6 ± 2,1	7,8 ± 15,9	16,8 ± 27,7	27,3 ± 34,9	0,2 ± 0,9	1,8 ± 6,7	4,8 ± 17,0
Native	-	4,7 ± 11,7	-	1,4 ± 3,9	-	-	74,5 ± 25,2	1,8 ± 5,1	9,9 ± 15,1	-	-	7,7 ± 14,4

Este capítulo está formatado nas normas da revista Journal of Natural History, disponível em:
<https://www.tandfonline.com/action/authorSubmission?show=instructions&journalCode=tnah20>

Artigo 3

LISTA ATUALIZADA DE ESPÉCIES E NOVOS REGISTROS DE DISTRIBUIÇÃO DE TRICHOPTERA (INSECTA) DO ESTADO DO PARÁ, NORTE DO BRASIL

1 **Lista atualizada de espécies e novos registros de distribuição dos**

2 **Trichoptera (Insecta) do estado do Pará, Norte do Brasil**

3
4 Talissa Pio de Matos^{a*}, Gleison Robson Desiderio^{b*}, Lucas A. S. Morenob, Erica S. Pereira^b, Renato
5 Tavares Martins^c, Karina Dias-Silva^a

6
7 ^aPrograma de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Pará,
8 Altamira, Pará, Brazil; ^bInstituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Coordenação de Pós-
9 Graduação (COPOG), Divisão do Curso em Entomologia (DiEnt), Laboratório de Citotaxonomia e
10 Insetos Aquáticos (LACIA), Manaus, Amazonas, Brazil; ^cCoordenação de Biodiversidade, Curso de
11 pós-graduação em Entomologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus,
12 Amazonas, Brazil

13
14 *Autor correspondente: Talissa Pio de Matos, e-mail: talissa.matos.13@gmail.com

15
16
17
18 RESUMO: O estado do Pará está localizado na Amazônia oriental, região que sofre os efeitos do arco
19 do desmatamento, causado pela abertura de estradas devido a exploração madeireira, o que leva a
20 perda de biodiversidade até mesmo em ecossistemas aquáticos devido a retirada de vegetação ripária
21 e modificações do canal. A fauna de Trichoptera (Insecta) na região é pouco explorada e atualmente
22 86 espécies são registradas para o estado. O objetivo desse estudo foi apresentar uma *checklist* de
23 espécies de Trichoptera do estado do Pará, bem como destacar novas ocorrências e identificar
24 possíveis novas espécies. Foram realizadas buscas e a compilação das ocorrências em artigos e foram
25 realizadas coletas de adultos de Trichoptera nos municípios de Altamira, Brasil Novo e Vitória do Xingu.
26 Com coletas em 10 riachos, foram adicionadas 12 espécies para o estado, sendo dois novos registros
27 e a descoberta de 10 espécies novas que serão descritas futuramente. Dentre as espécies novas foi
28 descoberta *Xiphocentron* (*Antillotrichia*) sp., sendo o primeiro registro de Xiphocentronidae no estado.
29 Dessa forma, esse estudo amplia o conhecimento de Trichoptera para 28 gêneros, 11 famílias e 98
30 espécies no estado do Pará.

31 PALAVRAS-CHAVE: insetos aquáticos, Amazônia, Bacia do Rio Xingu, Xiphocentronidae

32
33
34 ABSTRACT: The Pará state is located in the eastern Amazon, a region that suffers the effects of the
35 arc of deforestation, caused by the opening of roads due to logging, which leads to the loss of
36 biodiversity even in aquatic ecosystems due to the removal of riparian vegetation and changes of the
37 channel. The fauna of Trichoptera (Insecta) in the region is little explored and currently 86 species are
38 registered for the state. The objective of this study was to present a checklist of species of Trichoptera
39 from the state of Pará, as well as to highlight new occurrences and to identify possible new species.

40 Searches and the compilation of occurrences were carried out in articles and collections of adults from
41 Trichoptera were carried out in the municipalities of Altamira, Brasil Novo and Vitória do Xingu. We
42 collected in 10 streams, thus 12 species were added for the state, two of which are new records and
43 the discovery of 10 new species that will be described in the future. Among the new species,
44 *Xiphocentron* (Antillotrichia) sp. Was discovered, being the first record of Xiphocentronidae in the state.
45 Thus, this study expands the knowledge of Trichoptera to 28 genera, 11 families and 98 species in the
46 state of Pará.

47 KEYWORDS: aquatic insects, Amazon, Xingu River Basin, Xiphocentronidae

48

49 **Introdução**

50

51 Trichoptera é a maior ordem de insetos exclusivamente aquáticos (Neiboss 1991), com
52 aproximadamente 16.000 espécies descritas, sendo mais de 3.000 registradas na região neotropical
53 (Holzenthal e Calor 2017; Morse 2021). No Brasil, são conhecidas 843 espécies válidas, divididas entre
54 70 gêneros, com as regiões Sudeste (396) e Norte (268) apresentando o maior número (Santos e
55 Dumas 2021) e ocorrência de 16 famílias (Anomalopsychidae, Atriplectididae, Calamoceratidae,
56 Ecnomidae, Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae,
57 Leptoceridae, Limnephilidae, Odontoceridae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Sericostomatidae e
58 Xiphocentronidae; Santos e Dumas 2021). A divisão entre as subordens ainda é controversa, sendo
59 Annulipalpia e Integripalpia bem aceitas, enquanto Spicipalpia não apresenta monofilia, geralmente
60 incluindo as famílias Glossosomatidae, Hydrobiosidae, Hydroptilidae e Rhyacophilidae (Kjer et al.
61 2001).

62 Os Trichoptera são insetos holometábolos (metamorfose completa) com fase imatura aquática,
63 onde habitam tanto ambientes lóticos, como rios, riachos e nascentes, quanto ambientes lênticos,
64 como poças temporárias, lagos e pântanos (Mackay e Wiggins 1979; Buffagni 2020). Depositam seus
65 ovos em conjunto envoltos por uma matriz gelatinosa (espumalina), geralmente encontrados em
66 raízes, folhas e pedras submersas (Calor et al. 2007; Pes et al. 2014). As larvas possuem glândulas
67 que produzem seda, utilizada para construção de abrigos fixos ou móveis feitos de grãos de areia,
68 raízes, folhas, galhos e espículas de esponja (Pes et al. 2014). Os adultos são terrestres, pequenos,
69 geralmente com cores monótonas, com antenas longas e filiformes e possuem ambas as asas cobertas
70 com cerdas (Holzenthal e Calor 2017). Se assemelham à ordem Lepidoptera, possuindo ancestral em
71 comum, formando o clado Amphiesmenoptera (Trichoptera + Lepidoptera) com mais de 20
72 sinapomorfias (Morse 1997).

