



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**JUAN MATEO RIVERA PÉREZ**

**Como o uso do solo e a sazonalidade afetam a diversidade de EPT  
(Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), a colonização e fragmentação de  
folhas na Amazônia Oriental?**

Belém

2026

JUAN MATEO RIVERA PÉREZ

**Como o uso do solo e a sazonalidade afetam a diversidade de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), a colonização e fragmentação de folhas na Amazônia Oriental?**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia

Linha de pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas

**Orientadora: Profa. Dra. Yulie Shimano**

**Coorientador: Prof. Dr. Leandro Juen**

Belém

2026

JUAN MATEO RIVERA PÉREZ

**Como o uso do solo e a sazonalidade afetam a diversidade de EPT  
(Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), a colonização e fragmentação de  
folhas na Amazônia Oriental?**

Orientadora: Profª. Dra. Yulie Shimano

Coorientador: Prof. Dr. Leandro Juen

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia do convênio Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de doutor em Ecologia, avaliada pela Comissão de julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. Marcos Callisto

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Dr. Raphael Ligeiro

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dra. Francieli de Fátima Bomfim

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr. Ana Luiza Andrade

Universidade Federal de Rondônia (UNIR)

Bruno Spacek Godoy

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr. Renato Tavares Martins

Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)

Dr. Franco Teixeira de Mello

Universidad de la República, Maldonado, Uruguay

Belém  
2026

**FICHA CATALOGRÁFICA****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)

---

R621c Rivera-Pérez, Juan Mateo.

Como o uso do solo e a sazonalidade afetam a diversidade  
de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), a  
colonização e fragmentação de folhas na Amazônia Oriental?  
/ Juan Mateo Rivera- pérez. — 2026.  
192 f. : il. color.

Orientador(a): Prof<sup>a</sup>. Dra. Yulie Shimano

Coorientador(a): Prof. Dr. Leandro Juen

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de  
Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia,  
Belém, 2026.

1. Usos da terra. 2. Macroinvertebrados  
aquáticos. 3. decomposição da serapilheira. 4.  
Grupos de alimentação funcional. 5. EPT. I. Título.

CDD 577.609811

---

## DEDICATÓRIA

Dedico este trabajo a mis padres y abuelos,  
que ayudaron y alentaron al pequeño  
Mateito a soñar con ser científico

## AGRADECIMENTO

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida durante o doutorado e doutorado sanduíche, ao laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO), a Universidade Federal do Pará (UFPA) e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGECO) pela infraestrutura e suporte financeiro oferecido para o desenvolvimento da pesquisa.

Agradeço a Hydro Alunorte (Barcarena) pelo apoio de campo e viabilização das coletas e experimentos na região.

Agradeço às equipes que participaram da coleta do material biológico e identificação no laboratório Jorge Luiz Pereira, Viviane Firmino, Ingrid Reis, Beatriz Luz, Jady Santos, Natalia Santos, Geovani Gomes, Gabrielly Melo, Ana B. Lima, Bethania Resende, Tainã Rocha, Josinete Monteles, Francisco Maciel Barbosa Santos, Fabio Santos, Juan Esteban Bastos, Gabriel Cruz, Everaldo Cordeiro, Beatriz Picanço, Ronald Almeida, Matheus Almeida, Elida Santana, Giovanna Ferreira, Izabella Penha, Luiz Souza, Rebeca Pires, Francieli Bomfim, Lucimar Carvalho e Yan Dantas.

Agradeço especialmente às pessoas que me ajudaram na confecção de sacos de folhas, procurar as folhas na mata do Ceasa e a pesagem das mesmas (dos trabalhos mais difíceis kkk) Ana Betina Lima, Jorge Luiz Pereira, Luiz Souza, Francisco Maciel Barbosa Santos, Alexandre M Jesus, Caroline Costa de Souza, Jessica Soares, Luzia Costas e Paulo Galvão.

Agradeço imensamente aos meus orientadores Leandro Juen e Yulie Shimano, pela imensa ajuda, inúmeras contribuições e paciência ao longo destes quatro anos e mestrado também. Agradeço a eles principalmente pela confiança, por continuar querendo trabalhar comigo em mais uma nova caminhada. Por todo o tempo desde a ideia inicial do projeto com muitos experimentos e coletas a tese finalizada, as 1.000 versões dos capítulos chegam com frequência no seu email. Sou muito grato por terem contribuído para o meu desenvolvimento pessoal e acadêmico.

Agradeço imensamente aos meus orientadores durante meu doutorado sanduíche a professora Luz Boyero e indiretamente a Javier Pérez que me receberam em Bilbao durante sete meses com as mãos abertas dispostas a me ensinar sobre decomposição de folhas, sobre o tratamento dos dados, a dedicar muito tempo a ser um melhor pesquisador. A Universidade do País Basco (UPV/EHU), ao laboratório *Stream Functioning Group* da UPV/EHU do Departamento de Biologia Vegetal e Ecologia, Espanha, pela utilização

dos espaços. E aos meus amigos nesse processo Alisson, Darlei, Anna, Urtzi, Julene, Alberto, Diana por todo o tempo compartilhado nesse processo e me ajudar a me integrar a novas dinâmicas em um novo laboratório, cidade e país. Também as pessoas especiais que foram me visitar nesse período Daniela, Sara, Carol, Luzia, Beatriz, Carolina e Josinete.

Agradeço aos meus colegas dos diferentes campos que participei, especialmente aos das coletas de Barcarena com todas suas dificuldades somamos 153 dias de coletas e experimentos, desafios e todas as coisas conseguidas ao longo deste tempo. Agradeço, expresso minha sincera gratidão às comunidades tradicionais de Tauá, Açui, Jardim do Éden, Arapiiranga e aos moradores e/ou proprietários seu Francisco, Roberto, Toro, Ivone, Carlos, Rosario, Tereza e Jose por seu constante apoio, pela generosidade em compartilhar seus conhecimentos sobre a região e por permitirem a realização das coletas e experimentos. Reconheço o papel vital dessas comunidades na preservação e restauração ambiental da região.

Agradeço a meus avaliadores da qualificação e seminários que contribuíram muito no desenvolvimento do trabalho. Igualmente agradeço aos membros da banca da defesa pelas suas contribuições no meu trabalho.

Agradeço a minha noiva e futura esposa Carol por toda a parceria ao longo destes anos de doutorado, por me acompanhar desde aproveitar o tempo juntos até ajudar me a separar os Chironomidae dos sacos de folhas kkkk, por nossas viagens, por entender minha ausência durante meu sanduíche, por aguentarem falar de minha tese na hora do café, por toparem a fazer viagem a congresso, por compartilhar tua família e aceitar compartilhar com a minha, por toda tua gentileza. Por muitas outras coisas mais, muito obrigado.

Agradeço a minha família pelo apoio à distância, por entenderem minha ausência nesses quatro anos e por se interessarem pelo que faço. Apesar de eu não ser uma pessoa tão presente, sempre me mandavam mensagens, me ligavam, perguntando como estavam meus cursos, se eu gostava do meu trabalho, como estava indo meu projeto. Agradeço em especial à minha mãe Bityan, meu pai James, meu avô Tomas, minha irmã Maria e minhas primas Daniela e Valentina por sempre cuidarem de mim e me apoiarem nas minhas decisões.

E acho que foi, agradeço imensamente as pessoas que não citei, mas também foram importantes para a minha chegada até aqui. Muito obrigado aos que contribuíram pessoal e/ou intelectualmente ao desenvolvimento desta tese e no final desta fase.

## **Como o uso do solo e a sazonalidade afetam a diversidade de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), a colonização e fragmentação de folhas na Amazônia Oriental**

### **RESUMO**

Nas últimas décadas, a fragmentação de habitat e a perda de florestal para usos antrópicos na Amazônia têm degradados ecossistemas aquáticos, e a retirada da vegetação ripária tem simplificado o habitat e comprometido processos ecológicos naturais. A heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal estruturam a diversidade alfa e beta de grupos de insetos aquáticos, especialmente Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), e seus grupos funcionais alimentares (FFGs), enquanto a decomposição de folhas integra respostas a pressões antrópicas. Diante disso, esta tese de doutorado tem como objetivo avaliar como a sazonalidade, as mudanças na paisagem e a industrialização influenciam a estrutura e o funcionamento de riachos da Amazônia Oriental. Foram monitorados dados bióticos e abióticos em 32 riachos de pequeno porte da região de Barcarena, Amazônia oriental, ao longo de seis campanhas (seca e chuva) ao longo de três ciclos hidrológicos, entre 2022 e 2025. Também foram realizados experimentos de decomposição de folhas em dez riachos. Em conjunto, esses componentes permitem integrar mudanças na estrutura das comunidades aquáticas e no funcionamento ecossistêmico sob diferentes pressões ambientais. Esta tese está estruturada em quatro seções: (I) Avaliação os efeitos do uso do solo e da integridade do habitat sobre a abundância relativa e a composição dos FFGs de EPT. Os FFGs foram influenciados por mudanças no uso do solo e na integridade do habitat ao longo do gradiente ambiental, demonstrando que essas métricas afetam o equilíbrio entre os FFGs, principalmente grupos como fragmentadores, e grupos como coletores e raspadores, tolerantes a variação dos gradientes ambientais; (II) Investigação sobre a variação espacial e temporal da diversidade beta de EPT ao longo de um gradiente de uso do solo. Como resultados, observou-se gêneros exclusivos nos períodos seco e chuvoso, evidenciando substituição temporal. A diversidade beta espacial foi explicada por variáveis de uso e cobertura da terra, indicando um legado das transformações históricas da paisagem. Riachos mais alterados apresentaram maior aninhamento, refletindo perda de gêneros. Temporalmente, observamos ganhos e perdas de gêneros entre as campanhas, sendo as maiores dissimilaridades encontradas nos riachos sob impacto antrópico mais intenso. (III) Análise de impactos estruturais e funcionais associados a atividades industriais por meio

da comunidade de EPT e de experimentos de decomposição foliar. Como resultados destacam as consequências ecológicas das atividades industriais sobre riachos amazônicos, evidenciadas por indicadores estruturais e funcionais. Observou-se diferenças nas taxas de decomposição da serapilheira e nos macroinvertebrados sensíveis entre riachos afetados pela industrialização e controle; por fim, (IV) avaliação dos efeitos combinados da industrialização, sazonalidade e variáveis mediadoras sobre a decomposição de folhas e a colonização por macroinvertebrados. Como resultados desta tese evidenciam como as atividades industriais, a variabilidade sazonal e climática molda conjuntamente a estrutura e o funcionamento de riachos amazônicos. A decomposição foliar diminuiu com o aumento da industrialização e variou entre as estações, indicando que tanto a intensificação dos impactos antrópicos quanto a sazonalidade influenciam esse processo ecossistêmico. Também foi observado que a industrialização exerceu efeitos negativos diretos e indiretos sobre a decomposição microbiana e total. Em conjunto, as quatro seções mostram que mudanças no uso do solo e na integridade do habitat, moduladas pela sazonalidade, reestruturam as comunidades de EPT e alteram processos-chave, como a decomposição da serapilheira. Esses resultados reforçam o valor de integrar métricas funcionais (e.x. decomposição de folhas e FFGs), com métricas estruturais (e.x. diversidade beta) para diagnosticar impactos e orientar ações de manejo. Os resultados, destacam a importância da proteção da vegetação ripária e da redução de pressões antrópicas para manter a biodiversidade e o funcionamento de riachos na Amazônia Oriental.

**Palavras-chaves:** Usos da terra, Macroinvertebrados aquáticos, decomposição da serapilheira, Grupos de alimentação funcional, EPT.

## SUMMARY

Over the last decades, habitat fragmentation and forest loss due to anthropogenic land use in the Amazon have degraded aquatic ecosystems, and the removal of riparian vegetation has simplified habitat structure and impaired natural ecological processes. Spatial heterogeneity and temporal variability shape the alpha and beta diversity of aquatic insect groups, especially Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT), as well as their functional feeding groups (FFGs), while leaf decomposition integrates responses to anthropogenic pressures. In this context, this doctoral thesis aims to evaluate how seasonality, landscape changes, and industrialization influence the structure and functioning of streams in the Eastern Amazon. Biotic and abiotic data were monitored in 32 small streams in the Barcarena region, Eastern Amazon, across six sampling campaigns (dry and rainy seasons) over three hydrological cycles, between 2022 and 2025. Leaf decomposition experiments were also conducted in ten streams. Together, these components allow the integration of changes in aquatic community structure and ecosystem functioning under different environmental pressures. This thesis is structured into four sections: (I) Assessment of the effects of land use and habitat integrity on the relative abundance and composition of EPT functional feeding groups. The FFGs were influenced by changes in land use and habitat integrity along the environmental gradient, demonstrating that these metrics affect the balance among FFGs, particularly groups such as shredders, and groups such as collectors and scrapers, which are more tolerant to variation along environmental gradients; (II) Investigation of the spatial and temporal variation in EPT beta diversity along a land-use gradient. The results revealed genera exclusive to the dry and rainy periods, highlighting temporal turnover. Spatial beta diversity was explained by land-use and land-cover variables, indicating a legacy of historical landscape transformations. More altered streams showed greater nestedness, reflecting genus loss. Temporally, we observed gains and losses of genera among sampling campaigns, with the greatest dissimilarities found in streams under more intense anthropogenic impact. (III) Analysis of structural and functional impacts associated with industrial activities through the EPT community and leaf-litter decomposition experiments. The results highlight the ecological consequences of industrial activities on Amazonian streams, as evidenced by structural and functional indicators. Differences were observed in litter decomposition rates and in sensitive macroinvertebrates between streams affected by industrialization and control streams; finally, (IV) Evaluation of the

combined effects of industrialization, seasonality, and mediating variables on leaf decomposition and macroinvertebrate colonization. The results of this thesis show how industrial activities and seasonal and climatic variability jointly shape the structure and functioning of Amazonian streams. Leaf decomposition decreased with increasing industrialization and varied between seasons, indicating that both the intensification of anthropogenic impacts and seasonality influence this ecosystem process. It was also observed that industrialization exerted direct and indirect negative effects on both microbial and total decomposition. Taken together, the four sections show that changes in land use and habitat integrity, modulated by seasonality, restructure EPT communities and alter key processes such as litter decomposition. These results reinforce the value of integrating functional metrics (e.g., leaf decomposition and FFGs) with structural metrics (e.g., beta diversity) to diagnose impacts and guide management actions. Overall, the findings highlight the importance of protecting riparian vegetation and reducing anthropogenic pressures in order to maintain biodiversity and stream functioning in the Eastern Amazon.

**Keywords:** Land use, aquatic macroinvertebrates, leaf litter decomposition, functional feeding groups, EPT.

## SUMÁRIO

### CONTENIDO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	14
<b>1.1 REFERENCIAS</b> .....	21
<b>2. SESSÃO I</b> .....	27
<b>Anthropogenic landscapes change the feeding functional-group diversity of aquatic insects in the streams of the Eastern Amazon</b> .....	27
<b>1.1 INTRODUÇÃO</b> .....	29
<b>2.2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	33
<b>2.2.1 Área de estudo</b> .....	33
<b>2.2.2 Coleta e identificação biológica</b> .....	34
<b>2.2.3 Dados ambientais</b> .....	35
<b>2.2.4 Análises dos dados</b> .....	36
<b>2.3 RESULTADOS</b> .....	38
<b>2.3.1 Variação ambiental nos riachos</b> .....	38
<b>2.3.2 Estrutura comunitária</b> .....	41
<b>2.3.3 Gradientes ambientais e grupos funcionais alimentares</b> .....	43
<b>2.3.4 Bioindicadores</b> .....	48
<b>2.4 DISCUSSÃO</b> .....	49
<b>2.5 CONCLUSÕES</b> .....	53
<b>2.6 REFERENCIAS</b> .....	55
<b>3. SESSÃO II</b> .....	65
<b>Legacy land use and seasonal dynamics jointly drive spatial and temporal <math>\beta</math>-diversity of aquatic insects in Eastern Amazonian streams</b> .....	65
<b>3.1 INTRODUÇÃO</b> .....	67
<b>3.2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	70
<b>3.2.1 Área de estudo</b> .....	70
<b>3.2.2 Coleta e identificação biológica</b> .....	71
<b>3.2.3 Dados ambientais</b> .....	72
<b>3.2.4 Análises dos dados</b> .....	73
<b>3.3 RESULTADOS</b> .....	76
<b>3.4 DISCUSSÃO</b> .....	85
<b>3.5 REFERENCIAS</b> .....	90
<b>4. SESSÃO III</b> .....	96
<b>Industrial impacts on eastern Amazon streams assessment with benthic EPT community, leaf litter decomposition and associated fauna</b> .....	96

4.1 INTRODUÇÃO .....	98
4.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	101
4.2.1 <i>Área de estudo</i> .....	101
4.2.2 <i>Caracterização ambiental</i> .....	105
4.2.3 <i>Amostragem de EPT</i> .....	105
4.2.4 <i>Experimento de decomposição de folhas</i> .....	105
4.2.5 <i>Análises dos dados</i> .....	107
4.3 RESULTADOS.....	108
4.3.1 <i>Variação ambiental em riachos</i> .....	108
4.3.2 <i>Comunidade e estrutura de EPT</i> .....	109
4.3.3 <i>Decomposição de folhas</i> .....	111
4.3.4 <i>Macroinvertebrados associados as folhas</i> .....	114
4.3.5 <i>Tamanhos de efeito</i> .....	116
4.4 DISCUSSÃO .....	117
4.5 AGRADECIMENTOS .....	122
5. SESSÃO IV .....	132
<b>From impacts to processes: how industrialization, climate and seasonality shape leaf-litter decomposition and macroinvertebrate communities in tropical streams</b> .....	132
5.1 Introduction.....	134
5.2 Materials and Methods.....	137
5.2.1 <i>Study area</i> .....	137
5.2.2 <i>Environmental variables</i> .....	138
5.2.3 <i>Leaf-litter decomposition experiment</i> .....	139
5.2.4 <i>Statistical analyses</i> .....	141
5.3 Results .....	143
5.4 Discussion .....	151
5.5 References .....	156
6. CONCLUSSÕES GERAIS.....	164
7. ATIVIDADES COMPLEMENTARES.....	166
7.1 Artigos Científicos .....	166
7.2 Atividades de Campo .....	168
7.4 Atividades em Laboratório.....	171
8. ANEXOS.....	172

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Nas últimas décadas, extensas áreas de paisagens naturais contínuas foram convertidas para usos antrópicos, resultando na fragmentação e perda de florestas (Albert et al. 2023; Garcia-Giron et al. 2022). As mudanças no uso do solo constituem um dos principais causadores da degradação ambiental, cujos efeitos têm se intensificado nos últimos anos, particularmente na região Amazônica (Bastos et al. 2021; Marengo et al. 2018). Essas modificações têm sido cada vez mais constantes, impulsionadas pela agricultura, pecuária, mineração, urbanização e a industrialização, configurando um cenário de pressão crescente sobre os ecossistemas naturais (Albert et al. 2023; Farias et al. 2021).

Entre os ambientes mais sensíveis a essas transformações estão os ecossistemas aquáticos, especialmente os riachos de pequeno porte, que são fortemente dependentes do ambiente circundante e, em particular, da integridade da vegetação ripária (Juen et al. 2016; Strayer & Dudgeon 2010; Garcia-Giron et al. 2022). Alterações no uso e cobertura da terra em suas bacias e microbacias repercutem diretamente sobre a estrutura física dos habitats, o regime hidrológico e as condições físico-químicas da água, comprometendo a composição, a organização trófica e o desempenho funcional das comunidades aquáticas, bem como processos ecossistêmicos essenciais, como o fluxo de energia e a ciclagem de nutrientes (Heino et al. 2013).

Esses efeitos se manifestam em múltiplos mecanismos locais. As modificações de grandes áreas para uso antrópico afetam as características hidrológicas, geomorfológicas e físico-químicas dos ecossistemas aquáticos, promovendo instabilidade de barrancos, aumento do aporte de sedimentos e mudanças na composição da água, especialmente em riachos de pequeno porte (Enríquez-Espinoza et al. 2020; Bastos et al. 2021). Embora muitas dessas pressões se originem no ambiente terrestre, seus efeitos se propagam para os sistemas aquáticos por meio do carreamento de sedimentos, rejeitos e partículas finas (Juen et al. 2016). No contexto da mineração e da industrialização, a remoção e o revolvimento do solo para implantação de cavas, estradas, pátios e outras estruturas de suporte podem alterar tanto a estrutura física dos canais quanto processos ecológicos associados (Rico-Sanchez et al. 2022; Garcia et al. 2012).

Na região tropical, esses efeitos antrópicos interagem com a sazonalidade climática, que exerce forte influência sobre a dinâmica dos riachos. A variação na precipitação modifica a vazão, a profundidade, a velocidade da corrente e a disponibilidade de

microhabitats, produzindo mudanças marcantes nas condições físicas e químicas desses sistemas, especialmente em riachos de pequenas dimensões (Heino et al. 2013). Em períodos de maior precipitação, o aumento do escoamento pode intensificar o transporte de materiais para os canais e alterar drasticamente os parâmetros físico-químicos da água (Almada et al. 2019; Portner 2008). Assim, a sazonalidade não atua apenas como fonte de variação natural, mas como um fator que pode modular, amplificar ou mascarar os efeitos das perturbações antrópicas.

Nesse contexto, a heterogeneidade espacial e a heterogeneidade temporal estão entre os principais determinantes da organização das comunidades em riachos tropicais. A heterogeneidade espacial, expressa pela variação das condições e da estrutura do habitat entre locais, forma um mosaico de microambientes com características distintas, enquanto a heterogeneidade temporal está associada à sazonalidade e à variabilidade interanual (Chase et al. 2020; Legendre 2019; Rivera-Pérez et al. 2024). Essas dimensões influenciam diretamente a diversidade alfa, entendida como a diversidade local dentro de um sítio ou amostra, e a diversidade beta, definida como a variação na composição de espécies entre sítios, amostras ou períodos ao longo do espaço e/ou do tempo (Whittaker 1972; Wang et al. 2021). Por isso, em múltiplas escalas espaciais e temporais são fundamentais para compreender como o uso do solo e o clima moldam a biodiversidade aquática e a dinâmica das comunidades ao longo do tempo (Vanschoenwinkel et al. 2008; Bogan et al. 2012; Godoy et al. 2025).

Entre os organismos mais informativos para esse tipo de avaliação estão os insetos aquáticos, que desempenham funções-chave em diferentes processos ecológicos nos riachos (Farias et al. 2021). Esses organismos apresentam grande diversidade, distintas adaptações ao meio aquático e ampla ocupação de nichos ecológicos, sendo amplamente utilizados em biomonitoramento por sua sensibilidade a alterações ambientais (Hamada et al. 2019). Nesse sentido, as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) se destacam como grupos particularmente úteis, pois muitas de suas espécies respondem rapidamente a mudanças nas condições ambientais, podendo apresentar reduções na abundância, riqueza e composição das assembleias (Meza-Salazar et al. 2020; Farias et al. 2021). Além disso, várias espécies podem ser amostradas com relativa facilidade, e sua taxonomia é relativamente bem conhecida em resoluções mais amplas, como família e gênero, permitindo avaliar mudanças ambientais imediatas devido à sua rápida resposta e ao maior conhecimento taxonômico e comportamental disponível (Smith et al. 2006; Prat et al. 2009). Essas características tornam os EPT organismos centrais para avaliar

como alterações na paisagem e no habitat se refletem na estrutura e na diversidade das comunidades aquáticas (Farias et al. 2021; Lima et al. 2022).

Além de sua relevância como indicadores taxonômicos, os EPT também são particularmente úteis para investigar a diversidade beta em riachos amazônicos, permitindo integrar respostas espaciais e temporais da fauna (Castro et al. 2025; Rivera-Pérez et al. 2024). A diversidade beta que é definida como a variação na composição de espécies entre locais ou períodos (Legendre 2019; Whittaker 1972), em processos fundamentais de montagem de comunidades, como filtragem ambiental, limitação de dispersão e efeitos históricos do uso da terra (Castro et al. 2025). Em regiões tropicais, onde a sazonalidade é marcada por regimes contrastantes de estiagem e chuvas intensas, a composição de EPT tende a mudar substancialmente entre períodos, refletindo tanto a substituição temporal de táxons quanto alterações na disponibilidade de microhabitats (Valente-Neto et al. 2025; Heino et al. 2013). Adicionalmente, gradientes de alteração antrópica, como diferenças no uso e cobertura Da mesma forma, gradientes de alteração antrópica entre microbacias podem estruturar fortemente a diversidade beta espacial, revelando perdas de gêneros sensíveis, aumento do componente de aninhamento e simplificação das assembleias em riachos mais degradados (Mykrä & Heino 2017). Assim, a análise da diversidade beta de EPT oferece uma ferramenta robusta para detectar legados do uso da terra, efeitos cumulativos da degradação ambiental e mudanças na resiliência das comunidades aquáticas frente às pressões antrópicas (Martin et al. 2017).

Uma abordagem complementar para compreender essas respostas biológicas consiste na análise dos grupos funcionais alimentares (*Feeding Functional Groups* – FFGs), categorias funcionais baseadas no hábito alimentar e no mecanismo de coleta e consumo dos recursos (Cummins & Klug 1979). Esses grupos, representados principalmente por fragmentadores, coletores, raspadores e predadores, expressam estratégias de uso da matéria orgânica e do alimento disponível, refletindo a heterogeneidade do habitat, a qualidade ambiental e a disponibilidade de recursos (Cummins & Klug 1979; Merritt et al. 2017; Carrasco-Badajoz et al. 2022). Os fragmentadores trituram matéria orgânica grossa em partículas menores facilitando a decomposição, os coletores-catadores e os filtradores consomem matéria orgânica particulada fina (geralmente < 1 mm), depositada no substrato (catadores) ou suspensa na coluna d'água (filtradores) (Merritt et al. 2017). Os raspadores possuem adaptações morfológicas que os permitem se alimentar principalmente de algas aderidas a superfícies, e finalmente, os predadores se alimentam de outros animais, principalmente invertebrados, regulando assim as populações de outros

grupos funcionais (Cummins et al. 2025). A distribuição dos FFGs reflete a disponibilidade de alimento, a heterogeneidade do habitat e a qualidade ambiental (Pintar et al. 2018). Assim, mudanças na paisagem e perturbações industriais podem alterar a contribuição relativa de grupos funcionais específicos, modificando fluxos de energia e processos ecológicos-chave, como a decomposição e a ciclagem de matéria orgânica (Pintar et al. 2018; Salazar-Castellano et al. 2020).

Entre os processos ecossistêmicos mais fortemente relacionados à estrutura funcional das comunidades está o aporte de matéria orgânica alóctone, especialmente a serapilheira (Pintar et al. 2018; Soares et al. 2021). A entrada de folhas, galhos e outros detritos vegetais constitui uma fonte essencial de alimento e habitat para muitos organismos aquáticos e sustenta a dinâmica de produção e transferência de energia nos riachos (Firmino et al. 2021; Tonin et al. 2017). Nesse contexto, a decomposição da serapilheira e a colonização por macroinvertebrados são processos centrais para o funcionamento ecossistêmico. A colonização de folhas por insetos aquáticos é considerada um processo de sucessão ecológica degradativa, no qual ocorre substituição progressiva de comunidades, levando a mudanças na biomassa, na composição das espécies e nas condições ambientais (Marwein & Gupta 2021). Por essa razão, a decomposição de folhas e a colonização por insetos aquáticos são consideradas métricas sensíveis às alterações no uso do solo e às pressões antrópicas, funcionando como importantes ferramentas para avaliar impactos ambientais em sistemas aquáticos tropicais (Boyero et al. 2021).

A decomposição da serapilheira e a colonização por macroinvertebrados em riachos são profundamente influenciadas pela temporalidade climática, especialmente pelos regimes contrastantes de precipitação, temperatura e estabilidade hidrológica (Boyero et al. 2021; Firmino et al. 2021). Em períodos de menor precipitação ou de estiagem, a redução do volume de água tende a aumentar a estabilidade dos canais, favorecer a ação de decompositores microbianos e intensificar a permanência de macroinvertebrados na serapilheira (Firmino et al. 2021), enquanto na estação chuvosa o aumento do fluxo pode acelerar a lixiviação de nutrientes, redistribuir matéria orgânica e alterar drasticamente a estrutura das comunidades (Soares et al. 2021). Essas interações entre clima e funcionamento ecossistêmico tornam-se ainda mais complexas em ambientes sujeitos à industrialização, nos quais a sedimentação, a perda de vegetação ripária e as mudanças na morfologia dos canais podem amplificar ou interromper processos que naturalmente já variam ao longo do tempo (Rojas-Castillo et al. 2024; Marwein & Gupta 2021).

Apesar da relevância desses processos e do crescente número de estudos sobre biodiversidade e biomonitoramento em riachos tropicais, ainda são escassos os trabalhos que integrem, de forma simultânea e em múltiplas escalas temporais, os efeitos combinados da sazonalidade, de fatores climáticos e da degradação antrópica sobre a estrutura e o funcionamento de riachos amazônicos (Boyero et al. 2021; Cornejo et al. 2019). Em especial, permanece limitada a compreensão de como mudanças na paisagem, perturbações industriais e a variabilidade hidrológica interagem para influenciar, ao mesmo tempo, a diversidade de EPT, a distribuição dos grupos funcionais alimentares, a colonização por macroinvertebrados e as taxas de decomposição de folhas. Compreender essas interações é essencial para revelar os mecanismos que sustentam o funcionamento dos riachos amazônicos e identificar sua vulnerabilidade frente ao avanço industrial e as diferentes mudanças do uso do solo.

Diante desse panorama, nesta tese de doutorado, o objetivo geral foi avaliar como a sazonalidade, as mudanças na paisagem e a industrialização influenciam a distribuição dos grupos funcionais alimentares (FFGs) e os padrões de diversidade de insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), bem como a colonização por macroinvertebrados e as taxas de decomposição de folhas em riachos da Amazônia oriental. A tese está estruturada em quatro seções, organizadas para investigar, em diferentes escalas, os efeitos dessas pressões sobre a estrutura e o funcionamento dos riachos.

Na sessão I, intitulada “Anthropogenic landscapes change the feeding functional-group diversity of aquatic insects in the streams of the Eastern Amazon”, o objetivo foi avaliar os efeitos de diferentes tipos de uso do solo e da integridade do habitat sobre a abundância relativa e a composição dos grupos funcionais alimentares de EPT. Nele, testamos as seguintes hipóteses: (i) há relação positiva entre a cobertura florestal e a integridade do habitat com a proporção de fragmentadores; (ii) espera-se uma relação negativa entre a cobertura florestal e os valores de integridade do habitat com a proporção de raspadores; (iii) coletores-catadores e filtradores devem apresentar proporções mais elevadas em riachos afetados por atividades antrópicas e mudanças no uso do solo durante a estação seca; (iv) a proporção de predadores não deve variar significativamente ao longo dos gradientes de uso do solo e integridade do habitat; e (v) certos gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e grupos funcionais alimentares (FFGs) respondem positivamente aos gradientes ambientais de cobertura florestal e integridade

do habitat, permitindo identificar táxons e grupos funcionais que atuam como indicadores da qualidade ambiental de riachos em paisagens amazônicas (neste caso, apresentaremos os gêneros bioindicadores).

Na sessão II, intitulada “Legacy land use and seasonal dynamics jointly drive spatial and temporal  $\beta$ -diversity of aquatic insects in eastern Amazonian streams”, o objetivo foi avaliar a variação espacial e temporal na diversidade beta de insetos aquáticos pertencentes às ordens EPT, em um gradiente ambiental composto por diferentes tipos de uso do solo. Para isso, testamos as hipóteses de que, (i) a diversidade beta espacial é explicada principalmente pelos gradientes ambientais associados ao uso do solo entre riachos, onde esperamos maior dissimilaridade composicional entre os riachos com menores alterações no uso do solo; (ii) a diversidade beta sazonal varia entre os períodos de estiagem e chuvoso, sendo que a composição das comunidades apresentará maior heterogeneidade no período de estiagem ao longo das campanhas, e (iii) riachos mais alterados apresentam maior dissimilaridade temporal ao longo dos anos, com maior perda de gêneros “aninhados” em locais com maior perturbação ambiental.

Na sessão III, intitulada “Industrial impacts on eastern Amazon streams assessment with benthic EPT community, leaf litter decomposition and associated fauna”, o objetivo foi avaliar os impactos estruturais e funcionais em riachos associados a atividades industriais, considerando EPT e decomposição de folhas; testamos as seguintes hipóteses: (1) riachos sob distúrbio de atividades industriais apresentarão menor abundância e riqueza de EPT em comparação aos riachos controle, devido à perda de espécies sensíveis causada pela homogeneização dos ecossistemas; (2) riachos sob distúrbio de atividades industriais apresentarão decomposição microbiana mais rápida do que os riachos controle, como resultado de maiores concentrações de nutrientes e temperatura; (3) a decomposição total em riachos industriais será quase totalmente impulsionada por microrganismos, enquanto nos riachos controle a contribuição dos macroinvertebrados para a decomposição total será substancial; (4) riachos sob distúrbio de atividades industriais apresentarão menor colonização da serapilheira foliar por macroinvertebrados aquáticos em termos de abundância e riqueza, e a composição da comunidade será alterada; (5) os padrões acima tenderão a se intensificar ao longo do processo de decomposição, sendo particularmente evidentes nas etapas mais avançadas; e (6) as estações seca e chuvosa exibirão os padrões descritos, porém estes serão mais pronunciados na estação seca.

Na sessão IV intitulada “From impacts to processes: how industrialization, climate and seasonality shape leaf-litter decomposition and macroinvertebrate communities in tropical streams”, o objetivo foi avaliar como a industrialização, a sazonalidade e as variáveis mediadoras associadas à integridade do habitat, à morfologia do canal e ao clima, influenciam as taxas de decomposição de folhas (total e microbiana) e a colonização por macroinvertebrados aquáticos ao longo de três anos. Para isso, testaremos as hipóteses de que i) riachos impactados pela industrialização apresentam taxas de decomposição mais baixas, assim como menor riqueza e abundância (total, fragmentadores e EPT) de macroinvertebrados, uma vez que a industrialização altera a qualidade da água e o habitat, diminuindo a decomposição e a riqueza e abundância de macroinvertebrados (especialmente EPT e fragmentadores chaves no processo) e que (ii) esse padrão tende a ser mais acentuado durante a estação de estiagem, período marcado por maior estabilidade hidrológica, menor renovação hídrica e possível acúmulo de contaminantes. Esperamos ainda que (iii) a industrialização reduza a integridade do habitat e altere a morfologia dos canais, resultando em efeitos indiretos sobre a decomposição microbiana e total, uma vez que altera o fluxo e os substratos, reduzindo a atividade microbiana e de macroinvertebrados. Além disso, previmos que (iv) variáveis climáticas, como precipitação e temperatura, e a sazonalidade afetem a vazão e a morfologia funcional do canal, alterando a retenção de detritos e, assim, as taxas de decomposição de forma direta e indireta. Também assumimos que (v) a redução dos valores de decomposição total esteja associada a menores valores de riqueza e abundância de macroinvertebrados associados, refletindo a ligação entre funcionamento do ecossistema e biodiversidade. Finalmente, consideramos a possibilidade de que (vi) a industrialização exerça efeitos diretos sobre a decomposição microbiana, especialmente pela sensibilidade dos microrganismos ao aumento da sedimentação e ao recobrimento do detrito, o que pode reduzir a colonização e a atividade decompositora.

Atualmente, a presente tese encontra-se na seguinte situação: a primeira sessão foi publicada na revista *Water Biology and Security*; a segunda sessão foi publicada na *Journal of Environmental Management*; e a terceira sessão foi publicado na *Environmental Research*. Por fim, a quarta e última sessão foi formatada de acordo com as normas da revista *Water Research* e será submetida após a incorporação das contribuições da banca avaliadora.

## 1.1 REFERENCIAS

- Albert, J. S., Carnaval, A. C., Flantua, S. G. A., Lohmann, L. G., Ribas, C. C., Riff, D., Carrillo, J. D., Fan, Y., Figueiredo, J. P., Guayasamin, J. M., Hoorne, C., Melo, G. H., Nascimento, N., Quesada, C. A., Ulloa Ulloa, C., Val, P., Arieira, J., Encalada, A. C., & Nobre, C. A. (2023). Human impacts outpace natural processes in the Amazon. *Science*, 379(6630), 270–280. <https://doi.org/10.1126/science.abo5003>
- Almada, H. K. S., Silvério, D. V., Macedo, M. N., Maracahipes-Santos, L., Zaratim, E. C. P., Zaratim, K. P., & Umetsu, R. K. (2019). Effects of geomorphology and land use on stream water quality in southeastern Amazonia. *Hydrological sciences journal*, 64(5), 620-632. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1587563>
- Bastos, R. C., Brito, J., Cunhar, E. J., Cruz, G. M., Pereira, J. L. S., Vieira, J., & Juen, L. (2021). Environmental impacts from human activities affect the diversity of the Odonata (Insecta) in the eastern Amazon. *Intl. J. Odonatol*, 24, 300-315. [https://doi.org/10.23797/2159-6719\\_24\\_22](https://doi.org/10.23797/2159-6719_24_22)
- Bogan, M. T., & Boersma, K. S. (2012). Aerial dispersal of aquatic invertebrates along and away from arid-land streams. *Freshwater Science*, 31(4), 1131-1144. [boersmak@science.oregonstate.edu](mailto:boersmak@science.oregonstate.edu)
- Boyero, L., Gessner, M. O., Pearson, R. G., Chauvet, E., Pérez, J., Tiegs, S. D., & Graça, M. A. (2021). Global patterns of plant litter decomposition in streams. *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*, 51-71. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_4)
- Castro, D.M., Amaral, P.H., Berg, E., Hughes, R.M., Callisto, M., (2025). Spatial and temporal taxonomic and functional beta diversity of macroinvertebrate assemblages along a tropical dammed river. *Aquat. Sci.* 87, 35. <https://doi.org/10.1007/s00027-025-01165-3>
- Carrasco-Badajoz, C., Rayme-Chalco, C., Arana-Maestre, J., Álvarez-Tolentino, D., Ayala-Sulca, Y., and Sanchez-Peña, M. (2022). Aquatic macroinvertebrate trophic guilds, functional feeding groups, and water quality of an andean urban river. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1003207. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1003207>

Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., and Viana, D. (2020). Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 86-104. <https://doi.org/10.1111/nyas.14378>

Cornejo, A., Tonin, A. M., Checa, B., Tuñon, A. R., Pérez, D., Coronado, E., González, E., Ríos, T., Macchi, P., Correa-Araneda, F., & Boyero, L. (2019). Effects of multiple stressors associated with agriculture on stream macroinvertebrate communities in a tropical catchment. *PLoS ONE*, 14(8), e0220528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220528>

Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., & Padovesi-Fonseca, C. (2010). Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soils and Sediments*, 10(1), 89-103. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0148-z>

Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1), 69-89.

Cummins, K. W., & Klug, M. J. (1979). Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10, 147-172. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.10.110179.001051>

Enríquez-Espinosa C., Shimano, Y., Rolim, S., Maioli, L., Juen, L., Duck B. (2020) Beta diversity of Ephemeroptera (Insecta) in Brazilian streams of the eastern Amazon. *Biotropica*. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00275-7>

Faria, A. P. J., Paiva, C. K. S., Calvão, L. B., Cruz, G. M., & Juen, L. (2021). Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(11), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09553-6>

Faria, A.P.J., Paiva, C.K.S., Calvão, L.B., Cruz, G.M., Juen, L., (2021). Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. *Environ. Monit. Assess.* 193, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09553-6>

Firmino, V. C. Brasil, L. S. Martins, R. T. Ligeiro, R. Tonin, A. Júnior, J. F. G. & Juen, L. (2021). Litter decomposition of exotic and native plant species of agricultural importance in Amazonian streams. *Limnology*, 22(3), 289-297. <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00655-1>

Garcia, X. F., Schnauder, I., & Pusch, M. T. (2012). Complex hydromorphology of meanders can support benthic invertebrate diversity in rivers. *Hydrobiologia*, 685(1), 49-68. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0905-z>

García-Girón, J., Tolonen, K. T., Soininen, J., Snåre, H., Pajunen, V., & Heino, J. (2022). Anthropogenic land-use impacts on the size structure of macroinvertebrate assemblages are jointly modulated by local conditions and spatial processes. *Environmental Research*, 204, 112055. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112055>

Godoy, B. S., Siqueira, T., & Hughes, R. M. (2025). The influence of spatial extent and distance on macroinvertebrate-environment relationships in conterminous USA stream sites. *Journal of Biogeography*, 52(9), e15187. <https://doi.org/10.1111/jbi.15187>

Hamada, N., Nessimian, J. L., & Querino, R. B. (2019). *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA, 720 pp.

Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M., & Paasivirta, L. (2013). Environmental heterogeneity and  $\beta$  diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*, 32(1), 142–154. <https://doi.org/10.1899/12-083.1>

Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M., Paasivirta, L., (2013). Environmental heterogeneity and  $\beta$  diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshw. Sci.* 32, 142–154. <https://doi.org/10.1899/12-083.1>

Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Ferreira, M. C., Begot, T. O., Andrade, A. L., Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P. & Montag, L. F. A. (2016). Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River Research and Applications*, 32(10), 2081-2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>

Junk, W. J. (1980). Áreas inundáveis-um desafio para limnologia. *Acta Amazonica*, 10(4), 775-795.

Legendre, P., (2019). A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecol. Evol.* 9, 3500–3514. <https://doi.org/10.1002/ece3.4984>

Lima, M., Firmino, V. C., de Paiva, C. K. S., Juen, L., and Brasil, L. (2022). Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the

Amazon. *Journal of Insect Conservation*, 26(2), 137-148. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6>

Marengo, J. A., Souza, C. M., Jr., Thonicke, K., Burton, C., Halladay, K., Betts, R. A., Alves, L. M., & Soares, W. R. (2018). Changes in climate and land use over the Amazon region: Current and future variability and trends. *Frontiers in Earth Science*, 6, Article 228. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>

Martins, R.T., Firmino, V.C., Hamada, N., (2024). Amazonian aquatic insects in a changing landscape, in: *The Future of Amazonian Aquatic Biota*. Springer Nature Switzerland, Cham, pp. 111–136. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-66822-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-031-66822-7_5)

Marwein, I., & Gupta, S. (2021). Colonization Pattern of Aquatic Insects at Two Small Streams of Shillong, Meghalaya, North-East India. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 91(3), 593-605. <https://doi.org/10.1007/s40011-021-01252-z>

Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. In *Methods in stream ecology*, volume 1 (pp. 413-433). Academic Press.