73 Durante a fase larval, os Trichoptera apresentam diversas estratégias em relação ao grupo
74 funcional alimentar (Murray-Stocker 2020). Os coletores-apanhadores apanham pequenos pedaços de
75 matéria orgânica (MO) do substrato, coletores-filtradores usam rede de seda ou as próprias pernas
76 cerdas para capturar pedaços de MO da água, raspadores raspam algas, fungos e MO associados
77 a perífiton, predadores perseguem presas ou esperam que passem por perto e fragmentadores-
78 herbívoros cortam pedaços de folhas vivas (Morse 2009). Fragmentadores-detritívoros, se alimentam
79 através de fragmentação de grandes partículas de matéria orgânica e transformam matéria orgânica

80 particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF) e através disso
81 disponibilizam alimento para outros grupos de invertebrados (e.g., coletores) (Graça 2001). Assim,
82 possuem um importante papel em ambientes de água doce, atuando na decomposição de matéria
83 orgânica, participando dos processos de transferência de energia e da ciclagem de nutrientes (Wiggins
84 1996). Os Trichoptera adultos de vida longa consomem água ou néctar, mas a maioria dos nutrientes
85 são adquiridos por larvas (Morse 2009).

86 A fauna de Trichoptera na região Neotropical é diversa em número de espécies, perdendo
87 apenas para a fauna oriental que possui aproximadamente 6.000 (Morse et al. 2019). Apesar da
88 diversidade, ainda é pouco conhecida, onde alguns trabalhos mostram o estado do conhecimento
89 taxonômico e distribuição das regiões e listam toda literatura até o final da década de 1970 e início da
90 década de 1980 (Holzenthal e Calor 2017) (e.g., Flint 1977, Bueno-Soria e Santiago-Fragoso 1982).
91 No Brasil, a partir da década de 1990 alguns trabalhos regionais foram realizados (Holzenthal e Calor
92 2017), mas a maioria teve foco na região sudeste do país (e.g., Calor 2011, Dumas e Nessimian 2012,
93 Moretto e Bispo 2015) e poucos exploraram as demais regiões (e.g., Nogueira e Cabbete 2011; Souza
94 et al. 2013). O estado do Pará é o segundo maior da região Norte em relação a extensão territorial,
95 possui atualmente 86 espécies válidas (Santos e Dumas 2021, Desiderio et al 2017) e existem poucos
96 trabalhos que descrevem a fauna de Trichoptera, datados do século passado (Flint 1978; Kelley 1983),
97 ou baseados em coletas esporádicas (Pes 2001). Alguns trabalhos mais recentes registraram novas
98 espécies e distribuições (Dumas et al. 2010; Liege et al. 2019; Neto et al. 2019), mas sem apresentar
99 uma lista de espécies para o estado.

100 O Pará se localiza em uma região que está sob efeitos de atividades antrópicas, como
101 queimadas, desmatamento até a mais recente construção da usina hidrelétrica de Belo Monte no rio
102 Xingu (Fearnside 2005; Fearnside 2006; Fearnside et al. 1999), inaugurada em 2016. As regiões do
103 nordeste e leste do estado, arredores da rodovia Transamazônica (BR-230) e áreas próximas de
104 Santarém são as que apresentam maiores custos para conservação, definidas como áreas críticas
105 (Albernaz e Ávila-Pires 2009). Dentre os 10 municípios que fazem parte da região Transamazônica e
106 Xingu (Altamira, Vitória do Xingu, Senador José Porfírio, Pacajá, Anapu, Porto de Moz, Brasil Novo,
107 Medicilândia, Uruará e Placas), nove estão relacionados com o município de Altamira, sendo esse o
108 município mais importante, pois se tornou sede de decisões e discussões sobre o futuro da população
109 que reside na região (Alves e Gomes 2017). O uso da terra em Altamira acompanhou as etapas que a
110 Transamazônica passou, desde a década de 1970 com a culturas anuais de milho, arroz, feijão e
111 mandioca até culturas perenes como o cacau, mas devido ao declínio dessas atividades ultimamente
112 há o desenvolvimento da pecuária (Silva et al. 2017).

113 Essas modificações na paisagem, sobretudo em florestas tropicais, levam a perda de habitats
114 e de biodiversidade (Barlow et al. 2016), incluindo insetos aquáticos, que devido a alterações na
115 vegetação ripária e modificação das variáveis limnológicas têm a diversidade afetada negativamente
116 e até mesmo serem extintas (Calvão et al. 2018, Yoshimura 2012). Assim, são necessárias pesquisas
117 que aumentem o conhecimento sobre as espécies de Trichoptera, antes que sejam extintas, a fim de
118 servirem como base para a conservação (Greene 1994). Diante disso, o estudo tem o objetivo de
119 descrever a composição taxonômica de Trichoptera do estado do Pará, baseando-se em referências

120 da literatura e somando-se aos dados deste estudo, de coletas da região da rodovia Transamazônica,
121 tendo como objetivo específico a elaboração de uma *checklist*.
122

123 **Material e Métodos**

124

125 Foram coletados adultos de Trichoptera na mata ripária de 10 riachos em áreas de referência, ou seja,
126 com pouca ou nenhuma alteração ambiental, dos municípios de Altamira, Brasil Novo e Vitória do
127 Xingu, Pará, Brasil. Esses riachos foram de primeira à quarta ordem de acordo com a classificação
128 hierárquica fluvial de Strahler (1957) e fazem parte da bacia hidrográfica do rio Xingu (Amazônia
129 oriental) (Figura 1). Esse rio apresenta regime de cheia nos meses de março a maio e de vazante nos
130 meses de agosto a outubro (Franco et al. 2015).

131 Essa área é classificada como floresta ombrófila densa (IBGE 2004). Apresenta terraços em
132 matas ciliares e florestas secundárias, além dos meios de cultivo de cana-de-açúcar, cacau e
133 subsistência (Hoffman et al. 2018). O clima da região de acordo com a classificação climática de
134 Köppen (1900) é do tipo “Am”, ou seja, tropical sem estação fria e com um período chuvoso (dezembro
135 a maio) e uma estação de seca (junho a novembro) (Moraes 2005). A média mensal de temperatura
136 do ar é de 27.5 ± 1.0 e a de precipitação é de 188 ± 145 mm (Araújo, 2019).

137



138

139 **Figura 1.** Visão geral de alguns riachos onde foram realizadas as coletas de adultos de Trichoptera: (a)
140 riacho Queda d'água (Altamira); (b) riacho Cardoso (Altamira); (c) riacho da Cachoeira (Vitória do
141 Xingu) (d) riacho Ambé (Vitória do Xingu).

142

143 As expedições para coleta foram realizadas nos meses de setembro a outubro de 2020, que
144 compreendem meses de seca e permitem o acesso mais fácil aos pontos de coleta. Para a captura
145 dos exemplares adultos foram utilizadas armadilhas de interceptação de voo do tipo Malaise e
146 luminosas do tipo Pennsylvania com lâmpadas ultravioletas (UV) brancas de *light-emitting diode* (LED),
147 onde foram fixados em álcool 80%. A maior parte dos espécimes foram identificados a partir da
148 genitália masculina, passando pelo processo de diafanização com hidróxido de potássio (KOH) 10% a
149 125°C por cerca de 30 a 40 minutos em banho-maria. Posteriormente, a genitália é transferida
150 respectivamente para água destilada e lâmina escavada com uma solução de glicerina + álcool em gel
151 70% (Oliveira e Pes, 2019). Os espécimes das espécies já conhecidas serão depositados na Coleção
152 de Invertebrados do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus (INPA) e na Coleção
153 Zoológica do Museu Paraense Emílio Goeldi. Os holótipos das novas espécies serão depositados no
154 INPA e os parátipos no Museu Goeldi.

155 A lista foi elaborada com base no site do Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil (CTFB;
156 Santos et al. 2021) que tem atualizações frequentes e também nos *checklist* para o Brasil (Paprocki et
157 al. 2004, Paprocki e França 2014). As famílias e gêneros foram identificados com bases na chave de
158 identificação taxonômica proposta por Pes et al. (2014). Já as espécies foram identificadas a partir de
159 estudos contendo descrições originais, redescrições e chaves de identificação (Flint 1971, 1978, 1998,
160 Prather 2003, Blahnik 1997, Desiderio et al. 2020a, 2020b).

161

162 **Resultados**

163

164 O número total de espécies de Trichoptera registradas no estado do Pará foi 98 (Tabela 1). O
165 número de gêneros é de 28, divididos entre 11 famílias. Hydropsychidae é a família com maior número
166 de registros, com oito gêneros e 38 espécies, seguido por Polycentropodidae com três gêneros e 12
167 espécies. Hydroptilidae com seis gêneros e 12 espécies, Philopotamidae com um gênero e 11
168 espécies, e Leptoceridae com quatro gêneros e oito espécies. As outras famílias registradas foram:
169 Calamoceratidae (um gênero, quatro espécies), Glossosomatidae (um gênero, quatro espécies),
170 Helicopsychidae (um gênero, quatro espécies), Ecnomidae (um gênero, duas espécies),
171 Odontoceridae (um gênero, duas espécies) e Xiphocentronidae (um gênero, uma espécie).

172 Até o momento, foram detectadas 10 espécies novas: Xiphocentron (*Antillotrichia*) sp. 1
173 (Xiphocentronidae), Smicridea (*Rhyacophylax*) sp. 1 (Hydropsychidae), Chimarra (*Chimarrita*) sp. 1
174 (Philopotamidae), Oecetis sp. 1 (Leptoceridae), Neotrichia sp.1, N. sp. 2, N. sp. 3, N. sp. 4, N. sp. 5
175 (Hydroptilidae) e Cernotina sp. 1 (Polycentropodidae). Além das novas espécies, também foram
176 adicionados para o estado dois novos registros de espécies: *Macronema fragile* e *Chimarra*
177 (*Chimarrita*) *akantha*.

178

179

180

181

182 Tabela 1. Espécies registradas para o estado do Pará, Brasil. Espécies marcadas com um asterisco
 183 (*) são novos registros para o estado do Pará.

Táxon	Referências
Família Calamoceratidae	
<i>Phylloicus amazonas</i> Prather, 2003	Souza-Holanda et al. 2020
<i>Phylloicus brevior</i> Banks, 1915	Pather 2003
<i>Phylloicus dumasi</i> Santos & Nessimian, 2010	Souza-Holanda et al. 2020
<i>Phylloicus elektoros</i> Prather, 2003	Souza-Holanda et al. 2020
Família Ecnomidae	
<i>Austrotinodes ariasi</i> Flint & Denning, 1989	Dumas et al. 2010
<i>Austrotinodes paraguayensis</i> Flint, 1983	Dumas et al. 2017
Família Glossosomatidae	
<i>Protophila distischa</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Protophila longispinata</i> Santos & Nessimian, 2009	Santos e Nessimian 2009
<i>Protophila macilenta</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Protophila simplex</i> Flint, 1971	Flint 1971
Família Helicopsychidae	
<i>Helicopsyche (Cochliopsyche) amica</i> Johanson, 2003	Johanson 2003
<i>Helicopsyche (Cochliopsyche) xinguensis</i> Johanson, 2003	Johanson, 2003
<i>Helicopsyche (Feropsyche) carajas</i> Gama-Neto, Ribeiro & Passos, 2019	Gama-Neto et al. 2019
<i>Helicopsyche (Feropsyche) inflata</i> Gama-Neto, Ribeiro & Passos, 2019	Gama-Neto et al. 2019
Família Hydropsychidae	
<i>Blepharopus diaphanus</i> Kolenati, 1859	Flint 1978
<i>Leptonema aspersum</i> (Ulmer, 1907)	Flint 1978
<i>Leptonema aterrimum</i> Mosely, 1933	Mosely 1933
<i>Leptonema columbianum</i> Ulmer, 1905	Ulmer 1905
<i>Leptonema maculatum</i> Mosely, 1933	Mosely 1933
<i>Leptonema rostratum</i> Flint, McAlpine & Ross, 1987	Flint et al. 1987
<i>Leptonema sparsum</i> (Ulmer, 1905)	Flint et al. 1987
<i>Leptonema spinulum</i> Flint, McAlpine & Ross, 1987	Dumas et al. 2010
<i>Leptonema viridianum</i> Navás, 1916	Dumas et al. 2010
<i>Macronema argentilineatum</i> Ulmer, 1905	Ulmer 1905
<i>Macronema fragile</i> Ulmer, 1905*	Este estudo
<i>Macronema hageni</i> Banks, 1924	Banks 1924
<i>Macronema percitans</i> Walker, 1860	Walker 1860
<i>Macronema pertyi</i> Banks, 1924	Banks 1924
<i>Macrostemum arcuatum</i> (Erichson, 1848)	Erichson 1848
<i>Macrostemum erichsoni</i> (Banks, 1920)	França et al. 2013
<i>Macrostemum hyalinum</i> (Pictet, 1843)	Flint 1978
<i>Macrostemum negrense</i> (Flint, 1978)	Flint 1978
<i>Macrostemum santaeritae</i> (Ulmer, 1905)	Ulmer 1905
<i>Macrostemum ulmeri</i> (Banks, 1913)	Banks 1913
<i>Plectromacronema comptum</i> Ulmer, 1906	Ulmer 1906
<i>Pseudomacronema vittatum</i> Ulmer, 1905	Ulmer 1905
<i>Synoestropsis furcata</i> Flint, 1974	Flint 1974
<i>Synoestropsis grisoli</i> Navás, 1924	Navás 1924
<i>Synoestropsis punctipennis</i> Ulmer, 1905	Flint 1978
<i>Smicridea (Rhyacophylax) ephippifer</i> Flint, 1978	Flint 1978