Meza-Salazar, A. M., Guevara, G., Gomes-Dias, L., & Cultid-Medina, C. A. (2020). Density and diversity of macroinvertebrates in Colombian Andean streams impacted by mining, agriculture and cattle production. *PeerJ*, 8, e9619. <https://doi.org/10.7717/peerj.9619>

Meza-Salazar, A. M., Guevara, G., Gomes-Dias, L., & Cultid-Medina, C. A. (2020). Density and diversity of macroinvertebrates in Colombian Andean streams impacted by mining, agriculture and cattle production. *PeerJ*, 8, e9619. <https://doi.org/10.7717/peerj.9619>

Mykrä, H., Heino, J., (2017). Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecol. Complex.* 31, 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.002>

Pintar, M. R., Bohenek, J. R., Eveland, L. L., & Resetarits, W. J. (2018). Colonization across gradients of risk and reward: Nutrients and predators generate species-specific responses among aquatic insects. *Functional Ecology*, 32(6), 1589-1598. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13086>

Pörtner, H. O. (2008). Ecosystem effects of ocean acidification in times of ocean warming: a physiologist's view. *Marine Ecology Progress Series*, 373, 203-217. <https://doi.org/10.3354/meps07768>

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*, p.631-654

Rico-Sánchez, A. E., Rodríguez-Romero, A. J., Sedeño-Díaz, J. E., López-López, E., & Sundermann, A. (2022). Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by mining activities. *Scientific Reports*, 12(1), 1-14. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>

Rivera-Pérez, J.M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Cunha, E.J., Carvalho, F.G., Brasil, L.S., Ferreira, K., Rolim, S., Juen, L., (2024). Spatio-temporal beta diversity of specialist and generalist aquatic insects in streams altered by mining activities in eastern Amazonia. *J. Insect Conserv.* 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10841-024-00615-x>

Rojas-Castillo, O. A., Kepfer-Rojas, S., & Jacobsen, D. (2024). Land-use effects on leaf-litter breakdown in streams in a tropical lowland catchment. *Aquatic Sciences*, 86(3), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01079-6>

Salazar-Castellanos, D. Meza-Salazar, A. M. & Guevara, G. (2020). Macroinvertebrados y pérdida de masa de hojas de *Eucalyptus* sp. y *Tibouchina lepidota* en una quebrada altoandina con influencia minera (Manizales, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 593-605. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1059>

Smith, V.H., Joye, S.B., Howarth, R.W., (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnologia. Oceanogr.* 51, 351–355. [https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1\\_part\\_2.0351](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351)

Soares, D. M., Borges, L. R., da Silva, M. F. F., & Luche, L. D. (2021). Effect of substrates of native and exotic plant species on the initial period of colonization of benthic macroinvertebrates in the Cerrado biome. *Community Ecology*, 22(1), <https://doi.org/127-134.10.1007/s42974-020-00032-5>

Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>

Tonin, A.M., Gonçalves, J.F., Bambi, P. (2017) Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. *Sci Rep* 7, 10799. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10576-8>

Valente-Neto, F., Mello, J.L., Pestana, G.C., Shimabukuro, E.M., de Siqueira, A.S., Covich, A.P., Saito, V.S., (2025). Ecological perspectives on the organization of biodiversity in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 1–23. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05631-1>

Vanschoenwinkel, B., Gielen, S., Vandewaerde, H., Seaman, M., & Brendonck, L. (2008). Relative importance of different dispersal vectors for small aquatic invertebrates in a rock pool metacommunity. *Ecography*, 31(5), 567-577. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.05442.x>

Wang, H., Fu, H., Wen, Z., Yuan, C., Zhang, X., Ni, L., Cao, T., (2021). Seasonal patterns of taxonomic and functional beta diversity in submerged macrophytes at a fine scale. *Ecol. Evol.* 11, 9827–9836. <https://doi.org/10.1002/ece3.7811>

Whittaker, R.H., (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>

# 2. SESSÃO I

**Anthropogenic landscapes change the feeding functional-group diversity of aquatic insects in the streams of the Eastern Amazon**

A segunda sessão desta tese foi publicada na revista científica *Water Biology and Security*, para acessar o artigo abrir o link: <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2026.100592>

## **Anthropogenic landscapes change the feeding functional-group diversity of aquatic insects in the streams of the Eastern Amazon**

### **RESUMO**

O estudo dos grupos funcionais alimentares (FFGs) é essencial para compreender o funcionamento dos ecossistemas de riachos, pois esses grupos podem ser afetados por mudanças ambientais que alteram os processos ecológicos. Avaliamos os efeitos de diferentes tipos de uso do solo e da integridade do habitat (HII) sobre a abundância relativa dos FFGs de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em 32 riachos da Amazônia Oriental, amostrados em outubro de 2022 e março de 2023. Utilizando modelos lineares generalizados e a Análise de Espécies Indicadoras com Limiares, observamos que o HII influenciou positivamente a proporção de fragmentadores e negativamente a proporção de raspadores. Os coletores-catadores responderam positivamente ao aumento da integridade do habitat, enquanto os filtradores e predadores não apresentaram respostas significativas ao longo dos gradientes. Todos os FFGs responderam individualmente a outras métricas da paisagem. Os fragmentadores e coletores-catadores se destacaram como bioindicadores dos gradientes de HII. Em nível de gênero *Cernotina*, *Macronema*, *Miroculis* e *Phylloicus* responderam ao HII, enquanto *Leptonema* respondeu à cobertura florestal. Nossos resultados demonstram que a perda de integridade do habitat (HII) e as paisagens antropogênicas afetam tanto a composição quanto a abundância relativa dos FFGs em comunidades de insetos aquáticos, ressaltando a importância da conservação da vegetação ripária para manter a funcionalidade e a biodiversidade dos ecossistemas. Além disso, o uso de FFGs como bioindicadores é uma abordagem poderosa para avaliar os impactos das mudanças ambientais sobre as interações e processos ecológicos, sugerindo que pesquisas futuras devem investigar as respostas específicas dos FFGs a diferentes práticas de manejo ao longo do tempo.

**Palavras-chaves:** Gradiente ambiental, desmatamento, industrialização, integridade do habitat, uso do solo, Pulso de Inundação.

## 1.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais, como rios e riachos, fornecem recursos e serviços essenciais para as populações humanas (Wang et al., 2023; Stanworth et al., 2024). A região amazônica é rica em recursos naturais e abriga uma vasta reserva de água doce, que vem sofrendo mudanças antrópicas rápidas e intensas ao longo do tempo, especialmente nos últimos anos (Cunha et al., 2022; Garcia-Giron et al., 2022). Essas mudanças são impulsionadas principalmente pelo uso do solo para atividades humanas, como agricultura, pecuária, mineração e urbanização (Farias et al., 2021). Na maioria dos casos, as perturbações começam com o desmatamento ilegal, que altera extensas áreas e paisagens naturais (Ríbero et al., 2009). Apesar de sua importância econômica e social, essas atividades podem impactar negativamente os ecossistemas naturais, afetando a estrutura e o funcionamento dos habitats aquáticos tanto em curto quanto em longo prazo (Böck et al., 2018). Conseqüentemente, a biodiversidade e as populações humanas também são afetadas, pois serviços fundamentais, como o acesso à água potável, alimentação, saúde, energia e ciclagem de nutrientes, são comprometidos (Petsch et al., 2023).

Essas modificações são ainda mais intensas e prejudiciais para ecossistemas particularmente sensíveis, como os pequenos riachos (Collier et al., 2019; Paiva et al., 2021). Esses ambientes dependem fortemente de suas bacias de drenagem e da vegetação ripária; portanto, o uso antrópico altera suas características hidrológicas e físicas, provocando mudanças na química da água, desestabilização das margens, aumento do aporte de sedimentos e alteração do fluxo dos riachos (Enríquez-Espinosa et al., 2020; Bastos et al., 2021). Além disso, embora a maioria dessas perturbações ocorra em ambientes terrestres, os subprodutos dessas atividades (e. g. como pesticidas, fertilizantes, metais pesados, sedimentos e/ou resíduos) são lixiviados para os sistemas aquáticos (Juen et al., 2016; Lima et al., 2022).

No contexto da industrialização, o tamanho da área destinada à produção em cada microbacia, bem como a distância dos locais onde as atividades são realizadas, podem afetar direta ou indiretamente a dinâmica dos sistemas aquáticos (Enríquez-Espinosa et al., 2020). Áreas de atividade maiores, como a instalação de polos industriais, intensificam a remoção da floresta ripária e a compactação do solo, reduzindo o tempo de retenção da água, diminuindo a filtração de contaminantes em caso de acidentes, aumentando a sedimentação, elevando a exposição a poluentes potenciais e causando a

perda de espécies sensíveis (Rico-Sanchez et al., 2022; Rivera-Pérez et al., 2023). De forma semelhante, pastagens, urbanização e agricultura promovem a fragmentação e a perda da vegetação nativa ao longo das margens dos riachos, além de aumentar a exposição a efluentes agrícolas e domésticos, com consequências significativas para a riqueza, composição e densidade dos organismos aquáticos (Mishra et al., 2008; Pereira et al., 2021).

Diante desse cenário de transformação antrópica, o Índice de Integridade do Habitat (HII, do inglês Habitat Integrity Index) tornou-se uma ferramenta importante para o estudo de riachos tropicais (Brasil et al., 2020a), pois permite avaliar alterações antrópicas sutis na paisagem por meio de métricas que consideram as condições estruturais do canal, das margens e do substrato do riacho (Nessimian et al., 2008). Esse índice tem sido associado a diferentes grupos aquáticos, como insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), possibilitando detectar mudanças na dinâmica das comunidades em resposta a distúrbios ambientais (Farias et al., 2021; Bastos et al., 2021; Cunha et al., 2022). Além disso, a relação entre diversidade de espécies e integridade do habitat em riachos tem se tornado uma ferramenta valiosa para o biomonitoramento ambiental e para a proposição de medidas de mitigação de impactos nesses sistemas (Brasil et al., 2020a; Rivera-Pérez et al., 2022). Para interpretar corretamente esses padrões, é essencial considerar a complexidade ecológica dos riachos de cabeceira (Farias et al., 2021).

Os riachos de cabeceira são sistemas altamente complexos, heterogêneos e dinâmicos, com variações naturais e espaciais nas condições ambientais causadas por fatores estocásticos e eventos climáticos naturais, que podem influenciar a diversidade e a composição de espécies em uma determinada área (Li et al., 2020; Snåre et al., 2024). Esses processos naturais ou antrópicos moldam a distribuição da biodiversidade, uma vez que as espécies ocorrem apenas em áreas onde seus requisitos biológicos são atendidos dentro das restrições de seu nicho ecológico (Hutchinson, 1957; Southwood, 1996). Assim, qualquer força externa que altere essas condições ambientais pode reduzir o desempenho individual, diminuindo o crescimento, a reprodução e a abundância, e, por fim, modificar a distribuição da biodiversidade (Urban, 2004; Chase et al., 2020; Luiza-Andrade et al., 2022).

Os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) apresentam sensibilidades e exigências ambientais específicas, sendo amplamente

utilizados como grupos bioindicadores na avaliação da qualidade da água e no monitoramento ambiental (Farias et al., 2021; Brasil et al., 2020b). Esses grupos são abundantes em riachos e incluem representantes de todos os Grupos Funcionais Alimentares (FFGs), exibindo diversas adaptações que permitem respostas distintas à contaminação ou a distúrbios ambientais (Luiza-Andrade et al., 2017; Hamada et al., 2019). Assim, o estudo dos FFGs dentro dessas ordens amplia a compreensão sobre o funcionamento dos ecossistemas em estudos de biomonitoramento em paisagens modificadas pelo homem (Akamagwuna et al., 2022; Lima et al., 2022).

Por meio do estudo dos grupos funcionais alimentares, é possível identificar a dependência das comunidades lóticicas em relação aos recursos alimentares (Carrasco-Badajoz et al., 2022) e avaliar a saúde e o funcionamento dos ecossistemas de riachos (Merritt et al., 2014). Os insetos aquáticos são classificados em cinco principais FFGs: fragmentadores, coletores-catadores, filtradores, raspadores e predadores. Essas categorias baseiam-se em estratégias alimentares determinadas pela morfologia e comportamento dos indivíduos (Merritt et al., 2014; Marwein & Gupta, 2021). Os fragmentadores decompõem matéria orgânica grosseira em partículas menores. Os coletores-catadores e os filtradores consomem matéria orgânica particulada fina (geralmente <1 mm), depositada no substrato (catadores) ou suspensa na coluna d'água (filtradores) (Cummins e Klug, 1979; Merritt et al., 2014). Os raspadores possuem adaptações morfológicas que lhes permitem se alimentar principalmente de algas aderidas a superfícies, enquanto os predadores se alimentam de outros animais, principalmente invertebrados, regulando assim as populações de outros grupos funcionais (Cummins e Klug, 1979; Pintar et al., 2018).

Uma teoria importante que explica os padrões naturais de distribuição dos grupos funcionais alimentares em ambientes aquáticos, como riachos, é o Conceito de Pulso de Inundação (Junk et al. 1989). Segundo essa teoria, durante os períodos de cheia, o aporte de matéria orgânica alóctone proveniente da vegetação ripária e das planícies de inundação cria condições favoráveis para a abundância de fragmentadores e coletores, que dominam esses ambientes durante os pulsos hidrológicos (Pastorino et al., 2020; Doretto et al., 2020). Os raspadores, por outro lado, ocorrem em menores proporções devido à limitação da penetração de luz nos riachos causada pela cobertura do dossel mais densa (Shimano et al., 2012; Piano et al., 2019; Doretto et al., 2020). Os predadores tendem a ocorrer em baixa frequência em riachos pequenos, embora sua abundância e

riqueza permaneçam relativamente constantes ao longo do contínuo fluvial (Crétaz e Barten, 2007). As alterações antrópicas afetam o aporte, transporte, uso e armazenamento de matéria orgânica nos riachos, modificando assim a disponibilidade de recursos que sustentam os diferentes FFGs de insetos aquáticos (Lima et al., 2022).

Em cenários com redução da cobertura florestal, espera-se que o aumento da incidência de luz e da temperatura favoreça o crescimento de algas, beneficiando principalmente os raspadores (Doretto et al., 2020). Ao mesmo tempo, o aumento do aporte de sedimentos finos e de matéria orgânica particulada fina tende a favorecer coletores-catadores e filtradores (Merritt et al., 2014). A redução do aporte de serapilheira e a perda da complexidade estrutural do habitat levam à diminuição dos fragmentadores, enquanto os predadores, devido à sua flexibilidade trófica, tendem a manter proporções relativamente estáveis, embora possam ser indiretamente afetados por mudanças na disponibilidade de presas (Akamagwuna et al., 2022; Lima et al., 2022).

Diante das relações entre grupos funcionais e atividades humanas, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos de diferentes tipos de uso do solo e da integridade do habitat (HII) sobre a abundância relativa dos grupos funcionais alimentares de EPT em riachos da Amazônia Oriental. Testamos as seguintes hipóteses: (i) há relação positiva entre a cobertura florestal e os valores de integridade do habitat com a proporção de fragmentadores; (ii) espera-se uma relação negativa entre a cobertura florestal e os valores de integridade do habitat com a proporção de raspadores; (iii) coletores-catadores e filtradores devem apresentar proporções mais elevadas em riachos afetados por atividades antrópicas e mudanças no uso do solo durante a estação seca; (iv) a proporção de predadores não deve variar significativamente ao longo dos gradientes de uso do solo e integridade do habitat; e (v) certos gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e grupos funcionais alimentares (FFGs) respondem positivamente aos gradientes ambientais de cobertura florestal e integridade do habitat, permitindo identificar táxons e grupos funcionais que atuam como indicadores da qualidade ambiental de riachos em paisagens amazônicas (neste caso, apresentaremos os gêneros bioindicadores).

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em 32 riachos de segunda e terceira ordem localizados nos municípios de Barcarena e Abaetetuba, que juntos abrangem uma área de 2.927 km<sup>2</sup>, no estado do Pará, Brasil (1°30'21''S; 48°37'33'' W) (Paz et al., 2011; Piratoba et al., 2017) (Figura 1). A região era originalmente coberta por floresta nativa, caracterizada por árvores de grande porte e composta por florestas secundárias, matas ciliares e áreas de várzea influenciadas por inundações sazonais (Tavares et al., 2021). Ao longo dos anos, houve uma rápida expansão das áreas urbanas, industriais, agrícolas e de pastagem, resultando em um crescimento populacional desordenado e na deficiência de serviços sociais, saneamento básico e tratamento de água. Como consequência, efluentes são frequentemente lançados nos riachos (Cunha et al., 2022; Rivera-Pérez et al., 2025), causando alterações significativas na paisagem. Essa expansão foi impulsionada principalmente pela instalação de uma área portuária, que cresceu rapidamente a partir da década de 1990, atraindo inúmeras indústrias e empresas ligadas ao setor de transporte (Lemos e Pimentel, 2021; Furtado et al., 2020).

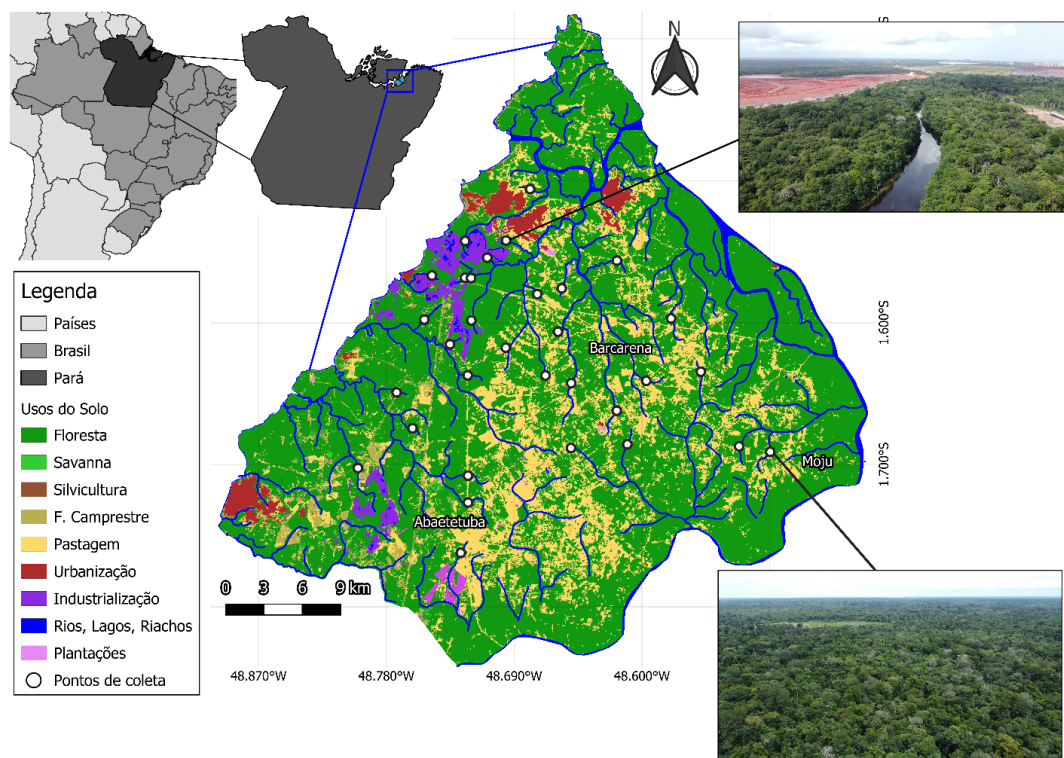


Figura 1. Localização dos 32 riachos onde foram amostrados os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) na região de Barcarena e Abaetetuba.

Este estudo foi realizado entre 2022 e 2023, com duas expedições de amostragem: uma durante a estação seca, em outubro de 2022, e outra durante a estação chuvosa, em março de 2023. O objetivo foi maximizar a probabilidade de capturar e representar a biodiversidade de insetos aquáticos presente nos riachos. Durante cada campanha de amostragem, todos os 32 riachos foram amostrados.

### ***2.2.2 Coleta e identificação biológica***

Em cada riacho, foi delimitado um trecho fixo de 100 metros, dividido em dez seções contíguas de 10 metros. Cada seção foi marcada e rotulada sequencialmente com letras de “A” (sempre a jusante) até “K” (sempre a montante), formando pares adjacentes como AB, BC, CD, ..., JK. Cada uma dessas seções foi posteriormente subdividida em dois segmentos, resultando em um total de vinte trechos de 5 metros. A divisão dos riachos em seções permite avaliar a variação da riqueza de espécies dentro de cada riacho e facilita a amostragem dos espécimes em campo (Brito et al., 2018; Juen et al., 2025).

Para a coleta de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), utilizamos uma rede de mão (rapiché; 18 cm de diâmetro, malha de 0,05 mm), seguindo o protocolo de Shimano et al. (2018). Em cada trecho de riacho, foram obtidas duas amostras replicadas, com o objetivo de abranger todos os tipos de substrato disponíveis (serapilheira, raízes, detritos lenhosos, pedras e areia). Os insetos aquáticos foram triados em campo com o auxílio de bandejas brancas e pinças entomológicas, sendo preservados em etanol a 85%. As amostras foram transportadas para o Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO), onde os espécimes foram identificados até o nível de gênero utilizando as chaves de Domínguez et al. (2006), Domínguez e Fernández (2009) e Hamada et al. (2019), e posteriormente depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal do Pará (Belém, Pará, Brasil). Os substratos não foram analisados separadamente, uma vez que o delineamento amostral buscou representar a composição geral da comunidade em meso e micro-habitats do riacho como uma unidade amostral (Juen et al., 2025). As abundâncias relativas dos Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) foram calculadas para cada riacho em ambas as campanhas de amostragem, de modo a representar melhor a biodiversidade de EPT.

Os Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) foram classificados utilizando chaves especializadas (Merritt et al., 2014), com base em informações morfológicas e comportamentais disponíveis na literatura e nas identificações dos gêneros de

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Merritt et al., 2014; Villada-Bedoya et al., 2017; Lima et al., 2022; Santos et al., 2024). Foram utilizadas as seguintes categorias: fragmentadores, filtradores, coletores-catadores, raspadores e predadores (Cummins e Klug, 1979; Merritt et al., 2014; Santos et al., 2024). Por fim, as abundâncias relativas dos grupos alimentares foram calculadas para cada riacho.

### **2.2.3 Dados ambientais**

A integridade física do habitat foi avaliada utilizando o Índice de Integridade do Habitat (HII), conforme proposto por Nessimian et al. (2008). Esse índice é composto por 12 parâmetros visuais que avaliam aspectos estruturais do canal, das margens e do substrato do riacho, incluindo: (i) cobertura do dossel ripário; (ii) uso do solo adjacente; (iii) estabilidade das margens; (iv) presença e quantidade de material lenhoso em decomposição; (v) diversidade e complexidade do substrato; (vi) presença de deposição de sedimentos; e (vii) presença de detritos orgânicos (serapilheira), entre outros (Tabela S1). Cada parâmetro é pontuado de acordo com categorias de integridade, e a pontuação total é padronizada em uma escala de 0 a 1, sendo que valores mais próximos de 1 indicam maior integridade física do habitat.

O HII reflete o grau de conservação ou degradação dos ambientes aquáticos e é particularmente sensível a alterações antrópicas, como desmatamento, sedimentação, canalização e outros impactos decorrentes do uso do solo. Estudos anteriores demonstraram que o HII é um forte preditor da composição e estrutura das comunidades de insetos aquáticos, principalmente porque está diretamente relacionado à disponibilidade de micro-habitats e à heterogeneidade estrutural do leito dos riachos (Brasil et al., 2020a; Rivera-Pérez et al., 2022). Neste estudo, os valores de HII foram utilizados como variáveis preditoras da composição funcional das assembleias de insetos aquáticos, com ênfase nas proporções relativas dos grupos tróficos (fragmentadores, raspadores, coletores e predadores).

Para obter as variáveis de uso do solo na escala de microbacia, utilizou-se um mosaico de imagens de satélite da constelação RapidEye (RapidEye, 2015). As datas de aquisição das imagens foram selecionadas de modo a coincidirem, tanto quanto possível, com os períodos de amostragem das variáveis locais e dos insetos aquáticos. Inicialmente, foi realizado o Processamento Digital das Imagens, seguido da delimitação das microbacias e da rede de drenagem utilizando dados da SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) com resolução espacial de 30 metros (Antunes et al., 2014). A

classificação do uso e cobertura do solo foi realizada no software PCI Geomatics 2015, empregando o módulo ATCOR (Ground Reflectance). Após a correção atmosférica, foi gerado um mosaico das cenas RapidEye por meio do módulo OrthoEngine do PCI Geomatics. O mosaico RapidEye foi então submetido à classificação orientada a objetos no software eCognition 9. A acurácia da classificação foi validada utilizando imagens de satélite do projeto TerraClass 2014, fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), juntamente com as camadas de cobertura do solo do MapBiomas 2022 (Almeida et al., 2016).

Com base na área de cada microbacia, calculou-se o percentual atual de cobertura vegetal (percentual de floresta) para diferentes tipos de uso do solo (2021) e avaliou-se a perda de cobertura vegetal por meio da comparação anual de dados entre 1985 e 2021. A variável de cobertura vegetal foi obtida somando-se os percentuais das áreas naturais compostas por florestas primárias e secundárias em cada microbacia. Adicionalmente, foram calculados os percentuais de outros tipos de uso do solo, incluindo áreas industriais, urbanas, de pastagem e agrícolas. O software de código aberto QGIS (versão 3.16.3 Hannover, 2020) foi utilizado para interpretar as feições geradas no Processamento Digital das Imagens e para produzir o mapa temático da área de estudo.

#### **2.2.4 Análises dos dados**

Cada riacho foi considerado como uma unidade amostral, totalizando 32 unidades amostrais ao se contabilizarem as coletas realizadas nas estações seca e chuvosa (sumarizando 64 amostras). Inicialmente, foi construída uma matriz de correlação para reduzir possíveis vieses relacionados à multicolinearidade entre as variáveis ambientais (Dormann et al., 2013). Quando duas ou mais variáveis apresentaram coeficientes de correlação de Pearson iguais ou superiores a 0,6, apenas uma foi mantida na análise, priorizando-se aquela com maior poder explicativo para os grupos estudados. As variáveis preditoras foram selecionadas separadamente utilizando o método de seleção progressiva (forward selection) do pacote *adespatial* (Dray et al., 2019).

Para avaliar a variação ambiental entre os riachos ao longo dos gradientes de integridade do habitat e de cobertura florestal, foram realizadas duas Análises de Componentes Principais (PCA): uma baseada nos valores do Índice de Integridade do Habitat (HII) e outra utilizando os valores percentuais das formações florestais ao redor dos riachos no ano de 2021 (FF21). Essas análises permitiram sintetizar a variação

ambiental e identificar padrões estruturais entre os diferentes locais de amostragem (Legendre e Legendre, 2012) (Figura 2). Para o gradiente de HII, foram utilizadas as variáveis selecionadas a partir do próprio índice. Para o gradiente de cobertura florestal, foram empregados os percentuais de uso do solo referentes aos anos de 1985 e 2021 como variáveis preditoras: Percentual de Formações Florestais em 2021 (FF21), cobertura florestal em 1985 (FF85), pastagem em 2021 (P21), pastagem em 1985 (P85), industrialização (I21), formações campestres (FC21), mudança na cobertura de pastagem entre 2021 e 1985 (MP) e mudança na cobertura de formações florestais entre 2021 e 1985 (MFF) (Figura 2). Os eixos foram selecionados com base no critério broken-stick e nos valores de contribuição das variáveis superiores a 0,4.

Para testar as quatro primeiras hipóteses, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLMs), nos quais as métricas e os gradientes ambientais foram empregados como variáveis preditoras, e a abundância relativa de cada grupo alimentar foi utilizada como variável resposta. A presença de subdispersão ou superdispersão foi verificada por meio de diagnósticos de resíduos, a partir dos quais foi selecionada a família de distribuição mais adequada para o modelo (Figura 2). A seleção dos modelos baseou-se no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenos tamanhos amostrais (AICc). O modelo com o menor valor de AICc foi considerado o mais parcimonioso e o que melhor se ajustou aos dados. Conseqüentemente, seu  $\Delta AICc$  foi igual a zero em comparação aos demais modelos (Ripley et al., 2020). Para o modelo selecionado, avaliamos o efeito das variáveis preditoras sobre a variável resposta.

Por fim, para avaliar os efeitos dos diferentes tipos de uso do solo na paisagem, utilizamos tanto as classificações dos Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) quanto os dados em nível de gênero para testar a hipótese (v), que propõe a existência de táxons e grupos funcionais indicativos da qualidade ambiental. Para isso, aplicamos a Análise de Espécies Indicadoras com Limiares (Threshold Indicator Taxa Analysis – TITAN; King e Baker, 2010) (Figura 2). Essa análise foi empregada para detectar pontos de mudança nas assembleias de FFGs e nos gêneros de EPT em resposta aos gradientes ambientais entre os riachos, utilizando o Índice de Integridade do Habitat (HII) e o percentual de cobertura florestal como gradientes ambientais. O TITAN identifica pontos de mudança na distribuição dos táxons (frequência de ocorrência e abundância relativa) ao longo de um gradiente ambiental e avalia a resposta síncrona dos táxons como evidência de limiares em nível de comunidade (King e Baker, 2010).

O limiar comunitário foi avaliado a partir da soma de todos os valores de z-score calculados a partir das respostas positivas (soma  $z^+$ ) e negativas (soma  $z^-$ ) dos táxons. As análises TITAN foram realizadas no software R (versão 3.5.1), utilizando o pacote TITAN2 (King e Baker, 2010).

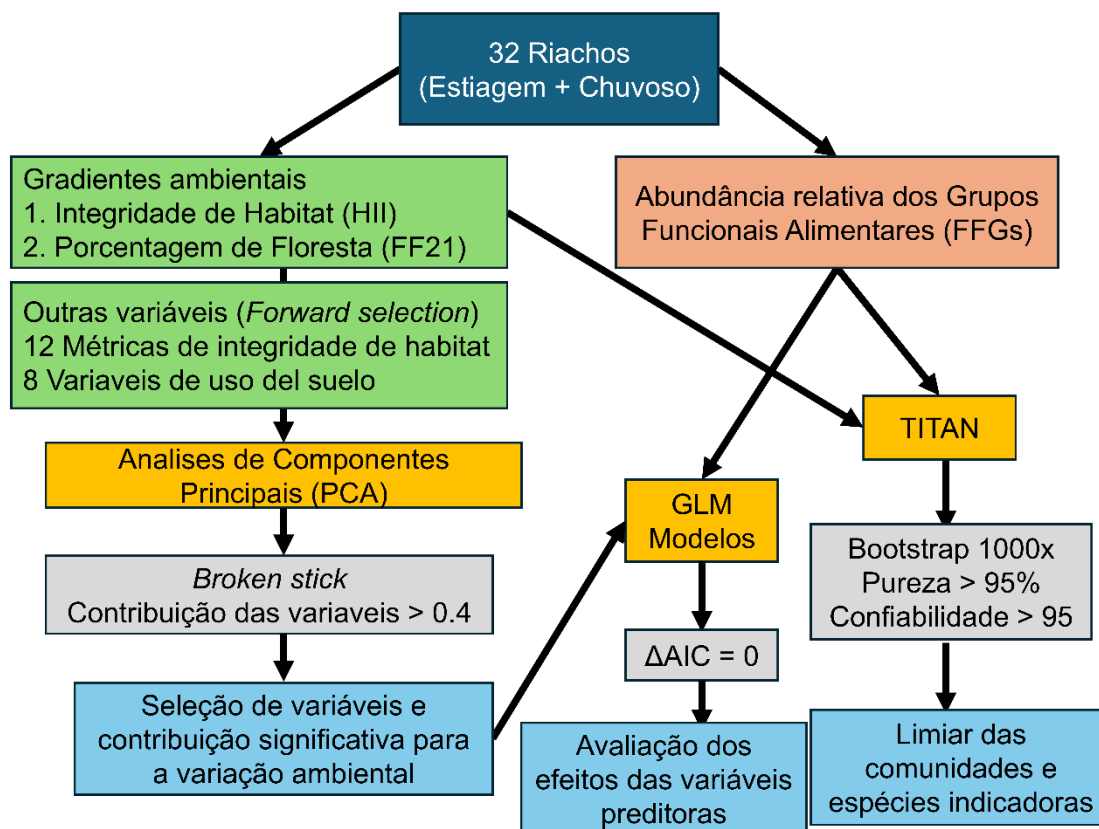


Figura 2. Fluxograma geral da estrutura analítica utilizada para avaliar a diversidade dos grupos funcionais alimentares (FFGs) de insetos aquáticos em riachos da Amazônia Oriental

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 Variação ambiental nos riachos

Ao resumir a variação nas condições ambientais ao longo do gradiente de integridade do habitat entre os riachos, apenas o primeiro eixo da PCA foi retido, explicando 40,3% da variação total nos dados de integridade do habitat. Esse eixo representou um gradiente associado ao aumento da qualidade do habitat e da integridade dos riachos (Figura 3). As métricas que mais contribuíram positivamente para o primeiro

eixo foram o Índice de Integridade do Habitat (HII), a área de corredeiras (IIH10) e a estrutura das margens dos riachos (IIH7) (Tabela 1).

De forma semelhante, ao avaliar o gradiente de mudança no uso do solo e a variação nas condições ambientais entre os riachos, o primeiro eixo da PCA explicou 48,6% da variação total nos dados de uso do solo, indicando um gradiente associado a maior cobertura florestal nas proximidades dos riachos (Figura 3). As variáveis que mais contribuíram positivamente para esse eixo foram a Mudança no Percentual de Formações Florestais (CFF) e o Percentual de Formações Florestais em 2021 (FF21), enquanto a Mudança na Cobertura de Pastagem (CP) apresentou contribuição negativa.

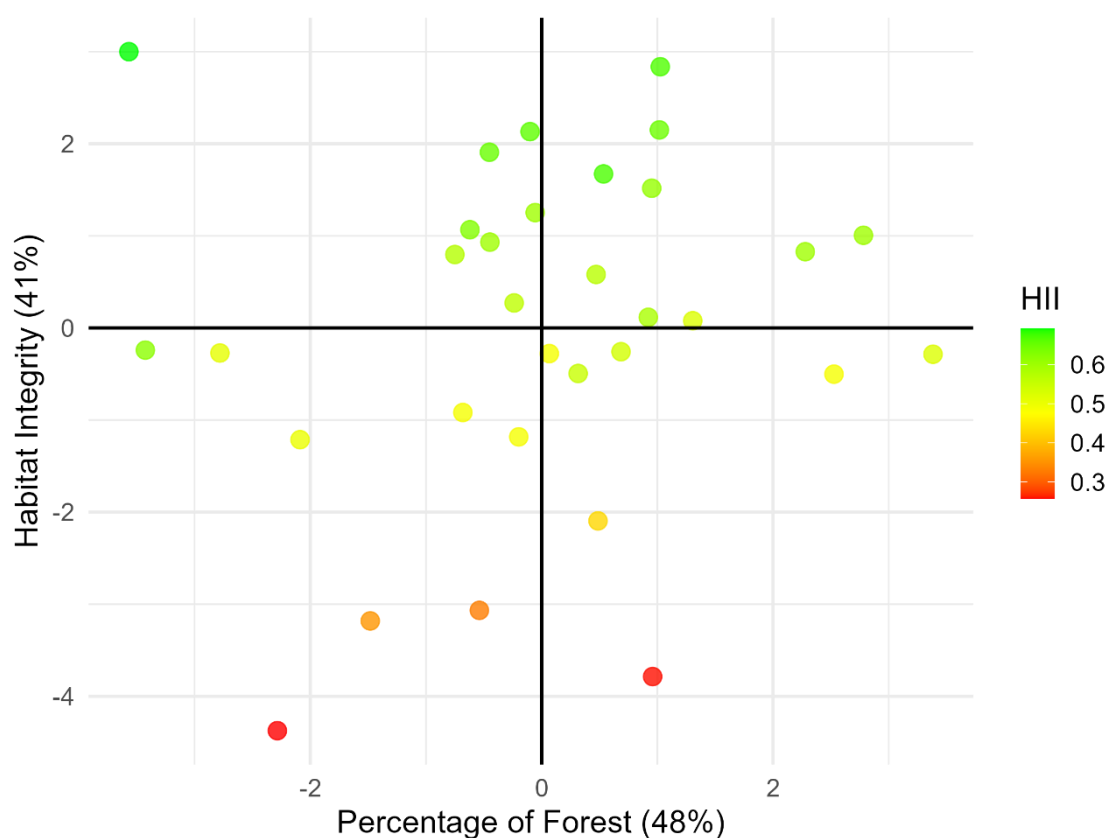


Figura 3. Análises de Componentes Principais (PCA) mostrando os dois primeiros eixos para os dois gradientes ambientais, com a cobertura florestal no eixo X e a integridade do habitat no eixo Y.

Tabela 1. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA), mostrando os valores Broken Stick, autovalores, percentual da variância explicada pelos dois primeiros eixos e

variação ambiental entre os riachos. Os valores em negrito indicam as variáveis que mais contribuíram para a formação dos eixos ( $\geq 0,40$ ).

<b>Gradiente de Integridade de Habitat</b>		
<b>Variáveis ambientais</b>	<b>CP1</b>	<b>CP2</b>
Índice de Integridade de Habitat (III)	<b>0.538</b>	0.009
Padrões de usos do solo (IIH1)	0.242	0.312
Largura da mata ciliar (IIH2)	0.346	-0.509
Estado de conservação da floresta ripária (IIH3)	0.231	-0.444
Estrutura das margens do riacho (IIH7)	<b>0.418</b>	-0.187
Margem escavada (IIH8)	0.248	0.339
Leito do riacho (IIH9)	0.26	0.526
Área de corredeira (IIH10)	<b>0.416</b>	0.133
Autovalor	3.226	1.361
<i>Broken-stick</i>	2.717	1.717
Explicação (%)	40.3	17
<b>Gradientes de usos do solo</b>		
<b>Variáveis ambientais</b>	<b>CP1</b>	<b>CP2</b>
Porcentagem de formação florestal (FF21)	<b>0.443</b>	0.467
Porcentagem de formação de pastagem (GF21)	0.239	-0.317
Porcentagem de industrialização (I21)	-0.010	-0.667
Porcentagem de pastagem em 1985 (P85)	-0.226	0.478
Variação percentual na formação florestal “2021-1985” (CFF)	<b>0.584</b>	0.027
Mudança na cobertura de pastagem “2021-1985” (CP)	<b>-0.593</b>	0.077
Autovalor	2.647	1.244

<i>Broken-stick</i>	2.450	1.450
Explicação (%)	48.6	17.8

### 2.3.2 Estrutura comunitária

Um total de 1.421 indivíduos foi coletado, distribuído em 41 gêneros de EPT. Estes foram classificados em Grupos Funcionais Alimentares (FFGs): seis gêneros como fragmentadores, seis como filtradores, 19 como coletores-cataadores, 19 como raspadores e seis como predadores, sendo que alguns gêneros foram atribuídos a mais de um FFG (Tabela 2). Os gêneros mais abundantes foram *Miroculis* (Ephemeroptera, FFG: raspador), com 323 indivíduos; *Campylocia* (Ephemeroptera, FFG: filtrador), com 247 indivíduos; e *Macrostemum* (Trichoptera, FFG: filtrador), com 200 indivíduos. O gênero de Plecoptera mais abundante foi *Anacroneuria* (FFG: predador), com 32 indivíduos. Em relação às proporções dos cinco FFGs, os raspadores foram os mais abundantes, representando 38% dos indivíduos, seguidos pelos coletores-cataadores com 28%, filtradores com 25%, fragmentadores com 6% e predadores com 3% do total de indivíduos de EPT (Tabela 2).

Tabela 2. Lista dos gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), mostrando a abundância por gênero e os respectivos Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) na região de Barcarena e Abaetetuba.

Ordem	Família	Gênero	Autor	Abundância	FFGs
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Apobaetis</i>	Day, 1955	11	Gatherer-collectors
		<i>Aturbina</i>	Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996	11	Gatherer-collectors
		<i>Baetodes</i>	Needham & Murphy, 1924	25	Gatherer-collectors, scraper
		<i>Callibaetis</i>	Eaton, 1881	48	Scraper
		<i>Callibaetoides</i>	Cruz, Salles & Hamada, 2013	9	Scraper
		<i>Cloeodes</i>	Traver, 1938	2	Gatherer-collectors, scraper
		<i>Cryptonympha</i>	Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	2	Scraper
		<i>Harpagobaetis</i>	Mol, 1986	4	Predador-engolidor

		<i>Paracloeodes</i>	Day, 1955	3	Scraper
		<i>Zelus</i>	Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	9	Scraper
	Caenidae	<i>Caenis</i>	Stephens, 1835	5	Gatherer-collectors, Scraper
	Coryphoridae	<i>Coryphorus</i>	Peters, 1981	5	Gatherer-collectors, Scraper
	Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	Needham & Murphy, 1924	247	Filter-feeder, Gatherer-collectors
	Leptohyphidae	<i>Macunahyphes</i>	Dias, Salles & Molineri, 2005	1	Scraper
	Leptophlebiidae	<i>Askola</i>	Peters, 1969	1	Gatherer-collectors
		<i>Farrodes</i>	Peters, 1971	104	Gatherer-collectors, Scraper
		<i>Microphlebia</i>	Savage & Peters, 1983	4	Scraper
		<i>Miroculis</i>	Edmunds, 1963	323	Gatherer-collectors, Scraper
		<i>Paramaka</i>	Savage & Domínguez, 1992	1	Scraper
		<i>Simothraulopsis</i>	Demoulin, 1966	64	Scraper
		<i>Ulmeritoides</i>	Traver, 1959	65	Filter-feeder
	Polymitarciidae	<i>Campsurus</i>	Eaton, 1868	16	Gatherer-collectors
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	Klapálek, 1909	32	Predator
		<i>Macrogynoplax</i>	Enderlein, 1909	9	Predator
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	Mueller, 1880	25	Shredder, Gatherer-collectors
	Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i>	Ulmer, 1906	1	Scraper
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	Siebold, 1856	6	Gatherer-collectors, scraper
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	Banks, 1905	1	Predator
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	Dalman 1819	1	Filter-feeder
		<i>Neotrichia</i>	Morton, 1905	2	Shredder, scraper
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	Guérin-Méneville, 1843	49	Shredder, Gatherer-collectors
		<i>Macronema</i>	Pictet 1836	49	Filter-feeder
		<i>Macrostemum</i>	Kolenati, 1859	200	Filter-feeder, raspador
		<i>Smicridea</i>	McLachlan, 1871	15	Shredder, Gatherer-collectors
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	Mueller, 1879	3	Gatherer-collectors
<i>Oecetis</i>		McLachlan, 1877	7	Predator	

	<i>Triplectides</i>	Kolenati, 1859	49	Shredder, scraper
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	(Kirby, 1813)	1	Gatherer-collectors
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	Stephens, 1829	1	Gatherer-collectors, filter-feeder
Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	Ross, 1938	7	Predator
Sericostomatidae	<i>Grumicha</i>	Mueller, 1879	3	Shredder

### 2.3.3 Gradientes ambientais e grupos funcionais alimentares

A abundância relativa dos fragmentadores variou ao longo do gradiente de integridade do habitat ( $\beta = 2,174$ ;  $gl = 58$ ;  $P = 0,040$ ) (Tabela 3), mas não foi observada variação significativa ao longo do gradiente de cobertura florestal (Tabela 3). Para cada unidade de aumento na integridade do habitat, a abundância relativa de fragmentadores aumentou em 2% (Figura 4a). Outras variáveis que também afetaram a abundância relativa dos fragmentadores incluíram o percentual de uso industrial do solo, que teve efeito positivo ( $\beta = 0,014$ ;  $gl = 58$ ;  $P = 0,032$ ). Um aumento de 10% no uso industrial correspondeu a um aumento de 0,14% na abundância de fragmentadores. A estrutura das margens apresentou efeito negativo ( $\beta = -1,111$ ;  $gl = 58$ ;  $P = 0,030$ ) (Tabela 3), em que cada unidade de aumento nessa métrica resultou em uma diminuição de 1,1% na abundância relativa de fragmentadores.