<i>Smicridea (Rhyacophylax) gladiator</i> Flint, 1978	Desiderio et al. 2017
<i>Smicridea (Rhyacophylax) marlieri</i> Flint, 1978	Flint 1978
<i>Smicridea (Rhyacophylax) pseudolobata</i> Flint, 1978	Dumas et al. 2010
<i>Smicridea (Rhyacophylax) scutellaris</i> Flint, 1974	Flint 1974
<i>Smicridea (Rhyacophylax) vermiculata</i> Flint, 1978	Flint 1978
<i>Smicridea (Rhyacophylax) vilela</i> Flint, 1978	Flint 1978
<i>Smicridea (Rhyacophylax) voluta</i> Flint, 1978	Flint 1978
<i>Smicridea (Rhyacophylax) sp. 1</i>	Este estudo
<i>Smicridea (Smicridea) aequalis</i> Banks, 1920	Flint 1978
<i>Smicridea (Smicridea) bivittata</i> (Hagen, 1861)	Hagen 1861
<i>Smicridea (Smicridea) reinerti</i> Flint, 1978	Flint 1978
<i>Smicridea (Smicridea) truncata</i> Flint, 1974	Flint 1974
Família Hydroptilidae	
<i>Acostatrichia ketvilla</i> Oláh & Flint, 2012	Santos 2020
<i>Betrichia bispinosa</i> Flint, 1974	Souza et al. 2016
<i>Betrichia uruguayensis</i> Angrisano, 1995	Oláh e Flint 2012
<i>Costatrichia nelsonferreirai</i> Santos & Nessimian, 2010	Santos e Nessimian 2010
<i>Flintiella carajas</i> Santos, Jardim & Nessimian, 2011	Santos et al. 2011
<i>Neotrichia sp. 1</i>	Este estudo
<i>Neotrichia sp. 2</i>	Este estudo
<i>Neotrichia sp. 3</i>	Este estudo
<i>Neotrichia sp. 4</i>	Este estudo
<i>Neotrichia sp. 5</i>	Este estudo
<i>Oxyethira brasiliensis</i> Kelley, 1983	Kelley 1983
<i>Oxyethira (Dampftrichia) spissa</i> Kelley, 1983	Kelley 1983
Família Leptoceridae	
<i>Achoropsyche duodecimpunctata</i> (Navás, 1916)	Navás 1916
<i>Nectopsyche diminuta</i> (Banks, 1920)	Banks 1920
<i>Nectopsyche ortizi</i> Holzenthal, 1995	Holzenthal 1995
<i>Nectopsyche punctata</i> (Ulmer, 1905)	Ulmer 1905
<i>Oecetis connata</i> Flint, 1974	Dumas et al. 2010
<i>Oecetis excisa</i> Ulmer, 1907	Henriques-Oliveira et al. (2014)
<i>Oecetis sp. 1</i>	Este estudo
<i>Triplectides eglerti</i> Sattler, 1963	Sattler 1963
Família Odontoceridae	
<i>Marília cabocla</i> Camargos, Pes & Hamada, 2020	Camargos et al. 2020
<i>Marília siolii</i> Marlier, 1964	Camargos et al. 2020
Família Philopotamidae	
<i>Chimarra (Chimarra) adamsae</i> Blahnik, 1998	Blahnik 1998
<i>Chimarra (Chimarra) uara</i> Flint, 1971	Dumas et al. 2010
<i>Chimarra (Chimarrita) akantha</i> Blahnik, 1997*	Este estudo
<i>Chimarra (Chimarrita) xingu</i> Blahnik, 1997	Blahnik 1997
<i>Chimarra (Chimarrita) sp. 1</i>	Este estudo
<i>Chimarra (Curgia) cultellata</i> Flint, 1983	Dumas et al. 2010
<i>Chimarra (Curgia) donamariae</i> Denning & Sykora, 1968	Denning e Sykora 1968
<i>Chimarra (Curgia) hyoeides</i> Flint, 1983	Flint 1998
<i>Chimarra (Curgia) jugescens</i> Flint, 1998	Flint 1998
<i>Chimarra (Curgia) scopuloides</i> Flint, 1974	Flint 1998
<i>Chimarra usitatissima</i> Flint, 1971	Flint 1974

Família Polycentropodidae

<i>Cernotina abbreviata</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Cernotina declinata</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Cernotina perpendicularis</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Cernotina spinigera</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Cernotina unguiculata</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Cernotina</i> sp. 1	Este estudo
<i>Cyrnellus arotron</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Cyrnellus fraternus</i> (Banks, 1915)	Flint 1971
<i>Cyrnellus mammillatus</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Cyrnellus risi</i> (Ulmer, 1907)	Ulmer 1907
<i>Cyrnellus ulmeri</i> Flint, 1971	Flint 1971
<i>Nyctiophylax neotropicalis</i> Flint, 1971	Dumas et al. 2010
Família Xiphocentronidae	
<i>Xiphocentron</i> (Antillotrichia) sp. 1	Este estudo

184

185 **Discussão**

186

187 As 98 espécies registradas no estado do Pará representam ~12% das 843 espécies conhecidas que
188 ocorrem no Brasil (Santos e Dumas 2021). A análise do material coletado recentemente em algumas
189 localidades no município de Altamira e áreas adjacentes a BR-230, revelou possíveis espécies novas
190 de diferentes gêneros e famílias de Trichoptera. Essa diversidade de espécies pode ser vista como
191 esperada, devido ao grande número de áreas ainda não amostradas no estado do Pará e da alta
192 diversidade na Amazônia. A descoberta de *Xiphocentron* em riachos de Altamira representa o primeiro
193 registro de Xiphocentronidae no estado do Pará. Em toda a Amazônia brasileira a família só era
194 registrada nos estados do Amazonas e Amapá (Pes et al. 2013). O gênero *Neotrichia* é pela primeira
195 registrado para o estado do Pará e apresenta o maior número de espécies novas detectadas nesse
196 estudo. Recentemente, espécies novas de *Neotrichia* foram descritas para o estado de Roraima por
197 Gama-Neto & Passos (2019, 2020).