Os raspadores apresentaram variação na abundância relativa em resposta tanto ao percentual de cobertura florestal ( $\beta = 0,037$ ;  $gl = 56$ ;  $P < 0,005$ ) quanto à integridade do habitat ( $\beta = 11,047$ ;  $gl = 56$ ;  $P = 0,039$ ) (Tabela 3). Para cada unidade de aumento na integridade do habitat, a abundância relativa de raspadores aumentou em 11%, e para cada aumento de 10% na cobertura florestal, a abundância de raspadores aumentou em 0,37% (Figura 4b). Outra variável importante que afetou os raspadores foi a estrutura das margens, que teve efeito negativo: para cada unidade de aumento nessa métrica, a abundância de raspadores diminuiu em 8,4% ( $\beta = -8,375$ ;  $gl = 56$ ;  $P = 0,027$ ).

Os coletores apresentaram menores abundâncias relativas em riachos afetados por múltiplas atividades de uso do solo e por degradação do habitat. Os dois grupos de coletores responderam de forma distinta às mudanças na integridade do habitat e em suas métricas, mas não responderam às variações no percentual de cobertura florestal (Tabela 3). Os coletores-catadores aumentaram em 10% para cada unidade de aumento na integridade do habitat ( $\beta = 10,513$ ;  $gl = 56$ ;  $P < 0,005$ ) (Tabela 3, Figura 4c). Entre as

variáveis de mudança de cobertura do solo, duas apresentaram efeitos negativos: em riachos sob múltiplos usos, uma redução de 20% ao longo do tempo na cobertura florestal ou de pastagem resultou em uma diminuição de 1,38% na abundância de coletores (Tabela 3). Outras métricas de integridade do habitat, como a condição da floresta ripária e a estrutura das margens, quando reduzidas em uma unidade, levaram a uma redução de 20% na abundância de coletores-catadores (Tabela 3).

A sazonalidade também influenciou a abundância: os coletores-catadores foram 10% mais abundantes durante a estação seca ( $\beta = -0,963$ ;  $gl = 56$ ;  $P = 0,002$ ), e os filtradores foram 6% mais abundantes na estação seca ( $\beta = 0,365$ ;  $gl = 57$ ;  $P = 0,046$ ) (Figura S1).

A abundância relativa dos filtradores não respondeu significativamente às mudanças nem no gradiente de cobertura florestal ( $\beta = -0,003$ ;  $gl = 57$ ;  $P = 0,503$ ) nem no gradiente de integridade do habitat ( $\beta = -0,221$ ;  $gl = 57$ ;  $P = 0,855$ ) (Tabela 3, Figura 4d). No entanto, conforme esperado, foi observado um efeito negativo significativo do aumento do uso industrial do solo ( $\beta = -0,044$ ;  $gl = 57$ ;  $P < 0,005$ ). Um aumento de 10% na industrialização resultou em uma redução de 0,44% na abundância de filtradores (Tabela 3). Por fim, os predadores não responderam aos gradientes de cobertura florestal ou de integridade do habitat (Tabela 3, Figura 4e), mas responderam a métricas específicas de integridade do habitat. Um aumento de uma unidade na métrica de conservação da floresta ripária levou a um aumento de 2% na abundância de predadores ( $\beta = 2,317$ ;  $gl = 57$ ;  $P = 0,008$ ), enquanto um aumento de uma unidade na estrutura das margens resultou em uma diminuição de 2% na abundância de predadores ( $\beta = -2,519$ ;  $gl = 57$ ;  $P = 0,008$ ) (Tabela 3, Figura 4f).

Os efeitos sazonais foram fracos na maioria dos grupos funcionais alimentares, mas alguns padrões se destacaram. Os fragmentadores apresentaram uma tendência sazonal marginal ( $\beta = 0,282$ ;  $P = 0,060$ ) (Tabela 3, Figura S1), com abundâncias ligeiramente maiores durante a estação chuvosa, possivelmente refletindo o aumento da disponibilidade de matéria orgânica particulada grosseira derivada da serapilheira. Em contraste, os raspadores ( $\beta = 0,373$ ;  $P = 0,510$ ) e os predadores ( $\beta = -0,241$ ;  $P = 0,403$ ) não apresentaram variação sazonal significativa (Tabela 3, Figura S1), sugerindo que suas populações permanecem relativamente estáveis entre os períodos seco e chuvoso.

Tabela 3. Resultados do Modelo Linear Generalizado (GLM) avaliando os efeitos do uso do solo e da integridade do habitat sobre a abundância relativa dos Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) na região de Barcarena e Abaetetuba.

<i>Abundância relativa de trituradores (Shredders)</i>			
<i>~ FF21 + M21 + HII + IHH7 + Estação</i>			
<b>Parametro</b>	<b>Estimate</b>	<b>Std. Error</b>	<b>p-Value</b>
Intercepto	3.081	0.105	<b>&lt; 0.005***</b>
Porcentagem de formação florestal (FF21)	0.006	0.004	0.109
Porcentagem de industrialização (M21)	0.014	0.006	<b>0.032*</b>
Índice de integridade de habitat (HII)	2.174	1.037	<b>0.040*</b>
Estrutura das margens (IHH7)	-1.111	0.500	<b>0.030*</b>
Estação ( <i>Estiagem / Chuvoso</i> )	0.282	0.147	<b>0.060</b>
<i>Relative Abundance of Scrapers</i>			
<i>~ FF21 + HII + P85 + IHH2 + IHH7 + Estação</i>			
Intercepto	-2.504	2.006	0.211
Porcentagem de formação florestal (FF21)	0.037	0.006	<b>&lt; 0.005***</b>
Índice de integridade de habitat (HII)	11.047	2.219	<b>0.039*</b>
Porcentagem de pastagem em 1985 (P85)	-0.065	0.072	0.362
Largura da floresta ripária (IHH2)	-3.249	2.387	0.173
Estrutura das margens (IHH7)	-8.375	3.967	<b>0.027*</b>
Estação ( <i>Estiagem / Chuvoso</i> )	0.373	0.567	0.510
<i>Relative Abundance of Gatherer-Collectors</i>			
<i>~ FF21 + CFF + CP + HII + IHH3 + IHH7 + Estação</i>			
Intercepto	-1.773	1.292	0.169

Porcentagem de formação florestal (FF21)	-0.010	0.003	0.340
Mudança no percentual de formações florestais “2021-1985” (CFF)	-0.069	0.022	<b>0.001**</b>
Mudança na cobertura de pastagem “2021-1985” (CP)	-0.058	0.020	<b>0.004**</b>
Índice de integridade de habitat (HII)	10.513	2.481	<b>&lt; 0.005***</b>
Estado de conservação da floresta ripária (IIH3)	-2.010	0.939	<b>0.032*</b>
Estrutura das margens (IIH7)	-2.810	1.265	<b>0.026*</b>
Estação ( <i>Estiagem / Chuvoso</i> )	-0.963	0.319	<b>0.002**</b>

---

***Relative Abundance of Filter-Feeders***

---

***~ FF21 + M21 + HII + IIH3 + IIH9 + Estação***

---

Intercepto	2.540	0.419	<b>&lt; 0.005***</b>
Porcentagem de formação florestal (FF21)	-0.003	0.004	0.503
Porcentagem de industrialização (M21)	-0.044	0.010	<b>&lt; 0.005***</b>
Índice de integridade de habitat (HII)	-0.221	1.214	0.855
Estado de conservação da floresta ripária (IIH3)	0.689	0.563	0.220
Leito do riacho (IIH9)	1.702	0.646	<b>0.008**</b>
Estação ( <i>Estiagem / Chuvoso</i> )	0.365	1.184	<b>0.046*</b>

---

***Relative Abundance of Predators***

---

***~ FF21 + HII + IIH3 + IIH7 + IIH10 + Estação***

---

Intercepto	2.136	1.007	<b>0.033*</b>
Porcentagem de formação florestal (FF21)	-0.004	0.008	0.610
Índice de integridade de habitat (HII)	0.142	2.351	0.951
Estado de conservação da floresta ripária (IIH3)	2.317	0.882	<b>0.008**</b>

Estrutura das margens (IIH7)	-2.519	0.960	<b>0.008**</b>
Área de corredeira (IIH10)	2.423	1.008	0.016*
Estação ( <i>Estiagem / Chuvoso</i> )	-0.241	0.289	0.403

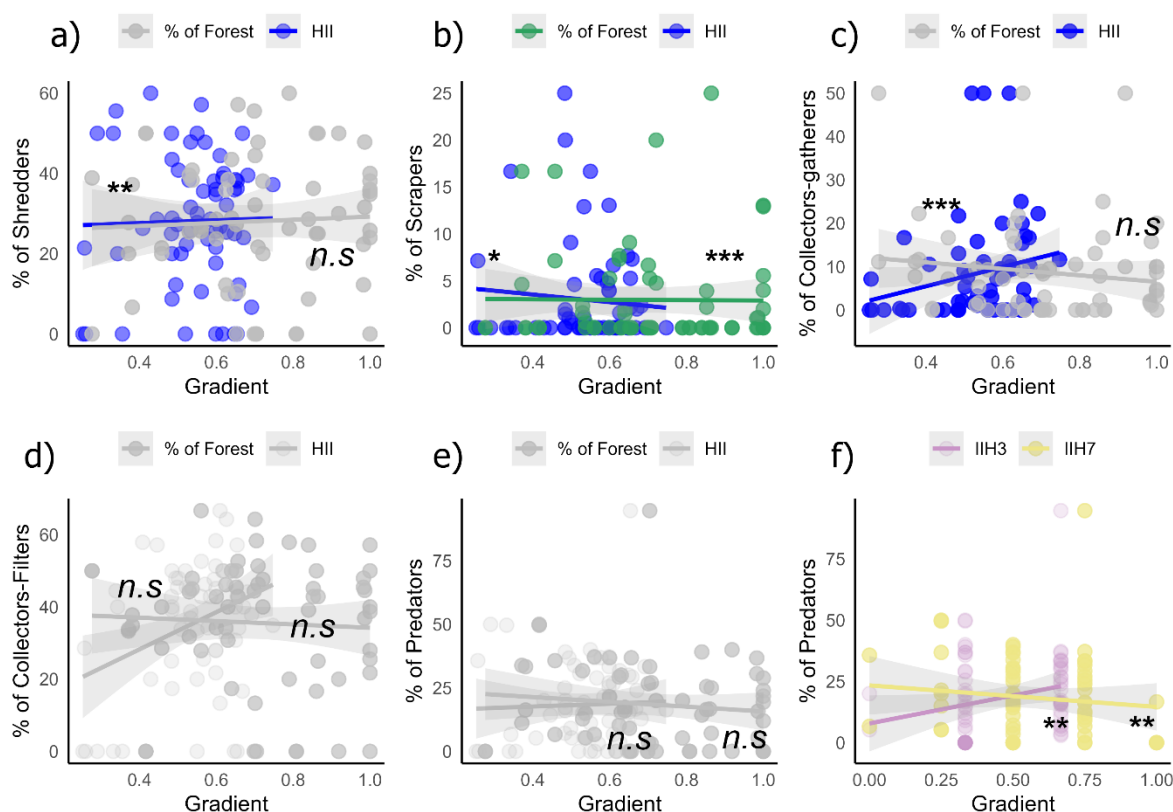


Figura 4. Gráficos mostrando os efeitos das variáveis preditoras incluídas nos melhores modelos (ver Tabela 3) para os gradientes de uso do solo e integridade do habitat (HII) sobre a abundância relativa dos Grupos Funcionais Alimentares (FFGs): abundância relativa de fragmentadores (a), raspadores (b), coletores-catadores (c), filtradores (d) e predadores (e–f). As variáveis preditoras incluem diferentes tipos de uso do solo e métricas de integridade do habitat (IIH3 – estado de conservação da floresta ripária; IIH7 – estrutura das margens) na região de Barcarena e Abaetetuba. (\*) Resultados significativos; (n.s.) resultados não significativos.

### 2.3.4 Bioindicadores

A análise TITAN indicou que os Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) não apresentaram mudanças em nível de comunidade em resposta aos gradientes de cobertura florestal ou de integridade do habitat (HII). No entanto, a resposta individual dos FFGs ao gradiente de integridade do habitat revelou uma resposta positiva dos fragmentadores (shredders) e dos coletores-catadores (gatherer-collectors) ao aumento da integridade do habitat (Tabela 4).

Tabela 4. Pontos de mudança, valor indicativo, significância, pureza e confiabilidade das respostas das comunidades de Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) ao longo do gradiente do Índice de Integridade do Habitat (HII) e do gradiente de percentual de cobertura florestal. Os gêneros identificados como indicadores ambientais pela análise TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis) estão destacados em negrito. Estudo realizado na região de Barcarena e Abaetetuba, Pará, Brasil.

Porcentagem de Floresta	Ponto de mudança	Indicador	Pureza	Confiabilidade
Gatherer-collectors	95.080	+	0.54	0.38
Filter-feeders	62.754	-	0.64	0.34
Shredder	65.424	+	0.96	0.86
Predator	98.463	+	0.52	0.58
Scraper	54.865	+	0.82	0.44
Integridade de Habitat	Ponto de mudança	Indicador	Pureza	Confiabilidade
<b>Gatherer-collectors</b>	<b>0.555</b>	+	<b>1</b>	<b>0.98</b>
Filter-feeders	0.626	+	0.68	0.6
<b>Shredder</b>	<b>0.622</b>	+	<b>1</b>	<b>1</b>
Predator	0.647	+	0.88	0.76
Scraper	0.566	+	0.72	0.52

Ao avaliar os gêneros de EPT, a análise TITAN indicou que as respostas em nível de comunidade ao percentual de cobertura florestal apresentaram uma mudança negativa, variando de 65,424 ( $fsumz^-$ ) a 70,473 ( $fsumz^-$ ) (Tabela 5), e uma resposta positiva ao longo do gradiente de integridade do habitat, variando de 0,484 ( $fsumz^+$ ) a 0,648 ( $fsumz^+$ ) (Tabela 5). Os gêneros indicadores identificados foram *Leptonema*, associado a baixa

cobertura florestal (Tabela 6), e *Cernotina*, *Macronema*, *Phylloicus* e *Farrodes*, associados a altos valores do Índice de Integridade do Habitat (HII) (Tabela 6).

Tabela 5. Pontos de mudança (CP) das comunidades de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) ao longo do gradiente do Índice de Integridade do Habitat (HII) e do gradiente de percentual de cobertura florestal. A soma(z) indica associação com o aumento (+) ou a diminuição (-) nos valores dos gradientes. O estudo foi realizado na região de Barcarena e Abaetetuba, Pará, Brasil.

<b>Gradiente</b>	<b>Fsum(z)</b>	<b>CP</b>	<b>5%</b>	<b>10%</b>	<b>50%</b>	<b>90%</b>	<b>95%</b>
Porcentagem de Floresta	fsumz-	65.424	55.396	58.016	65.424	70.284	70.473
	fsumz+	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Índice de Integridade (HII)	fsumz-	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	fsumz+	0.484	0.456	0.456	0.525	0.647	0.648

Tabela 6. Pontos de mudança, valor indicativo, significância, pureza e confiabilidade das respostas das comunidades de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) ao longo do gradiente do Índice de Integridade do Habitat (HII) e do gradiente de percentual de cobertura florestal. Gêneros selecionados como indicadores ambientais pela análise TITAN (*Threshold Indicator Taxa Analysis*). O estudo foi realizado na região de Barcarena e Abaetetuba, Pará, Brasil.

<b>Porcentagem de Floresta</b>	<b>Ponto de mudança</b>	<b>Indicador</b>	<b>Pureza</b>	<b>Confiabilidade</b>
<i>Leptonema</i>	63.501	-	0.96	0.96
<b>Índice de Integridade (HII)</b>	<b>Ponto de mudança</b>	<b>Indicador</b>	<b>Pureza</b>	<b>Confiabilidade</b>
<i>Cernotina</i>	0.484	+	1	1
<i>Macronema</i>	0.621	+	1	1
<i>Phylloicus</i>	0.648	+	0.98	0.98
<i>Farrodes</i>	0.456	+	1	1

## 2.4 DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que os Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) dos táxons de EPT nos riachos estudados foram influenciados por mudanças no uso do solo e

na integridade do habitat ao longo do gradiente ambiental. A hipótese (i), que previa uma maior proporção de fragmentadores em riachos com maior cobertura florestal e maior integridade, foi parcialmente confirmada, pois o efeito foi observado apenas para a integridade do habitat. Contrariamente às expectativas, a proporção de raspadores respondeu positivamente ao aumento da integridade do habitat, mas não apresentou relação com a cobertura florestal (hipótese ii). A proporção de coletores-catadores, ao contrário do previsto na hipótese (iii), foi maior em riachos com maior integridade, mas não respondeu à cobertura florestal. Os coletores-filtradores responderam positivamente apenas ao aumento da industrialização, enquanto a proporção de predadores respondeu exclusivamente à variação da integridade do habitat, à estrutura das margens e ao estado de conservação da floresta ripária (hipóteses iv e v).

As alterações na paisagem podem levar à homogeneização do habitat e à perda de funções ecológicas nos riachos (Göthe et al., 2015; Collyer et al., 2023), ou forçar as espécies a adotarem estratégias alimentares “oligotróficas” em resposta à disponibilidade cada vez mais escassa de nutrientes (Benavides-Gordillo et al., 2024). Essas condições podem resultar na redução do tamanho corporal (Saito et al., 2024), afetando diretamente o sucesso reprodutivo e contribuindo, a longo prazo, para a perda da diversidade funcional e taxonômica das comunidades aquáticas (Nessimian et al., 2008). No presente estudo, observamos que as métricas de integridade do habitat estão diretamente associadas ao uso do solo: áreas com maior cobertura florestal apresentaram melhores condições ecológicas, promovendo a manutenção de habitats heterogêneos e a persistência de grupos funcionais sensíveis (Blumetto et al., 2019). Por outro lado, áreas dominadas por pastagens mostraram sinais claros de degradação, com potencial para comprometer a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, padrão corroborado pela contribuição negativa da variável “Mudança na Cobertura de Pastagem”, indicando que o aumento dessas áreas está associado à redução da integridade ecológica e à possível perda de biodiversidade.

A integridade do habitat mostrou ser um determinante mais forte da abundância de fragmentadores do que a cobertura florestal isoladamente. A manutenção da integridade do leito do riacho é essencial para sustentar populações de fragmentadores, que desempenham papel fundamental na ciclagem de nutrientes e na manutenção da saúde ecológica dos riachos (Heino et al., 2008; Almada et al., 2019; Rivera-Pérez et al., 2025). A maior ocorrência desses organismos em ambientes com alta integridade reforça essa relação (Lima et al., 2022; Akamagwuna et al., 2022). No entanto, a ausência de

relação direta entre a cobertura florestal e a abundância de fragmentadores sugere que fatores locais, como características de microhabitats ou qualidade da água, também influenciam a estrutura das comunidades de EPT fragmentadores (Firmino et al., 2022; Benavides-Gordillo et al., 2024).

Riachos com maior integridade do habitat apresentaram maior abundância de raspadores, contrariando as expectativas, o que sugere que esses organismos podem se beneficiar de condições mais conservadas. Esse padrão pode estar relacionado à maior estabilidade do microhabitats e à disponibilidade de substratos adequados que sustentam o desenvolvimento de algas perifíticas, microbiota e bactérias, principais fontes alimentares dos raspadores (Shimano et al., 2012; Pintar et al., 2018). Embora alguns estudos indiquem maior ocorrência desses organismos em ambientes abertos, onde a maior incidência de luz favorece a produção de algas (Marques et al., 2021), nossos resultados apontam que a integridade física do habitat, incluindo a conservação da floresta ripária e a estabilidade das margens, desempenha papel fundamental na manutenção das comunidades de raspadores. Esses organismos dependem de substratos estáveis, como rochas e folhas parcialmente decompostas, onde se desenvolvem biofilmes e algas (Lima et al., 2022). Outros estudos também mostraram que variáveis ambientais, como a largura da vegetação ripária, estão positivamente associadas à diversidade funcional de raspadores, pois promovem maior heterogeneidade do habitat (Piano et al., 2019; Doretto et al., 2020).

A maior proporção de coletores-cataadores e filtradores em riachos afetados por múltiplas atividades de uso do solo e por alterações na integridade do habitat sugere que esses grupos ajustam sua abundância em resposta a condições ambientais modificadas (Merritt et al., 2014; Pastorino et al., 2020). Tais ajustes podem estar relacionados à capacidade desses organismos de explorar matéria orgânica particulada fina, que tende a aumentar em ambientes com maior sedimentação, como riachos fortemente influenciados por atividades humanas (Cummins e Klug, 1979; Doretto et al., 2020). Diferentes grupos de coletores podem responder de maneiras distintas às mesmas pressões ambientais (Pintar et al., 2018; Rivera-Pérez et al., 2023). Durante a estação chuvosa, a proporção de coletores tende a diminuir, provavelmente devido à diluição e dispersão de recursos alimentares, além do aumento da velocidade da água, que dificulta a fixação e a alimentação. Já na estação seca, as condições mais estáveis favorecem o acúmulo e a disponibilidade desses recursos, aumentando a abundância relativa dos coletores.

Os coletores-catadores responderam significativamente ao aumento da integridade do habitat, às mudanças de longo prazo na cobertura florestal e de pastagem, sugerindo possíveis efeitos de legado, e às variações nas métricas relacionadas à integridade do leito e das margens dos riachos. Em contraste, os filtradores não responderam de forma significativa a esses gradientes, mas apresentaram resposta positiva ao aumento da industrialização. Esses achados indicam que fatores ambientais específicos podem influenciar diferencialmente a distribuição e a abundância desses grupos (Heino et al., 2008), e que algumas espécies de coletores-catadores podem até se beneficiar de determinados tipos de distúrbios ambientais (por exemplo, gêneros como *Miroculis* e *Macrostemum*) (Almada et al., 2019; Lima et al., 2022), evidenciando como as atividades humanas alteram os padrões naturais das comunidades aquáticas (Akamagwuna et al., 2022).

A observação de que as proporções de predadores não variaram ao longo dos gradientes ambientais é consistente com a hipótese inicial de que esses organismos tendem a permanecer relativamente estáveis em riachos de pequena ordem, onde geralmente ocorrem em baixas abundâncias. Diferentemente de outros grupos funcionais que podem responder à variação ambiental, os predadores parecem ser menos sensíveis a esses fatores e mais influenciados por elementos como disponibilidade de presas, competição intraespecífica e características específicas do microhabitats (Cummins e Klug, 1979; Pintar et al., 2018). Essa estabilidade sugere um certo grau de resiliência ou adaptabilidade às condições variáveis dentro da bacia (Crétaz e Barten, 2007). No entanto, a estrutura das margens teve efeito negativo, enquanto o estado de conservação da floresta ripária apresentou efeito positivo, indicando que características específicas do habitat ainda podem influenciar a proporção de predadores (Doretto et al., 2020; Akamagwuna et al., 2022).

A análise dos gêneros de EPT e dos FFGs como bioindicadores de mudanças no uso do solo e na integridade do habitat revelou padrões claros e ecologicamente relevantes. Nossos resultados indicam que os FFGs respondem a diferentes variáveis ambientais e refletem alterações na qualidade e condição dos riachos (Almada et al., 2019; Benavides-Gordillo et al., 2024). Os resultados sugerem que a integridade do habitat exerce influência mais forte sobre a estrutura dos FFGs do que a cobertura florestal isoladamente (Lima et al., 2022). Os fragmentadores e os coletores-catadores responderam positivamente à maior integridade do habitat, apoiando seu potencial uso como indicadores confiáveis da saúde dos riachos (Doretto et al., 2020; Rivera-Pérez et

al., 2025). Esses grupos dependem da entrada de material alóctone, como folhas e detritos, que se acumulam mais facilmente em riachos conservados com vegetação ripária intacta. Além disso, a estrutura física do habitat favorece sua fixação e atividade alimentar (Lima et al., 2022). Em contraste, ambientes degradados tendem a apresentar menor aporte de material orgânico e maior instabilidade hidrológica, o que pode reduzir tanto a abundância quanto a eficiência trófica desses grupos.

Ao avaliar os gêneros de EPT individualmente, observamos que *Leptonema* apresentou resposta negativa à cobertura florestal, enquanto *Ceratomyza*, *Macronema*, *Farrodes* e *Phylloicus* responderam positivamente ao gradiente de integridade do habitat. Esses achados estão em consonância com estudos anteriores que relataram respostas semelhantes a mudanças ambientais decorrentes de mineração, pastoreio, urbanização e atividades agrícolas (Luiza-Andrade et al., 2017; Rivera-Pérez et al., 2023; Faria et al., 2024). Além disso, esses gêneros são frequentemente considerados componentes-chave das comunidades aquáticas em riachos amazônicos (Brito et al., 2018; Brasil et al., 2020b; Luiza-Andrade et al., 2022). A diversidade de respostas, mesmo entre espécies do mesmo gênero, reforça a importância de utilizar múltiplos bioindicadores para obter uma compreensão mais abrangente da saúde ecológica dos riachos.

Por fim, compreender como as mudanças no uso do solo e na integridade do habitat afetam diretamente o funcionamento dos ecossistemas aquáticos é essencial, pois tais mudanças alteram a composição dos grupos funcionais alimentares e, conseqüentemente, o fluxo de energia nos riachos. A substituição de grupos especializados de EPT, como fragmentadores e raspadores, por grupos mais tolerantes, como coletores-filtradores, pode comprometer processos ecológicos essenciais, incluindo a ciclagem de nutrientes e a transferência trófica (Cummins e Klug, 1979; Merritt et al., 2014; Almada et al., 2019). Esses efeitos, aliados à homogeneização do habitat e à perda de funções ecológicas (Göthe et al., 2015; Collyer et al., 2023), ressaltam a importância do uso dos grupos funcionais alimentares como bioindicadores para avaliar os impactos das atividades humanas e orientar estratégias de conservação e manejo de riachos tropicais.

## 2.5 CONCLUSÕES

Portanto, o uso de gêneros de EPT e dos Grupos Funcionais Alimentares (FFGs) como bioindicadores fornece uma ferramenta valiosa para a avaliação da qualidade

ambiental de riachos, permitindo a detecção rápida de impactos tanto antrópicos quanto naturais sobre os ecossistemas aquáticos (Faria et al., 2021). Em nosso estudo, os gêneros *Leptonema*, *Cernotina*, *Macronema*, *Phylloicus* e *Farrodes* foram identificados como os principais bioindicadores, sendo o primeiro sensível a mudanças no uso do solo e os demais à integridade do habitat. A identificação baseada em FFGs apresenta a vantagem de ser menos complexa do que a identificação taxonômica em nível de gênero, mantendo, contudo, a capacidade de indicar alterações ecológicas. Como os FFGs reúnem organismos que compartilham nichos ecológicos semelhantes (por exemplo, tipo de alimento, estratégia de forrageamento e micro-habitat), seu uso permite inferências precisas sobre o funcionamento ecológico dos riachos.

Nossos resultados indicam que tanto o uso do solo quanto a integridade do habitat influenciam significativamente a composição e a abundância relativa dos FFGs de EPT, demonstrando que alterações na vegetação ripária e na estrutura do substrato afetam o equilíbrio entre os grupos funcionais. Recomendamos a incorporação de abordagens integradas que combinem análises funcionais, filogenéticas e de redes tróficas, de modo a fornecer uma compreensão mais abrangente dos mecanismos ecológicos afetados pelas mudanças antrópicas. Embora nosso estudo tenha se concentrado nos FFGs de EPT, a inclusão de outros grupos taxonômicos, como Diptera, Coleoptera, Odonata e Heteroptera, poderia ampliar as inferências sobre o funcionamento e a resiliência dos ecossistemas aquáticos tropicais. Assim, estudos futuros devem investigar as respostas desses grupos a diferentes práticas de uso do solo ao longo do tempo, contribuindo para políticas de conservação que contemplem tanto a biodiversidade quanto a funcionalidade dos ecossistemas, incluindo táxons ainda pouco estudados.

## **AGRADECIMENTOS**

O Agradecemos à Alunorte pelo apoio ao projeto “Avaliação da biota aquática e da vegetação ripária da hidrografia que influencia a Bacia do Murucupi e entorno da Hydro Alunorte”, e à Hydro pelo projeto “Aquatic biota monitoring and assessment upstream and downstream of the bauxite pipeline Norsk Hydro Paragominas - Barcarena (Pará, Brazil) – an instream and riverscape approach” (processo 20/19), também apoiado pelo Biodiversity Research Consortium Brazil–Norway (BRC), que tornou este trabalho possível. Agradecemos profundamente a Jorge Luiz Pereira, Fabio Santos, Viviane

Firmino, Juan Bastos, Ingrid Reis, Beatriz Luz, Jady Santos, Natalia Santos, Geovani Gomes, Francisco Santos, Gabrielly Melo, Ana B. Lima, Bethania Resende, Tainã Rocha, Josinete Monteles e Gabriel Cruz pela assistência nas coletas de campo e identificações em laboratório. A primeira autora agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES – Código de Financiamento 001) pelo programa de doutorado, à Universidade Federal do Pará (UFPA), ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGECO) e ao Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO). Este manuscrito também se beneficiou das sugestões e revisões recebidas durante o curso “Revisão e finalização de artigos científicos”, ministrado pelos professores F. Bomfim e L. Calvão no âmbito do programa PPGECO.

## 2.6 REFERENCIAS

Akamagwuna, F. C., Edegbene, A. O., Ntloko, P., Arimoro, F. O., Nnadozie, C. F., Choruma, D. J., and Odume, O. N. 2022. Functional groups of Afrotropical EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) as bioindicators of semi-urban pollution in the Tsitsa River Catchment, Eastern Cape, South Africa. PeerJ, 10, e13970. <https://10.7717/peerj.13970/>

Almada, H. K. S., Silvério, D., Macedo, M. N., Maracahipes-Santos, L., Zaratim, E. C. P., Zaratim, K., and Umetsu, R. 2019. Effects of geomorphology and land use on stream water quality in southeastern Amazonia. Hydrological sciences journal, 64(5), 620-632. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1587563>.

Antunes, M., A.H., Debiasi, P.; Siqueira, J. 2014. Avaliação espectral e geométrica das imagens RapidEye e seu potencial para o mapeamento e monitoramento agrícola e ambiental. Revista Brasileira de Cartografia, 66,101-113.

Bastos, R. C., Brito, J., Cunhar, E. J., Cruz, G., Pereira, J. L. S., Vieira, J., and Juen, L. 2021. Environmental impacts from human activities affect the diversity of the Odonata (Insecta) in the eastern Amazon. Intl. J. Odonatol, 24, 300-315. [https://doi.org/10.23797/2159-6719\\_24\\_22](https://doi.org/10.23797/2159-6719_24_22)

Benavides-Gordillo, S., González, A. L., Kersch-Becker, M. F., Moretti, M. S., Moi, D. A., Aidar, M. P., and Romero, G. 2024. Warming and shifts in litter quality drive multiple

responses in freshwater detritivore communities. *Scientific Reports*, 14(1), 11137. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61624-z>

Blumetto, O., Castagna, A., Cardozo, G., García, F., Tiscornia, G., Ruggia, A., Scarlata, S., Albicette, M., Aguerre, V. and Albin, A. 2019. Ecosystem Integrity Index, an innovative environmental evaluation tool for agricultural production systems. *Ecological indicators*, 101, 725-733. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.077>

Böck, K., Polt, R., and Schülting, L. 2018. Ecosystem services in river landscapes. *Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future*, 413-433. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3>

Brasil, L. S., de Lima, E. L., Spigoloni, Z. A., Ribeiro-Brasil, D. and Juen, L. 2020a. The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 116, 106495. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106495>

Brasil, L. S., Luiza-Andrade, A., Calvão, L. B., Dias-Silva, K., Faria, A. P. J., Shimano, Y., Oliveira-Junior, J. M., Cardoso, M. N and Juen, L. 2020b. Aquatic insects and their environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental. *Environmental monitoring and assessment*, 192(3), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8147-z>

Brito, J. G., Martins, R. T., Oliveira, V. C., Hamada, N., Nessimian, J. L., Hughes, R. M., and de Paula, F. 2018. Biological indicators of diversity in tropical streams: Congruence in the similarity of invertebrate assemblages. *Ecological indicators*, 85, 85-92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.001>

Carrasco-Badajoz, C., Rayme-Chalco, C., Arana-Maestre, J., Álvarez-Tolentino, D., Ayala-Sulca, Y., and Sanchez-Peña, M. 2022. Aquatic macroinvertebrate trophic guilds, functional feeding groups, and water quality of an andean urban river. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1003207. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1003207>

Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., and Viana, D. 2020. Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 86-104. <https://doi.org/10.1111/nyas.14378>

Collier, C. A., Almeida Neto, M. S., Almeida, G. M. A., Rosa-Filho, J. S., Severi, W., and El-Deir, A. 2019. Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. *Science of the total environment*, 691, 367-377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.122>

Collyer, G., Perkins, D. M., Petsch, D., Siqueira, T., and Saito, V. 2023. Land-use intensification systematically alters the size structure of aquatic communities in the Neotropics. *Global Change Biology*, 29(14), 4094-4106. <https://doi.org/10.1111/gcb.16720>

Crétaz, A. L., and Barten, P. 2007. Land use effects on streamflow and water quality in the northeastern United States. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420008722>

Cummins, K. W., and Klug, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual review of ecology and systematics*, 10(1), 147-172. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.10.110179.001051>

Cunha, E. J., Cruz, G. M., Faria, A. P. J., De Oliveira, J. N., and Juen, L. 2022. Urban development and industrialization impacts on semiaquatic bugs diversity: A case study in eastern Amazonian streams. *Water Biology and Security*, 1(4), 100061. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100061>

Domínguez E., Molineri C., Pescador M.L., Hubbard M.D. and Nieto C., 2006) *Ephemeroptera of South America*, Pensoft, Moscow, 646 p.

Domínguez, E., and Fernández, H. R. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656.

Doretto, A., Piano, E., and Larson, C. E. 2020. The river continuum concept: lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(11), 1853-1864. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0039>

Dormann CF, Elith J, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, García JR, Gruber B, Lafourcade B, Leitão PJ, Münkemüller T, McClean C, Osborne PE, Reineking B, Schröder B, Skidmore AK, Zurell D, Lautenbach S. 2013. Collinearity: a review of

methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36(1):27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>

Dray S, Bauman D, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guénard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi M, Wagner H. 2019. *adespatial*: Multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.3–3. <https://cran.r-project.org/package=adespatial>

Enríquez-Espinosa, A., Shimano, Y., Rolim, S., Maioli, L., Juen, L., and Dunck, B. 2020. Effects of mining and reduced turnover of Ephemeroptera (Insecta) in streams of the Eastern Brazilian Amazon. *Journal of insect conservation*, 24(6), 1061-1072. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00275-7>

Faria, A. P. J., Ligeiro, R., Calvão, L. B., Giam, X., Leibold, M. A., and Juen, L. 2024. Land use types determine environmental heterogeneity and aquatic insect diversity in Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 851(2), 281-298. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05190-x>

Faria, A. P. J., Paiva, C. K. S., Calvão, L. B., Cruz, G. M., and Juen, L. 2021. Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(11), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09553-6>

Firmino, V. C., Keppler, R. L. F., Gomes, E. S., and Martins, R. 2022. Effects of inter- and intraspecific competition and food availability on shredder invertebrates from an Amazonian stream. *Aquatic Sciences*, 84(3), 39. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00874-3>

Furtado, L. G., Morales, G. P., Silva, D. F., and Pontes, A. 2020. Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13(05), 2340-2354. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2340-2354>

García-Giron, J., Tolonen, K. T., Soininen, J., Snåre, H., Pajunen, V., and Heino, J. 2022. Anthropogenic land-use impacts on the size structure of macroinvertebrate assemblages are jointly modulated by local conditions and spatial processes. *Environmental Research*, 204, 112055. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112055>

Göthe, E., Wiberg-Larsen, P., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A., Sandin, L., and Friberg, N. 2015. Impacts of habitat degradation and stream spatial location on biodiversity in a disturbed riverine landscape. *Biodiversity and Conservation*, 24, 1423-1441. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0865-0>

Hamada, N., Nessimian, J. L., and Querino, R. B. 2019. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA, 720 pp.

Heino, J., Mykrä, H., and Kotanen, J. 2008. Weak relationships between landscape characteristics and multiple facets of stream macroinvertebrate biodiversity in a boreal drainage basin. *Landscape Ecology*, 23, 417-426. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9199-6>

Hutchinson G., E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22, 415–427. Reprinted in: *Classics in Theoretical Biology*. *Bull Math Biol.* 53:193–213.

Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Ferreira, M. C., Begot, T. O., Andrade, A. L., Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P. and Montag, L. F. A. 2016. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River Research and Applications*, 32(10), 2081-2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>

Juen, L., Santos-Silva, F., Barbosa-Santos, F., Luz-Silva, B., Rivera-Pérez, J., Oliveira-Junior, J., Luiza-Andrade, A., Calvao, L., Resende, B., Shimano, Y., Faria, A., Cruz, P., Quintero, F., Brasil, L., Santos, E., Veras, D., Sousa, J., Nascimento, J., Ligeiro, R., Couceiro, S., et al. (2025). Protocolo de Coleta Para Inventário de Insetos Aquáticos na Amazônia no Sistema RAPELD com Ênfase em Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata E Heteroptera. *Educamazônia*, 18(1), 1-515, <https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/educamazonia/article/view/18440/11528>

King, R. S., and Baker, M. E. 2014. Use, misuse, and limitations of Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) for natural resource management. *Application of threshold concepts in natural resource decision making*, 231-254. [https://doi.org/10.1007/978-1-4899-8041-0\\_11](https://doi.org/10.1007/978-1-4899-8041-0_11)

Legendre, P., and Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*. Elsevier. Amsterdam, p989

Lemos, Q., M. A., and Pimentel, M. 2021. Mineração e desastres ambientais com rejeitos de bauxita e caulim no município de Barcarena-Pará-Brasil-Amazônia. *Territorium*, 28 (I), 137-1 56. [https://doi.org/10.14195/1647-7723\\_28-1\\_8](https://doi.org/10.14195/1647-7723_28-1_8)

Li, Z., Xing, Y., Liu, Z., Chen, X., Jiang, X., Xie, Z., Heino, J. 2020. Seasonal changes in metacommunity assembly mechanisms of benthic macroinvertebrates in a subtropical river basin. *Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139046>

Lima, M., Firmino, V. C., de Paiva, C. K. S., Juen, L., and Brasil, L. 2022. Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *Journal of Insect Conservation*, 26(2), 137-148. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6>

Luiza-Andrade, A., Brasil, L. S., Benone, N. L., Shimano, Y., Farias, A. P. J., Montag, L. F., Dolédec, S. and Juen, L. 2017. Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. *Ecological indicators*, 82, 478-483. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.006>

Luiza-Andrade, A., Silva, R., Shimano, Y., Faria, A. P., Cardoso, M. N., Brasil, L. S., Ligeiro, R., Martins, R., Hamada, N. and Juen, L. 2022. Niche breadth and habitat preference of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (Insecta) in streams in the Brazilian Amazon. *Hydrobiologia*, 849(19), 4287-4306. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04987-6>

Marques, N., Jankowski, K. J., Macedo, M. N., Juen, L., Luiza-Andrade, A., and Deegan, L. 2021. Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848(15), 3503-3520. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04604-y>

Marwein, I., and Gupta, S. 2021. Colonization Pattern of Aquatic Insects at Two Small Streams of Shillong, Meghalaya, North-East India. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 91(3), 593-605. <https://doi.org/10.1007/s40011-021-01252-z>

Merritt R. W., Cummanis, K., Campbell E. 2014. Capítulo 5: Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros, In: Hamada, N., Nessimian, J. L., and

Querino, R. B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA.

Mishra, V. K., A. R. Upadhyay, S. K. Pandey and B. D. Tripathi, 2008. Concentrations of heavy metals and aquatic macrophytes of Govind Ballabh Pant Sagar an anthropogenic lake affected by coal mining effluent. *Environmental Monitoring and Assessment* 141: 49–58. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9877-x>.

Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J. De Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J., Juen, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614, 117–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>

Paiva, C., Faria, A. P. J., Calvao, L. B., and Juen, L. 2021. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848, 1073-1085. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>

Pastorino, P.; Zaccaroni, A.; Doretto, A.; Falasco, E.; Silvi, M.; Dondo, A.; Elia, A.C.; Prearo, M.; Bona, F. 2020. Functional Feeding Groups of Aquatic Insects Influence Trace Element Accumulation: Findings for Filterers, Scrapers and Predators from the Po Basin. *Biology*, 9, 288. <https://doi.org/10.3390/biology9090288>

Paz, A. C., Frédou, F. L., and Frédou, T. 2011. Caracterização da atividade pesqueira em Vila do Conde (Barcarena, Pará), no estuário amazônico. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 6(2), 307-318. <http://repositorio.ufpa.br:8080/jspui/handle/2011/3849>

Pereira, P. D. S., Souza, N. F. D., Baptista, D. F., Ribeiro-Alves, M., Santos, H. L. C., and Buss, D. F. 2021. Composição e atributos de Grupos Funcionais Alimentares: avaliação de ecossistemas de água doce na Mata Atlântica, Brasil. *Biota Neotropica*, 21, e20201016. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1016>

Petsch, D. K., Cionek, V., Thomaz, S. M., and Dos Santos, N. 2023. Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems. *Hydrobiologia*, 850(12), 2563-2584. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04916-7>

Piano, E., Doretto, A., Falasco, E., Gruppuso, L., Fenoglio, S., and Bona, F. 2019. The role of recurrent dewatering events in shaping ecological niches of scrapers in intermittent Alpine streams. *Hydrobiologia*, 841, 177-189. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04021-2>

Pintar, M. R., Bohenek, J. R., Eveland, L. L., and Resetarits, W. 2018. Colonization across gradients of risk and reward: Nutrients and predators generate species-specific responses among aquatic insects. *Functional Ecology*, 32(6), 1589-1598. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13086>

Piratoba, A. R. A., Ribeiro, H. M. C., Morales, G. P., and Gonçalves, W. 2017. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Revista Ambiente and Água*, 12, 435-456. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>

QGIS Development Team. 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.org>

Rapideye 2015. Satellite Imagery Product Specifications. Disponível em: <[www.RapidEye.com](http://www.RapidEye.com)>.