198 A quantidade atual de taxonomistas de Trichoptera no Brasil aumentou, no entanto ainda está
199 muito longe de ser adequada (Santos et al. 2020). Além disso, existem áreas que possuem uma
200 necessidade de estudos focados na região amazônica, particularmente no estado do Pará. A BR-230,
201 que passa pelo estado do Pará, foi construída na década de 1970 e não teve nenhum planejamento,
202 além de que seu acesso rodoviário em desenvolvimento ampliou o mercado de madeira na região,
203 sendo a construção de rodovias uma preocupação devido aos condutores de desmatamento que elas
204 se tornam durante décadas (Fearnside 2010). É a partir do desmatamento e de atividade antrópicas
205 em geral que a biodiversidade é ameaçada. Não somente a região da BR-230 sofre com os efeitos
206 negativos de atividades antrópicas, mas boa parte do estado do Pará está inserida no arco do
207 desmatamento da Amazônia (Nogueira et al. 2008). As alterações começam com o uso de terra e se
208 estendem para as áreas de vegetação ripária que são removidas e os riachos que têm a estrutura do
209 canal modificados, consequentemente afetando organismos aquáticos (Brasil et al. 2014; Ilha et al.
210 2019).

211 Existem alguns impedimentos para estratégias de conservação ligados a taxonomia: o Linneano
212 e o Wallaceano (Cardoso et al. 2011). O déficit de conhecimento Linneano está relacionado a descrição
213 de espécies e o Wallaceano está ligado a distribuição geográfica (Hortal et al. 2015). Entre as formas
214 de superar esses déficits, estão o aumento do apoio para a taxonomia e seus avanços para o processo
215 de publicação, financiamento de inventários regionais e mundiais e a compilação de dados da
216 biodiversidade primária em repositórios públicos (Cardoso et al. 2011). Assim como foi o financiamento
217 para essa pesquisa em que em uma região ainda não amostrada, ampliou o conhecimento da
218 distribuição de espécies e coletou espécies ainda não descritas. Por fim, essa pesquisa apresenta uma
219 contribuição para o conhecimento da diversidade de Trichoptera para o estado do Pará, a fim de
220 aumentar o conhecimento sobre a diversidade de insetos aquáticos, que se faz extremamente
221 necessário para futuras estratégias de conservação da biodiversidade.

222

223 **Agradecimentos**

224 Agradecemos ao Greenpeace Brasil, especialmente ao Programa Tatiana de Carvalho de Incentivo à
225 Pesquisa e Conservação da Biodiversidade na Amazônia, o qual concedeu bolsa à primeira autora do
226 artigo (Talissa Pio de Matos). A equipe de insetos aquáticos do Laboratório de Ecologia-LABECO de
227 Altamira, pelo apoio nas coletas e na triagem do material. À Neusa Hamada pela disponibilização do
228 Laboratório de Citotaxonomia e Insetos Aquáticos (LACIA) que permitiu a identificação dos espécimes
229 de Trichoptera.

230

231

232 **Conflitos de Interesse**

233 Nenhum potencial conflito de interesse foi relatado pelos autores.

234

235

236 **Referências**

237 Albernaz ALK, Ávila-Pires TC, Eds. 2009. Espécies ameaçadas de extinção e áreas críticas para a
238 biodiversidade no Pará. Museu Paraense Emílio Goeldi: Pará; 54pp.

239 Alves JM, Gomes RA. 2017. O papel da prelazia do Xingu na constituição dos movimentos sociais e
240 na formação de lideranças no território da Transamazônica-PA. In: Egueam: Cametá, Amazônia, Brasil
241 (Padinha, M.R, Ed) Universidade Federal do Pará: Pará; p. 69-74.

242 Araújo KRD, Sawakuchi HO, Bertassoli Jr DJ, Sawakuchi AO, Dias-Silva K, Vieira TB, Ward ND,
243 Pereira TS. 2019. Carbon dioxide (CO₂) concentrations and emission in the newly constructed Belo
244 Monte hydropower complex in the Xingu River, Amazonia. Biogeosciences. 16(18):3527-3542.

245 Banks N. 1905. Descriptions of new Nearctic neuropteroid insects. Trans Am Entomol Soc. 32:1-20.

246 Banks N. 1913. Neuropteroid insects from Brazil. Psyche. 20:83-89.

247 Banks N. 1920. New neuropteroid insects. Bull Mus Comp Zoo. 64:299-362.

248 Banks N. 1924. Descriptions of new neuropteroid insects. Bull Mus Comp Zoo. 65:421-455.

249 Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC, Mac Nally R., Thomson JR, Ferraz SFB,
250 Louzada J, Oliveira VHF, Parry L, Solar RRC, Vieira JCG, Aragão LEOC, Begotti RA, Braga RF,

251 Cardoso TM, Oliveira Junior RC, Souza Junior CM, Moura NG, Nunes SS, Siqueira JV, Pardini R,
252 Silveira J, Vaz-de-Mello FZ, Veiga RCS, Venturieri A, Gardner TA. 2016. Anthropogenic disturbance in
253 tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*. 535(7610):144-147.

254 Blahnik RJ. 1997. Systematics of Chimarrita, a new subgenus of *Chimarra*
255 (Trichoptera: Philopotamidae). *Syst Entomol*. 22:199-243. doi:10.1046/j.1365-3113.1997.d01-39.x

256 Blahnik RJ. 1998. A revision of the Neotropical species of the genus *Chimarra*,
257 subgenus *Chimarra* (Trichoptera: Philopotamidae). *Mem Am Entomol Inst*. 59:1-318.

258 Brasil LS, Batista JD, Giehl NFDS, Valadão MBX, Santos JOD, Dias-Silva K. 2014. Integridade
259 ambiental e composição de espécies de Zygoptera em igarapés da Amazônia na região do " arco do
260 desmatamento", Mato Grosso, Brasil. *Acta Limnol Bras*. 26(3):278-287.

261 Bueno-Soria J, Santiago-Fragoso S. 1982. Trichoptera. In: Aquatic biota of Mexico, Central America
262 and the West Indies; being a compilation of taxonomic bibliographies for the fauna and flora of inland
263 waters of Mesoamerica and the Caribbean region (Hurlbert SH, Villalobos-Figueroa A, Eds.). San
264 Diego State University: San Diego. p. 398-400.

265 Buffagni A. 2021. The lentic and lotic characteristics of habitats determine the distribution of benthic
266 macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Freshw Biol*. 66(1):13-34.

267 Calor, AR. 2007. Ordem Trichoptera Kirby 1813 (Arthropoda: Insecta). Guia on-line de identificação de
268 larvas de insetos aquáticos do Estado de São Paulo.
269 https://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guia_online/Guia_Trichoptera_b.pdf Acesso em: 24/03/2021.

270 Calor, A.R. 2011. Checklist of Trichoptera (Insecta) from São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop*.
271 11:317-328.

272 Calvão LB, Juen L, Oliveira Junior JMB, Batista JD, De Marco P. 2018. Land use modifies Odonata
273 diversity in streams of the Brazilian Cerrado. *J Insect Conserv*. 22(5):675-685.

274 Camargos LM, Pes AM, Hamada N. 2020. New Neotropical species of *Marilia* Müller
275 (Trichoptera: Odontoceridae). *Zootaxa*. 4853(1):001–041.

276 Cardoso P, Erwin TL, Borges PA, New TR. 2011. The seven impediments in invertebrate conservation
277 and how to overcome them. *Biol Conserv*. 144(11):2647-2655.

278 Denning DG, Sykora JL. 1968. Three new species of Trichoptera from Brazil. *Beitr Neotrop Fauna*.
279 5(3): 172-177. doi: 10.1080/01650526809360405.

280 Desidério GR, Rázuri-Gonzales E, Pes AM, Hamada N. 2020a. *Smicridea* (Smicridea) *nigripennis*
281 species group (Trichoptera: Hydropsychidae) from Brazil: new species, new distributional records and
282 an identification key. *Austral Entomol*. 59(2):265-279.

283 Desiderio GR, Pes AM, Barcelos-Silva P, Hamada N. 2020b. *Triplectides* Kolenati (Trichoptera:
284 Leptoceridae) from Brazil: A new species, new records and an identification key. *Eur J Taxon*. 677:1–
285 11.

286 Dumas LL, Nessimian JL. 2012 Faunistic catalog of the caddisflies (Insecta: Trichoptera) of Parque
287 Nacional do Itatiaia and its surroundings in southeastern Brazil. *J Insect Sci*. 12:1-38.

288 Dumas LL, Santos APM, Jardim GA, Ferreira Jr M, Nessimian JL. 2010. Insecta, Trichoptera: New
289 records from Brazil and other distributional notes. *Check List*. 6(1):7-9.

290 Dumas LL, Souza WRM, Rocha IC. 2017. On Brazilian *Austrotinodes* Schmid, 1955
291 (Insecta, Trichoptera, Ecnomidae): new species, new distributional records and an updated checklist.
292 Eur J Taxon. 297:1-40.

293 Erichson WF. 1848. Insecten. In: Reisen in Britisch-Guiana in den Jahren (Schomburgk R, Ed.) Weber:
294 Leipzig. p. 553-617.

295 Fearnside PM. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and
296 consequences. Conserv Biol. 19(3):680-688.

297 Fearnside PM. 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the
298 Xingu River Basin. Environ Manage. 38(1):16-27.

299 Fearnside PM. 2010. Consequências do desmatamento da Amazônia. Sci Am Brasil Especial
300 Biodiversidade 3:54-59.

301 Fearnside PM, Graça PMLA, Filho NL, Rodrigues FJA, Robinson JM. 1999. Tropical forest burning in
302 Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at
303 Altamira, Pará. Forest Ecol Manag. 123(1):65-79.

304 Flint OS. 1971. Studies of Neotropical caddisflies, XII: Rhyacophilidae, Glossosomatidae,
305 Philopotamidae, and Psychomyiidae from the Amazon Basin (Trichoptera). Amazoniana. 3(1): 1-67.

306 Flint OS. 1974. Studies of Neotropical caddisflies, XV: The Trichoptera of Surinam. Stud fauna
307 Suriname other Guyanas. 14(55):1-151.

308 Flint OS. 1977. Trichoptera. In: Biota Acuática de Sudamérica Austral (Hulbert SH, Ed.). San Diego
309 State University: San Diego.p . 249-253.

310 Flint OS. 1978. Studies of Neotropical caddisflies. XXII: Hydropsychidae of the Amazon basin
311 (Trichoptera). Amazoniana. 6(3):373-421.

312 Flint OS. 1998. Studies of Neotropical caddisflies, LIII: a taxonomic revision of the subgenus *Curgia* of
313 the genus *Chimarra* (Trichoptera: Philopotamidae). Smith Contrib Zool. 594:1-131.

314 Flint OS, McAlpine JF, Ross HH 1987 A revision of the genus *Leptonema* Guerin
315 (Trichoptera: Hydropsychidae: Macronematinae). Smith Contrib Zool. 450:1-193. doi:
316 10.5479/si.00810282.450

317 França D, Paprocki H, Calor AR. 2013. The genus *Macrostemum* Kolenati 1859 (Trichoptera:
318 Hydropsychidae) in the Neotropical Region: Description of two new species, taxonomic notes,
319 distributional records and key to males. Zootaxa. 3716(3):301-335.

320 Franco VS, De Souza EB, Pinheiro AM, Dias TSS, Azevedo FTM, Santos JCC. 2015. Evolução mensal
321 da cota fluviométrica do Rio Xingu em Altamira-PA associada aos eventos El Niño e
322 La Niña. Ciênc Nat. 37:104-109.

323 Gama-Neto JL, Passos MAB. 2019. The genus *Neotrichia* Morton 1905 (Insecta: Trichoptera:
324 Hydroptilidae) in Roraima state, Brazil: New records and description of seven new species. Zootaxa,
325 4695(6):516–528.

326 Gama-Neto JL, Passos MAB. 2020. Additional six new species of *Neotrichia* Morton 1905 (Insecta:
327 Trichoptera: Hydroptilidae) from Roraima state, Brazil. Zootaxa. doi: 10.11646/zootaxa.4881.1.11.

328 Graça MAS. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. Int
329 Rev Hydrobiol. 86(4-5):383-393.

330 Greene HW. 1994. Systematics and natural history, foundations for understanding and conserving
331 biodiversity. *Am Zool.* 34(1):48-56.

332 Hagen H. 1861. Synopsis of the Neuroptera of North America. Smithsonian Institution: Washington;
333 358 pp.

334 Hoffmann EL, Dallacort R, Carvalho MAC, Yamashita OM, Barbieri JD. 2018. Variabilidade das chuvas
335 no Sudeste da Amazônia paraense, Brasil (Rainfall variability in southeastern Amazonia,
336 Paraense, Brazil). *R Bras Geogr.* 11(4):1251-1263.

337 Holzenthal RW. 1995. The caddisfly genus *Nectopsyche*: new gemma group species from Costa Rica
338 and the Neotropics (Trichoptera: Leptoceridae). *JNABS.* 14:61-83.