Rico-Sánchez, A. E., Rodríguez-Romero, A. J., Sedeño-Díaz, J. E., López-López, E., and Sundermann, A. 2022. Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by mining activities. *Scientific Reports*, 12(1), 1-14. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>

Rivera-Pérez, J. M., Pérez, J., Shimano, Y., Firmino, V. C., Lima, A. C., Silva-Pereira, J. L., Boyero, L and Juen, L. 2025. Industrial impacts on eastern Amazon streams assessment with benthic EPT community, leaf litter decomposition and associated fauna. *Environmental Research*, 122128. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122128>

Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Silva Pinto, N., Dias, L. G., Ferreira, K. S., Rolim, S. and Juen, L. 2023. Effect of mining on the EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) assemblage of Amazonian streams based on their environmental specificity. *Hydrobiologia*, 850(3), 645-664. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05111-4>

Saito, V. S., Kratina, P., Barbosa, G., Ferreira, F. C., Leal, J. B., Zemelka, G., Sarmiento, H. and Perkins, D. M. 2024. Untangling the complex food webs of tropical rainforest streams. *Journal of Animal Ecology*, 93(8), 1022-1035. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.14121>

Santos, N. B. B., Cruz, G. M., Monteles, J. S., de Faria, A. P. J., Firmino, V. C., Shimano, Y., Ferreira, V. R., Luiza-Andrade, A., Salle, F. F., Castro, D., Quintero, F., Lima, L., Dias, L., Pes, A. M., Hamada, H. and Juen, L. 2024. Database of immature stage traits of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) genera for the Amazon. *Aquatic Sciences*, 86(2), 35. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01051-4>

Shimano, Y., Cardoso, M., and Juen, L. 2018. Ecological studies of mayflies (Insecta, Ephemeroptera): Can sampling effort be reduced without losing essential taxonomic and ecological information. *Acta Amazonica*, 48(2), 137-145. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201700583>

Shimano, Y., Salles, F. F., Faria, L. R., Cabette, H. S., and Nogueira, D. S. 2012. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 102, 187-196.

Snåre, H., García-Girón, J., Alahuhta, J., Bini, L. M., Boda, P., Bonada, N., 2024. The relationships between biotic uniqueness and abiotic uniqueness are context dependent across drainage basins worldwide. *Landscape Ecology*, 39(4), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01883-3>

Southwood, S. 1996. The Croonian lecture, 1995. Natural communities: structure and dynamics. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 351(1344), 1113-1129. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0097>

Stanworth, A., Peh, K. S. H., and Morris, R. J. 2024. Linking network ecology and ecosystem services to benefit people. *People and Nature*. <https://doi.org/10.1002/pan3.10632>

Tavares, L. C., Costa, J. A., Araújo, A. R. R., Garcia, F. H. M., Carneiro, F. S., Amaral, A. P. M., Braga, E. O., Garcia, T. 2021. The use of the index of vegetation by normalized

difference in the multitemporal analysis of vegetation cover in the industrial complex of the municipality of Barcarena–Pará-Brazil. *Research, Society and Development*, v.10, n.7, p. e23010715470. <https://10.33448/rsd-v10i7.15470>

Tockner, K., Malard, F., and Ward, J. V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological processes*, 14(16-17), 2861-2883. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F)

Urban, M. C. 2004. Disturbance heterogeneity determines freshwater metacommunity structure. *Ecology*, 85(11), 2971-2978. <https://doi.org/10.1890/03-0631>

Villada-Bedoya, S., Triana-Moreno, L. A., and G-Dias, L. 2017. Grupos funcionales alimentarios de insectos acuáticos en quebradas andinas afectadas por agricultura y minería. *Caldasia*, 39(2), 370-387. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v39n2.62800>

Wang, X., Li, J., Tan, L., Yao, J., Zheng, Y., Shen, Q., and Tan, X. 2023. The impact of land use on stream macroinvertebrates: a bibliometric analysis for 2010–2021. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(5), 613. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11235-4>

# 3.SESSÃO II

**Legacy land use and seasonal dynamics  
jointly drive spatial and temporal  $\beta$ -diversity  
of aquatic insects in Eastern Amazonian  
streams**

A primeira sessão desta tese foi elaborada e publicado na revista científica *Journal of Environmental Management*, para acessar o artigo abrir o link <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2026.128713>

## **Legacy land use and seasonal dynamics jointly drive spatial and temporal $\beta$ -diversity of aquatic insects in Eastern Amazonian streams**

### **RESUMO**

As mudanças no uso do solo são os principais impulsionadores da perda de biodiversidade em ecossistemas de água doce, mas seus efeitos legados e interações com a sazonalidade tropical ainda são pouco compreendidos. Neste estudo, investigamos como as variações espaciais e temporais moldam os padrões de diversidade beta de insetos aquáticos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos expostos a diferentes graus de alteração antrópica na Amazônia Oriental. Especificamente, testamos as hipóteses de que (i) a diversidade beta espacial é explicada principalmente por gradientes ambientais associados às diferenças de uso do solo entre os riachos, (ii) a diversidade beta sazonal varia entre os períodos seco e chuvoso e (iii) riachos mais alterados exibem maior dissimilaridade temporal ao longo dos anos. Amostramos 28 riachos durante seis campanhas realizadas entre 2022 e 2025, totalizando 3.943 indivíduos distribuídos em 50 gêneros. Padrões sazonais revelaram gêneros exclusivos nos períodos seco e chuvoso, evidenciando substituição temporal. A diversidade beta espacial foi explicada por variáveis de uso e cobertura da terra, incluindo remanescentes de florestas maduras, indicando um legado das transformações históricas da paisagem. Riachos mais alterados apresentaram maior aninhamento, refletindo perda de gêneros. Temporalmente, observamos ganhos e perdas alternados de gêneros entre as campanhas de amostragem, com maior dissimilaridade nos riachos sob impacto antrópico mais intenso. Ao integrar análises espaciais e temporais de diversidade beta em um conjunto de dados de múltiplos anos, demonstramos que tanto o uso atual quanto o histórico do solo determinam a estrutura e a resiliência das comunidades de riachos amazônicos. Essa abordagem em dupla escala fornece uma estrutura para detectar pressões antrópicas cumulativas em ecossistemas tropicais.

**Palavras-chave:** EPT, mudanças ambientais, sazonalidade, riachos, substituição de espécies, déficit de extinção.

### 3.1 INTRODUÇÃO

A rápida transformação de ambientes naturais em paisagens antrópicas provoca efeitos profundos sobre a biodiversidade em ecossistemas terrestres e aquáticos (Chase et al. 2020; Paiva et al. 2021). Entre os ecossistemas aquáticos, os riachos tropicais de pequeno porte são altamente dependentes das características de suas bacias de drenagem, tornando-os mais sensíveis às alterações no uso e na cobertura do solo (Collier et al. 2016; Yang et al. 2020). A conversão de florestas em áreas urbanas, agrícolas ou industriais tem levado à diminuição e à degradação da vegetação ripária e à desestabilização das margens, resultando no aumento do aporte de sedimentos e de poluentes que modificam os parâmetros físico-químicos da água, impactando diretamente a fauna aquática (Juen et al. 2016; Cruz et al. 2025). Entender como a biodiversidade varia no espaço e no tempo é essencial para desvendar se a dissimilaridade entre comunidades resulta de filtragem ambiental, limitação de dispersão ou contingências históricas.

Esse cenário é particularmente crítico em regiões tropicais, como a Amazônia, onde a expansão desordenada da infraestrutura e a instalação de diferentes empreendimentos têm promovido rápidas e intensas alterações na paisagem (Juen et al. 2016; Lima et al. 2022; Brito et al. 2024). Nessas regiões, a alta diversidade biológica natural contrasta com a fragilidade dos ecossistemas aquáticos diante da pressão antrópica crescente de modo que pequenas perturbações já desencadeiam desequilíbrios ao longo da rede de drenagem (Boyle et al. 2025). A substituição de habitats nativos por usos agrícolas, urbanos ou industriais reduz a heterogeneidade ambiental, compromete a funcionalidade ecológica dos sistemas fluviais e facilita processos de degradação como eutrofização, assoreamento e perda de conectividade hidrológica (Collier et al. 2016; Yang et al. 2020; Valente-Neto et al. 2025). Nessas condições insetos aquáticos, especialistas, geralmente mais sensíveis, tendem a desaparecer, enquanto generalistas tolerantes se tornam dominantes, resultando em homogeneização biótica (Rivera-Pérez et al. 2023).

A sazonalidade tropical, caracterizada por regimes bem definidos de estiagem e de chuvas intensas, também exerce forte influência sobre a dinâmica das comunidades aquáticas, criando ciclos naturais de variação nos parâmetros ambientais, como temperatura, oxigenação e disponibilidade de microhabitats (Heino et al. 2013; Yang et al. 2020). Quando esses ciclos naturais se sobrepõem às alterações antrópicas, geralmente levam a mudanças na morfologia dos riachos alterando a estrutura das comunidades e

comprometem serviços ecossistêmicos (Dong et al. 2021). Adicionalmente, em períodos chuvosos, na região Amazônica os pulsos de inundação elevam significativamente a vazão dos riachos, reconfigurando microhabitats e aumentam o carreamento de matéria e organismos, o que pode homogeneizar condições ambientais em escala de bacia e influenciar o padrão de biodiversidade (Junk et al. 1980). Na estiagem, a redução de vazão intensifica filtros ambientais e pode aumentar a heterogeneidade espacial, modulando a variação da diversidade temporal e espacial das comunidades aquáticas (Rivera-Pérez et al. 2024).

Nesse contexto, a variação na composição de espécies entre locais ou ao longo do tempo, conhecida como diversidade beta, possibilita uma abordagem precisa para detectar mudanças na montagem das comunidades, verificando efeitos espaciais, ambientais ou temporais das perturbações no ambiente (Legendre 2019; Valente-Neto et al. 2025). Diferente da diversidade alfa (riqueza local) ou gama (diversidade regional), a diversidade beta, pode ser decomposta em turnover (substituição de espécies –  $\beta_{sim}$ ) e em aninhamento (perda ou ganho de espécies –  $\beta_{nes}$ ) (Whittaker 1972; Wang et al. 2021; Yin & Rudolf, 2024). Essa abordagem fornece uma perspectiva detalhada sobre como as pressões ambientais moldam a biodiversidade em múltiplas escalas (Rivera-Pérez et al. 2024; Jesus et al. 2025). No espaço, a separação entre turnover e aninhamento revela se a variação entre locais decorre da substituição de espécies ou da perda progressiva de riqueza. No tempo, a diversidade beta pode ser particionada em excessos de abundância no período inicial (interpretados como perdas) e no período final (interpretados como ganhos), elucidando se as alterações entre os períodos refletem empobrecimento, renovação ou substituição das comunidades ao longo dos anos (Legendre 2019; Castro et al. 2025). Diante desse cenário, torna-se urgente o monitoramento da integridade ecológica dos riachos tropicais como forma de detectar mudanças precoces na estrutura das comunidades biológicas e avaliar a resiliência dos ecossistemas frente às pressões cumulativas impostas pelas atividades humanas (Cruz et al. 2025; Castro et al. 2025).

Entre os macroinvertebrados aquáticos, esse padrão de perda de especialistas e dominância de generalistas é particularmente detectável em insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) destacam-se como bioindicadores amplamente utilizados na avaliação da qualidade da água e da integridade ecológica de ambientes lóticos (Farias et al. 2021; Shimano et al. 2021). Esses grupos possuem ampla diversidade taxonômica e alta sensibilidade às alterações físico-químicas e estruturais no

habitat, o que os torna particularmente responsivos a distúrbios ambientais relacionados ao uso do solo (Mykrä & Heino, 2017; Luiza-Andrade et al. 2020). Além disso, em virtude da grande especificidade ambiental, sua composição pode variar fortemente entre os diferentes tipos de habitat, ao longo de gradientes ambientais e entre os períodos climáticos, refletindo tanto a heterogeneidade espacial quanto a dinâmica temporal dos ecossistemas aquáticos (Chase et al. 2020; Luiza-Andrade et al. 2020). Nesse sentido, a análise da diversidade beta aplicada aos EPT oferece uma ferramenta robusta para detectar mudanças na estrutura comunitária (Rivera-Pérez et al. 2024; Castro et al. 2025).

Além das alterações recentes, os efeitos legados do uso e cobertura do solo no passado podem continuar modulando a biodiversidade atual, mesmo décadas após as transformações na paisagem (Bürgi et al. 2017). Esse fenômeno, conhecido como déficit de extinção (*extinction debt*), ocorre quando populações de espécies persistem temporariamente em habitats degradados, mas estão condenadas à extinção em médio ou longo prazo devido à perda de conectividade, à fragmentação e à degradação ambiental (Kuussaari et al. 2009; Martin et al. 2017). Dessa forma, as condições históricas de uso da terra podem explicar parte da variação observada na diversidade beta atual, revelando um descompasso temporal entre as perturbações antrópicas e as respostas ecológicas (Chase et al. 2020; Heino et al. 2024). Considerar o uso do solo pretérito é, portanto, essencial para compreender a estrutura e a resiliência das comunidades aquáticas tropicais, sobretudo em ecossistemas sujeitos a ciclos de degradação e regeneração na Amazônia.

Diante disso, o objetivo do nosso estudo foi avaliar a variação espacial e temporal na diversidade beta de insetos aquáticos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), em um gradiente ambiental composto por diferentes tipos de uso do solo na Amazônia Oriental, ao longo de três anos. Para isso, testamos as hipóteses de que, (i) a diversidade beta espacial é explicada principalmente pelos gradientes ambientais associados ao uso do solo entre riachos, onde esperamos maior dissimilaridade composicional entre os riachos com menores alterações no uso do solo; (ii) a diversidade beta sazonal varia entre os períodos de estiagem e chuvoso, sendo que a composição das comunidades apresentará maior heterogeneidade no período de estiagem ao longo das campanhas, e (iii) riachos mais alterados apresentam maior dissimilaridade temporal ao longo dos anos, com maior perda de gêneros “aninhados” em locais com maior perturbação ambiental.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 *Área de estudo*

O estudo foi realizado em 28 riachos localizados nos municípios de Barcarena e Abaetetuba, no estado do Pará, Amazônia, Brasil (Figura 1). Na década de 1980 a região era originalmente coberta por floresta tropical nativa caracterizada por árvores de grande porte, juntamente com floresta secundária, mata ciliar e de várzea, influenciadas por inundações sazonais (Tavares et al. 2021). Ao longo dos anos, a região passou por uma rápida expansão urbana, industrial e de pastagens, levando a um crescimento populacional rápido e descontrolado, agravado pela falta de serviços sociais, saneamento básico e tratamento de água, com efluentes geralmente despejados nos riachos (Cunha et al. 2022). Essa expansão foi causada principalmente pela criação de uma área portuária, que se desenvolveu muito rapidamente, atraindo diversas indústrias e empresas relacionadas ao transporte marítimo (Piratoba et al. 2017).

As coletas foram realizadas em seis campanhas de amostragem entre outubro de 2022 e março de 2025 sendo três na estiagem (C1, C3 e C5) e três no período chuvoso (C2, C4 e C6). Para padronizar a sazonalidade, amostramos sistematicamente em outubro (mês mais seco; precipitação média  $\approx 40 \text{ mm mês}^{-1}$ ) e em março (mês mais chuvoso;  $\approx 380 \text{ mm mês}^{-1}$ ). A precipitação anual média da região é de aproximadamente 2.500 mm e a temperatura média anual é de 27 °C (Tavares et al. 2021; INMET, 2022).

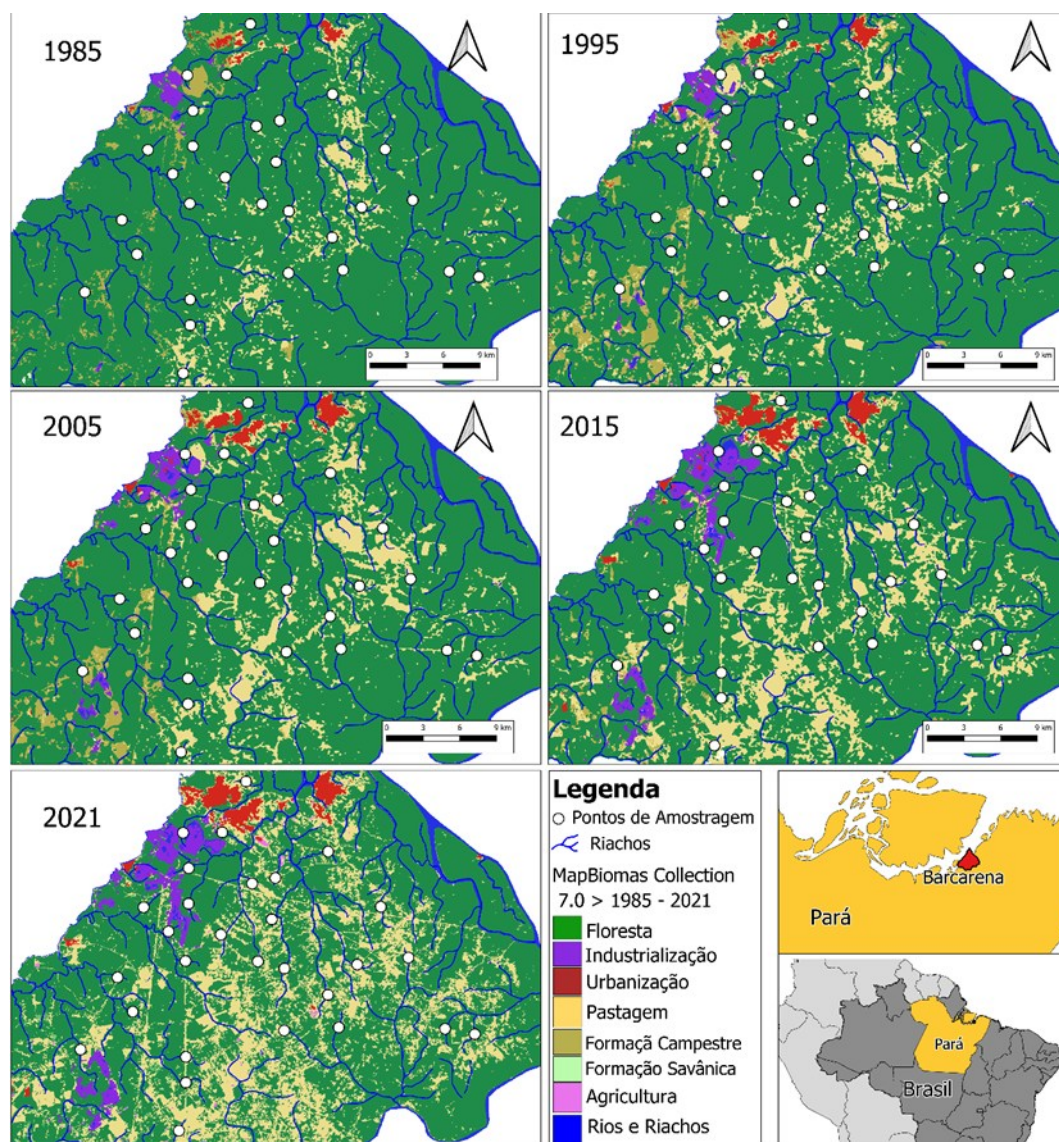


Figura 1. Localização dos 29 riachos onde serão amostrados os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) a suas mudanças na paisagem ao longo dos anos (1985-2021) na região de Barcarena e Abaetetuba.

### 3.2.2 Coleta e identificação biológica

Em cada um dos riachos foi delimitada uma seção fixa de 100 metros, dividida em 10 seções de 10 metros. Cada seção foi demarcada e nomeada com as letras de "A" (sempre a jusante) até "K" (sempre a montante) (AB, BC, CD, ..., JK). Posteriormente, a seção foi subdividida em dois segmentos, totalizando 20 seções de cinco metros cada (Juen et al 2025). As subdivisões dos riachos em seções permitem calcular a variação da riqueza de espécies em cada parcela por riacho, além de aumentar a eficiência e facilitar a amostragem de espécimes em campo (Shimano et al. 2013; Juen et al. 2025).

Para a coleta de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), utilizou-se um rapiché (rede manual circular) de 18 cm de diâmetro e malha de 0,05 mm, seguindo a metodologia de Shimano et al. (2018), com duas réplicas em cada tipo de substrato presente em cada segmento. Ainda em campo, os substratos amostrados foram triados para separação dos espécimes usando bandejas brancas e pinças entomológicas, sendo posteriormente fixados em álcool a 85%. As amostras coletadas foram transportadas para o Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO), onde foram identificadas até o nível de gênero utilizando as chaves de Hamada et al. (2019). Após a identificação, os indivíduos foram depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal do Pará (UFPA).

### **3.2.3 Dados ambientais**

Para a obtenção das variáveis de uso do solo da paisagem em escala de microbacia, foram utilizados buffers retangulares aplicados a um mosaico de imagens do conjunto de satélites RapidEye (RapidEye, 2015). Inicialmente, foi realizado o Processamento Digital de Imagens (PDI) e, posteriormente, a delimitação das microbacias e da rede de drenagem do terreno SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) com resolução espacial de 30 metros. O processamento das imagens para classificação dos tipos de uso e cobertura da terra foi realizado no software PCI Geomatics 2015, utilizando o módulo ATCOR Ground Reflectance. Após a correção atmosférica das imagens, foi gerado o mosaico das cenas RapidEye no módulo OrthoEngine do PCI Geomatics. O mosaico RapidEye foi submetido à classificação orientada a objetos utilizando o software eCognition 9. A validação da classificação foi realizada com imagens do TerraClass 2014, fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (Almeida et al. 2016).

Com base na área de cada microbacia, foi calculada a porcentagem de cobertura vegetal. A variável de cobertura vegetal foi obtida pelo somatório das porcentagens de áreas naturais de floresta primária e secundária dentro de cada microbacia. Além disso, calculou-se a quantidade de uso da terra destinada ao desenvolvimento de pastagens, agricultura e formações não florestais, como campestres e savanas (Figura 1). Utilizaram-se apenas as imagens que apresentavam porcentagem de nuvem ou sombra de nuvem dentro do limite aceitável para o geoprocessamento, inferior a dez por cento (<10%) (Frimpong et al. 2005). O software livre QGIS (versão 3.37 Maidenhead – 2024) foi utilizado para o reconhecimento das feições geradas pelo Processamento Digital de

Imagens (PDI) e para a projeção do mapa temático da área. Para verificar a variação histórica de uso da terra na região, foram utilizadas classificações visuais de imagens de satélite Landsat 5, dos anos de 1985, 1995, 2005, 2015 e 2021, fornecidas pelo MapBiomas (2024).

Além das métricas de uso do solo, foram amostradas variáveis ambientais para caracterização físico-química de cada riacho. Em cada riacho, em cada campanha, no momento das coletas, foram mensurados os parâmetros limnológicos: pH, oxigênio dissolvido (mg/L) (OD), condutividade ( $\mu\text{S}$ ) e temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), utilizando um aparelho multiparâmetro (AKSO-87). Também foram registradas a largura (m), profundidade (cm) e cobertura de dossel (%) de cada margem do riacho.

A integridade física do habitat foi avaliada utilizando o Índice de Integridade do Habitat (HII) (Nessimian et al. 2008), que consiste em uma avaliação visual de 12 itens que mensuram a estrutura física dos corpos d'água, resumindo as condições estruturais do canal, das margens e do substrato (Tabela S1). O índice varia de zero a um, quanto mais próximo do valor um ele representa maior integridade ambiental, sendo uma das métricas mais importantes para explicar a variação das comunidades de insetos aquáticos na Amazônia (Brasil et al. 2020).

### ***3.2.4 Análises dos dados***

Em nossas análises, cada riacho amostrado em cada uma das seis expedições foi considerado como uma amostra, totalizando 168 amostras (Figura 2). Para minimizar possíveis vieses relacionados à multicolinearidade entre as variáveis ambientais foi realizada uma correlação ( $r$  de Pearson) e quando os valores foram iguais ou superiores a 0,7, apenas uma variável foi mantida e as demais foram retiradas, priorizando-se as variáveis mais importantes associadas aos grupos de EPT, segundo a literatura para a Amazônia (Brasil et al. 2020; Lima et al. 2022; Rivera-Pérez et al. 2024). A diversidade beta espacial foi calculada com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis utilizando uma matriz de dados de abundância, permitindo examinar como as variáveis ambientais predizem a dissimilaridade entre os riachos ao longo das campanhas (Figura 2). A diversidade beta temporal foi calculada utilizando a matriz de dissimilaridade de Sørensen a partir do índice de beta diversidade (TBI) (Legendre 2019), que compara a composição de espécies entre diferentes campanhas ao longo do tempo para avaliar as

mudanças na comunidade (Figura 2). A diversidade beta temporal ( $\beta T$ ) foi subdividida em dois componentes: excessos de abundância no tempo inicial, interpretados como perdas ao longo do tempo (B), e excessos de abundância no tempo final, interpretados como ganhos ao longo do tempo (C) de cada gênero, permitindo analisar a contribuição relativa dos processos de ganho e perda de abundância taxonômica de espécies ao longo dos anos (Dong et al. 2021) (Figura 2).

Para avaliar a hipótese (i), de que a diversidade beta espacial seria explicada principalmente pelo grau de alteração ambiental entre riachos, foi utilizada a Análise de Redundância Baseada em Distância (db-RDA; Legendre & Anderson, 1999). Essa abordagem permite identificar a importância relativa das variáveis de paisagem em comparação às variáveis locais na estruturação dos padrões de diversidade beta ( $\beta$ -diversidade). Considerou-se cada riacho como uma unidade amostral ao longo dos anos, totalizando 168 unidades (28 riachos  $\times$  seis campanhas) (Figura 2). Inicialmente, foi calculada uma matriz de dissimilaridade na composição de gêneros entre riachos, utilizando o índice de Bray-Curtis baseado em abundâncias transformadas ( $\log x + 1$ ), reduzindo o possível efeito de valores extremos (outliers). Também foi empregada uma Análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) para remover o efeito da autocorrelação espacial (construiu-se uma matriz de distância euclidiana utilizando as coordenadas geográficas (latitude e longitude) dos locais de amostragem, considerando a distância linear na paisagem) entre os pontos de coleta (Dray et al. 2019), a fim de relacionar a variação da composição com as condições do habitat encontradas em cada ambiente (Legendre & Anderson 1999) (Figura 2). Em seguida, as variáveis ambientais previamente selecionadas, relacionadas ao uso e à cobertura do solo, foram utilizadas como preditoras na análise. A db-RDA foi realizada por meio da função `capscale` do pacote `vegan` no R, permitindo modelar a variação na composição biológica em função do gradiente ambiental. A significância do modelo global, dos eixos canônicos e das variáveis ambientais foi testada por meio de permutações (999) (Legendre & Anderson 1999).

Para avaliar a hipótese (ii) de que a diversidade temporal sazonal será diferente entre os períodos de estiagem e chuvoso ao longo das campanhas, utilizou-se uma matriz de dissimilaridade de Sørensen (Legendre, 2019). Posteriormente, a diversidade beta temporal foi dividida em dois componentes: B = perda de abundância de cada gênero e C = ganho de abundância de cada gênero (Legendre, 2019) (Figura 2). Com os resultados

obtidos, construíram-se gráficos que demonstram a importância relativa dos processos de ganhos e perdas ao longo dos períodos sazonais e entre os anos (Dong et al. 2021; Castro et al. 2025). Adicionalmente, na comparação entre os anos de coleta da análise de diversidade beta temporal (TBI), foram realizados testes-t para calcular as médias entre perdas e ganhos da comunidade. Também foram realizados teste-t para determinar se a variação temporal ao longo das campanhas foi significativa, sendo posteriormente construído um mapa de ganhos e perdas (B-C) ao longo da paisagem, no software livre QGIS (versão 3.37 Maidenhead - 2024) (Figura 2).

Finalmente, para avaliar nossa hipótese temporal (iii), de que a diversidade beta temporal seria maior em riachos mais alterados ao longo dos anos (Figura 2), utilizamos os valores do índice de diversidade beta temporal (TBI; Legendre & Salvat 2015; Legendre 2019) calculados entre os anos de amostragem (2022/23, 2023/24 e 2024/25), considerando separadamente os períodos de estiagem e chuvoso. O índice utiliza, além dos parâmetros B e C mencionados anteriormente, o parâmetro A, que representa a similaridade não dimensionada das abundâncias de cada gênero. Esses três elementos compõem o índice de diferença percentual (D), definido como  $D = (B + C) / (2A + B + C)$ . Os valores de B, C e D variam entre zero e um, indicando as mudanças na dissimilaridade ao longo do tempo em função das perdas e ganhos de indivíduos de cada grupo taxonômico (Legendre & Salvat 2015) (Figura 2).

Esses índices foram utilizados como variáveis-resposta em modelos lineares generalizados mistos (GLMM), com as métricas ambientais como variáveis preditoras (Figura 2). As variáveis “período sazonal” e “ano” foram incluídas como efeitos aleatórios. Foi verificada a presença de possíveis sub ou superdispersões por meio do diagnóstico residual, sendo a família de distribuição escolhida com base nesses resultados (Figura 2). A seleção do modelo mais adequado foi realizada com o critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc), considerando como modelo mais parcimonioso aquele com o menor valor de AICc e  $\Delta AIC$  inferior a dois (Ripley et al. 2020). Para o modelo selecionado, foi avaliado o efeito das variáveis preditoras sobre a variável resposta.

As análises foram realizadas no software R 4.0.1 utilizando os pacotes *vegan* 2.6-2 (Oksanen et al. 2019), *adespatial* 0.3-16 (Dray et al. 2019), *betapart* 1.5.6 (Baselga & Orme, 2012) e gráficos no pacote *ggplot2* 3.4.2 (Wickham 2016).

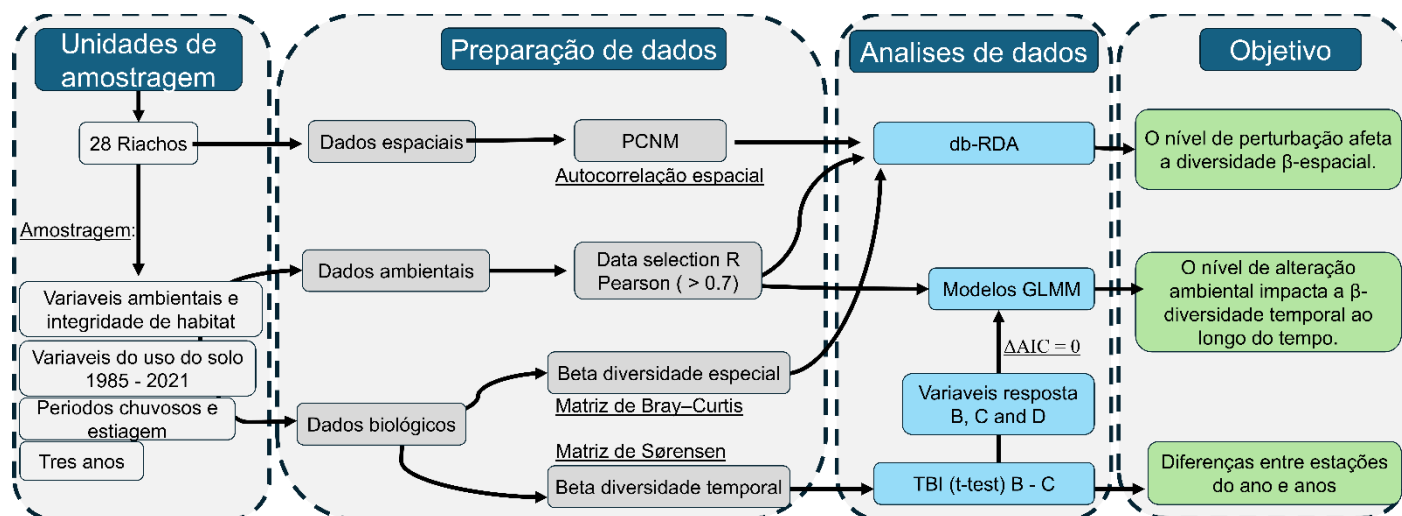


Figura 2. Fluxograma analítico resumindo as etapas de avaliação e modelagem da diversidade beta ( $\beta$ -diversidade) espacial e temporal.

### 3.3 RESULTADOS

Ao longo das seis campanhas, foram coletados 3.940 indivíduos, distribuídos em 50 gêneros de EPT (Tabela 1). Os gêneros mais abundantes foram *Miroculis* (Ephemeroptera) com 904 indivíduos, *Campylocia* (Ephemeroptera) com 607 indivíduos e *Macrostemum* (Trichoptera) com 538 indivíduos.

Ao comparar os períodos sazonais, observou-se que, ao longo das seis campanhas, no período de estiagem, houve, em média, 26 indivíduos distribuídos em seis gêneros de EPT por riacho. Os gêneros mais abundantes nesse período foram *Campylocia* (Ephemeroptera), com 392 indivíduos, e *Macrostemum* (Trichoptera), com 378 indivíduos. Além disso, os gêneros *Adebrotus*, *Brasilocaenis*, *Cloeodes*, *Hapagobaetis*, *Macunahyphes*, *Nectopsyche*, *Neotrichia*, *Polyplectropus* e *Waltzoyphius* foram exclusivos do período de estiagem. Já no período chuvoso, foram registrados, em média, 20 indivíduos distribuídos em cinco gêneros de EPT por riacho. Os gêneros mais abundantes foram *Miroculis* com 614 indivíduos e *Campylocia*, com 215 indivíduos. Os gêneros exclusivos desse período foram *Callibaetoides*, *Chimarra*, *Grumicha*, *Hydroptila*, *Leptohyphes*, *Marilia*, *Mortoniella*, *Oxyethira*, *Paracloeodes* e *Paramaka*.

Tabela 1. Lista de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) mostrando abundância por campanha e total, durante a amostragem da região de Barcarena e Abaetetuba. C1, C2... C6 representam a variação temporal do estudo.

ORDER/Family	Genus	C1 (2022/Dry)	C2 (2023/Rainy)	C3 (2023/Dry)	C4 (2024/Rainy)	C5 (2024/Dry)	C6 (2025/Rainy)	Total
<b>EPHEMEROPTERA</b>								
<b>Baetidae</b>	<i>Adebrotus</i>	0	0	1	0	0	0	1
	<i>Apobaetis</i>	2	9	0	0	0	0	11
	<i>Aturbina</i>	1	9	0	0	0	0	10
	<i>Baetodes</i>	7	18	2	0	1	3	31
	<i>Callibaetis</i>	9	39	2	29	7	20	106
	<i>Callibaetoides</i>	0	8	0	0	0	4	12
	<i>Cloeodes</i>	2	0	0	0	0	0	2
	<i>Cryptonympha</i>	2	0	0	6	0	0	8
	<i>Hapagobaetis</i>	4	0	0	0	0	0	4
	<i>Paracloeodes</i>	0	3	0	0	0	0	3
	<i>Waltzophius</i>	0	0	1	0	0	0	1
	<i>Zelusia</i>	8	1	0	0	0	6	15
<b>Caenidae</b>	<i>Brasilocaenis</i>	0	0	1	0	0	0	1
	<i>Caenis</i>	1	4	1	0	1	4	11
<b>Coryphoridae</b>	<i>Coryphorus</i>	2	3	0	0	0	0	5
<b>Euthyplociidae</b>	<i>Campylocia</i>	148	99	143	60	101	56	607
<b>Leptophyphidae</b>	<i>Amanahyphes</i>	0	0	1	3	0	0	4
	<i>Leptohyphes</i>	0	0	0	0	0	1	1
	<i>Macunahyphes</i>	1	0	0	0	0	0	1
<b>Leptophlebiidae</b>	<i>Askola</i>	0	1	4	0	0	0	5
	<i>Simothraulopsis</i>	55	9	12	3	12	2	93
	<i>Microphlebia</i>	0	4	2	2	0	0	8
	<i>Farrodes</i>	85	19	161	16	94	0	375
	<i>Paramaka</i>	0	1	0	0	0	0	1
	<i>Miroculis</i>	105	213	52	156	133	245	904
	<i>Thraulodes</i>	0	0	0	0	2	1	3
<i>Ulmeritoides</i>	35	27	31	15	26	26	160	
<b>Polymitarciidae</b>	<i>Campsurus</i>	14	2	3	1	1	2	23
<b>PLECOPTERA</b>								
<b>Perlidae</b>	<i>Anacroneuria</i>	19	13	13	4	44	15	108
	<i>Macrogynoplax</i>	0	9	9	12	13	22	65
<b>TRICHOPTERA</b>								
<b>Calamoceratidae</b>	<i>Phylloicus</i>	18	7	24	1	15	32	97
<b>Glossosomatidae</b>	<i>Mortoniella</i>	0	1	0	0	0	0	1
<b>Helicopsychidae</b>	<i>Helicopsyche</i>	1	5	14	0	2	0	22
<b>Hydrobiosidae</b>	<i>Atopsyche</i>	0	1	0	0	1	0	2
<b>Hydropsychidae</b>	<i>Blepharopus</i>	0	0	1	1	0	0	2
	<i>Leptonema</i>	46	3	104	46	2	38	239

	<i>Macronema</i>	35	13	60	11	11	20	150
	<i>Macrostemum</i>	35	22	89	38	254	100	538
	<i>Smicridea</i>	0	15	9	2	31	32	89
<b>Hydroptilidae</b>	<i>Hydroptila</i>	0	1	0	0	0	7	8
	<i>Neotrichia</i>	2	0	0	0	0	0	2
	<i>Oxyethira</i>	0	0	0	0	0	1	1
<b>Leptoceridae</b>	<i>Nectopsyche</i>	3	0	6	0	0	0	9
	<i>Oecetis</i>	4	3	2	1	1	23	34
	<i>Tripletides</i>	35	11	25	6	5	24	106
<b>Odontoceridae</b>	<i>Marilia</i>	0	1	0	0	0	0	1
<b>Philopotamidae</b>	<i>Chimarra</i>	0	1	0	1	0	5	7
<b>Polycentropodidae</b>	<i>Cernotina</i>	0	7	19	6	11	7	50
	<i>Polyplectropus</i>	0	0	3	0	0	0	3
<b>Sericostomatidae</b>	<i>Grumicha</i>	0	3	0	0	0	0	3
<b>Total indivíduos</b>		679	585	795	420	768	696	<b>3940</b>

Ao testarmos a hipótese (i), de que a diversidade beta espacial seria explicada principalmente pelo grau de alteração ambiental entre riachos, verificamos que a composição das comunidades aquáticas variou de forma significativa em função das variáveis ambientais e espaciais associadas ao uso do solo. A análise de redundância baseada em distância (dbRDA) indicou que 19,25% da variação na composição das comunidades foi explicada pelas variáveis incluídas no modelo ( $R^2_{aj} = 0,193$ ;  $R^2 = 0,328$ ), sendo o modelo global altamente significativo ( $F = 1,682$ ;  $p = 0,001$ ) (Figura 3).

Dentre as variáveis ambientais associadas ao uso e à cobertura do solo, a Formação Campestre (FC21), Pastagem (P21), Lavouras Temporais (LT21) e Formação Florestal em 1985 (FF85) apresentaram efeitos significativos sobre a dissimilaridade composicional entre os riachos (respectivamente:  $p = 0,010$ ;  $p = 0,002$ ;  $p = 0,002$ ;  $p = 0,006$ ) (Figura 3; Tabela 2). Assim, a hipótese de que diferentes níveis de alteração no uso do solo contribuem para a variação espacial da diversidade beta foi confirmada. Além disso, variáveis espaciais representadas por componentes PCNM também foram significativas (por exemplo, PCNM1, PCNM7 e PCNM17), indicando que a estrutura espacial da paisagem também influencia a composição das comunidades (Figura 3).

Os dois primeiros eixos canônicos da dbRDA explicaram uma proporção relevante da variação (CAP1:  $F = 9,45$ ;  $p = 0,001$ ; CAP2:  $F = 6,53$ ;  $p = 0,028$ ), somando 58% da variação total, reforçando a existência de gradientes ambientais e espaciais (Figura 3) associados à dissimilaridade entre os riachos. Esses resultados apontam para a

influência conjunta de fatores ambientais e espaciais na estrutura da diversidade beta nos sistemas lóticos estudados (Figura 3).

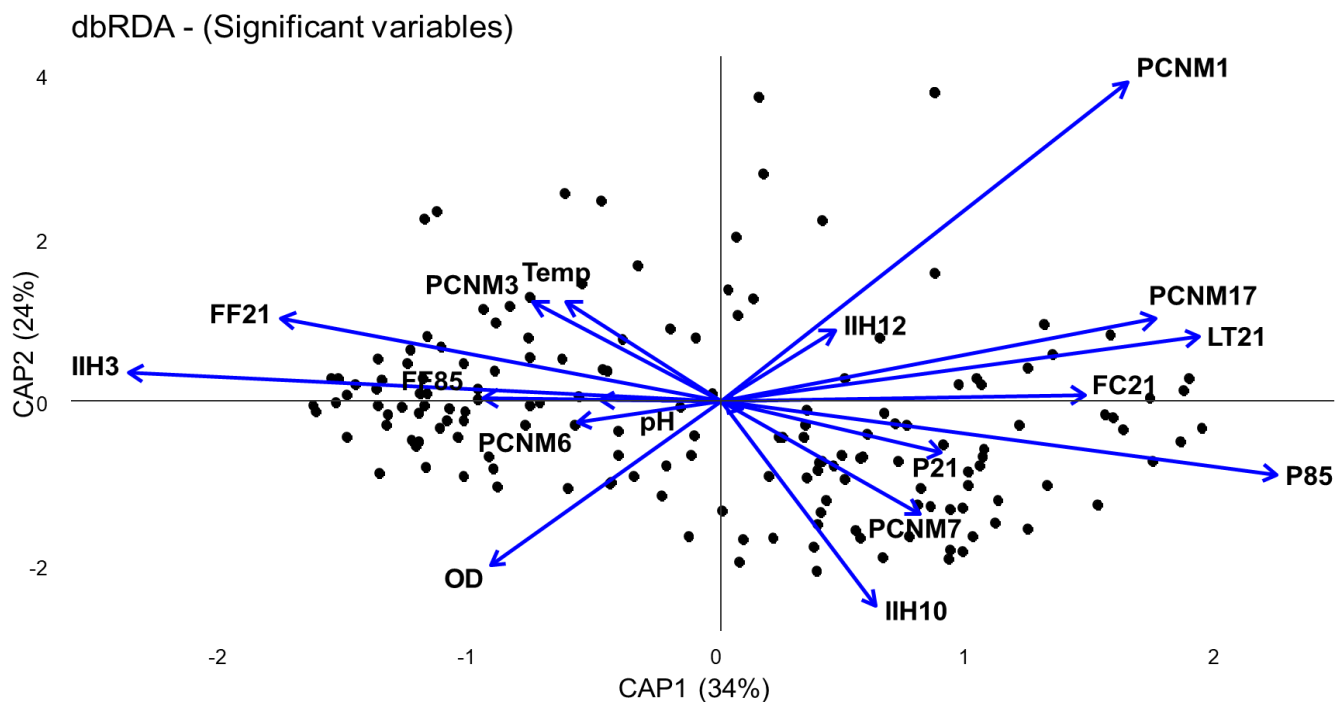


Figure 3. Resultados da análise de redundância baseada em distância (dbRDA) da matriz de diversidade beta dos gêneros de EPT nos riachos sob influência na região de Barcarena e Abaetetuba.