339 Holzenthal RW, Blahnik RJ, Prather AL, Kjer KM. 2007. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta),
340 Caddisflies. *Zootaxa.* 1668:639-698.

341 Holzenthal RW, Calor AR. 2017. Catalog of the Neotropical Trichoptera (Caddisflies). *ZooKeys.* 654:1-
342 566.

343 Hortal J, Bello F, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn, TM, Lobo JM, Ladle R J. 2015. Seven shortfalls that beset
344 large-scale knowledge of biodiversity. *Annu Rev Eco Evo Syst.* 46:523-549.

345 IBGE. 2004. Mapa de vegetação do Brasil.
346 1:5.000.000. https://geofp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/mapas/brasil/vegetacao.pdf
347 f Acesso em: 23/11/2020.

348 Ilha P, Rosso S, Schiesari L. 2019. Effects of deforestation on headwater stream fish assemblages in
349 the Upper Xingu River Basin, Southeastern Amazonia. *Neotrop Ichthyol.* doi: 10.1590/1982-0224-
350 20180099.

351 Johanson KA. 2003. Revision of the Neotropical caddisfly subgenus *Helicopsyche* (Cochliopsyche)
352 (Trichoptera, Helicopsychidae), with descriptions of twelve new species. *ISE* 34(4): 381-414.

353 Kelley RW. 1983. New Neotropical species of *Oxyethira* (Trichoptera: Hydroptilidae).
354 *Proc Entomol Soc Wash.* 85(1):41-54.

355 Kjer KM, Blahnik RJ, Holzenthal RW. 2002. Phylogeny of caddisflies (Insecta, Trichoptera). *Zool Scr.*
356 31(1): 83-91.

357 Köppen W. 1900. Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugsweise nach ihren Beziehungen zur
358 Pflanzenwelt. *Geogr Z.* 6(11):593-611.

359 Liege GNJ, Ribeiro JMF, Passos MAB. 2019. Two new species of Hydroptilidae (Insecta: Trichoptera)
360 from the Serra dos Carajás, Pará state, northern Brazil. *Zootaxa* 4695(4):385-390.

361 Mackay RJ, Wiggins GB. 1979. Ecological diversity in Trichoptera. *Annu Rev Entomol.* 24(1):185-208.

362 Mackay RJ, Wiggins GB. 1979. Ecological diversity in Trichoptera. *Annu Rev Entomol.* 24(1): 185-208.

363 Marlier G. 1964. Sur trois trichopteres nouveaux recueillis en Amerique du Sud par
364 le Professeur J. Illies. *Bull Inst R Sci Nat Belg* 40(6):1-15.

365 Moraes BCD, Costa JMND, Costa ACLD, Costa MH. 2005. Variação espacial e temporal da
366 precipitação no estado do Pará. *Acta Amaz.* 35(2):207-214.

367 Moretto RA, Bispo PC. 2015. Hydroptilidae Curtis e Leptoceridae Leach (Insecta, Trichoptera) do
368 Parque Estadual Intervales, Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo, Brasil. *EntomoBrasilis.*
369 8:125-129.

370 Morse JC. 1997. Phylogeny of trichoptera. *Annu Rev Entomol.* 42(1):427-450.
371 Morse JC. 2009. Trichoptera (caddisflies). In: *Encyclopedia of insects* (Resh VW, Cardé RT, Eds.)
372 Academic Press: London. p. 1015-1020.
373 Morse JC. 2021. Trichoptera World Checklist. <http://entweb.clemson.edu/database/trichopt/index.htm>
374 Acesso em: 14/04 2021.
375 Mosely ME. 1933 A revision of the genus *Leptonema* (Trichoptera). *British Museum (Natural History).*
376 1:1-69.
377 Morse JC, Frandsen PB, Graf W, Thomas JA. 2019. Diversity and ecosystem services of Trichoptera.
378 *Insects.* 10(125):1-25.
379 Murray-Stoker KM, Batzer DP, Murray-Stoker D, McHugh J. V. 2020. Shifts in the community
380 composition of caddisflies (Insecta: Trichoptera) in a subtropical river over three
381 decades. *Ecol Entomol.* 45(3):514-524.
382 Navás RPL. 1916. Neurópteros Sudamericanos. Tercera Serie. *Brotéria, Série Zoológica.* 14:14-35.
383 Navás RPL. 1924. Quelques insectes de l'Amérique Méridionale. *Annales de la Société scientifique de*
384 *Bruxelles, Documents et Comptes rendus.* 43:249-254.
385 Neboiss A. 1991. Trichoptera. In *The insects of Australia: a textbook for students*
386 *and researchs workers* (Nauman ID, Carne PB, Laurence JF, Nielsen ES, Spradbury JP, Eds.) Press:
387 NY. p. 787-816.
388 Neto JLG, Ribeiro JMF, Passos MAB. 2019. Two new species of *Helicopsyche* Siebold 1856
389 (Insecta: Trichoptera: Helicopsychidae) from Pará State, northern Brazil. *Zootaxa.* 4565(3): 20-426.
390 Nogueira DS, Cabette HSR. 2011. Novos registros e notas sobre distribuição geográfica
391 de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotrop.* 11:347-355.
392 Nogueira EM, Nelson BW, Fearnside PM, França MB, Oliveira ÁCA. 2008. Tree height in Brazil's 'arc
393 of deforestation': shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecol*
394 *Manag.* 255(7):2963-2972.
395 Oláh J, Flint OS. 2012. Description of new species in the Leucotrichiini tribe
396 (Trichoptera: Hydroptilidae). In *Annales historico-naturales, Musei nationalis hungarici* 104:131-213.
397 Oliveira VC, Pes AMO. 2019. Incentário da fauna de insetos aquáticos: coleta, preservação e
398 criação. In: *Insetos aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*
399 (Hamada N, Nessimian JL, Querino RB, Eds.) Editora do INPA: Manaus. p. 391-434.
400 Paprocki H, Holzenthal RW, Blahnik RJ. 2004. Checklist of the Trichoptera (Insecta) of Brazil I.
401 *Biota Neotropica,* 4(1):1-22.
402 Paprocki, H., & França, D. (2014). Brazilian Trichoptera Checklist II. *Biodiversity Data Journal,* doi:
403 10.3897/BDJ.2.e1557.
404 Pes AMO. 2001. Taxonomia e estrutura de comunidade de Trichoptera (Insecta) no município de
405 Presidente Figueiredo, Amazonas, Brasil. *Dissertação de mestrado.* Instituto Nacional de Pesquisas
406 da Amazônia – INPA, Brasil.
407 Pes AMO, Santos APM, Barcelos-Silva P, Camargos LM. 2014. Ordem Trichoptera. In: *Insetos*
408 *aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*
409 (Hamada N, Nessimian JL, Querino RB, Eds.) Editora do INPA: Manaus. p. 391-434.

410 Pictet FJ. 1836. Description de quelques nouvelles espèces de Névroptères, du Musée
411 de Genève. Mémoires de la Société de Physique et d'Histoire Naturelle de Genève. 7:399-404.

412 Prather AL. 2003. Revision of the neotropical caddisfly genus *Phylloicus*
413 (Trichoptera: Calamoceratidae). Magnolia Press: Waco. 214pp.

414 Santos APM. 2020. A review of the Neotropical microcaddisfly genus *Acostatrichia* Mosely, 1939 with
415 description of a new species from Brazil (Trichoptera: Hydroptilidae: Leucotrichiinae). Zootaxa. 4755
416 (2):201-230.

417 Santos APM, Dumas LL, Jardim GA, Silva ALR, Nessimian JL. 2014. Brazilian Caddisflies: Checklists
418 and Bibliography. <https://sites.google.com/site/braziliancaddisflies> Acesso em: 23/04/2020.

419 Santos AP, Dumas LL, Henriques-Oliveira AL, Souza WRM, Camargos LM, Calor AR, Pes AM.
420 2020. Taxonomic Catalog of the Brazilian Fauna: order Trichoptera (Insecta), diversity and
421 distribution. Zoologia (Curitiba). doi:10.3897/zoologia.37.e46392.

422 Santos APM, Dumas LL. 2021. Trichoptera in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil.
423 PNUD. <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/278> Acesso em: 24/03/2021.

424 Santos APM, Nessimian JL. 2009. A new species of *Protoptila* Banks (Trichoptera: Glossosomatidae:
425 Proptilinae) from Brazil. Acta Amaz. 39(3): 723-726. doi: 10.1590/S0044-59672009000300030.

426 Santos APM, Nessimian JL. 2010. The occurrence of the microcaddisfly *Costatrichia*
427 (Trichoptera: Hydroptilidae: Hydroptilinae) in Brazil with description of two new species. Zoologia.
428 27(5):837-843. doi: 10.1590/S1984-46702010000500022.

429 Santos APM, Jardim GA, Nessimian JL. 2011. Three new species of microcaddisflies (Trichoptera:
430 Hydroptilidae) from Brazil. Zoologia. 28(6):812-818. DOI: 10.1590/S1984-46702011000600015

431 Sattler W. 1963. Eine neue *Triplectides*-Art (Leptoceridae, Trichoptera)
432 aus dem brasilianischen Amazonasgebiet, ihre Metamorphosestadien und Bemerkungen zu ihrer Biol
433 ogie. Beiträge zur Neotropischen Fauna 3:20-33. doi: 10.1080/01650526309360364.

434 Silva MM, Oliveira FA, Santana AC. 2017. Mudanças socioambientais no uso da terra em Altamira,
435 Amazônia Oriental. Novos Cadernos NAEA. 20(3)181-202.

436 Souza WRM, De Lima LRC, Pes AMO, Pinheiro U. 2013. Trichoptera (Insecta) from Pernambuco
437 State, northeastern Brazil. J Nat Hist. 47:1-10.

438 Souza-Holanda PM, Pes AM, Hamada N. 2020. Immature stages of three species and new records of
439 five species of *Phylloicus* Müller (Trichoptera, Calamoceratidae) in the northern region of
440 Brazil. Zootaxa. 4851(1):111-136.

441 Souza WRM, Santos APM, Takiya DM. 2016. Description of a new species of *Betrichia* Mosely, 1939
442 from Brazil and redescription of the type-species (Trichoptera: Hydroptilidae: Leucotrichiinae). Zootaxa.
443 4061(3):291-295. doi: 10.11646/zootaxa.4061.3.9.

444 Strahler AN. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Eos. 38(6):913-920.

445 Tucker JM, Brondizio ES, Morán E.F. 1998. Rates of forest regrowth in eastern amazônia: a
446 comparison of Altamira and Bragantina regions, Pará state, Brazil. Interciencia 23(2):64-73.

447 Ulmer G. 1905. Neue und wenig bekannte aussereuropäische Trichopteren, hauptsächlich aus dem
448 Wiener Museum. Annalen des kaiserlich-königlich naturhistorischen Hofmuseums 20:59-98.

- 449 Walker F. 1860. Characters of undescribed Neuroptera in the collection of W. W. Saunders Esq. F. R.
450 S. etc. Trans Ent Soc Lond. 2(5):176-199.
- 451 Ulmer G. 1905. Neue und wenig bekannte aussereuropäische Trichopteren, hauptsächlich aus dem
452 Wiener Museum. Annalen des kaiserlich-königlich naturhistorischen Hofmuseums 20:59-98.
- 453 Ulmer G. 1906. Neuer Beitrag zur Kenntnis aussereuropäischer Trichopteren. Notes from the Leyden
454 Museum. 28:1-116
- 455 Ulmer G. 1907. Trichoptera. In: (Wytzman P, Ed.) Genera Insectorum. 259 pp.
- 456 Wiggins GB. 1996. Trichoptera families. In: An introduction to the aquatic insects of North America
457 (Merritt RW, Cummins KW, Eds.): Kendall Hunt. 309-349.
- 458 Yoshimura M. 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. Entomol Sci.
459 15(2):145-154.

Conclusão Geral

Dentro da área de decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos, ficou claro que existe a necessidade de um redirecionamento para pontos ainda pouco estudados como a compreensão do papel de organismos além dos fungos ou o conhecimento do processo em biomas além da Mata Atlântica, o que infelizmente se complica quando existe a falta de financiamento para pesquisas. Um dos pontos que devem ser mais estudados são as causas de impactos antrópicos sobre esses ecossistemas, pois esses impactos são cada vez mais crescentes mundialmente. Um dos impactos explorados na decomposição é o do efeito espécies exóticas, o qual aqui foi observado que pode depender das espécies de plantas introduzidas, sendo necessário que não só sejam avaliados os efeitos de outras espécies introduzidas e também de espécies invasoras, como perceber como outras espécies de Trichoptera, de outras ordens e de táxons superiores reagem a esse tipo de modificação. A fauna de Trichoptera é diversa e com grande evidência é possível ver que muitas espécies ainda precisam ser descobertas, tendo nosso trabalho contribuído com pelo menos um pouco do que se tem a se conhecer. Dessa forma nosso estudo mostrou que apesar dos avanços muito ainda se tem para ser explorado nos ecossistemas aquáticos da Amazônia, do Brasil e da América do Sul, para que os esforços para a conservação da biodiversidade sejam aplicados de maneira mais precisa.