Tabela 2. Resultado da Análise de Redundância Baseada em Distância (dbRDA) dos gêneros de EPT, mostrando os *Loadings* nos dois primeiros eixos da análise e a variação ambiental entre os riachos sob influência na região de Barcarena e Abaetetuba. \* e em negrito variáveis significativas.

Preditores ambientais	CAP1	CAP2	F	p	*
pH	0.014	-0.013	1.739	0.023	*
Temperatura (Temp)	-0.103	0.204	1.504	0.072	
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0.154	-0.333	1.578	0.063	
Estado de preservação da Mata Ciliar (IHH3)	-0.396	0.060	1.884	0.015	*
Área de corredeiras e poções ou meandros (IHH10)	0.104	-0.416	1.626	0.052	
Detritos (IHH12)	0.076	0.144	1.630	0.038	*
Formação Florestal em 2021 (FF21)	-0.380	0.103	1.717	0.031	*
<b>Formação Campestre em 2021 (FC21)</b>	<b>0.244</b>	<b>0.013</b>	<b>1.918</b>	<b>0.010</b>	<b>**</b>

<b>Pastagem em 2021 (P21)</b>	<b>0.147</b>	<b>-0.103</b>	<b>2.426</b>	<b>0.002</b>	<b>**</b>
<b>Lavouras Temporais em 2021 (LT21)</b>	<b>0.320</b>	<b>0.133</b>	<b>2.469</b>	<b>0.002</b>	<b>**</b>
<b>Formação Florestal em 1985 (FF81)</b>	<b>-0.158</b>	<b>0.007</b>	<b>2.061</b>	<b>0.006</b>	<b>**</b>
Pastagem em 1985 (P85)	0.372	-0.149	1.488	0.072	
<b>PCNM1</b>	<b>0.272</b>	<b>0.651</b>	<b>2.703</b>	<b>0.001</b>	<b>***</b>
PCNM6	-0.095	-0.040	1.517	0.055	
<b>PCNM7</b>	<b>0.133</b>	<b>-0.228</b>	<b>2.109</b>	<b>0.005</b>	<b>**</b>
PCNM17	0.290	0.169	1.951	0.014	*

A hipótese de que (ii) a diversidade temporal sazonal será diferente entre os períodos de estiagem e chuvoso foi parcialmente confirmada, uma vez que houve comparações não significativas e significativas, sendo essas últimas explicadas principalmente por ganhos e perdas de gêneros na singularidade entre os riachos (beta) e na diversidade local (alfa) ao comparar as diferentes campanhas, sendo as campanhas ímpares campanhas de estiagem e pares campanhas no período chuvoso (Tabela 3; Tabela S2).

Tabela 3. Resultados da comparação entre campanhas da análise de diversidade beta temporal (TBI), média entre perdas (estatística B/den) e ganhos (estatística C/den) da comunidade, tendência de ganho ou perda (+/-) entre as campanhas, mudanças nos padrões entre os riachos na campanha (perdas, ganhos e sem alterações) das espécies na comunidade e valor p do teste t. C1, C2... C6 representam a variação temporal do estudo.

\*Valores significativos.

t-test	Tipo	Média (C-B)	Mudança	Riachos			p
				Perdas	Ganhos	Inalterado	
C1 - C2	Sazonal	0.022	+	14	14	0	n.s.
C1 - C3	Temporal	0.087	-	17	10	1	0.05*
C1 - C4	Sazonal	0.223	-	22	6	0	0.05*
C1 - C5	Temporal	0.095	-	16	12	0	0.05*
C1 - C6	Sazonal	0.018	+	13	15	0	0.05*
C2 - C3	Sazonal	0.076	-	13	15	0	0.05*
C2 - C4	Temporal	0.228	-	20	8	0	0.05*
C2 - C5	Sazonal	0.106	-	13	15	0	0.05*
C2 - C6	Temporal	0.006	-	14	14	0	n.s.
C3 - C4	Sazonal	0.027	-	19	8	1	0.05*
C3 - C5	Temporal	0.009	-	16	10	2	0.05*

C3 - C6	Sazonal	0.002	-	15	13	0	0.05*
C4 - C5	Sazonal	0.081	+	10	18	0	0.05*
C4 - C6	Temporal	0.245	+	5	22	1	0.05*
C5 - C6	Sazonal	0.135	+	14	14	0	n.s.

A perda de gêneros foi o componente observado em cinco comparações sazonais (estiagem e chuvoso), tendo, em média, 16 riachos com perda de gêneros ao longo dos períodos. A comparação com mais perdas foram C3/C4 ( $t = 0.027$ ,  $p < 0.05$ ), com 19 riachos perdendo gêneros (Figura 4B; Tabela S2). Já os ganhos de gênero foram o componente observado em três comparações, sendo significativos unicamente na comparação C4/C5 ( $t = 0.081$ ,  $p < 0.05$ ) (Tabela 3) e não significativos nas comparações C1/C2 (Figura 4A) e C1/C6 (Figura 4C). Ao longo das campanhas, os riachos mostraram perdas e ganhos de gêneros entre as campanhas, representando um maior aninhamento “perda de gêneros” na composição da comunidade ao longo da paisagem entre os dois períodos climáticos e as campanhas.

Em uma escala temporal, houve principalmente perda na diversidade entre os riachos (beta) e na diversidade local (alfa) aumentando a dissimilaridade (Tabela 3). A perda de gêneros foi o principal componente nos riachos nas comparações entre os períodos de estiagem (Figura 3D-F). Já nos períodos chuvosos, houve tantos períodos com perdas de gêneros C2/C4 (Figura 4G) como períodos com ganhos de gêneros C4/C6 (Figura 4I).

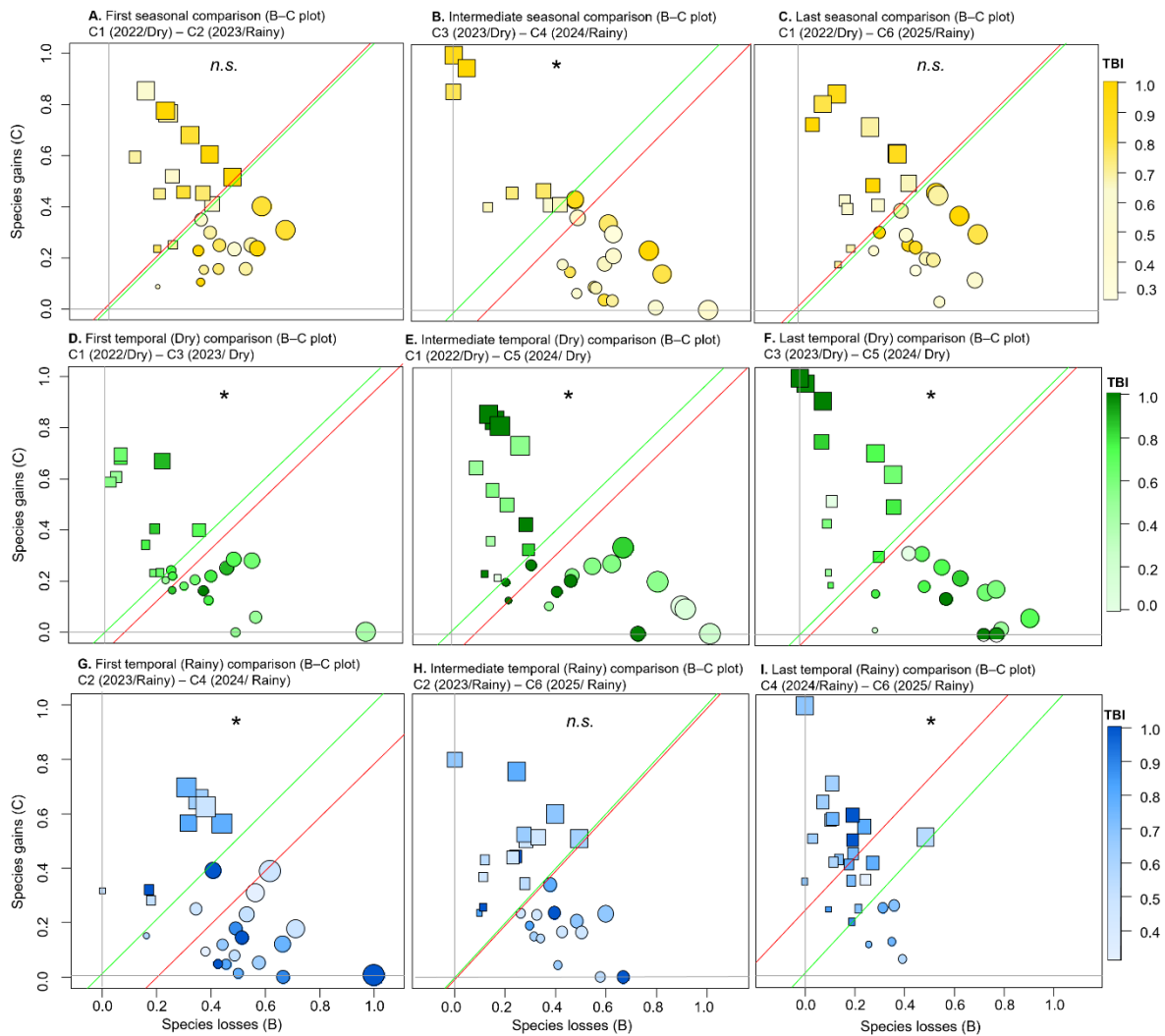


Figura 4. Gráficos B-C comparando as seis campanhas de amostragem: a) Sazonal C1/C2, b) Sazonal C3/C4, c) Sazonal C1/C6, d) Período seco temporário C1/C3, e) Período seco temporário C1/C5, f) Período seco temporário C3/C5, g) Período chuvoso temporário C2/C4, h) Período chuvoso temporário C2/C6, i) Período chuvoso temporário C4/C5, onde os 28 riachos são plotados usando perdas (B) e ganhos (C). Símbolos distintos são utilizados para indicar os locais dominados por ganhos (quadrados) e por perdas (círculos). A linha verde com inclinação representa um cenário onde os ganhos são iguais às perdas, e a linha vermelha indica o valor mediano ou a tendência entre os fluxos, com os ganhos sendo dominados pelas perdas.

Finalmente, quando avaliamos a hipótese de que (iii) a diversidade beta temporal seria maior em riachos mais alterados ao longo dos anos, detectamos que os riachos sob maior influência de alterações antrópicas apresentaram maiores valores no índice de diferença (D), indicando maior dissimilaridade temporal na composição de insetos aquáticos (Tabela 4). Especificamente, as variáveis relacionadas ao uso do solo, como Formação Campestre (FC21), Pastagem (P21), Lavouras Temporais (LT21) e Formação Florestal de 1985 (FF85), mostraram efeitos significativos sobre os componentes B (perda de abundância), C (ganho de abundância) e D (dissimilaridade total) (Tabela 4). Destaca-se um forte efeito positivo da variável Lavouras Temporais em 2021 sobre todos os índices, sugerindo que riachos com maior proporção de cultivos curtos e temporais apresentaram maiores variações temporais na composição taxonômica ao longo do tempo. Além disso, a Formação Campestre em 2021 ( $\beta = 15.9$ ;  $gl = 27$ ;  $P < 0.001$ ) e a Pastagem em 2021 ( $\beta = 4.985$ ;  $gl = 27$ ;  $P < 0.001$ ) também foram positivamente associadas ao índice D, reforçando a influência da matriz terrestre na dinâmica temporal das comunidades aquáticas (Tabela 4).

Por outro lado, o índice HII (índice de integridade de hábitat) apresentou efeito negativo e significativo apenas sobre o componente B ( $\beta = -1.666$ ;  $gl = 27$ ;  $P < 0.005$ ), indicando que riachos com menor integridade tendem a perder mais indivíduos ao longo do tempo (Tabela 4). Esses resultados corroboram nossa hipótese, evidenciando que a diversidade beta temporal responde de forma mais consistente a variáveis de paisagem, que geralmente apresentam gradientes mais amplos, em comparação com variáveis locais, cujo gradiente não foi suficiente para ser detectado. Assim, alterações no uso do solo podem afetar tanto perdas quanto ganhos de gêneros sobre a composição entre locais, resultando em maior dissimilaridade entre os anos de amostragem.

Tabela 4. Resultados dos modelos generalizados lineares mistos (GLMM) avaliando o efeito da variação ambiental do uso do solo sobre o índice TBI (B = perda de abundância de cada gênero, C = ganho de abundância de cada gênero e D = índice de diferença de insetos aquáticos nos riachos sob influência na região de Barcarena e Abaetetuba. \*

Valores significativos

<b>B = Perda de Abundância de Gêneros</b>
---

$\sim HII + FC21 + P21 + LT21 + FF85 + + (I Ano) + (I Periodo)$
---

Parameter	Estimate	Sdt. Error	<i>p</i>
(Intercept)	-0.293	0.3792	0.439
HII	-1.666	0.6349	< 0.005*
FC21	42.364	1.1636	< 0.001*
P21	2.087	0.8217	< 0.005*
LT21	1290.218	1.0733	< 0.001*
FF85	-3.103	1.2601	< 0.005*
<b>C = Ganho de Abundância de Gêneros</b>			
<i>~ HII + FC21 + P21 + LT21 + FF85 + + (I Ano) + (I Periodo)</i>			
Parameter	Estimate	Sdt. Error	<i>p</i>
(Intercept)	-1.883	0.437	< 0.001*
HII	0.739	0.732	0.313
FC21	-17.030	0.959	< 0.001*
P21	7.910	1.160	< 0.001*
LT21	281.423	1.023	< 0.001*
FF85	1.046	0.970	0.281
<b>D = Índice de Diferença ou Dissimilaridade</b>			
<i>~ HII + FC21 + P21 + LT21 + FF85 + + (I Ano) + (I Periodo)</i>			
Parameter	Estimate	Sdt. Error	<i>p</i>
(Intercept)	-0.404	0.241	0.094
HII	-0.518	0.340	0.127
FC21	15.992	0.395	< 0.001*
P21	4.985	0.437	< 0.001*

LT21	781.758	0.646	< 0.001*
FF85	-1.116	0.364	< 0.005*

### 3.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram que os padrões de diversidade beta de insetos aquáticos em riachos da Amazônia Oriental são fortemente influenciados por fatores ambientais e espaciais relacionados ao uso e à cobertura do solo, respondendo melhor em escala de paisagem do que localmente. Em escala espacial, a composição das comunidades variou significativamente conforme os gradientes de alteração da paisagem, especialmente em áreas com pastagens, cultivos temporários e formações florestais remanescentes. Isso mostra que, em escala de paisagem, pode haver maior substituição de espécies dentro das comunidades, resultando em maior diferenciação na composição comunitária. Temporalmente, observou-se uma rotatividade e/ou aninhamento na composição das comunidades entre os períodos de estiagem e chuvoso, com ganhos e perdas na abundância de gêneros contribuindo para a variação sazonal. Além disso, os riachos mais impactados por atividades antrópicas apresentaram maior dissimilaridade temporal, reforçando o papel das mudanças no uso do solo na dinâmica ecológica dessas comunidades aquáticas.

Ao avaliar a diversidade beta de EPT, ela foi fortemente modulada pelo grau de alteração ambiental entre riachos por variáveis de paisagem. Observamos que riachos com áreas dominadas por pastagens e lavouras temporárias mostraram maior dissimilaridade na composição em comparação com riachos com maior cobertura florestal, associada à substituição de florestas por outros usos do solo. Esse padrão pode ser explicado pelas mudanças na composição em função das suas características morfológicas (e.g. tipo de alimentação e respiração) e comportamentais às alterações ambientais em grupos sensíveis de EPT ao ambiente (Farias et al. 2021; Lima et al. 2022), já que muitas espécies dependem de condições estáveis de sombreamento, aporte de matéria orgânica alóctone e qualidade da água (Heino et al. 2013; Shimano et al. 2021; Luz-Silva et al. 2024). Assim, em áreas mais impactadas, a comunidade tende a ser dominada por táxons mais tolerantes, enquanto espécies especialistas desaparecem, aumentando a dissimilaridade beta em relação aos riachos mais preservados (Guterres et al. 2021; Rivera-Pérez et al. 2023; Castro et al. 2025).

A associação com a cobertura histórica de 1985 evidencia um efeito legado do uso da terra (Martin et al. 2017; Chase et al. 2020), mostrando que as comunidades atuais de EPT ainda refletem as transformações ambientais passadas (Luiza-Andrade et al. 2020; Valente-Neto et al. 2025). Esse padrão sugere a presença de um provável déficit de extinção, no qual parte das espécies ainda persiste como remanescente de habitats anteriormente preservados, mas tende a desaparecer à medida que os efeitos acumulados da fragmentação e da perda de qualidade ambiental se intensificam (Kuussaari et al., 2009; Hylander & Ehrlén, 2013). Assim, mesmo em áreas com sinais recentes de regeneração florestal, a composição taxonômica de EPT continua condicionada por fatores históricos, revelando a persistência de impactos de longa duração na biodiversidade aquática (Rivera-Pérez et al. 2024). Portanto, compreender os efeitos legados do uso do solo é crucial para interpretar corretamente as respostas ecológicas atuais e orientar ações de restauração em ecossistemas tropicais. O legado do uso intensivo da terra precisa ser considerado para compreender a dinâmica atual da diversidade beta em riachos (Martin et al. 2017; Castro et al. 2025; Jesus et al. 2025).

Esses resultados reforçam a necessidade de incorporar a dimensão histórica da paisagem em programas de monitoramento e conservação de riachos amazônicos. Estratégias de restauração ripária e de mitigação de impactos devem considerar não apenas as condições ambientais atuais, mas também os efeitos defasados de antigas perturbações, que podem continuar influenciando a estrutura das comunidades por décadas (Castro et al. 2025; Cruz et al. 2025). A utilização de métricas de diversidade beta temporal, como as aplicadas neste estudo, pode fornecer indicadores sensíveis de recuperação ecológica ou de perda progressiva de diversidade, tornando-se ferramentas úteis para políticas públicas voltadas à gestão dos recursos hídricos na Amazônia (Wang et al. 2021; Yin & Rudolf 2024). Ao evidenciar que a diversidade beta espacial e temporal responde simultaneamente a fatores ambientais atuais e passados, este estudo contribui para uma compreensão mais integrada das dinâmicas de perda de biodiversidade e resiliência em ecossistemas aquáticos tropicais (Rivera-Pérez et al. 2023; Bürgi et al. 2017). Nossos resultados ressaltam que o passado importa, é que as marcas históricas do uso do solo continuam moldando o presente da biodiversidade amazônica. Reconhecer esses efeitos legados é essencial para promover a conservação efetiva e o manejo sustentável dos sistemas fluviais.

A comparação da beta diversidade beta temporal entre os períodos de estiagem e chuvoso apresentou tanto processos de ganho (rotatividade) quanto de perda de gêneros (aninhamento), sendo este último o principal componente ao longo das campanhas e os anos, evidenciado a influência da estacionalidade tropical na região amazônia. Enquanto os pulsos de inundação podem facilitar a dispersão e recolonização de espécies (Junk et al. 1980), também podem levar à homogeneização dos ambientes aquáticos impactados ao aumentar a conectividade hidrológica (Heino et al. 2013; Yang et al. 2020). Com isso, demonstramos como as comunidades de EPT respondem às dinâmicas sazonais, em que as adaptações de cada grupo permitem certo grau de resiliência, ao mesmo tempo em que revelam sua vulnerabilidade aos distúrbios ambientais (Mykrä & Heino 2017; Rivera-Pérez et al. 2023; Boyle et al. 2025).

Outro resultado relevante foi observado na quarta campanha de amostragem, correspondente ao período chuvoso de 2024. Foi identificado um padrão marcante de redução na abundância de gêneros. Esse declínio parece estar associado não apenas às condições hidrológicas típicas do período chuvoso, mas principalmente às secas intensas ocorridas no final de 2023 (Espinoza et al. 2024), que possivelmente afetaram a disponibilidade de microhabitats, a estrutura de habitat e a dinâmica dos recursos tróficos (Cruz et al. 2025; Valente-Neto et al. 2025). Assim, o efeito defasado da estiagem anterior pode ter influenciado a estrutura das comunidades de EPT registradas meses depois, refletindo um impacto prolongado dos eventos climáticos extremos sobre a composição aquática (Martins et al. 2024; El Yaagoubi et al. 2025). Esse padrão é contrário ao encontrado em outros estudos, nos quais anos chuvosos contrabalançam perdas de diversidade causadas por secas em comunidades anuais (Brown & Collins 2024).

A dissimilaridade temporal mostrou-se mais acentuada em riachos associados a coberturas antrópicas, onde ambientes mais impactados apresentam comunidades de EPT menos estáveis no tempo e maior dissimilaridade. A presença de cultivos temporários e pastagens na região foi associada tanto a perdas quanto a ganhos de abundância de gêneros ou riqueza, sugerindo que a pressão antrópica intensifica a rotatividade de gêneros e leva a uma perda progressiva de riqueza em escala temporal (Yin & Rudolf 2024; Castro et al. 2025). As alterações na paisagem afetam não apenas a composição espacial das comunidades aquáticas, mas também comprometem sua persistência temporal, reduzindo a estabilidade ecológica dos sistemas aquáticos (Martins et al. 2024).

Em concordância com pesquisas prévias na região amazônica, que têm mostrado a influência do uso da terra na diversidade de insetos aquáticos (Paiva et al. 2021; Cunha et al. 2022; Cruz et al. 2025), nossos resultados também indicam que a perda de cobertura florestal ao longo do tempo e a expansão agrícola estão associadas ao aumento da rotatividade de espécies e à diminuição da riqueza de gêneros (Juen et al. 2016; Castro et al. 2025). No entanto, nosso estudo vai além dessas descobertas ao integrar simultaneamente as dimensões espacial e temporal por meio da decomposição da diversidade beta (Heino et al. 2024; Castro et al. 2025). Essa perspectiva revela como as assembleias diferem entre os locais (Rivera-Pérez et al. 2023) e como essas comunidades se organizam ao longo do tempo (Rivera-Pérez et al. 2024), oferecendo uma visão mais ampla e dinâmica dos processos ecológicos que estruturam os sistemas aquáticos (Martins et al. 2024; Boyle et al. 2025).

As evidências apresentadas em nossos resultados indicam que a perda de cobertura florestal compromete diretamente a integridade ecológica dos riachos amazônicos, destacando a necessidade urgente de conservar e restaurar a vegetação ripária e a floresta em torno a bacia hidrológica como estratégia para mitigar os efeitos negativos da expansão agrícola (Lima et al. 2022; Brito et al. 2024; Cruz et al. 2025). Além disso, demonstramos que a diversidade beta temporal e sua decomposição constituem métricas sensíveis para avaliar mudanças na integridade biológica (Rivera-Pérez et al. 2024; Castro et al. 2025). A utilização dos EPT pode ser considerada um indicador-chave em programas de monitoramento e gestão de recursos hídricos na região (Farias et al. 2021; Rivera-Pérez et al. 2023).

Nosso estudo evidencia que tanto as condições ambientais atuais quanto os legados históricos do uso do solo exercem papel determinante na estrutura e na resiliência das comunidades de insetos aquáticos em riachos da Amazônia Oriental. Ao integrar simultaneamente as dimensões espacial e temporal da diversidade beta, revelamos que as respostas ecológicas às alterações antrópicas são complexas e defasadas no tempo, refletindo a persistência de efeitos legados que se estendem por décadas. Este é um dos primeiros estudos na Amazônia a quantificar de forma integrada a diversidade beta espaço-temporal e relacioná-la com variáveis históricas de uso da terra, oferecendo uma nova perspectiva sobre como as mudanças do passado continuam moldando a biodiversidade atual. A evidência de um possível déficit de extinção indica que parte da fauna aquática persiste como remanescente de habitats anteriormente preservados, o que

reforça a necessidade de incorporar o tempo ecológico e as trajetórias de perturbação na formulação de políticas de conservação e restauração.

Demonstramos que as métricas de diversidade beta temporal são ferramentas sensíveis para detectar sinais precoces de degradação ou de recuperação ecológica, fornecendo subsídios valiosos para o monitoramento adaptativo de ecossistemas aquáticos tropicais. O trabalho abre novas perspectivas para investigações futuras, incluindo a análise de respostas diferenciais entre grupos funcionais, a incorporação de abordagens genéticas e filogenéticas para avaliar a perda de linhagens evolutivas e o desenvolvimento de modelos preditivos que integrem a história da paisagem e o regime hidrológico. Em síntese, este estudo reforça que o passado importa: as transformações históricas do uso do solo continuam moldando o presente da biodiversidade amazônica, e reconhecer esses efeitos legados é essencial para promover estratégias de conservação e restauração mais eficazes e duradouras.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à Alunorte pelo apoio ao projeto “Avaliação da biota aquática e da vegetação ripária da hidrografia que influencia a bacia do Murucupi e o entorno da Hidro Alunorte”, e à Hydro por meio do projeto “Aquatic biota monitoring and assessment upstream and downstream of the bauxite pipeline Norsk Hydro Paragominas - Barcarena (Pará, Brazil), an instream and riverscape approach” (processo 20/19), também apoiado pelo Consórcio de Pesquisa em Biodiversidade Brasil-Noruega (BRC), que tornou este trabalho possível. Somos profundamente gratos a Jorge Luiz Pereira, Viviane Firmino, Ingrid Reis, Beatriz Luz, Jady Santos, Natalia Santos, Geovani Gomes, Gabrielly Melo, Ana B. Lima, Bethania Resende, Tainã Rocha, Josinete Monteles e Gabriel Cruz pela assistência com a coleta de amostras em campo e as identificações em laboratório. O primeiro autor agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES - código de financiamento 001) pelo programa de doutorado, à Universidade Federal do Pará (UFPA), ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGECO) e ao Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO).

### 3.5 REFERENCIAS

- Almeida, C.A., Coutinho, A.C., Esquerdo, J.C.D.M., Adami, M., Venturieri, A., Diniz, C.G., Dessay, N., Durieux, L., Gomes, A.R., 2016. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica* 46, 291–302. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201505504>
- Baselga, A., Orme, C.D.L., 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* 3, 808–812. <http://www.respond2articles.com/MEE/>
- Boyle, M.J., Bonebrake, T.C., Dias, K., Dongmo, M.A., Machado França, F., Gregory, N., Kitching, R., Ledger, M., Lewis, O., Sharp, A., Stork, N., Williamson, J., Ashton, L.A., 2025. Causes and consequences of insect decline in tropical forests. *Nat. Rev. Biodivers.*, 1–17. <https://doi.org/10.1038/s44358-025-00038-9>
- Brasil, L.S., de Lima, E.L., Spigoloni, Z.A., Ribeiro-Brasil, D.R.G., Juen, L., 2020. The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: a meta-analysis. *Ecol. Indic.* 116, 106495. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106495>
- Brito, J.S., Cottenie, K., Cruz, G.M., Calvão, L.B., Oliveira-Junior, J.M.B., Carvalho, F.G., Brasil, L., Dias-Silva, K., Bastos, R., Resende, B., Ferreira, V., Viera, L., Michelin, T., Juen, L., 2024. Odonata responses to dispersal and niche processes differ across Amazonian endemism regions. *Insect Conserv. Divers.* 17, 988–1000. <https://doi.org/10.1111/icad.12764>
- Brown, R.F., Collins, S.L., 2024. Revisiting the bucket model: Long-term effects of rainfall variability and nitrogen enrichment on net primary production in a desert grassland. *J. Ecol.* 112, 629–641. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14258>
- Bürgi, M., Östlund, L., Mladenoff, D.J., 2017. Legacy effects of human land use: Ecosystems as time-lagged systems. *Ecosystems* 20, 94–103. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0051-6>
- Castro, D.M., Amaral, P.H., Berg, E., Hughes, R.M., Callisto, M., 2025. Spatial and temporal taxonomic and functional beta diversity of macroinvertebrate assemblages along a tropical dammed river. *Aquat. Sci.* 87, 35. <https://doi.org/10.1007/s00027-025-01165-3>
- Chase, J.M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., Viana, D.S., 2020. Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1469, 86–104. <https://doi.org/10.1111/nyas.14378>

Collier, K.J., Probert, P.K., Jeffries, M., 2016. Conservation of aquatic invertebrates: concerns, challenges and conundrums. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 26, 817–837. <https://doi.org/10.1002/aqc.2710>

Cruz, G.M., Faria, A.P.J., Monteles, J.S., Dias-Silva, K., Casatti, L., Rivera-Perez, J.M., Bastos, R.C., Ferreira, V.R.S., Brasil, L.S., Michelin, T.S., Calvão, L.B., da Silva, E.C., da Rocha, T.S., de Lucena, M.D.L., de Sousa, R.L.M., de Souza Costa, A.A., Brito, J.S., Oliveira-Júnior, J.M.B., de Resende, B.O., Cunha, E.J., Ligeiro, R., Brejão, G.L., Montag, L.F.A., Hughes, R.M., Leal, C.G., Juen, L., 2025. Stream Degradation: Direct and Indirect Impacts of Amazonian Deforestation. *Ecosystems* 28, 66. <https://doi.org/10.1007/s10021-025-01014-2>

Cunha, E.J., Cruz, G.M., Faria, A.P.J., de Oliveira, J.N., Juen, L., 2022. Urban development and industrialization impacts on semiaquatic bugs diversity: A case study in eastern Amazonian streams. *Water Biol. Secur.* 1, 100061. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100061>

Dong, R., Wang, Y., Lu, C., Lei, G., Wen, L., 2021. The seasonality of macroinvertebrate  $\beta$  diversity along the gradient of hydrological connectivity in a dynamic river-floodplain system. *Ecol. Indic.* 121, 107112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107112>

Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guénard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, M., Wagner, H.H., 2019. *adespatial*: Multivariate multiscale spatial analysis (Version 0.3-3) [software]. CRAN. <https://cran.r-project.org/package=adespatial> (accessed 28 October 2025).

El Yaagoubi, S., Errochdi, S., Edegbene, A.O., Kassout, J., Harrak, R., El Alami, M., 2025. Distribution patterns of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) species in the northwestern Rif: environmental and climate change impacts. *Hydrobiologia* 852, 1575–1593. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05756-3>

Espinoza, J.C., Jimenez, J.C., Marengo, J.A., Schöngart, J., Ronchail, J., Lavado-Casimiro, W., Ribeiro, J.V.M., 2024. The new record of drought and warmth in the Amazon in 2023 related to regional and global climatic features. *Sci. Rep.* 14, 8107. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58782-5>

Faria, A.P.J., Paiva, C.K.S., Calvão, L.B., Cruz, G.M., Juen, L., 2021. Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. *Environ. Monit. Assess.* 193, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09553-6>

Frimpong, E.A., Sutton, T.M., Engel, B.A., Simon, T.P., 2005. Spatial-scale effects on relative importance of physical habitat predictors of stream health. *Environ. Manag.* 36, 899–917. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0357-6>

Guterres, A.P.M., Cunha, E.J., Juen, L., 2021. Tolerant semiaquatic bugs species (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to pasture and conventional logging in the Eastern Amazon. *J. Insect Conserv.* 25, 555–567. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00316-9>

Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R.B., 2019. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Editora do INPA, Manaus.

Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M., Paasivirta, L., 2013. Environmental heterogeneity and  $\beta$  diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshw. Sci.* 32, 142–154. <https://doi.org/10.1899/12-083.1>

Heino, J., Bini, L.M., García-Girón, J., Lansac-Tôha, F.M., Lindholm, M., Rolls, R.J., 2024. Navigating the spatial and temporal aspects of beta diversity to clarify understanding biodiversity change. *Glob. Ecol. Conserv.*, e03343. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03343>

Hylander, K., Ehrlén, J., 2013. The mechanisms causing extinction debts. *Trends Ecol. Evol.* 28, 341–346. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.010>

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 2022. Normais climatológicas do Brasil 1991–2020. <https://portal.inmet.gov.br/normais> (accessed 21 October 2025).

Jesus, A.M., Bomfim, F.F., Juen, L., Montag, L.F., Calvão, L.B., Dias-Silva, K., Ferreira, V., Cabral, G., Penha, I., Melo, G., Luz-Silva, B., Resende, B., Michelin, T.S., 2025. Spatial and local factors explain macrophytes beta diversity in Amazonian streams inserted in an anthropogenic landscape. *Limnol.*, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10201-025-00806-8>

Juen, L., Santos-Silva, F., Barbosa-Santos, F., Luz-Silva, B., Rivera-Pérez, J., Oliveira-Junior, J., Luiza-Andrade, A., Calvão, L., Resende, B., Shimano, Y., Faria, A., Cruz, P., Quintero, F., Brasil, L., Santos, E., Veras, D., Sousa, J., Nascimento, J., Ligeiro, R., Couceiro, S., et al., 2025. Protocolo de Coleta Para Inventário de Insetos Aquáticos na Amazônia no Sistema RAPELD com Ênfase em Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata e Heteroptera. *Educamazônia* 18, 1–515. <https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/educamazonia/article/view/18440/11528>

Juen, L., Cunha, E.J., Carvalho, F.G., Ferreira, M.C., Begot, T.O., Andrade, A.L., Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P., Montag, L.F.A., 2016. Effects of oil palm plantations on the habitat

structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River Res. Appl.* 32, 2081–2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>

Junk, W.J., 1980. Áreas inundáveis—um desafio para limnologia. *Acta Amaz.* 10, 775–795.

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I., 2009. Extinction debt: A challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24, 564–571. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>

Legendre, P., Salvat, B., 2015. Thirty-year recovery of mollusc communities after nuclear experimentations on Fangataufa atoll (Tuamotu, French Polynesia). *Proc. R. Soc. B* 282, 20150750. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0750>

Legendre, P., Anderson, M.J., 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecol. Monogr.* 69, 1–24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)

Legendre, P., 2019. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecol. Evol.* 9, 3500–3514. <https://doi.org/10.1002/ece3.4984>

Lima, M., Firmino, V.C., de Paiva, C.K.S., Juen, L., Brasil, L.S., 2022. Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *J. Insect Conserv.* 26, 137–148. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6>

Luiza-Andrade, A., Brasil, L.S., Torres, N.R., Brito, J., Silva, R.R., Maioli, L.U., Juen, L., 2020. Effects of local environmental and landscape variables on the taxonomic and trophic composition of aquatic insects in a rare forest formation of the Brazilian Amazon. *Neotrop. Entomol.* 49, 821–831. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00814-6>

Luz-Silva, B., Guterres, A.P., Santana, S.S., Cunha, E.J., Juen, L., 2024. The loss of riparian vegetation along streams causes morphological divergences in functional traits of semiaquatic insects (Heteropteran: Gerromorpha) in the eastern Amazon. *Environ. Monit. Assess.* 196, 914. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13056-5>

Martin, S.L., Hayes, D.B., Kendall, A.D., Hyndman, D.W., 2017. The land-use legacy effect: towards a mechanistic understanding of time-lagged water quality responses to land use/cover. *Sci. Total Environ.* 579, 1794–1803. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.158>

- Martins, R.T., Firmino, V.C., Hamada, N., 2024. Amazonian aquatic insects in a changing landscape, in: *The Future of Amazonian Aquatic Biota*. Springer Nature Switzerland, Cham, pp. 111–136. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-66822-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-031-66822-7_5)
- MapBiomas, 2024. Coleção 9 da série anual de mapas de cobertura e uso da terra do Brasil. Projeto MapBiomas. <https://brasil.mapbiomas.org> (accessed 28 May 2025).
- Mykrä, H., Heino, J., 2017. Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecol. Complex.* 31, 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.002>
- Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., De Marco Júnior, P., Gordo, M., Fidelis, L., D'arc Batista, J., Juen, L., 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614, 117–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., et al., 2019. *vegan: Community Ecology Package (Version 2.5-6)* [software]. CRAN. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (accessed 28 October 2023).
- Paiva, C.K.S., Faria, A.P.J., Calvão, L.B., Juen, L., 2021. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia* 848, 1073–1085. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>
- Piratoba, A.R.A., Ribeiro, H.M.C., Morales, G.P., Gonçalves, W.G., 2017. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Rev. Ambient. Água* 12, 435–456. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>
- QGIS Development Team, 2024. QGIS Geographic Information System (Version 3.x) [software]. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.org> (accessed 10 January 2024).
- RapidEye, 2015. *Satellite Imagery Product Specifications*. Available at: <http://www.rapideye.com> (accessed 02 October 2023).
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D.M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., Ripley, M.J., 2020. *MASS: Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS (Version 7.3-x)* [software]. CRAN. <https://cran.r-project.org/package=MASS> (accessed 28 October 2023).
- Rivera-Pérez, J.M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Silva Pinto, N., Dias, L.G., Ferreira, K.S., Rolim, S., Juen, L., 2023. Effect of mining on the EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) assemblage of Amazonian streams based on their environmental specificity. *Hydrobiologia* 850, 645–664. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05111-4>

Rivera-Pérez, J.M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Cunha, E.J., Carvalho, F.G., Brasil, L.S., Ferreira, K., Rolim, S., Juen, L., 2024. Spatio-temporal beta diversity of specialist and generalist aquatic insects in streams altered by mining activities in eastern Amazonia. *J. Insect Conserv.* 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10841-024-00615-x>

Shimano, Y., Cardoso, M., Juen, L., 2018. Ecological studies of mayflies (Insecta, Ephemeroptera): Can sampling effort be reduced without losing essential taxonomic and ecological information? *Acta Amaz.* 48, 137–145. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201700583>

Shimano, Y., Nogueira, D.S., Juen, L., 2021. Environmental variation in Amazonian interfluves and its effects on local mayfly assemblages. *Hydrobiologia* 848, 4075–4092. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04626-6>

Shimano, Y., Juen, L., Salles, F.F., Nogueira, D.S., Cabette, H.S.R., 2013. Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* 49, 31–41. <https://doi.org/10.1051/limn/2013036>

Tavares, L.C., Costa, J.A., Araújo, A.R.R., Garcia, F.H.M., Carneiro, F.S., Amaral, A.P.M., Braga, E.O., Garcia, T., 2021. The use of the index of vegetation by normalized difference in the multitemporal analysis of vegetation cover in the industrial complex of the municipality of Barcarena-Pará-Brazil. *Res. Soc. Dev.* 10, e23010715470. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i7.15470>

Valente-Neto, F., Mello, J.L., Pestana, G.C., Shimabukuro, E.M., de Siqueira, A.S., Covich, A.P., Saito, V.S., 2025. Ecological perspectives on the organization of biodiversity in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 1–23. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05631-1>

Wang, H., Fu, H., Wen, Z., Yuan, C., Zhang, X., Ni, L., Cao, T., 2021. Seasonal patterns of taxonomic and functional beta diversity in submerged macrophytes at a fine scale. *Ecol. Evol.* 11, 9827–9836. <https://doi.org/10.1002/ece3.7811>

Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>

Yang, Y., Yi, Y., Zhou, Y., Wang, X., Zhang, S., Yang, Z., 2020. Spatio-temporal variations of benthic macroinvertebrates and the driving environmental variables in a shallow lake. *Ecol. Indic.* 110, 105948. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105948>

Yin, H., Rudolf, V.H.W., 2024. Time is of the essence: A general framework for uncovering temporal structures of communities. *Ecol. Lett.* 27, e14481. <https://doi.org/10.1111/ele.14481>

# 4. SESSÃO III

**Industrial impacts on eastern Amazon  
streams assessment with benthic EPT  
community, leaf litter decomposition and  
associated fauna**

A terceira sessão desta tese foi elaborada e publicado na revista científica Environmental Research, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122128>

## **Industrial impacts on eastern Amazon streams assessment with benthic EPT community, leaf litter decomposition and associated fauna**

### **Resumo**

Os ecossistemas de riachos são altamente sensíveis às mudanças no uso do solo causadas pela industrialização, que podem alterar seu habitat físico, suas comunidades biológicas e seu funcionamento. Embora esse seja um fenômeno global, os impactos sobre riachos tropicais ainda são relativamente pouco conhecidos. Para compreender esses impactos, avaliamos diversos indicadores estruturais e funcionais em dez rios da Amazônia Oriental, metade deles fluindo por áreas afetadas por um complexo de atividades industriais, incluindo processamento mineral, infraestrutura portuária, transporte e desenvolvimento urbano, e a outra metade em áreas não impactadas (controle). Examinamos as comunidades de macroinvertebrados bentônicos (por meio de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; EPT), a decomposição de folhas da espécie nativa *Goupia glabra* e o papel relativo de microrganismos e fauna associada no processo de decomposição, em duas estações diferentes (seca e chuvosa). Os riachos industriais exibiram menor abundância de EPT do que os riachos controle. A decomposição microbiana foi semelhante entre os tratamentos, enquanto a decomposição total foi maior nos riachos controle em estágios avançados do processo, sugerindo um papel fundamental da fauna associada. Os riachos industriais apresentaram menor colonização da serapilheira foliar em termos de abundância e riqueza de macroinvertebrados. Embora essas tendências parecessem persistir entre as estações, muitas foram significativas apenas durante a estação seca. Nossos resultados destacam os efeitos prejudiciais de múltiplas pressões antrópicas, particularmente aquelas relacionadas à expansão industrial, urbanização desordenada e infraestrutura sanitária inadequada, sobre os riachos tropicais. Esses resultados reforçam a necessidade de estratégias integradas de conservação e manejo que considerem os impactos cumulativos de diferentes mudanças no uso do solo para preservar a biodiversidade, o funcionamento ecológico e os serviços ecossistêmicos dos riachos.

**Palavras-chave:** Macroinvertebrados aquáticos, impactos antrópicos, sucessão degradante, detritívoros, sazonalidade.

## 4.1 INTRODUÇÃO

A industrialização é um processo humano multifacetado que exerce forte pressão sobre os ecossistemas de água doce, transformando paisagens, reduzindo a biodiversidade e interrompendo processos ecológicos (Rico-Sanchez et al. 2022; Lemos & Pimentel 2021; Cunha et al. 2022). Em muitas regiões tropicais, essa transformação é impulsionada por atividades industriais interconectadas voltadas para a extração de recursos, incluindo processamento mineral, desenvolvimento portuário, transporte, infraestrutura logística e expansão urbana (Bergerot et al. 2025). Embora predominantemente terrestres, essas atividades frequentemente resultam no escoamento de sedimentos, resíduos e substâncias químicas para os ambientes aquáticos, levando à alteração das dinâmicas hidrológicas, à degradação da qualidade da água e à redução da vegetação ripária (Enríquez-Espinosa et al. 2020; Bastos et al. 2021; Juen et al. 2016; Marwein et al. 2021).

Os riachos tropicais, conhecidos por sua alta biodiversidade e sensibilidade ecológica, são especialmente vulneráveis a esses impactos industriais cumulativos (Farias et al. 2021). A perda das florestas ripárias provoca mudanças na distribuição espacial e temporal da matéria orgânica que entra nos riachos, resultando em alterações na estrutura das comunidades (Monteles et al. 2021; Martins et al. 2024) e em processos ecossistêmicos essenciais, como a decomposição da serapilheira foliar (Boyero et al. 2014; Firmino et al. 2021; Tonin et al. 2021). Dada a complexidade dos impactos industriais sobre os sistemas de água doce, a avaliação de indicadores estruturais e funcionais é essencial para compreender seus efeitos sobre os riachos tropicais e orientar estratégias de conservação (Cheung et al. 2024).

Métricas estruturais, como a análise de organismos bioindicadores, têm sido tradicionalmente utilizadas para avaliar os efeitos da industrialização sobre a biota aquática (Hamada et al. 2019). Organismos-chave, avaliados por índices como o Biological Monitoring Working Party (BMWP), são amplamente empregados para monitorar a saúde de rios em diversos países (Goulart & Callisto 2003; Cornejo et al. 2019; Santos et al. 2023). Da mesma forma, na região amazônica, as avaliações estruturais frequentemente se baseiam em organismos indicadores sensíveis como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), altamente vulneráveis a mudanças ambientais nos ecossistemas aquáticos (Couceiro et al. 2012; Martins et al. 2017a; Luiza-Andrade et al. 2023).

Os macroinvertebrados aquáticos, especialmente EPT, desempenham papéis essenciais no funcionamento dos ecossistemas, incluindo a decomposição da matéria orgânica (Espinoza-Toledo et al. 2021; Lima et al. 2022). Apresentam alta diversidade e múltiplas adaptações aos ambientes aquáticos, permitindo-lhes ocupar diferentes nichos ecológicos e desempenhar várias funções (Hamada et al. 2019). Devido à sua sensibilidade a mudanças ambientais, esses organismos são amplamente utilizados para avaliar alterações em ecossistemas aquáticos, uma vez que sua abundância, riqueza e composição respondem à degradação do habitat (Meza-Salazar et al. 2020; Erdozain et al. 2020; Farias et al. 2021). Sua rápida resposta a distúrbios e o vasto conhecimento taxonômico e ecológico disponível os tornam indicadores confiáveis para detectar mudanças ambientais imediatas (Smith et al. 2006; Lima et al. 2022).

Nos riachos tropicais, a variação sazonal desempenha um papel central na dinâmica da decomposição da matéria orgânica (Soares et al. 2020). Os aportes de serapilheira foliar, um recurso basal essencial para as teias alimentares dos riachos, flutuam entre as estações seca e chuvosa (Boyero et al. 2021; Rojas-Castillo et al. 2024). Ao entrarem nos sistemas aquáticos, esses detritos iniciam uma cascata de transferência de energia envolvendo decompositores microbianos, detritívoros e predadores (Tonin et al. 2017; Pérez et al. 2023). Os estágios iniciais da decomposição são dominados por hifomicetos aquáticos, que transformam carbono orgânico e nutrientes em biomassa fúngica, promovendo a liberação de matéria orgânica particulada fina (FPOM) e acelerando a decomposição da serapilheira (Bärlocher 1992; Martinez et al. 2014; Gomes et al. 2018; Rabelo et al. 2023). A FPOM, por sua vez, desempenha um papel fundamental na sustentação de consumidores a jusante e nos processos de ciclagem de nutrientes nas teias alimentares aquáticas tropicais.

Embora macroinvertebrados detritívoros como EPT tendam a ser menos abundantes em regiões tropicais (Wissinger et al. 2018; Boyero et al. 2020), tornam-se cada vez mais importantes nos estágios posteriores da decomposição, especialmente à medida que as condições ambientais variam entre as estações (Firmino et al. 2021; Tonin et al. 2018). Variações no fluxo, mudanças de temperatura e pulsos de nutrientes podem alterar as taxas de decomposição e influenciar a estrutura e o funcionamento das comunidades de macroinvertebrados colonizadores (Marwein et al. 2021; Tonin et al. 2021). Essas dinâmicas sazonais impulsionam a sucessão ecológica na serapilheira em decomposição e oferecem informações valiosas sobre o funcionamento e a resiliência dos

ecossistemas sob condições ambientais em mudança (Cornejo et al. 2020). Reconhecendo sua importância ecológica, alguns órgãos ambientais brasileiros, como a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), incorporaram macroinvertebrados bentônicos em protocolos de licenciamento ambiental (Norma Técnica L5.309 CETESB, 2003). Essas iniciativas destacam a relevância de indicadores baseados em macroinvertebrados, especialmente quando aspectos estruturais e funcionais são avaliados conjuntamente para orientar estratégias de conservação de ecossistemas aquáticos.

As mudanças ambientais que reduzem o aporte de matéria orgânica ou a qualidade das plantas nos corpos d'água podem impactar todo o processo de sucessão das comunidades aquáticas em riachos (Tonin et al. 2017; Boyero et al. 2021; Rojas-Castillo et al. 2024). As dinâmicas de decomposição podem variar de acordo com os recursos disponíveis, como a qualidade das folhas (Gutiérrez-López et al. 2016; Pérez et al. 2023; Rezende et al. 2021). Quando as dinâmicas temporais e sazonais de colonização são interrompidas, as comunidades de macroinvertebrados aquáticos tendem a se tornar homogêneas, principalmente pela perda de espécies sensíveis e pelo aumento de espécies mais adaptadas ou tolerantes às mudanças ambientais (Pintar et al. 2018). Isso pode resultar na perda de elos-chave na ciclagem de nutrientes e nas teias alimentares (Boyero et al. 2016). Assim, compreender como os padrões e processos de colonização desses macroinvertebrados aquáticos e da decomposição foliar são afetados por mudanças antrópicas na paisagem pode fornecer uma melhor compreensão para o manejo de riachos, identificando elementos capazes de mitigar impactos ambientais em escalas espaciais e sazonais (Marwein et al. 2021; Pérez et al. 2023). Embora os microrganismos sejam os principais responsáveis pela decomposição da serapilheira foliar em regiões tropicais, suas alterações são frequentemente detectadas por meio da fauna associada (ou seja, macroinvertebrados detritívoros), que podem alterar suas taxas de consumo (Irons et al. 1994; Cornejo et al. 2020). Assim, identificar as dinâmicas e o papel dos detritívoros diante de impactos como a industrialização torna-se essencial para compreender o funcionamento dos riachos tropicais.

Exploramos os impactos estruturais e funcionais nos ecossistemas de riachos associados a um complexo de atividades industriais, incluindo processamento mineral, operações portuárias, infraestrutura de transporte e desenvolvimento urbano, por meio da amostragem da comunidade bentônica de EPT e da realização de um experimento de

decomposição de folhas em dez riachos da bacia amazônica. Testamos as seguintes hipóteses: (1) riachos industriais apresentarão menor abundância e riqueza de EPT em comparação aos riachos controle, devido à perda de espécies sensíveis causada pela homogeneização dos ecossistemas; (2) riachos industriais apresentarão decomposição microbiana mais rápida do que os riachos controle, como resultado de maiores concentrações de nutrientes e temperatura; (3) a decomposição total em riachos industriais será quase totalmente impulsionada por microrganismos, enquanto nos riachos controle a contribuição dos macroinvertebrados para a decomposição total será substancial; (4) riachos industriais apresentarão menor colonização da serapilheira foliar por macroinvertebrados aquáticos em termos de abundância e riqueza, e a composição da comunidade será alterada; (5) os padrões acima tenderão a se intensificar ao longo do processo de decomposição, sendo particularmente evidentes nas etapas mais avançadas; e (6) as estações seca e chuvosa exibirão os padrões descritos, porém estes serão mais pronunciados na estação seca.

## **4.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### ***4.2.1 Área de estudo***

O estudo foi realizado em dez riachos localizados nos municípios de Barcarena e Abaetetuba, no estado do Pará, Brasil (1°30'21" S; 48°37'33" W) (Paz et al. 2011; Piratoba et al. 2017) (Fig. 1). A região era originalmente coberta por floresta tropical nativa caracterizada por árvores de grande porte, além de áreas de floresta secundária, florestas ripárias e de várzea influenciadas por inundações sazonais (Tavares et al. 2021). Ao longo dos anos, a região passou por uma rápida expansão urbana, industrial e de pastagens, resultando em um crescimento populacional acelerado e desordenado, acompanhado da falta de serviços sociais, saneamento básico e tratamento de água, com os efluentes sendo geralmente lançados nos riachos (Cunha et al. 2022; Lemos & Pimentel 2021). Essa expansão foi causada principalmente pela criação de uma área portuária, que se desenvolveu rapidamente a partir de 1990, atraindo diversas indústrias e empresas ligadas ao setor de transporte (Furtado et al. 2020).

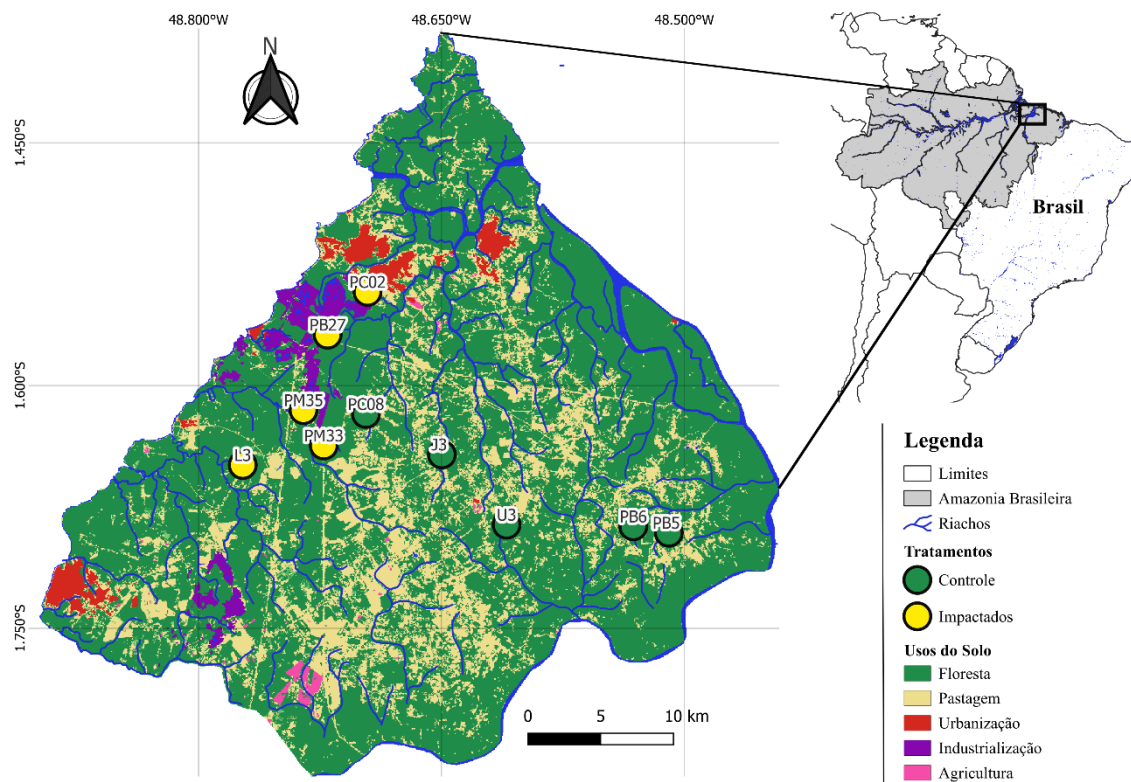


Figura 1. Localização dos dez riachos onde foram instalados os experimentos de colonização na região de Barcarena e Abaetetuba (Rivera-Pérez et al. 2025).

Foram selecionados dez riachos para o estudo (Figura 1, Tabela 1), representando duas situações contrastantes: cinco riachos controle, localizados em áreas preservadas, com floresta tropical cobrindo a maior parte da bacia de drenagem, mínimo impacto humano e abundância de substratos como serapilheira, areia e madeira nos canais; e cinco riachos industriais, onde o uso industrial do solo correspondia a 25–60% da bacia, com impactos diretos de um complexo de atividades industriais que inclui processamento mineral, infraestrutura portuária, transporte e urbanização. Esses riachos apresentavam florestas ripárias reduzidas, tendo como principais substratos argila e silte, além de menor quantidade de troncos caídos (Figura 2). As coletas foram realizadas em duas campanhas: uma durante a estação seca, em outubro de 2021, e outra durante a estação chuvosa, em março de 2022.

Tabela 1. Localização, habitat, substrato e caracterização físico-química, incluindo o potencial de oxirredução (ORP), dos dez riachos estudados, divididos em controle e industriais.

Riachos Local	Control					Industrial				
	PB5	PB6	U3	J3	PC08	L3	PM33	PM35	PB27	PC02
Latitude (°)	-1.6909	-1.6869	-1.6859	-1.6404	-1.6175	-1.6490	-1.6370	-1.6151	-1.5685	-1.5420
Longitude (°)	-48.509	-48.531	-48.609	-48.648	-48.696	-48.772	-48.722	-48.735	-48.720	-48.695
<b>Usos do solo (%)</b>										
Floresta	96	91	71	83	80	58	70	34	60	48
Pastagem	4	9	29	17	17	17	10	10	15	15
Urbanização	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4
Industrial	0	0	0	0	0	25	20	56	25	33
Agricultura	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<b>Caracterização de habitat</b>										
Largura do riacho (m)	3.2	2.6	2.6	5.6	2.6	1.4	2.7	2.2	2.3	1.7
Profundidade do riacho (cm)	27.9	28.3	25.5	77.9	21.0	19.4	26.5	26.3	21.6	14.7
Velocidade da água (m s <sup>-1</sup> )	0.31	0.16	0.09	0.57	0.15	0.31	0.16	0.05	0.01	0.01
Cobertura vegetal ripária (%)	75	83	75	76	86	70	65	73	86	83
Integridade de Habitat (HII)	0.651	0.747	0.601	0.654	0.626	0.598	0.508	0.408	0.550	0.498
<b>Substratos inorgânicos (%)</b>										
Rocha (>256 mm; %)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9.2
Seixo (64–256 mm; %)	0	0	0	0	0	30	4	0	0	0
Grava (2–64 mm; %)	23	7	0	0	37	3	10	0	0	9
Area grossa (0.06-2 mm; %)	18	20	0	8	0	33	16	0	50	38
Area fina (0.004–0.006 mm; %)	41	22	100	22	37	31	41	100	50	48
Argila (<0.004 mm; %)	19	51	0	70	26	2	29	0	0	5
<b>Variáveis físico-químicas</b>										
pH	7.11	7.29	7.17	5.08	4.86	5.38	5.37	6.00	4.83	6.1
Temperatura (°C)	25.7	28.3	26.6	27.0	25.5	27.8	26.0	26.8	25.1	29.1
Condutividade (µS cm <sup>-1</sup> )	27.6	21.6	25.9	13.1	17.6	11.1	19.4	41.4	13.6	26.3
Saturação de oxigênio (%)	30.9	39.6	36.7	58.4	57.2	71.3	61.1	34.9	59.1	13.6
Sólidos totais suspensos (mg/L)	0.022	0.035	0.012	0.009	0.011	0.009	0.015	0.059	0.011	0.018
ORP (mV)	264	92	227	273	234	273	234	226	139	68

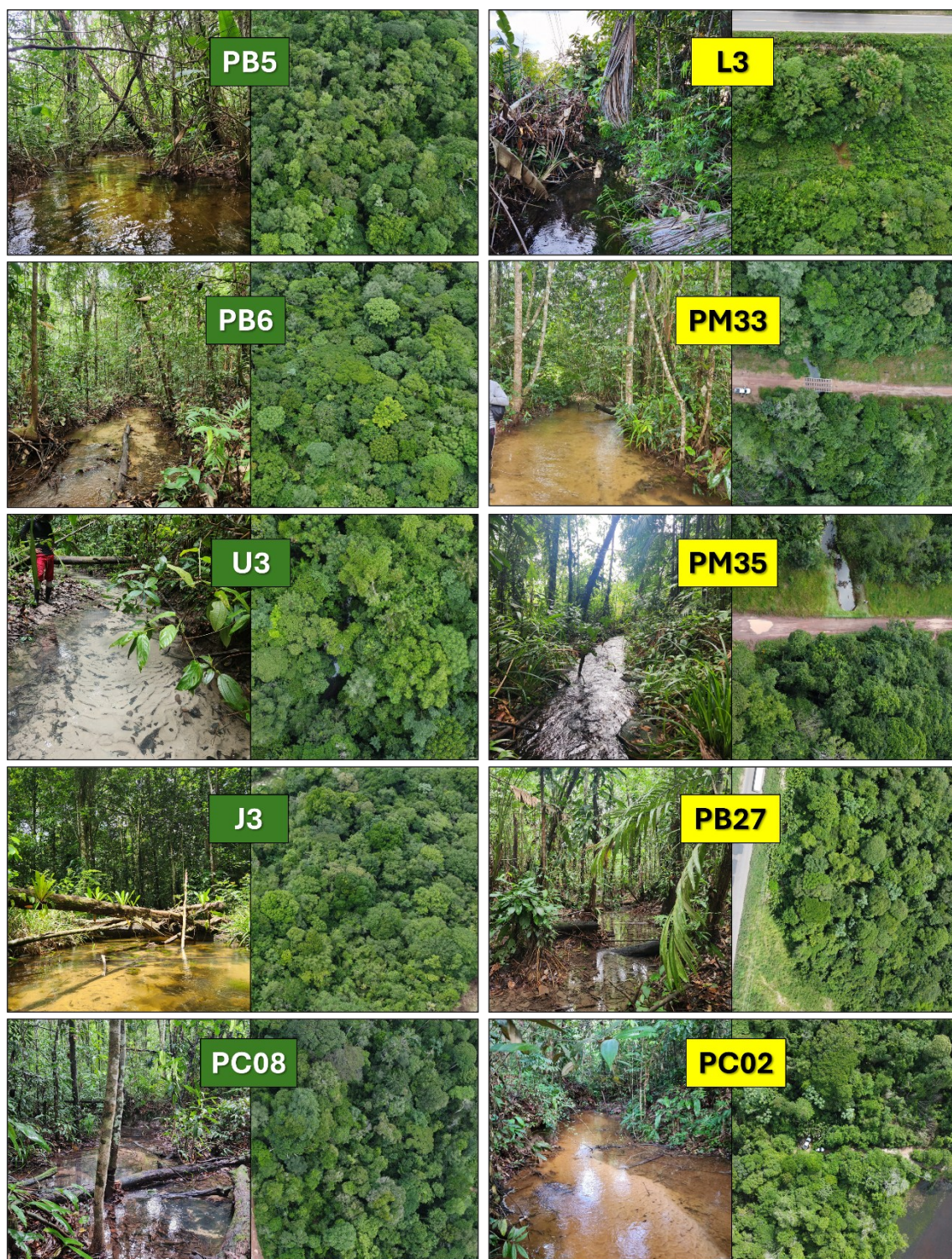


Figura 2. Locais de estudo situados em riachos controle (verde) e industriais (amarelo). As fotos à esquerda foram tiradas diretamente nos riachos e mostram o tipo de substrato e a quantidade de troncos caídos, enquanto as fotos à direita são imagens aéreas obtidas a uma altura de 150 metros, mostrando um trecho de 250 metros do riacho e a cobertura ripária (Rivera-Pérez et al. 2025).

#### **4.2.2 Caracterização ambiental**

Medimos diversas variáveis ambientais em cada local de estudo em quatro ocasiões, antes do início e após o término de cada experimento de decomposição (ver abaixo). As variáveis mensuradas foram pH, oxigênio dissolvido (OD), potencial de oxirredução, condutividade elétrica e temperatura da água, utilizando o multiparâmetro Horiba; além de largura do riacho, profundidade da água e cobertura do dossel (obtida por meio de medições de sombreamento com um densiômetro) em cada margem do riacho (Tabela 1). Também avaliamos a integridade física do habitat por meio do Índice de Integridade do Habitat (IIH) (Nessimian et al. 2008) (Table S1), que consiste em uma avaliação visual de 12 itens que medem as condições estruturais do canal, das margens e do substrato (Tabela S1). O índice, que varia de 0 a 1, representa um gradiente de aumento da integridade ambiental e tem sido amplamente utilizado para explicar a variação nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos na Amazônia (Oliveira-Junior & Juen, 2019; Brasil et al. 2020).

#### **4.2.3 Amostragem de EPT**

Coletamos macroinvertebrados bentônicos utilizando uma rede manual circular (rapiché) com 18 cm de diâmetro e malha de 0,05 cm. Em cada riacho, as coletas foram realizadas duas vezes, alguns dias antes do início de cada experimento. Foi selecionado um trecho de 100 m de cada riacho, dividido em 20 segmentos de 5 m cada. Em cada segmento, foram realizadas duas varreduras com a rede sobre os substratos disponíveis, de modo a garantir a representatividade dos diferentes microhabitats. Os espécimes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) foram separados em bandejas brancas, manuseados com pinças, preservados em álcool a 90% e identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando chaves taxonômicas especializadas (Domínguez & Fernández, 2009; Hamada et al. 2019).

#### **4.2.4 Experimento de decomposição de folhas**

Realizamos um experimento utilizando serapilheira foliar de *Goupia glabra* Aubl. (Cupiúba), uma espécie comumente encontrada nas florestas ripárias amazônicas em áreas de terra firme. Essa espécie é amplamente utilizada em estudos de decomposição na Amazônia e foi abundante na área ripária dos riachos do nosso estudo (Ferreira &

Tonini, 2009; Rezende et al. 2021; Martins et al. 2022). Folhas recém-caídas foram coletadas do solo e, no laboratório, foram secas ao ar (Bärlocher et al. 2020) e processadas conforme descrito a seguir.

Preparamos um total de 480 conjuntos de fragmentos de folhas de *Goupia glabra*, que foram pesados individualmente ( $4,000 \pm 0,001$  g) e distribuídos igualmente em *litterbags* de malha grossa (9,0 mm) e de malha fina (0,12 mm), com 24 *litterbags* (12 grossas e 12 finas) alocadas para cada riacho e estação (ou seja, 24 *litterbags*  $\times$  10 riachos  $\times$  2 estações) (Bärlocher, 2005). As *litterbags* de malha fina excluíram os invertebrados, permitindo a quantificação da decomposição microbiana, enquanto as de malha grossa permitiram a medição da decomposição total (Tonin et al. 2018). As *litterbags* foram recuperadas a cada 20 d, ao longo de um total de 60 d, com 3 coletas por estação (Rícón & Covich 2014, Gutiérrez-Lopez et al. 2016; Firmino et al. 2021). Cada coleta removeu 4 *litterbags* de malha grossa e 4 de malha fina de cada riacho.

No laboratório, a serapilheira foi lavada com água corrente utilizando uma peneira de malha 0,12 mm. A fauna associada retida na peneira foi preservada em álcool a 90% e identificada até o menor nível taxonômico possível utilizando chaves taxonômicas especializadas (Domínguez & Fernandez, 2009; Hamada et al. 2019). O material restante (serapilheira) foi seco a 70 °C por 72 h e, em seguida, pesado. A decomposição foi quantificada utilizando a taxa linear de perda de biomassa de serapilheira por dia ( $b = \text{prop. d}^{-1}$ ), calculada como  $b = ((M_i - M_f) / M_i) / t$ , onde  $M_f$  foi a massa remanescente estimada após 20, 40 e 60 d, respectivamente,  $M_i$  foi a massa inicial e  $t$  foi o tempo de incubação em d. Adicionalmente, a decomposição foi avaliada utilizando um modelo exponencial, com a constante de decomposição ( $k$ ) calculada como  $k = - ((\ln (M_f / M_i)) / t)$ . Essa abordagem assume um decaimento exponencial da biomassa da serapilheira ao longo do tempo, descrito pela equação  $M_f = M_i \times e^{-k \times t}$  (Bärlocher, 2005).

As taxas de decomposição não foram corrigidas por perdas por lixiviação, pois nosso objetivo foi avaliar a decomposição em condições naturais de campo, em vez de isolar mecanismos específicos. Como apenas uma espécie foliar (*Goupia glabra*) foi utilizada, com dinâmica de lixiviação bem documentada e consistente (Ferreira & Tonini 2009; Martins et al. 2017b; Rezende et al. 2021; Firmino et al. 2024), consideramos que a influência da lixiviação foi mínima e comparável entre os tratamentos. Dados contínuos de temperatura do riacho não foram coletados devido às limitações logísticas e ao isolamento de alguns locais amostrais. Em vez disso, utilizamos medições pontuais de

temperatura realizadas durante cada campanha amostral para caracterizar as condições térmicas gerais.

Análises de regressão foram realizadas tanto para  $b$  quanto para  $k$  para estimar as inclinações de suas respectivas relações ao longo do tempo. A inclinação de  $b$  reflete a taxa linear de perda de biomassa por unidade de tempo, enquanto a inclinação de  $k$  indica a taxa de decaimento exponencial, oferecendo percepções complementares sobre a dinâmica da decomposição. No entanto, para as análises subsequentes, utilizamos principalmente a taxa linear ( $b$ ) devido ao padrão predominantemente linear de perda de biomassa observado ao longo dos períodos de incubação, o que está de acordo com a uniformidade esperada nas taxas de decomposição sob as condições experimentais.

#### **4.2.5 Análises dos dados**

Avaliamos a variação ambiental entre riachos controle e industriais nas estações seca e chuvosa utilizando análise de componentes principais (PCA) (Legendre & Legendre 2012). Todas as variáveis ambientais foram padronizadas (transformação z-score) antes da PCA para garantir comparabilidade entre variáveis com diferentes unidades e escalas. Para explorar a variação em variáveis físico-químicas e de habitat que poderiam indicar deterioração dos riachos devido à atividade industrial, utilizamos dois critérios de seleção: o modelo Broken-stick e os valores de contribuição das variáveis mais importantes. A análise de variância multivariada por permutação (PERMANOVA) foi aplicada para verificar diferenças entre os tratamentos, com base em uma matriz de distância Euclidiana (Clarke & Gorley 2006).

Utilizamos modelos lineares de efeitos mistos [função *lme* e estimativa de máxima verossimilhança restrita (REML), pacote *nlme* no R (Pinheiro et al. 2018)] para avaliar os efeitos do uso do solo e da estação sobre as métricas de EPT e decomposição. A unidade amostral foi o riacho para riqueza e abundância de EPT (10 por campanha, totalizando 20 observações) e o litterbag para decomposição e macroinvertebrados associados à serapilheira ( $n = 40$  por tipo de malha, por coleta e estação). O tipo de malha foi incluído como fator fixo adicional nos modelos de decomposição. Essas análises foram utilizadas para testar os efeitos do uso do solo (riachos controle vs. industriais) sobre a abundância e riqueza de EPT (hipótese 1), decomposição microbiana (hipótese 2), decomposição total (hipótese 3) e abundância e riqueza de macroinvertebrados

associados à serapilheira (hipótese 4), com tratamento como preditor categórico (Cornejo et al. 2020; Firmino et al. 2021). Incluímos a interação entre tratamento e período de incubação nos modelos para testar se as diferenças aumentavam ao longo do processo de decomposição (hipótese 5), e a interação entre tratamento e estação para testar se as diferenças eram maiores no período seco (hipótese 6). O sítio de amostragem foi incluído como componente aleatório (devido ao desenho amostral aninhado), e testamos a melhoria do ajuste do modelo após a inclusão desse componente utilizando o Critério de Informação de Akaike corrigido para o tamanho da amostra (AICc). O modelo com o menor valor de AICc e  $\Delta AIC$  menor que 2 foi considerado o melhor ajuste (Ripley et al. 2020). Os modelos ajustados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), seguida por comparações pareadas com testes de Tukey.

Investigamos a variação das comunidades de macroinvertebrados associadas à serapilheira entre os tratamentos, bem como a interação do tratamento com o período de incubação e a estação. Utilizamos escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, baseada em dados de abundância de espécies transformados em log, e PERMANOVA. Essa transformação minimiza a assimetria causada por alguns táxons muito abundantes, permitindo uma representação mais equilibrada da estrutura da comunidade e melhorando a interpretabilidade das análises multivariadas (Anderson et al. 2006). Por fim, calculamos tamanhos de efeito (Cohen's d) para todas as variáveis acima (separadamente aos 20, 40 e 60 dias para decomposição e fauna associada à serapilheira), utilizando a função *eff\_size* do pacote *emmeans* no R. Todas as análises foram realizadas no software R 4.3.3, utilizando os pacotes *vegan* 2.6-2 (Oksanen et al. 2019), *adespatial* 0.3-16 (Dray et al. 2019) e *ggplot2* 3.4.2 (Wickham 2016).

## 4.3 RESULTADOS

### 4.3.1 *Varição ambiental em riachos*

Os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) explicaram 63,64% da variação ambiental total entre os riachos, mostrando uma clara separação entre os riachos de controle e os industriais (Fig. 3). As variáveis que mais contribuíram para o primeiro eixo foram a porcentagem de areia fina (relação positiva) e o potencial de oxirredução (relação negativa); enquanto para o segundo eixo, as variáveis mais

influentes foram a porcentagem de areia grossa (relação positiva) e a integridade do habitat (relação negativa). O padrão de distribuição dos riachos mostrado na ordenação foi validado pela PERMANOVA, que detectou diferenças significativas entre os riachos de controle e os industriais (Pseudo-F = 6.001; gl = 144; P = 0.020).

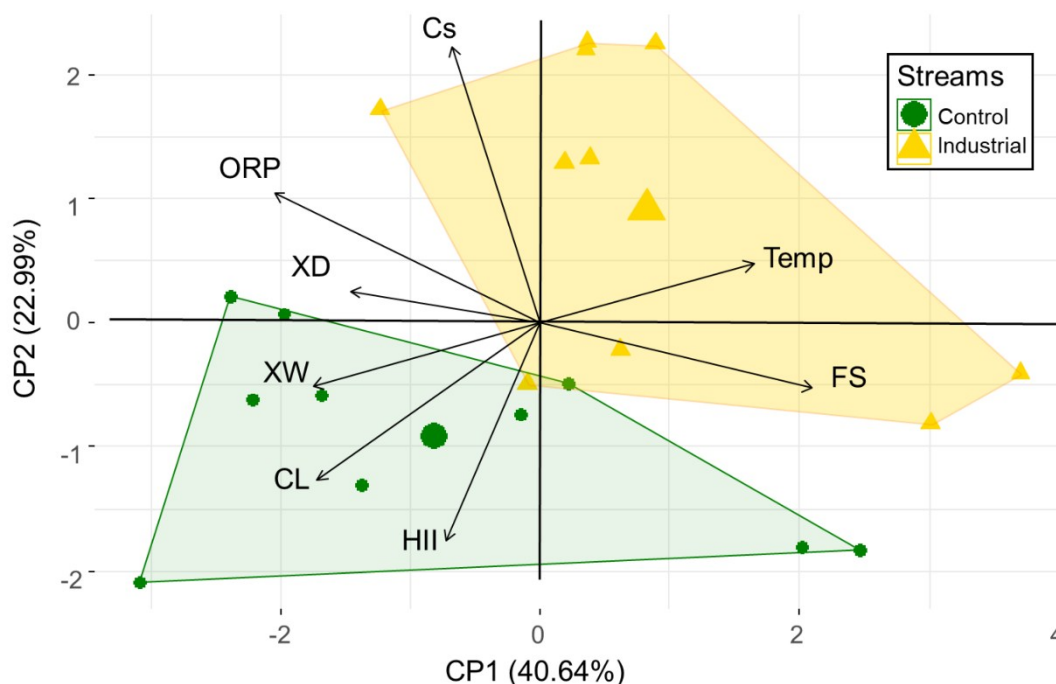


Figura 3. Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando a variação ambiental em riachos de controle (verde) e industriais (amarelo). As variáveis são: Índice de Integridade do Habitat (HII), temperatura (Temp), profundidade da água (XD), largura do riachos (XW), porcentagem de areia grossa (CS), porcentagem de areia fina (FS), porcentagem de argila (CL) e potencial de oxirredução (ORP) (Rivera-Pérez et al. 2025).

#### 4.3.2 Comunidade e estrutura de EPT

Encontramos 624 indivíduos distribuídos em 36 gêneros e 19 famílias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Os gêneros mais abundantes foram *Miroculis* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae), com 161 indivíduos representando 26% do total e classificados dentro do grupo alimentar de raspadores, com 147 indivíduos de riachos controle e 14 de riachos industriais; e *Campylocia* (Ephemeroptera: Euthyplociidae), com 149 indivíduos representando 24% e pertencentes aos grupos coletores-filtradores e coletores-catadores, com 133 indivíduos em riachos controle e 16 em riachos industriais.

Os detritívoros consumidores de folhiço foram Trichoptera dos gêneros *Phylloicus*, *Neotrichia*, *Leptonema*, *Smicridea*, *Grumicha* e *Triplectides*, com um total de 60 indivíduos, 37 de riachos controle e 23 de riachos industriais, representando 7,7% e 15,9% de cada grupo, respectivamente.

A comunidade EPT apresentou menor abundância nos riachos industriais em comparação aos riachos controle ( $F = 14,553$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0,005$ ; Tabela 2, Fig. 4). Também foram observadas diferenças sazonais, com 40 indivíduos a mais registrados durante a estação seca do que na estação chuvosa ( $F = 20,750$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0,002$ ; Tabela 2, Fig. 4). Em relação à riqueza de espécies, não foram detectadas diferenças significativas entre os riachos industriais e os de controle ( $F = 1,185$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0,246$ ; Tabela 2), embora o padrão tenha sido semelhante ao da abundância (Fig. 4). Não foram encontrados efeitos de interação significativos nem para a abundância nem para a riqueza de espécies (Tabela 2).

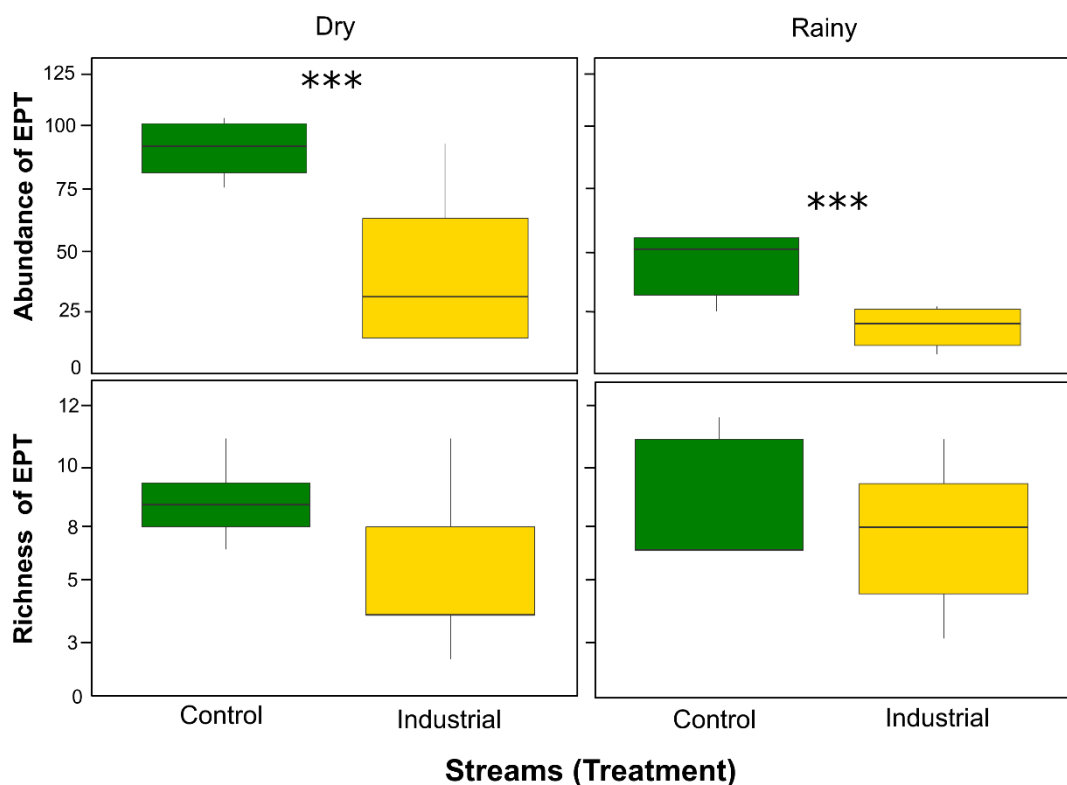


Figura 4. Abundância e riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos de controle e industriais nas estações seca e chuvosa (Rivera-Pérez et al. 2025).

Tabela 2. Resultados dos modelos lineares testando os efeitos do tratamento (riachos controle e industriais), da estação (seca e chuvosa) e de sua interação sobre a abundância e riqueza de EPT, decomposição microbiana e total das folhas após 20, 40 e 60 dias de incubação, e sobre a abundância e riqueza de macroinvertebrados associados as folhas. TR = Tratamento, SP = Período Sazonal, IT = Tempo de Incubação, df = Graus de Liberdade.

Variáveis resposta	Factor /interações	df	F-value	<i>P-value</i>	
Abundância de EPT	Tratamento (TR)	8	14.553	<b>0.005</b>	**
	Períodos sazonais (SP)	8	20.750	<b>0.002</b>	**
	TR × SP	8	0.0003	0.987	
Riqueza de EPT	TR	8	1.562	0.246	
	SP	8	1.185	0.308	
	TR × SP	8	1.185	0.308	
Decomposição microbiana	TR	8	0.668	0.437	
	SP	216	87.753	<b>&lt; 0.001</b>	***
	Tempo de incubação (IT)	216	1.774	0.172	
	TR × SP	216	1.472	0.226	
	SP × IT	216	0.391	0.674	
Decomposição total	TR	8	1.155	0.313	
	SP	216	25.710	<b>&lt; 0.001</b>	***
	IT	216	2.316	0.101	
	TR × SP	216	0.166	0.847	
	SP × IT	216	3.726	<b>0.025</b>	*
Abundância de fauna associada	TR	8	0.031	0.864	
	SP	216	2.906	0.089	
	IT	216	3.757	<b>0.024</b>	*
	TR × SP	216	5.861	<b>0.016</b>	*
	SP × IT	216	8.707	<b>&lt; 0.001</b>	***
Riqueza de fauna associada	TR	8	0.668	0.437	
	SP	216	83.753	<b>&lt; 0.001</b>	***
	IT	216	1.774	0.172	
	TR × SP	216	1.822	0.452	
	SP × IT	216	10.742	<b>&lt; 0.001</b>	***

#### 4.3.3 Decomposição de folhas

As taxas de decomposição do folhiço (b) mostraram certa variação entre tratamentos e/ou estações e ao longo do experimento. Os menores valores para a

decomposição microbiana foram observados nos riachos industriais aos 40 dias (média de 0,001), enquanto os maiores valores foram registrados nos riachos controle aos 20 dias (0,006; Fig. 5). Como padrão geral, observou-se maior variação entre os tratamentos aos 20 dias, enquanto, a partir dos 40 dias, essa variação diminuiu (Fig. 5). No entanto, a decomposição microbiana não diferiu estatisticamente entre riachos controle e industriais ( $F = 0,668$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0,437$ ; Tabela 2) nem ao longo do tempo de incubação ( $F = 1,774$ ,  $gl = 200$ ,  $P = 0,172$ ; Tabela 2), com taxas mais altas durante a estação chuvosa ( $F = 87,753$ ,  $gl = 216$ ,  $P < 0,001$ ; Fig. 5).

A decomposição total foi menor durante a estação chuvosa nos riachos industriais aos 40 dias (0,005) e maior aos 20 dias no período seco (0,015; Fig. 6), quando a variabilidade também foi maior. Não foram encontradas diferenças entre os tipos de riachos ( $F = 1,155$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0,313$ ; Tabela 2), mas os efeitos sazonais foram significativos, com taxas mais altas no período seco ( $F = 25,710$ ,  $gl = 216$ ,  $P < 0,0001$ ; Fig. 6). Observou-se uma interação entre estação e tempo de incubação ( $F = 3,726$ ,  $gl = 216$ ,  $P = 0,025$ ), com diferenças significativas ao longo do tempo na estação seca. A ANOVA mostrou diferenças significativas entre riachos controle e industriais aos 40 e 60 dias ( $F = 4,311$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0,043$ ). A contribuição da decomposição microbiana para a decomposição total variou entre 40–60% durante a estação seca e 10–30% durante a estação chuvosa.

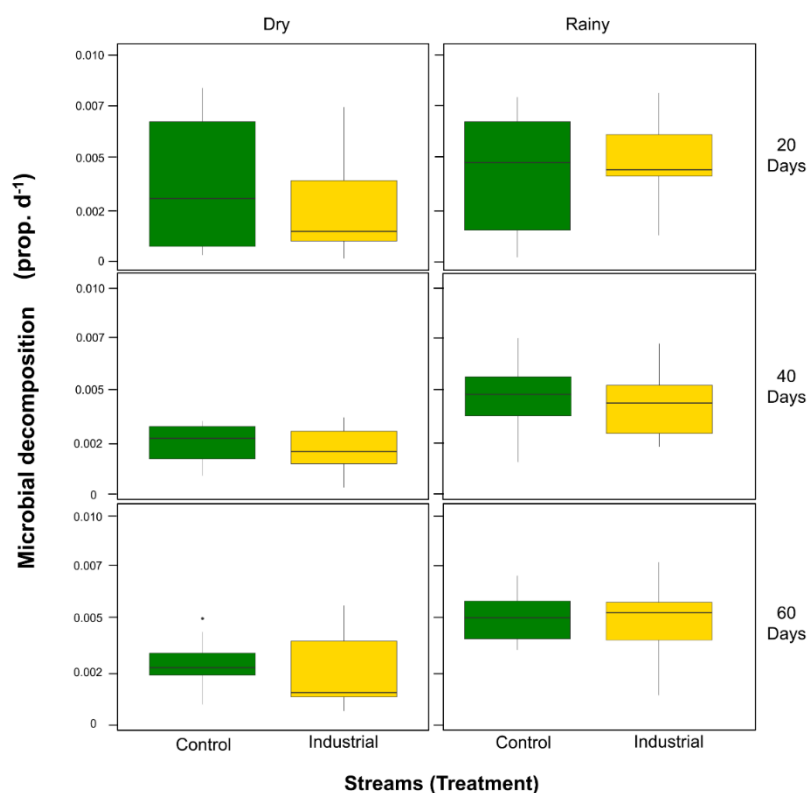


Figura 5. Decomposição microbiana (prop. d<sup>-1</sup>) do folhicho de *Goupia glabra* após 20, 40 e 60 dias de incubação em riachos controle e industriais nas estações seca e chuvosa (Rivera-Pérez et al. 2025).

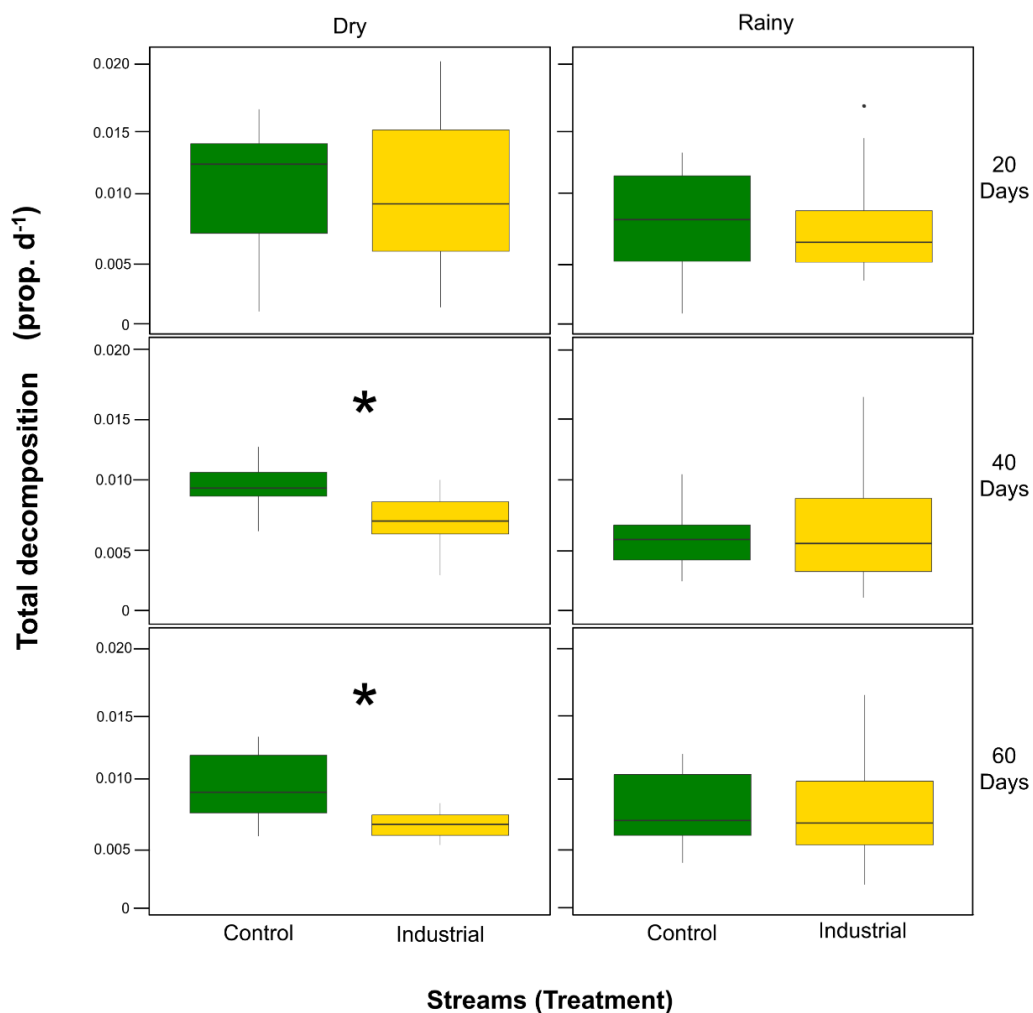


Figura 6. Decomposição total (prop. d<sup>-1</sup>) do folhicho de *Goupia glabra* após 20, 40 e 60 dias de incubação em riachos controle e industriais nas estações seca e chuvosa (Rivera-Pérez et al. 2025).

#### 4.3.4 Macroinvertebrados associados as folhas

Encontramos 516 indivíduos associados ao folhicho, distribuídos em 41 gêneros/morfoespécies, 21 famílias e 7 ordens (Rivera-Pérez et al. 2025). Os táxons mais abundantes foram *Stenochironomus* (Chironomidae: Diptera), com 255 indivíduos (48% de todos os indivíduos); *Phylloicus* (Calamoceratidae: Trichoptera), com 29 indivíduos (6%); e *Triplectides* (Leptoceridae: Trichoptera), com 28 indivíduos (5%). A abundância não apresentou diferenças significativas entre riachos controle e industriais ( $F = 0.031$ ,  $gl = 8$ ,  $P = 0.864$ ; Tabela 2), mas foi influenciada pelo tempo de incubação ( $F = 3.757$ ,  $gl = 216$ ,  $P = 0.024$ ) e por sua interação com a estação ( $F = 8.707$ ,  $gl = 216$ ,  $P < 0.002$ ; Tabela 2). Durante a estação seca, a abundância diminuiu ao longo do tempo, enquanto na estação chuvosa aumentou, sem diferenças significativas aos 40 dias. Uma interação entre tratamento e estação ( $F = 5.861$ ,  $gl = 216$ ,  $P = 0.016$ ) revelou que, na estação chuvosa, a abundância diferiu entre riachos controle e industriais, e nos riachos industriais foram encontradas diferenças significativas entre as estações (Fig. 7). Para a riqueza de espécies, a estação teve um efeito significativo ( $F = 83.753$ ,  $gl = 216$ ,  $P < 0.001$ ; Tabela 2), com maior riqueza observada durante a estação seca (Fig. 7).

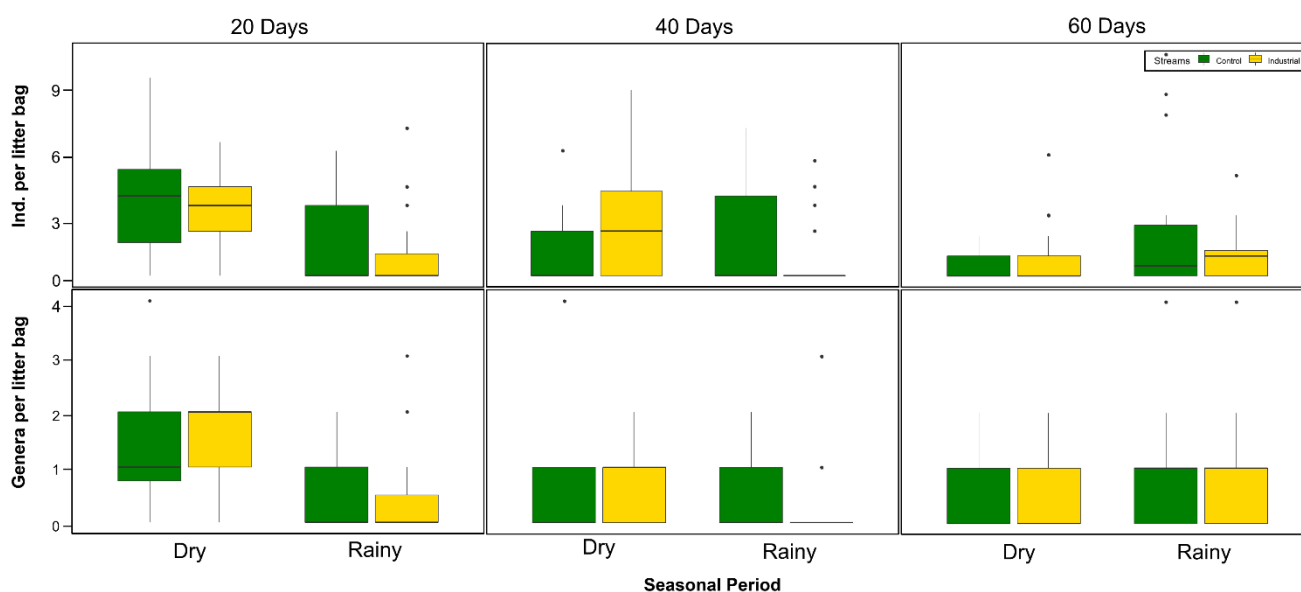


Figura 7. Abundância (indivíduos por saco de folhicho) e riqueza (gêneros por saco de folhicho) de macroinvertebrados aquáticos colonizando o folhicho de *Goupia glabra* após 20, 40 e 60 dias de incubação em riachos controle e industriais nas estações seca e chuvosa (Rivera-Pérez et al. 2025).

Embora a NMDS não tenha revelado uma separação clara entre os riachos controle e industriais (Fig. 8), a PERMANOVA detectou diferenças significativas ( $F = 15.837$ ,  $gl = 281$ ,  $P = 0.001$ ). No entanto, não foram encontradas diferenças significativas entre as estações ( $F = 0.260$ ,  $gl = 281$ ,  $P = 0.608$ ) nem em relação ao tempo de incubação ( $F = 0.620$ ,  $gl = 281$ ,  $P = 0.540$ ). Em ambos os tipos de riachos, controle e industrial, foram observados principalmente detritívoros consumidores de folhas, como os gêneros *Phylloicus* (Trichoptera), *Triplectides* (Trichoptera) e *Stenochironomus* (Diptera). Em contraste, os riachos industriais apresentaram maior presença de detritívoros generalistas, incluindo decápodes dos gêneros *Valdivia* e *Macrobrachium*, bem como tricópteros de hábitos onívoros, como *Smicridea*, *Polycentropus* e *Macrostemum*. Foram encontrados 22 gêneros de EPT colonizando os sacos de malha grossa, 13 gêneros a menos do que os encontrados nas amostras coletadas com rede manual, totalizando uma abundância geral de 97 indivíduos de EPT. Em termos de grupos funcionais de alimentação, os detritívoros consumidores de folhiço representaram 62% dos indivíduos nos sacos de malha grossa, seguidos pelos coletores (23%), filtradores (12%) e predadores (2%).

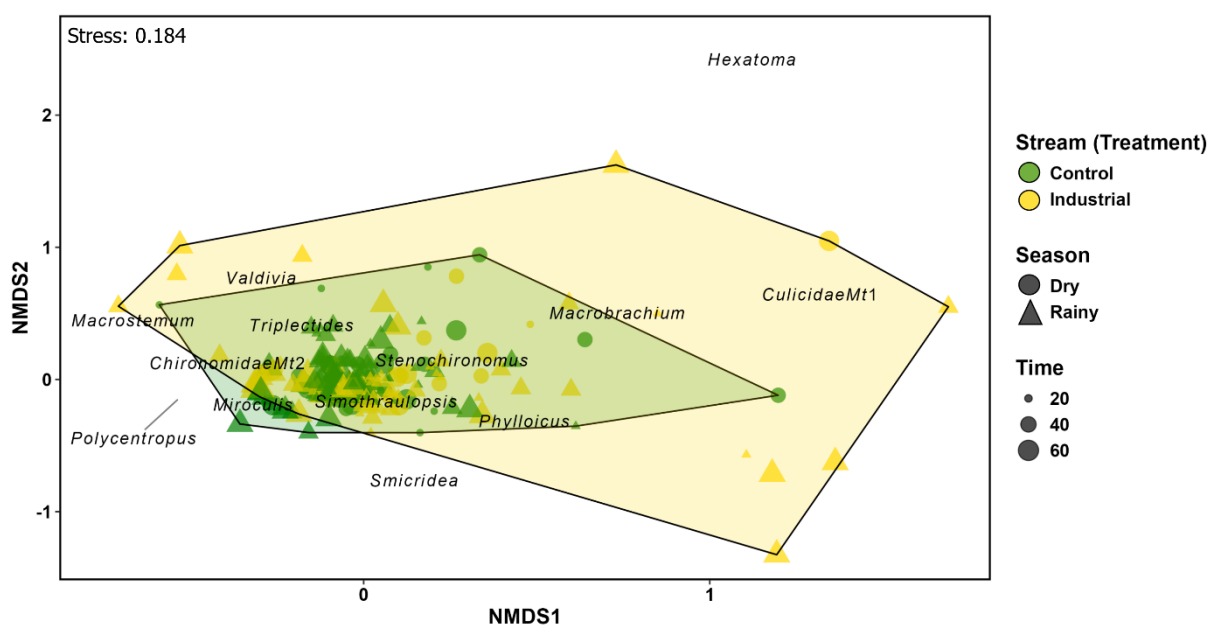


Figura 8. Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) dos macroinvertebrados aquáticos colonizando o folhiço de *Goupia glabra* em sacos de malha grossa (Rivera-Pérez et al. 2025).

Para identificar quais táxons contribuíram mais para as diferenças observadas entre os riachos controle e industriais, foi realizada uma análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER). Essa análise revelou que o gênero de Chironomidae *Stenochironomus* foi o principal responsável pela dissimilaridade entre os tipos de riachos

(29,3%), apresentando maiores abundâncias médias nos riachos industriais. Outros contribuintes notáveis incluíram *Triplectides* e o Morfotipo 2 de Chironomidae (Mt2), com 8% e 7,8% da dissimilaridade, respectivamente. Notavelmente, táxons como Chironomidae Morfotipo 3 (Mt3), Chironomidae Morfotipo 1 (Mt1) e Orthocladiinae Morfotipo 1 (Mt1) também apresentaram contribuições estatisticamente significativas ( $P < 0.05$ ), reforçando as mudanças observadas na composição das comunidades (Rivera-Pérez et al. 2025). Esses resultados sustentam estatisticamente a hipótese de que certos táxons, particularmente dentro de Diptera e Trichoptera, são os principais responsáveis pelas diferenças nas assembleias de macroinvertebrados entre riachos controle e industriais.

#### 4.3.5 Tamanhos de efeito

Os tamanhos de efeito confirmaram a existência de menor abundância de EPT em riachos industriais em comparação com os riachos controle em ambas as estações (Cohen's  $d$ , seca = 1,899; chuvosa = 2,131) e maior decomposição total nos riachos controle aos 40 e 60 dias durante a estação seca (40 d = 1,431; 60 d = 2,131). Não foram observados efeitos significativos para as demais variáveis (Fig. 9).

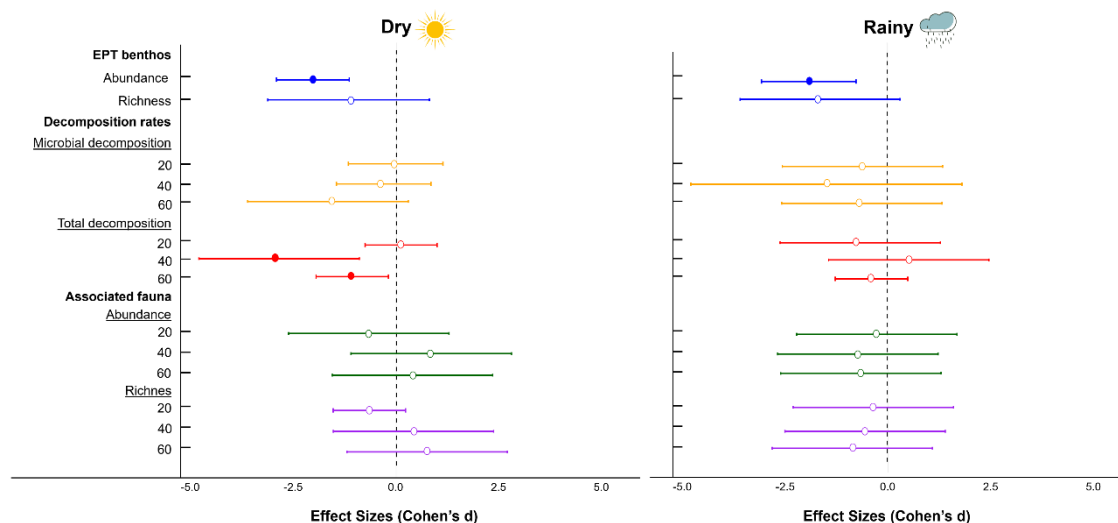


Figura 9. Tamanhos de efeito (Cohen's  $d$ ) da industrialização (ou seja, riachos industriais vs. riachos controle) sobre a abundância e riqueza de EPT, decomposição microbiana e total do folhicho após 20, 40 e 60 dias de experimento, e sobre a abundância e riqueza de macroinvertebrados associados ao folhicho nos mesmos períodos experimentais, para as estações seca e chuvosa. Os círculos preenchidos representam os efeitos significativos. (Rivera-Pérez et al. 2025).

Os principais padrões observados entre tratamentos e estações destacam que os riachos industriais apresentam menor integridade ambiental e uma redução significativa na abundância de EPT, embora a riqueza não tenha diferido. A decomposição microbiana manteve-se semelhante entre os tratamentos, mas foi maior durante a estação chuvosa. Em contraste, a decomposição total foi maior nos riachos controle, especialmente durante a estação seca nas etapas mais avançadas de incubação, refletindo uma maior atividade dos detritívoros. A abundância e a riqueza de macroinvertebrados nos sacos de folhiço não foram consistentemente afetadas pelo tipo de riacho, mas apresentaram variação sazonal e temporal significativa. A composição das comunidades diferiu entre os tratamentos, com os riachos industriais abrigando mais táxons generalistas. Esses achados foram corroborados pelas análises de tamanho de efeito, que confirmaram diferenças marcantes na abundância de EPT e na decomposição total.

#### **4.4 DISCUSSÃO**

Nossos resultados destacam as consequências ecológicas das atividades industriais sobre riachos amazônicos, evidenciadas por indicadores estruturais e funcionais. Observamos diferenças nas taxas de decomposição da serapilheira e nos macroinvertebrados sensíveis (táxons de EPT e detritívoros associados à serapilheira) entre riachos industriais e de controle. Essas comunidades apresentaram diferenças em abundância, riqueza e estrutura entre os dois tipos de riachos, e a decomposição foliar, um processo essencial para a integridade dos ecossistemas lóticos, foi influenciada tanto pelo tipo de riacho quanto pela estação, reforçando a importância das interações tróficas e das condições ambientais na regulação desse processo. Esses achados são consistentes com estudos anteriores que documentaram como a industrialização promove a homogeneização ambiental, altera processos ecossistêmicos e afeta negativamente organismos sensíveis em riachos (Marwein et al. 2021; Cunha et al. 2022; Jabiol et al. 2024; Martins et al. 2024). Nosso estudo traz novas perspectivas para a Amazônia ao combinar indicadores estruturais e funcionais com comparações sazonais, oferecendo uma visão mais ampla sobre como a industrialização molda as respostas dos ecossistemas aquáticos.

Nossa hipótese 1 foi corroborada, isto é, a abundância de táxons de EPT foi significativamente menor nos riachos industriais em comparação aos de controle. Esse

resultado está de acordo com estudos que destacam a sensibilidade dos EPT à degradação do habitat e à poluição (Paiva et al. 2020; Erdozain et al. 2021; Farias et al. 2021). Essa redução provavelmente resulta da ação simultânea de múltiplos estressores, incluindo simplificação de habitat, sedimentação e redução da integridade ambiental (Oliveira-Junior & Juen, 2019; Brasil et al., 2020). No entanto, contrariamente à hipótese sobre a riqueza de EPT, esta não foi afetada pela industrialização em nossa área de estudo. Tal resultado pode refletir aspectos de estabilidade comunitária, como a resistência ou resiliência relativa de algumas espécies às condições alteradas ou a substituição de espécies sensíveis por mais tolerantes oriundas de áreas adjacentes (Espinoza-Toledo et al. 2021; Farias et al. 2021; Rivera-Pérez et al. 2024a). Além disso, as condições da estação seca parecem amplificar os efeitos industriais, possivelmente devido à menor conectividade hídrica e à escassez de refúgios. Embora riachos industriais sejam geralmente mais quentes, não encontramos diferenças significativas de temperatura entre os tratamentos, nem essa variável foi uma explicadora relevante (Fig. 2). Assim, as respostas dos EPT são provavelmente impulsionadas por outros fatores associados à industrialização (Brasil et al. 2020).

Da mesma forma, não foram observadas diferenças significativas na decomposição microbiana entre os tratamentos, refutando a hipótese 2. Embora temperaturas mais elevadas e maior disponibilidade de nutrientes geralmente intensifiquem a atividade microbiana, a temperatura não diferiu significativamente neste estudo e os nutrientes não foram medidos diretamente. Nossa expectativa de maior atividade microbiana nos riachos industriais baseava-se na suposição de enriquecimento nutricional via lançamento de efluentes (Marks 2019). É possível que eventuais efeitos positivos de temperatura ou nutrientes tenham sido neutralizados pela presença de contaminantes e compostos tóxicos, que podem suprimir grupos microbianos ou alterar sua composição de forma a manter redundância funcional, levando, assim, a mudanças não detectáveis nas taxas de decomposição (Martinez et al. 2014; Craine et al. 2007; Marks 2019; Biasi et al. 2020; Pérez et al. 2023). Mesmo que os nutrientes promovam a colonização e atividade fúngica sobre o material foliar, poluentes podem limitar a eficiência microbiana e mascarar possíveis aumentos na decomposição (Ferreira et al. 2016; Rabelo et al. 2023). Em particular, os hifomicetos aquáticos são sensíveis a poluentes industriais como metais pesados, o que reforça a interpretação de que a

contaminação pode neutralizar os efeitos positivos esperados de outras variáveis ambientais (Tonin et al. 2018; Biasi et al. 2020).

Ao comparar a decomposição microbiana e a decomposição total, nossos resultados sugerem que efeitos sazonais e características específicas dos riachos industriais influenciaram conjuntamente os padrões observados. Assim, a decomposição microbiana representou uma proporção maior da decomposição total durante o período seco, enquanto sua contribuição diminuiu significativamente na estação chuvosa. Isso sugere que, na Amazônia, a decomposição total pode não ser tão predominantemente microbiana quanto tradicionalmente se assume. Embora a diluição de nutrientes e a dinâmica hidrológica possam favorecer a atividade de detritívoros na estação chuvosa, as taxas de decomposição não foram particularmente altas (Musetta-Lambert et al. 2020; Tonin et al. 2021; Marwein et al. 2021). Além disso, a baixa fauna observada nos litterbags sugere possível subestimação da contribuição de macroconsumidores, como decápodes e peixes, que podem escapar da captura durante a coleta (Rosemond et al. 1998; Sazima et al. 2006; Yang et al. 2020). As maiores taxas de decomposição observadas nos riachos de controle nas fases avançadas do experimento destacam o papel crítico dos detritívoros na manutenção das funções ecossistêmicas sob condições ambientais estáveis (Graça, 2001; Ferreira et al. 2016; Firmino et al. 2021). Essa interação entre fatores bióticos e abióticos revela um mecanismo compensatório, no qual detritívoros mitigam limitações potenciais enfrentadas por comunidades microbianas em riachos industriais (Cornejo et al. 2020; Rubio-Ríos et al. 2021; Rico-Sanchez et al. 2022).

Embora a abundância e a riqueza de detritívoros associados à serapilheira não tenham diferido entre os riachos controle e industriais, nos riachos controle os detritívoros consumidores de serapilheira contribuíram significativamente para a decomposição total nas fases mais avançadas do experimento (a partir de 40 dias), enquanto sua contribuição foi mínima nos riachos industriais, resultado semelhante ao observado em outros tipos de uso da terra (Pérez et al. 2013). Isso está de acordo com estudos que mostram que a redução na abundância e diversidade de detritívoros afeta negativamente a eficiência do processamento da matéria orgânica (Kreutzweiser et al. 2008; Boyero et al. 2014; Firmino et al. 2021). Nos riachos controle, fragmentadores especializados como *Phylloicus* desempenharam papel-chave na fragmentação do material foliar e incorporação de nutrientes ao ecossistema (Graça 2001; Paiva et al. 2020; Firmino et al. 2021). Em contraste, riachos industriais foram dominados por quironomídeos, cuja capacidade de

processar matéria orgânica grosseira é limitada, o que provavelmente contribuiu para as menores taxas de decomposição observadas, apesar de seu papel reconhecido em ecossistemas alterados (Graça 2001; Four et al. 2019). Além disso, nossa hipótese 4 foi parcialmente aceita, uma vez que a análise NMDS confirmou diferenças significativas na composição comunitária entre tratamentos, sugerindo que as condições ambientais nos riachos industriais favorecem espécies oportunistas em detrimento de espécies sensíveis e especializadas (Rivera-Pérez et al. 2024a; Martins et al. 2024).

As diferenças entre tratamentos tornaram-se mais evidentes nas fases avançadas do experimento, especialmente durante o período seco no caso da decomposição total, corroborando as hipóteses 5 e 6. Isso sugere que os impactos industriais sobre detritívoros e decomposição se acumulam ao longo do tempo (Rico-Sanchez et al. 2022; Tonin et al. 2021; Martins et al. 2024), possivelmente devido ao esgotamento dos recursos mais acessíveis e à dependência de fragmentadores especializados em estágios posteriores (Cornejo et al. 2020; Oester et al. 2023). Embora padrões semelhantes tenham sido observados em ambas as estações, os efeitos da industrialização foram mais pronunciados no período seco, conforme esperado pela hipótese 6. A menor conectividade hídrica, maior exposição a condições extremas e maior abundância de macroconsumidores como caranguejos durante essa estação podem ter amplificado as diferenças entre os tratamentos (Rivera-Pérez et al. 2024b). Esse padrão é consistente com estudos que destacam a vulnerabilidade dos riachos tropicais ao estresse hídrico sazonal (Boyero et al., 2016). Em contraste, na decomposição microbiana, onde a redundância funcional é alta, não detectamos efeitos significativos, provavelmente porque os fatores positivos (e.g., temperatura e nutrientes) e negativos (e.g., toxicidade, sedimentação) associados à industrialização se equilibram mutuamente (Gomes et al. 2018; Pérez et al. 2023).

Esses achados contribuem para discussões ecológicas mais amplas ao demonstrar como o uso industrial do solo altera a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas em riachos tropicais. Ao combinar indicadores estruturais e funcionais entre estações, este estudo oferece uma visão integrada das respostas ecossistêmicas aos impactos antrópicos em uma paisagem amazônica em rápida transformação.

Nosso estudo fornece informações importantes sobre como atividades industriais influenciam as comunidades aquáticas e o funcionamento ecológico dos riachos. Os resultados evidenciam como essas pressões afetam processos ecológicos fundamentais nos riachos amazônicos e têm implicações relevantes para seu manejo e conservação.

Reforçam também a importância de avaliar tanto estágios iniciais quanto tardios das respostas ecossistêmicas e de adotar estratégias de mitigação, como a restauração da vegetação ripária e o fortalecimento da fiscalização ambiental, a fim de aumentar a resiliência e a diversidade funcional dos ecossistemas.

É igualmente importante reconhecer as limitações deste estudo. Não foi possível medir diretamente as concentrações de nutrientes nem os poluentes químicos específicos associados à atividade industrial. Além disso, não obtivemos medições contínuas de temperatura diária dos riachos, o que poderia ter fornecido uma compreensão mais detalhada da variação térmica e de seus efeitos ecológicos. Embora tenhamos observado diferenças significativas nas comunidades e no funcionamento dos ecossistemas, não foi possível isolar a contribuição individual de cada estressor industrial. Essas limitações indicam a necessidade de pesquisas futuras incorporarem análises químicas, térmicas e físicas mais detalhadas, a fim de identificar melhor os mecanismos que impulsionam as mudanças ecológicas em sistemas lóticos tropicais sob pressão antrópica.

## **AGRADECIMENTOS**

Também agradecemos à FADESP e à Hydro Alunorte pelo apoio ao projeto “Avaliação de biota aquática e vegetação ciliar da hidrografia que influencia a bacia do Murucupi e arredores da Hydro Alunorte”, que forneceu a base para este estudo, e a todas as pessoas que contribuíram para o desenvolvimento do experimento e análise dos dados: F.M. Santos, J. Monteles, F. Santos, J. Bastos, P. Galvão, L. Ferreira, R.L. Souza, A. Monteiro, C.C. Souza, A. Alonso, D. Rojo, J. Gonzales, G. Cruz, C. Mendoza e T. Rocha. O primer autor agradece o apoio adicional do programa PROCAD Amazônia 2024 (Edital 21/2018), por meio do projeto “Efeito do uso e cobertura do solo sobre a biodiversidade e funções ecossistêmicas na Amazônia Sul-Occidental”, e o financiamento concedido pela CAPES. Agradece também à CAPES pela bolsa de doutorado no Brasil (processo nº 88887.685189/2022-00) e pela bolsa na Universidade do País Basco (UPV/EHU), bem como ao Governo Basco pelo apoio ao grupo *Stream Functioning Group* da UPV/EHU (Ref. IT1471-22), Departamento de Biologia Vegetal e Ecologia, Espanha (processo nº 88881.971069/2024-01). Por fim, expressamos nossa sincera gratidão às comunidades tradicionais de Tauá, Açu, Jardim do Éden e Arapiiranga por seu constante apoio, pela generosidade em compartilhar seus conhecimentos sobre a região e por permitirem a

realização das coletas e experimentos. Reconhecemos o papel vital dessas comunidades na preservação e restauração ambiental da região.

#### 4.5 AGRADECIMENTOS

Anderson, M. J., Ellingsen, K. E. & McArdle, B. H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters*, 9: 683–693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>.

Bärlocher, F. 1992. Research on aquatic hyphomycetes: historical background and overview. In: *The ecology of aquatic hyphomycetes* (pp. 1-15). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Bärlocher, F. 2005. Freshwater fungal communities. MYCOLOGY SERIES, 23, 39.

Bärlocher, F. 2020. Leaf Mass Loss Estimated by the Litter Bag Technique. In: Bärlocher, F., Gessner, M., Graça, M. (eds) *Methods to Study Litter Decomposition*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-30515-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-030-30515-4_6)

Bastos, R. C., Brito, J., Cunhar, E. J., Cruz, G. M., Pereira, J. L. S., Vieira, J., & Juen, L. 2021. Environmental impacts from human activities affect the diversity of the Odonata (Insecta) in the eastern Amazon. *Intl. J. Odonatol*, 24, 300-315. [https://doi.org/10.23797/2159-6719\\_24\\_22](https://doi.org/10.23797/2159-6719_24_22)

Bergerot, B., Piscart, C., & Roussel, J. M. 2025. Tightly intertwined: Waterscapes prompt urgent reconsideration of aquatic insects and their role in agricultural landscapes. *Science of The Total Environment*, 966, 178728. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178728>

Biasi C., Fontana L. E, Restello R. M., Hepp U. 2020. Effect of invasive *Hovenia dulcis* on microbial decomposition and diversity of hyphomycetes in Atlantic Forest streams. *Fungal Ecol.* 44: 100890. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2019.100890>

Boyero, L., Cardinale, B. J., Bastian, M., Pearson, R. G. 2014. Biotic vs. abiotic control of decomposition: a comparison of the effects of simulated extinctions and changes in temperature. *PLoS ONE* 9(1): e87426. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087426>

Boyero, L., Gessner, M. O., Pearson, R. G., Chauvet, E., Pérez, J., Tiegs, S. D., Tonin, A., Correa-Araneda, F., López-Rojo, N. & Graça, M. A. 2021. Global patterns of plant

litter decomposition in streams. *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*, 51-71. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_4)

Boyero, L., Pearson, R. G., Albariño, R. J., Callisto, M., Correa-Araneda, F., Encalada, A. C., Masese, F., Moretti, M., Ramirez, A., Sparkman, A., Swan, C., Yule, C. & Graça, M. A. 2020. Identifying stream invertebrates as plant litter consumers. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*, 455-464. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-30515-4\\_50](https://doi.org/10.1007/978-3-030-30515-4_50)

Boyero, L., Pearson, R. G., Hui, C., Gessner, M. O., Pérez, J., Alexandrou, M. A., Graça, M. A. S., Cardinale, B. J., Albariño, R. J., Arunachalam, M., Barmuta, L. A., Boulton, A. J., Bruder, A., Callisto, M., Chauvet, E., Death, R. G., Dudgeon, D., Encalada, A. C., Ferreira, V. & Yule, C. M. 2016. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1829), 20152664. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2664>

CETESB, 2003. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Normal técnica L5.309 Determinação de bentos de água doce - macroinvertebrados: métodos qualitativo e quantitativo. Available in: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2024/09/Norma->

Cheung, Wing Chun Derek, & Burrows R. M. 2024. Structural and functional indicators in freshwater ecosystem monitoring programs. *Ecological Management & Restoration*. 25 (1): 3-13. <https://doi.org/10.1111/emr.12599>

Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2006) PRIMER v6 (ou v7): manual do usuário/tutorial. PRIMER-E, Plymouth

Cornejo, A., Pérez, J., López-Rojo, N., Tonin, A. M., Rovira, D., Checa, B., Jaramillo, N., Correa, K., Villarreal, A., Villareal, V., García, G., Pérez, E., Ríos, T., Aguirre, Y., Correa-Araneda, F. & Boyero, L. 2020. Agriculture impairs stream ecosystem functioning in a tropical catchment. *Science of the Total Environment*, 745, 140950. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140950>

Cornejo, A., Tonin, A. M., Checa, B., Tuñon, A. R., Pérez, D., Coronado, E., González, E., Ríos, T., Macchi, P., Correa-Araneda, F. & Boyero, L. 2019. Effects of multiple stressors associated with agriculture on stream macroinvertebrate communities in a tropical catchment. *PLoS One*, 14(8), e0220528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220528>

- Couceiro, S. R., Hamada, N., Forsberg, B. R., Pimentel, T. P., & Luz, S. L. B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18, 118-125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- Craine, J. M., Morrow, C., & Fierer, N. 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology*, 88(8), 2105-2113. <https://doi.org/10.1890/06-1847.1>
- Cunha, E. J., Cruz, G. M., Faria, A. P. J., De Oliveira, J. N., & Juen, L. 2022. Urban development and industrialization impacts on semiaquatic bugs diversity: A case study in eastern Amazonian streams. *Water Biology and Security*, 1(4), 100061. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100061>
- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guénard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, M., Wagner, H., H., 2019. Adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.3–3. <https://cran.r-project.org/package=adespatial>.
- Enríquez-Espinosa C., Shimano, Y., Rolim, S., Maioli, L., Juen, L., Duck B. 2020. Beta diversity of Ephemeroptera (Insecta) in Brazilian streams of the eastern Amazon. *Biotropica*. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00275-7>
- Erdozain, M., Kidd, K. A., Emilson, E. J., Capell, S. S., Kreutzweiser, D. P., & Gray, M. A. (2021). Forest management impacts on stream integrity at varying intensities and spatial scales: Do abiotic effects accumulate spatially?. *Science of the Total Environment*, 753, 141968. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141968>
- Espinoza-Toledo, A., Mendoza-Carranza, M., Castillo, M. M., Barba-Macías, E., & Capps, K. A. 2021. Taxonomic and functional responses of macroinvertebrates to riparian forest conversion in tropical streams. *Science of the Total Environment*, 757, 143972. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143972>
- Farias, A. P. J., Paiva, C. K. S., Calvão, L. B., Cruz, G. M., & Juen, L. 2021. Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(11), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09553-6>
- Ferreira, V., Koricheva, J., Duarte, S., Niyogi, D. K., Guérol, F., 2016. Effects of anthropogenic heavy metal contamination on litter decomposition in streams—a meta-analysis. *Environ. Pollut.* 210, 261–270. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.060>

- Firmino, V. C., Brasil, L. S., Juen, L., Hamada, N., & Martins, R. T. 2024. Do methodological differences in experiments with stream shredders imply variability in outputs? A microcosm approach. *Neotropical Entomology*, 53(3), 617-629. <https://doi.org/10.1007/s13744-024-01150-9>
- Firmino, V. C. Brasil, L. S. Martins, R. T. Ligeiro, R. Tonin, A. Júnior, J. F. G. & Juen, L. 2021. Litter decomposition of exotic and native plant species of agricultural importance in Amazonian streams. *Limnology*, 22(3), 289-297. <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00655-1>
- Four, B., Cárdenas, R. E., & Dangles, O. 2019. Traits or habitat? Disentangling predictors of leaf-litter decomposition in Amazonian soils and streams. *Ecosphere*, 10(4), e02691. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2691>
- Furtado, L. G., Morales, G. P., Silva, D. F., & Pontes, A. N. 2020. Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 13(05), 2340-2354. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2340-2354>
- Gomes, P. P., Ferreira, V., Tonin, A. M., Medeiros, A. O., & Júnior, J. F. G. 2018. Combined effects of dissolved nutrients and oxygen on plant litter decomposition and associated fungal communities. *Microbial Ecology*, 75, 854-862. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-1099-3>
- Goulart, M. D., & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, 2(1), 156-164.
- Graça, M. A. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 86(4-5), 383-393. [https://doi.org/10.1002/1522-2632\(200107\)86:4/5<383::AID-IROH383>3.0.CO;2-D](https://doi.org/10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<383::AID-IROH383>3.0.CO;2-D)
- Gutiérrez-López, A. Meza-Salazar, A. M. & Guevara, G. 2016. Descomposición de hojas y colonización de macroinvertebrados acuáticos en dos microcuencas tropicales (Manizales, Colombia). *Hidrobiológica*, 26(3), 347-357.
- Hamada, N. Nessimian, J. L. & Querino, R. B. 2019. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 720 pp.

Irons, I. J. G., Oswood, M. W., Stout, R. J., & Pringle, C. M. 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important?. *Freshwater biology*, 32(2), 401-411. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01135.x>

Jabiol, J., Julien, F., & Labeille, M. 2024. Aquatic hyphomycetes and litter decomposition in tropical streams: insights from the first study in Guadeloupe. *Hydrobiologia*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05602-6>

Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Ferreira, M. C., Begot, T. O., Andrade, A. L., Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P. & Montag, L. F. A. 2016. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River Research and Applications*, 32(10), 2081-2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>

Kreutzweiser, D.P., Good, K.P., Capell, S.S., Holmes, S.B. 2008. Leaf-litter decomposition and macroinvertebrate communities in boreal forest streams linked to upland logging disturbance. *Freshwater Science*, 27, 1, 1-15. <https://doi.org/10.1899/07-034R.1>

Legendre, P., & Legendre, L. 2012. Numerical ecology. Elsevier. Amsterdam, The Netherlands. 907

Lemos, Q., M. A., & Pimentel, M. A. 2021. Mineração e desastres ambientais com rejeitos de bauxita e caulim no município de Barcarena-Pará-Brasil-Amazônia. *Territorium*, 28 (I), 137-1 56. [https://doi.org/10.14195/1647-7723\\_28-1\\_8](https://doi.org/10.14195/1647-7723_28-1_8)

Lima, M., Firmino, V. C., de Paiva, C. K. S., Juen, L., & Brasil, L. S. 2022. Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *Journal of Insect Conservation*, 26(2), 137-148. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6>

Lima, M., Firmino, V. C., de Paiva, C. K. S., Juen, L., & Brasil, L. S. 2022. Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *Journal of Insect Conservation*, 26(2), 137-148. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6>

Luiza-Andrade, A., Da Silva, R. R., & Juen, L. 2023. Contribution of rare genera of aquatic insects to functional diversity in streams with multiple land use in the Amazon. *Hydrobiologia*, 850(1), 21-38. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05035-z>

- Marks J. C. 2019. Revisiting the fates of dead leaves that fall into streams. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 50: 547-568. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218-024755>
- Martínez, A., Larrañaga, A., Pérez, J., Descals, E., & Pozo, J. 2014. Temperature affects leaf litter decomposition in low-order forest streams: field and microcosm approaches. *FEMS Microbiology Ecology*, 87(1), 257-267. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12221>
- Martins, R. T., Couceiro, S. R., Melo, A. S., Moreira, M. P., & Hamada, N. 2017a. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological indicators*, 73, 480-491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>
- Martins, R. T., Rezende, R. D. S., Gonçalves Júnior, J. F., Lopes, A., Piedade, M. T. F., Cavalcante, H. D. L., & Hamada, N. 2017b. Effects of increasing temperature and, CO<sub>2</sub> on quality of litter, shredders, and microorganisms in Amazonian aquatic systems. *PLoS One*, 12(11), e0188791. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188791>
- Martins, R. T., Firmino, V. C., & Hamada, N. 2024. Amazonian aquatic insects in a changing landscape. In *The Future of Amazonian Aquatic Biota* (pp. 111-136). Cham: Springer Nature Switzerland. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-66822-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-031-66822-7_5)
- Marwein, I., & Gupta, S. 2021. Colonization Pattern of Aquatic Insects at Two Small Streams of Shillong, Meghalaya, North-East India. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 91(3), 593-605. <https://doi.org/10.1007/s40011-021-01252-z>
- Mlambo, M. C., Paavola, R., Fritze, H., Louhi, P., & Muotka, T. 2019. Leaf litter decomposition and decomposer communities in streams affected by intensive forest biomass removal. *Ecological indicators*, 101, 364-372. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.035>
- Monteles, J. S., Gerhard, P., Ferreira, A., & Sonoda, K. C. 2021. Agriculture impacts benthic insects on multiple scales in the Eastern Amazon. *Biological Conservation*, 255, 108998. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108998>
- Musetta-Lambert, J., D. Kreuzweiser, and P. Sibley. 2020. Assessing the influence of wildfire on leaf decomposition and macroinvertebrate communities in boreal streams using mixed-species leaf packs. *Freshwater Biology* 65.

- <https://doi.org/10.1111/fwb.13488> Oester, R., dos Reis Oliveira, P. C., Moretti, M. S., Altermatt, F., & Bruder, A. 2023. Leaf-associated macroinvertebrate assemblage and leaf litter breakdown in headwater streams depend on local riparian vegetation. *Hydrobiologia*, 850(15), 3359-3374. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05049-7>
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vega>
- Paiva, C. K. S., A. P. J. Faria, L. B. Calvão, and L. Juen. 2021. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia* 848:1073-1085. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>
- Paz, A. C., Frédou, F. L., & Frédou, T. 2011. Caracterização da atividade pesqueira em Vila do Conde (Barcarena, Pará), no estuário amazônico. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 6(2), 307-318. <http://repositorio.ufpa.br:8080/jspui/handle/2011/3849>
- Pérez J., Boyero L., Tuñón A. R., Checa, B., Correa-Araneda, F., Guerra, A., Tuñón, A., Castillo, D., Pérez, E., Garcia, G., Rodriguez R., Cornejo, A. 2023. Agricultural impacts on lowland tropical streams detected through leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, 154: 110819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110819>
- Pérez, J., Basaguren, A., Descals, E., Larranaga, A., & Pozo, J. 2013. Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia*, 718(1), 41-57. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1610-x>
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M., DebRoy, S., Sarkar, D., Team RC, 2018. *Nlme: linear and nonlinear mixed effects models*. R package version 3.1-126. <https://CRAN.Rproject.org/package=nlme>
- Pintar, M. R., Bohenek, J. R., Eveland, L. L., & Resetarits, W. J. 2018. Colonization across gradients of risk and reward: Nutrients and predators generate species-specific responses among aquatic insects. *Functional Ecology*, 32(6), 1589-1598. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13086>

- Piratoba, A. R. A., Ribeiro, H. M. C., Morales, G. P., & Gonçalves, W. G. 2017. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 12, 435-456. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>
- Rabelo, R. S., Tonin, A. M., Medeiros, A. O., Boyero, L., & Júnior, J. F. G. 2023. Evenness modulates effects of the loss of plant litter from rare species on fungal decomposers in tropical streams. *Fungal Ecology*, 65, 101275. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2023.101275>
- Rezende, R. S., Bernardi, J. P., Gomes, E. S., Martins, R. T., Hamada, N., & Gonçalves, J. F. 2021. Effects of Phylloicus case removal on consumption of leaf litter from two Neotropical biomes (Amazon rainforest and Cerrado savanna). *Limnology*, 22, 35-42. <https://doi.org/10.1007/s10201-020-00628-w>
- Rico-Sánchez, A. E., Rodríguez-Romero, A. J., Sedeño-Díaz, J. E., López-López, E., & Sundermann, A. 2022. Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by mining activities. *Scientific Reports*, 12(1), 1-14. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>
- Rincón, J. & Covich, A. 2014. Effects of insect and decapod exclusion and leaf litter species identity on breakdown rates in a tropical headwater stream. *Revista de Biología Tropical*, 62, 143-154. <https://www.redalyc.org/pdf/449/44932430010.pdf>
- Ripley, B., Venables, D. M., Bates, K., Hornik, A., Gebhardt, D., Firth & M. D. Ripley, 2020. Package ‘mass’. Cran R, 538. Available on the internet at <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>
- Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Brasil, L. S., Ferreira, K., Rolim, S. & Juen, L. 2024a. Spatio-temporal beta diversity of specialist and generalist aquatic insects in streams altered by mining activities in eastern Amazonia. *Journal of Insect Conservation*, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10841-024-00615-x>
- Rivera-Pérez, J. M., Cruz, G. M., Penha, I. C. D. S., & Juen, L. 2024b. Habitat integrity and interspecific relationships affect the diversity of freshwater crabs (Decapoda: Brachyura: Pseudothelphusidae, Trichodactylidae) in eastern Amazon streams. *Journal of Crustacean Biology*, 44(3), ruae044. <https://doi.org/10.1093/jcobiol/ruae044>

- Rojas-Castillo, O. A., Kepfer-Rojas, S., & Jacobsen, D. 2024. Land-use effects on leaf-litter breakdown in streams in a tropical lowland catchment. *Aquatic Sciences*, 86(3), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01079-6>
- Rosemond, A. D., Pringle, C. M., & Ramírez, A. 1998. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. *Freshwater Biology*, 39(3).
- Rubio-Ríos, J., Pérez, J., Salinas, M. J., Fenoy, E., López-Rojo, N., Boyero, L., & Casas, J. J. 2021. Key plant species and detritivores drive diversity effects on instream leaf litter decomposition more than functional diversity: A microcosm study. *Science of the Total Environment*, 798, 149266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149266>
- Salazar-Castellanos, D. Meza-Salazar, A. M. & Guevara, G. 2020. Macroinvertebrados y pérdida de masa de hojas de Eucalyptus sp. y Tibouchina lepidota en una quebrada altoandina con influencia minera (Manizales, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 593-605. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1059>
- Santos, J. V. A., Lima, M., Monteles, J. S., Carrera, D. L. R., de Faria, A. P. J., Brasil, L. S., & Juen, L. 2023. Assessing physical habitat structure and biological condition in eastern Amazonia stream sites. *Water Biology and Security*, 2(2), 100132. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100132>
- Sazima, I., Carvalho, L. N., Mendonça, F. P., & Zuanon, J. 2006. Fallen leaves on the water-bed: diurnal camouflage of three night active fish species in an Amazonian streamlet. *Neotropical Ichthyology*, 4, 119-122. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000100013>
- Smith, V.H., Joye, S.B., Howarth, R.W., 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnologia. Oceanogr.* 51, 351–355. [https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1\\_part\\_2.0351](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351)
- Soares, D. M., Borges, L. R., da Silva, M. F. F., & Luche, L. D. 2021. Effect of substrates of native and exotic plant species on the initial period of colonization of benthic macroinvertebrates in the Cerrado biome. *Community Ecology*, 22(1), 127-134. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00032-5>
- Tonin, A. M. Boyero, L. Gonçalves, J. F. 2018. Continental Decomposition Experiment (CONDEX). (Updated version) 1-14.

- Tonin, A. M., Goncalves Jr, J. F., Bambi, P., Couceiro, S. R., Feitoza, L. A., Fontana, L. E., & Boyero, L. 2017. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific Reports*, 7(1), 10799. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10576-8>
- Tonin, A. M., Gonçalves Júnior, J. F., Pearson, R. G., Graça, M. A., Pérez, J., & Boyero, L. 2021. Multi-scale biophysical factors driving litter dynamics in streams. *The ecology of plant litter decomposition in stream ecosystems*, 7-21. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_2)
- Tonin, A. M., Lima, L. S., Bambi, P., Figueiredo, M. L., Rezende, R. S., & Gonçalves, J. F. 2021. Litterfall chemistry is modulated by wet-dry seasonality and leaf phenology of dominant species in the tropics. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 666116. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.666116>
- Tonin, A. M., Pozo, J., Monroy, S., Basaguren, A., Pérez, J., Gonçalves Jr, J. F., Pearson, R., Cardinale, B. & Boyero, L. 2018. Interactions between large and small detritivores influence how biodiversity impacts litter decomposition. *Journal of Animal Ecology*, 87(5), 1465-1474. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12876>
- Wickham, H. 2016. ggplot2: Elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag New York.
- Wissinger, S. A., Perchik, M. E., & Klemmer, A. J. 2018. Role of animal detritivores in the breakdown of emergent plant detritus in temporary ponds. *Freshwater Science*, 37(4), 826-835. <https://doi/abs/10.1086/700682>
- Yang, C., Wenger, S. J., Rugenski, A. T., Wehrtmann, I. S., Connelly, S., & Freeman, M. C. 2020. Freshwater crabs (Decapoda: Pseudothelphusidae) increase rates of leaf breakdown in a neotropical headwater stream. *Freshwater Biology*, 65(10), 1673-1684. <https://doi.org/10.1111/fwb.13524>

# 5. SESSÃO IV

**From impacts to processes: how industrialization, climate and seasonality shape leaf-litter decomposition and macroinvertebrate communities in tropical streams**

A quarta sessão desta tese foi elaborada e formatada na revista científica Water Research, segundo as regras da revista: <https://www.sciencedirect.com/journal/water-research/publish/guide-for-authors>

## **From impacts to processes: how industrialization, climate and seasonality shape leaf-litter decomposition and macroinvertebrate communities in tropical streams**

### **Abstract**

Anthropogenic actions that drive land-use change, such as industrial expansion, can alter habitat integrity, channel morphology, and water quality, potentially compromising both biodiversity and key ecosystem processes, including leaf-litter decomposition. These impacts also interact with climate variability and seasonal hydrological variation, which may further amplify negative effects. We evaluated the combined effects of industrialization, climate/seasonality on microbial and total decomposition of *Gouppia glabra* leaves and on colonizing macroinvertebrate communities. The study was conducted in Pará, Brazil, across 10 streams monitored over 6 experimental campaigns (3 in the dry season and 3 in the rainy season) between 2022 and 2025. Microbial decomposition varied among treatments and was higher in the rainy season. Total decomposition responded to both industrialization and seasonality: it increased during the rainy season and was lower in streams closer to industrial areas. Total richness and abundance did not differ among treatments; however, shredder and Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) abundances decreased under industrialization in the dry season, indicating an industrialization  $\times$  seasonality interaction. Community composition also differed among treatments. In addition, climate influenced decomposition both directly and indirectly via changes in channel morphology, whereas seasonality modulated stream morphology, habitat integrity, pH, and both total and microbial decomposition through direct and indirect pathways. Taken together, our results reinforce the link between biodiversity and ecosystem functioning: lower total decomposition in industrial streams appears to result from the combined effects of altered habitat structure, climatic/seasonal modulation, and declines in key colonizers and sensitive functional groups, rather than from losses in taxonomic richness per se. Overall, combining structural and functional metrics is essential because it can reveal distinct responses to similar impacts; therefore, mitigation strategies in industrial streams should prioritize maintaining habitat integrity and explicitly consider seasonality and climate to preserve ecosystem functioning.

**Keywords:** Anthropogenic impact; Amazonian streams; climatic variability; shredders; leaf-litter colonization; detritus processing.

## 5.1 Introduction

In the Amazon, small-order tropical streams form an extensive hydrological network that is fundamental to maintaining regional biodiversity and essential ecosystem functions (Leal et al., 2016; Brasil et al., 2020). These environments contribute to nutrient cycling, the regulation of water quality, and the energetic support of aquatic food webs, while also linking ecological processes between the riparian zone and the stream channel (Oester et al., 2024; Cruz et al., 2025; Rojo et al., 2026). In forested streams, where primary production may be limited by canopy shading, much of the energy sustaining the ecosystem is derived from allochthonous organic matter, especially leaf litter entering the system from riparian vegetation (Tonin et al., 2017; Tiegs et al., 2024; Cruz et al., 2025).

Rapid land-use and land-cover transformation in eastern Amazonia, which has intensified in recent decades, has imposed growing pressures on these systems (Albert et al., 2023; Garcia-Giron et al., 2022). Urban expansion, road construction, removal or degradation of riparian vegetation, and the increase in disturbed areas within drainage basins alter sediment and nutrient inputs, affect riparian connectivity, and promote the simplification of aquatic habitats (Juen et al., 2016; Collier et al., 2019; Martins et al., 2024). Within this context, industrialization should not be understood as a single stressor, but rather as a set of interacting pressures associated with industrial land use and infrastructure, such as effluent discharge, riparian alteration, increased sediment inputs, and hydromorphological changes, which can lead to substantial changes in water quality, habitat integrity, and channel morphology, with consequences for ecosystem functioning and aquatic biodiversity (Gomes et al., 2018, 2021; Cruz et al., 2025).

Among the most central processes underpinning the functioning of tropical streams is leaf decomposition, which regulates energy flow and resource availability for consumers (Webster & Benfield, 1986; Boyero et al., 2011; Altermatt et al., 2023). Decomposition integrates microbial components (detritus colonization and conditioning) and biological components mediated by consumers, particularly detritivores macroinvertebrates (Boyero et al., 2021; Rojas-Castillo et al., 2024). For this reason, decomposition rates have been used as sensitive functional indicators of environmental change, complementing community-structure metrics and enabling the detection of shifts that are not always evident from taxonomic composition alone (Rezende et al., 2021; Rivera-Pérez et al., 2025).

Aquatic macroinvertebrates are widely used in biomonitoring because they respond consistently to disturbance gradients and integrate environmental conditions over time (Hamada et al., 2019; Burwood et al., 2021; Martins et al., 2024). Metrics such as richness, total abundance, shredder abundance, and the representation of sensitive groups (e.g., Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera—EPT) reflect variation in habitat integrity and water quality (Lima et al., 2022; Santos et al., 2023; Sena et al., 2026). In parallel, functional attributes of the community, such as the abundance of shredders, provide complementary information on ecosystem functioning because these organisms contribute directly to detritus fragmentation and can accelerate leaf-litter decomposition and energy transfer across the food web (Rezende et al., 2021; Firmino et al., 2021). Although some EPT taxa may also act as shredders, these groups are not functionally equivalent and may respond differently to anthropogenic disturbance through distinct mechanisms. For example, reductions in shredder abundance may be associated with changes in litter availability, detritus quality, or habitat structure, whereas declines in EPT richness or abundance may more strongly reflect sensitivity to water-quality degradation and pollution (Rivera-Pérez et al., 2025). Thus, combining structural (community) and functional (decomposition) responses provides a more comprehensive approach to assessing anthropogenic impacts on streams (Burwood et al., 2021; Pérez et al., 2023; García et al., 2025). However, structural community responses do not always translate directly into functional changes, especially in tropical systems, where shifts in the identity and abundance of key functional groups can affect ecosystem processes even in the absence of marked variation in richness or total abundance (Rivera-Pérez et al., 2025). Therefore, functional metrics may reveal subtle or early impacts that are not detected by traditional taxonomic indicators.

However, climatic conditions and hydrological seasonality tend to influence how these effects are expressed (Boyero et al., 2011; Rubio-Ríos et al., 2022), as variation in temperature and precipitation affects discharge, bed stability, and channel structure (Rivera-Pérez et al., 2025; Cruz et al., 2025). During periods of higher rainfall in the wet season, discharge pulses can reconfigure microhabitats and redistribute organic matter, as well as facilitate organism dispersal across the environment; in contrast, during the dry season, greater hydrological stability may favor local colonization but can also reduce water renewal and potentially intensify the effects of fine sediments and contaminants in impacted areas (Junk et al., 1980; Duarte et al., 2016; Rivera-Pérez et al., 2026). In

parallel, local characteristics such as substrate type, channel integrity, and riparian vegetation can mediate detritus retention and the arrival of microorganisms and macroinvertebrates to the resource, affecting the dominant decomposition pathway (microbial vs. consumer-mediated) (Boyero et al., 2011; Firmino et al., 2021; Pérez et al., 2023).

Despite the relevance of Amazonian streams and the growing body of research on bioindicators and ecosystem processes, there remains a knowledge gap regarding how pressures associated with industrialization (Rivera-Pérez et al., 2025), in interaction with hydrological seasonality and climatic variability, simultaneously shape the structure of biological communities and ecosystem functioning over time (Rubio-Ríos et al., 2022). This gap is particularly relevant when considering mediating variables related to habitat integrity and channel morphology, which can amplify or attenuate the direct effects of these pressures on structural and functional components across interannual scales. Short-term studies tend to capture only seasonal “snapshots,” potentially confounding ecological responses with interannual variation in precipitation and temperature, whereas approaches that do not distinguish between total and microbial decomposition may limit inferences about the pathways through which impacts are expressed (Hieber & Gessner, 2022; Duarte et al., 2016).

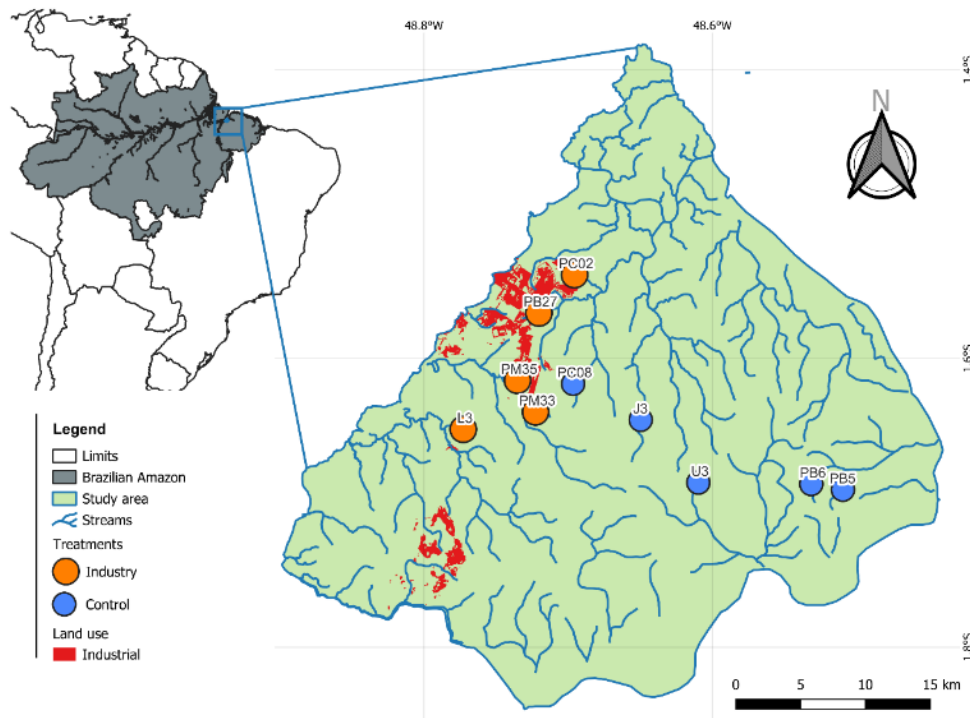
Accordingly, the aim of this study was to evaluate how pressures associated with industrialization, together with seasonality and climatic variation, influence stream ecosystem structure and functioning in eastern Amazonian streams, both directly and indirectly through changes in habitat integrity and channel morphology. Specifically, we assessed their effects on leaf decomposition rates (microbial and total) and colonization by aquatic macroinvertebrates (richness, total abundance, shredder abundance, and Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera — EPT) in streams of eastern Amazonia. To this end, we tested the hypotheses that (i) streams impacted by industrialization exhibit lower leaf decomposition rates, especially total decomposition and changes in the richness and abundance of associated macroinvertebrates, particularly sensitive functional groups such as shredders and EPT abundance, due to changes in water quality and habitat conditions that reduce decomposer activity and colonization by functionally important taxa; and that (ii) these effects are more pronounced during the dry season, a period characterized by greater hydrological stability, lower water renewal, and the potential accumulation of contaminants. We further expected that (iii) industrialization

reduces habitat integrity and alters channel morphology (e.g., structural simplification, changes in substrate, and flow regime), generating direct and indirect effects on decomposition (microbial and total) and macroinvertebrate communities by modifying detritus retention, microhabitat availability, and connectivity with stream margins. In addition, we predicted that (iv) climatic variables, such as precipitation and temperature, together with seasonality, affect discharge and the functional morphology of the channel, thereby altering detritus retention and, consequently, decomposition rates through direct and indirect pathways. Finally, we considered the possibility that (v) reduced total decomposition rates are associated with lower richness and abundance of functionally important macroinvertebrates, reflecting a functional decoupling between taxonomic diversity and ecosystem functioning.

## **5.2 Materials and Methods**

### **5.2.1 Study area**

The study was conducted through an experiment carried out in ten streams with stable conditions throughout the experimental period, in the Amazon region, within the municipalities of Barcarena and Abaetetuba, Pará State, Brazil (1°30'21" S; 48°37'33" W) (Tavares et al., 2021; Sousa et al., 2025) (Figure 1). Over recent decades, the region has undergone rapid urban, industrial, and pasture expansion, leading to uncontrolled population growth. The landscape was originally dominated by native tropical forest characterized by large trees, together with secondary forest, riparian forest, and floodplain (Várzea) forest influenced by seasonal flooding (Tavares et al., 2021; Sousa et al., 2025). This expansion was driven mainly by the establishment and growth of a port area that developed rapidly in the 1990s, attracting multiple industries and transport-related companies (Rivera-Pérez et al., 2025).



**Figure 1.** Location of the ten streams where the study was conducted in Pará State, Brazil.

For the experiment, ten streams were selected (Figure 1; Table S3) under two contrasting conditions: five reference (control) streams located in well-preserved areas, with tropical forest covering most of the catchment, low levels of human impact, and high availability of substrates such as leaf litter, sand, and woody debris within the channel; and five industrial streams, in which industrial activities occupied between 25% and 60% of the catchment and were directly influenced by a set of enterprises including mineral processing, port infrastructure, transportation, and urbanization (Table S3). The latter had greatly reduced riparian forests, substrates dominated by clay and silt, and a lower presence of large wood (Rivera-Pérez et al., 2025). The experiment was conducted over six campaigns distributed across seasons: three during the dry season (October) and three during the rainy season (March) between 2022 and 2025 (Figure 2).

### 5.2.2 *Environmental variables*

Bioclimatic variables were obtained from historical values (monthly means for 1970–2020) at a spatial resolution of 30 arc-seconds ( $\approx 1 \times 1$  km) from the WorldClim climate database (Table S4; Fick & Hijmans, 2017), using site location information (latitude and longitude). Based on these variables, we calculated the Emberger bioclimatic coefficient for each site,  $Q_2 = (100P / (M^2 - m^2))$  (Condés & García-Robredo, 2012), where P is annual precipitation (mm), M is the mean maximum temperature of the

warmest month, and  $m$  is the mean minimum temperature of the coldest month, totaling 33 variables bioclimatic.

Regional environmental meteorological variables were obtained from data provided by the Brazilian National Institute of Meteorology (INMET) via its online platform. We compiled daily records of minimum and maximum air temperature, as well as minimum and maximum precipitation, for the period from October 2022 to March 2025 (Fig. S2).

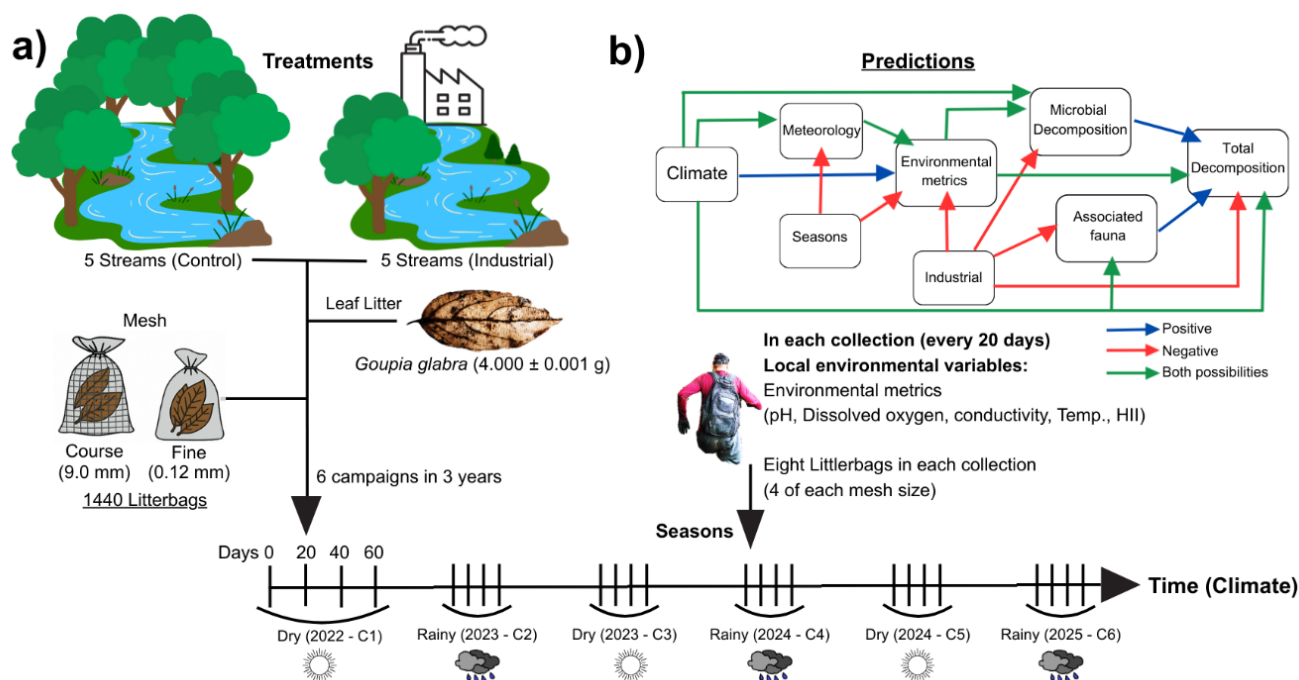
For local variables, we measured multiple stream metrics at each study site on four occasions: before the start of each experiment (day 0) and every 20 days thereafter until the end of the decomposition experiment (day 60), across the six campaigns (Figure 2). The variables measured were pH, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity, and water temperature, using a multiparameter probe; and stream width, water depth, and canopy cover on each stream bank (estimated from shading measurements with a densiometer) (Table S3). We also assessed physical habitat integrity using the Habitat Integrity Index (HII) (Nessimian et al., 2008) (Table S1), which consists of a visual evaluation of 12 items describing the structural conditions of the channel, banks, and substrate. The index ranges from 0 to 1 and represents an increasing gradient of environmental integrity; it is widely used to interpret variation in aquatic macroinvertebrate community structure in the Amazon region (Rivera-Pérez et al., 2023; Brasil et al., 2020).

### **5.2.3 Leaf-litter decomposition experiment**

The experiment was conducted using leaf litter of *Goupia glabra* Aubl. (cupiúba), a widely distributed and common species in upland (Terra Firme) Amazonian riparian forests (Rezende et al., 2021). This species has been widely used in decomposition studies in the region and was highly abundant in the riparian zones of the streams analyzed (Martins et al., 2017). Recently fallen leaves were collected directly from the forest floor, air-dried in the laboratory (Bärlocher, 2020), and processed as follows.

We prepared a total of 1,440 leaf packs of *G. glabra*, each individually weighed ( $4.000 \pm 0.001$  g), and evenly distributed in coarse-mesh (9.0 mm) and fine-mesh (0.12 mm) litter bags. For each stream and seasonal period, 24 litter bags (12 coarse and 12 fine) were deployed (i.e., 24 litter bags  $\times$  10 streams  $\times$  2 seasonal periods  $\times$  3 years) (Figure 2). Fine-mesh bags excluded invertebrates, allowing quantification of microbial

decomposition, whereas coarse-mesh bags allowed estimation of total decomposition (Bärlocher, 2005; Ricón & Covich, 2014; Tonin et al., 2017, 2018). Litter bags were retrieved every 20 days over a 60-day period (Figure 2), totaling three retrievals per seasonal period (Firmino et al., 2021; Rivera-Pérez et al., 2025). At each retrieval date, four coarse-mesh and four fine-mesh bags were collected from each stream (Figure 2).



**Figure 2.** Conceptual framework and experimental design: (a) illustration of the distribution of treatments across the ten streams (Control/Industrial) over six experimental campaigns in two seasonal periods, with sampling every 20 days; (b) conceptual model of the main predictions of direct and indirect, positive and negative effects of climate, seasonality, industrialization, and environmental variables on leaf decomposition and associated colonizing fauna.

In the laboratory, litter samples were rinsed under running water using a 0.12-mm mesh sieve. The associated fauna retained on the sieve was preserved in 90% ethanol and identified to the lowest possible taxonomic level using specialized taxonomic keys (Hamada et al., 2018, 2019). The remaining material (leaf litter) was dried at 70 °C for 72 h and then weighed. Decomposition was quantified using the linear rate of litter biomass loss per day ( $b = \text{proportion d}^{-1}$ ), calculated as  $b = [(Mi - Mf) / Mi] / t$ , where  $Mf$  is the remaining mass estimated after 20, 40, and 60 days,  $Mi$  is the initial mass, and  $t$  is the incubation time (days). We used  $b$  in subsequent analyses because it was the most

appropriate approach for our dataset, providing robust estimates of total and microbial decomposition rates over time and yielding consistent results given the predominantly linear pattern of biomass loss observed across the incubation periods (Bärlocher, 2005; Rivera-Pérez et al., 2025). After the litter bags were brought to the laboratory, all samples were processed to obtain the final remaining mass. The correction procedure consisted of adjusting this measured mass to remove the influence of transport-related loss, leaching, and residual moisture. Therefore, the decomposition rate was calculated not from the raw mass loss alone, but from a corrected final mass intended to better represent the actual biomass loss caused by decomposition in the stream.

#### 5.2.4 *Statistical analyses*

The sampling unit in our study was each litter bag ( $n = 720$  per mesh type, distributed across the six campaigns). To reduce redundancy among predictors and avoid multicollinearity, we performed Pearson correlation analyses using a cutoff threshold ( $r \geq 0.9$ ). Variable selection was conducted separately for each block of predictors (bioclimatic, meteorological, and local metrics) to preserve the representativeness of each environmental set. When two variables were highly correlated, we retained the one considered most relevant based on the scientific literature, prioritizing variables known to be important for hydrological and ecological processes in aquatic ecosystems. To evaluate environmental variation among streams, variables were standardized and a Principal Component Analysis (PCA) was performed. For axis selection, we used the broken-stick method and retained variables with contribution values  $> 0.4$ .

We first used linear mixed-effects models [nlme: lme function with restricted maximum likelihood (REML), R package *nlme* (Pinheiro et al., 2018)] to evaluate the effects of industrialization and seasonality on decomposition and litter colonization. To test the effect of industrialization on total and microbial decomposition, richness, total abundance, EPT abundance, and shredder abundance (hypothesis i), as well as seasonal variation (dry vs. rainy seasons) and the interaction between land use and seasonality (hypothesis ii), we included stream category (industrial-influenced vs. reference streams) and seasonality as categorical predictors (Firmino et al., 2021) (Figure 2b). Stream identity and sampling campaign were included as random effects (given our nested sampling design), and we tested model improvement after including these components using the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc). The model with the lowest AICc was considered the most parsimonious and best fitting;

consequently, it had  $\Delta\text{AIC} = 0$  relative to competing models (Ripley et al., 2020). Fitted models were evaluated using analysis of variance (ANOVA).

We also calculated effect sizes for all response variables above (among campaigns for decomposition and litter-associated fauna) using Cohen's  $d$  (Cohen, 1988), applying the small-sample correction based on Hedges'  $g$  (Hedges & Olkin, 1986, 2014). We built 95% confidence intervals for  $g$  from the standard error ( $\text{SE}_g$ ) and, when appropriate, assessed significance using Welch's  $t$ -test for means with potentially unequal variances and adjusted degrees of freedom (Welch, 1947). Response variables with significant results had their effects represented graphically.

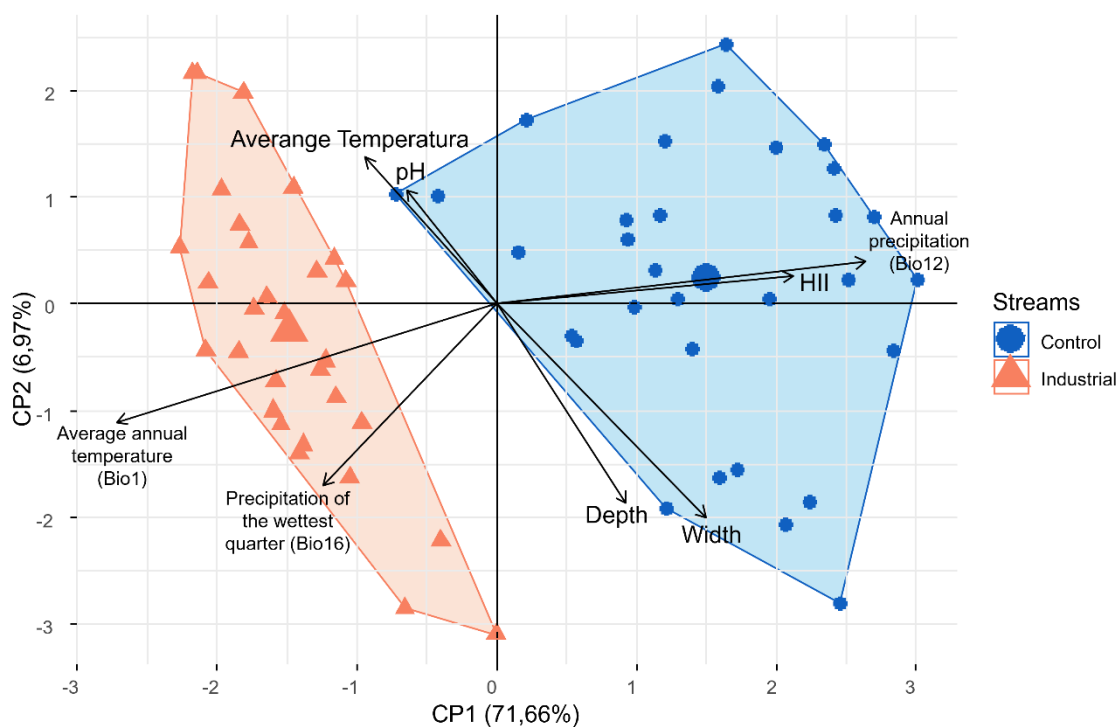
We applied a structural equation model (SEM) to explore the direct and indirect effects of industrialization and climate on changes in stream structure across years. Conceptually informed by previous studies (Boyero et al., 2011, 2015; Firmino et al., 2021, 2024; Rubio-Ríos et al., 2022; Oester et al., 2024; Rivera-Pérez et al., 2025; Garcia et al., 2025; Rojo et al., 2026) and field observations of environmental change, our model was structured hierarchically, considering the following levels: (1) climate, (2) seasonality, (3) local environmental variables, (4) diversity, and (5) decomposition. This model was used to test the causal pathways predicted by hypotheses (iii) – (v), quantifying direct and indirect effects of industrialization and climate on stream structure, macroinvertebrate communities, and decomposition rates (Figure 2). Model fit was evaluated using the d-separation method, which aims to minimize discrepancies between the conceptual model and the observed data by iteratively adding or removing relationships among variables based on probability ( $p$ ) values until a satisfactory fit was achieved (d-separation  $p > 0.05$ ) (Shipley, 2009; Cruz et al., 2025). Variables were standardized using the  $z$ -score method prior to analysis (Legendre & Legendre, 2012).

Finally, we investigated variation in litter-associated macroinvertebrate communities between treatments and across the interaction between treatment and seasonality. We used non-metric multidimensional scaling (NMDS) based on a Bray–Curtis dissimilarity matrix, using log-transformed abundances of macroinvertebrate communities, and tested differences using PERMANOVA. This transformation minimizes skewness caused by a few highly abundant taxa, allowing a more balanced representation of community structure and improving the interpretation of multivariate analyses (Anderson et al., 2006). To identify the taxa driving differences among groups,

we performed a SIMPER (Similarity Percentage) analysis. All analyses were conducted in R version 4.3.3 (R Development Core Team, 2024), using the *vegan* package (Oksanen et al., 2023) for PCA, *piecewiseSEM* (Lefcheck, 2016) for SEM, and *semEff* (Murphy, 2024) for indirect-effect estimation

### 5.3 Results

The first two axes of the Principal Component Analysis (PCA) explained 78.63% of the total environmental variation among streams, revealing a clear separation between reference (control) and industrial streams (Fig. 3). Overall, PC1 represented the main environmental gradient distinguishing treatments, with reference streams associated with higher habitat integrity (HII) and jointly varying with stream width and depth (Table S5). In addition to being more strongly associated with the climatic variable annual precipitation, industrial streams clustered on the opposite side of this axis and were more



closely associated with mean annual temperature and precipitation of the wettest quarter (Table S5; Fig. 3). Along PC2, variables such as pH and mean water temperature exerted greater influence, contributing to secondary variation within and between groups (Fig. 3; Table S5).

**Figure 3.** Principal Component Analysis (PCA) showing environmental variation in reference (control) (blue) and industrial (orange) streams. Variables include the Habitat

Integrity Index (HII), mean annual temperature (Bio1), annual precipitation (Bio12), precipitation of the wettest quarter (Bio16), mean water temperature, stream width, and depth.

Microbial decomposition rates (b) of *Gouppia glabra* varied between treatments and over the study period (Fig. 4; Table S6). In the overall model, microbial decomposition differed between reference (control) and industrial streams ( $F = 7.204$ ;  $df = 8$ ;  $p = 0.027$ ; Table 1). However, the direction of the effect was not consistently lower in industrial streams (hypothesis i): the lowest value was observed in reference streams (first campaign; mean = 0.001 prop.  $d^{-1}$ ), whereas the highest value occurred in industrial streams (fourth campaign; 0.01 prop.  $d^{-1}$ ) (Fig. S3; Table S6). Thus, the results indicated differences between treatments but did not consistently support, across the entire study period, the prediction of lower microbial decomposition in industrial streams. The seasonal effect indicated that, on average, microbial decomposition was lower during the dry season, supporting our second hypothesis ( $F = 59.473$ ;  $df = 268$ ;  $p < 0.001$ ). On average, microbial decomposition in the dry season was 0.00134 prop.  $d^{-1}$  lower (Table 1; Table S6).

Total decomposition rates (b) varied between treatments and between seasonal periods (Fig. S4; Table 1). The lowest value was observed in industrial streams during the rainy season, with a mean of 0.002 prop.  $d^{-1}$ , whereas the highest value occurred in reference streams, also during the rainy season (Table S6), reaching 0.0135 prop.  $d^{-1}$  (Fig. S4; Table S6). In the overall model, total decomposition differed between stream types ( $F = 8.625$ ;  $df = 8$ ;  $p = 0.018$ ; Table 1) and between seasonal periods ( $F = 54.039$ ;  $df = 682$ ;  $p < 0.001$ ; Table 1), with higher rates in the rainy season (Fig. S4). In addition, there was variation associated with incubation time ( $F = 9.065$ ;  $df = 682$ ;  $p < 0.001$ ; Table 1). Treatment differences were detected in specific dry-season campaigns (C3 and C5) and rainy-season campaigns (C2 and C6) (Fig. S5; Table S6).

Across litter-associated macroinvertebrates, we recorded 2,614 individuals colonizing leaf packs, distributed across 91 genera/morphospecies, 49 families, and 14 orders (Table S7). The most abundant taxa were *Stenochironomus* (Chironomidae: Diptera; 1,404 individuals), *Triplectides* (Leptoceridae: Trichoptera; 87 individuals), Chironominae morphotype 2 (262 individuals), Chironomidae Mt3 (101 individuals), and *Phylloicus* (Calamoceratidae: Trichoptera; 61 individuals), among the key shredders

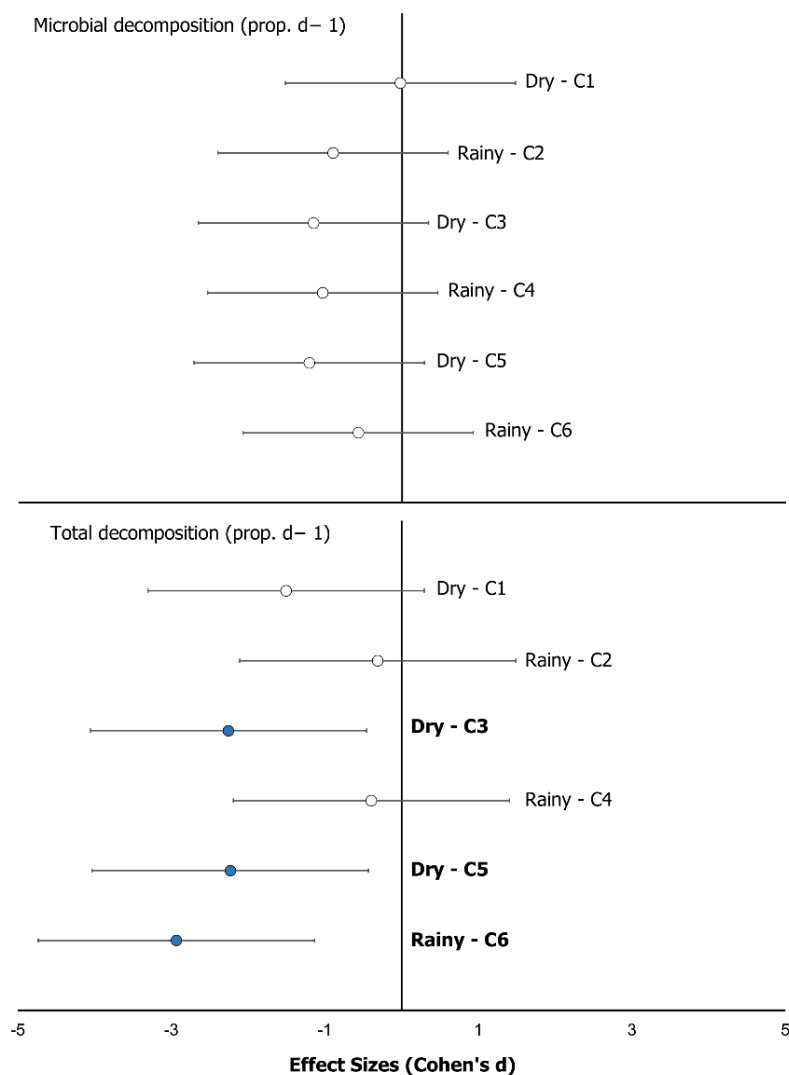
(Table S7). Total macroinvertebrate abundance did not differ between reference and industrial streams ( $F = 1.191$ ;  $df = 8$ ;  $p = 0.133$ ; Table 1) or between seasonal periods ( $F = 0.114$ ;  $df = 682$ ;  $p = 0.121$ ). A similar pattern was found for richness ( $F = 0.001$ ;  $df = 8$ ;  $p = 0.980$ ; Table 1); therefore, our first hypothesis was not supported by these metrics. Differences were detected only for the interaction between treatment and seasonality affecting shredder abundance ( $F = 6.633$ ;  $df = 682$ ;  $p = 0.010$ ; Table 1) and the abundance of EPT bioindicator taxa ( $F = 3.728$ ;  $df = 682$ ;  $p = 0.050$ ; Table 1), partially supporting our second hypothesis.

Table 1. Results of linear mixed-effects models testing the effects of industrialization, seasonal period (dry and rainy), and their interaction on microbial and total litter decomposition after 20, 40, and 60 days of incubation, as well as on macroinvertebrate richness and abundance, shredders, and EPT associated with leaf litter. IN = industrialization, SP = seasonal period, IT = incubation time,  $df$  = degrees of freedom. In the models, stream identity and experimental campaign were used as random effects, except in the last model.

<b>Response variable</b>	<b>Factor/interaction</b>	<b>df</b>	<b>F-value</b>	<b><i>p</i>-value</b>	
Microbial decomposition	Industrialization (IN)	8	7.204	0.027	*
	Seasonal Period (SP)	682	59.473	< 0.001	***
	Incubation Time (IT)	682	0.724	0.484	
	SP×IT	682	9.579	< 0.001	***
Total decomposition	IN	8	8.625	0.018	*
	SP	682	54.039	< 0.001	***
	IT	682	9.065	< 0.001	***
	IN ×IT	682	3.629	0.027	*
	SP×IT	682	6.282	0.002	**
Abundance of associated fauna	IN	8	1.191	0.133	
	SP	682	0.114	0.121	
	IT	682	3.871	0.021	**
Richness of associated fauna	IN	8	0.001	0.980	

	SP	682	0.046	0.828	
	IT	682	0.442	0.642	
Shredder of associated fauna	IN	8	1.057	0.333	
	SP	682	0.017	0.893	
	IT	682	1.791	0.167	
	IN×SP	682	6.633	0.010	**
EPT of associated fauna	IN	8	0.511	0.494	
	SP	682	0.093	0.759	
	IT	682	2.708	0.050	*
	IN×SP	682	3.728	0.050	*
	SP×IT	682	4.882	0.007	**
Habitat integrity Index (HII)	IN	8	10.402	0.012	**
	Campaign (C)	691	5.139	0.023	*
	IN×C	691	4.624	0.031	*

Total decomposition was lower during the dry-season campaigns (C3 and C5) and in the rainy-season campaign (C6) (Cohen's  $d$ , control = 2.221; industrial = 2.923) (hypothesis ii) (Figure 4), showing a trend for industrial streams to exhibit lower total decomposition than reference streams. In contrast, microbial decomposition did not differ consistently between treatments across campaigns, although some campaigns showed lower microbial decomposition in industrial streams (highlighted in Figure 4).

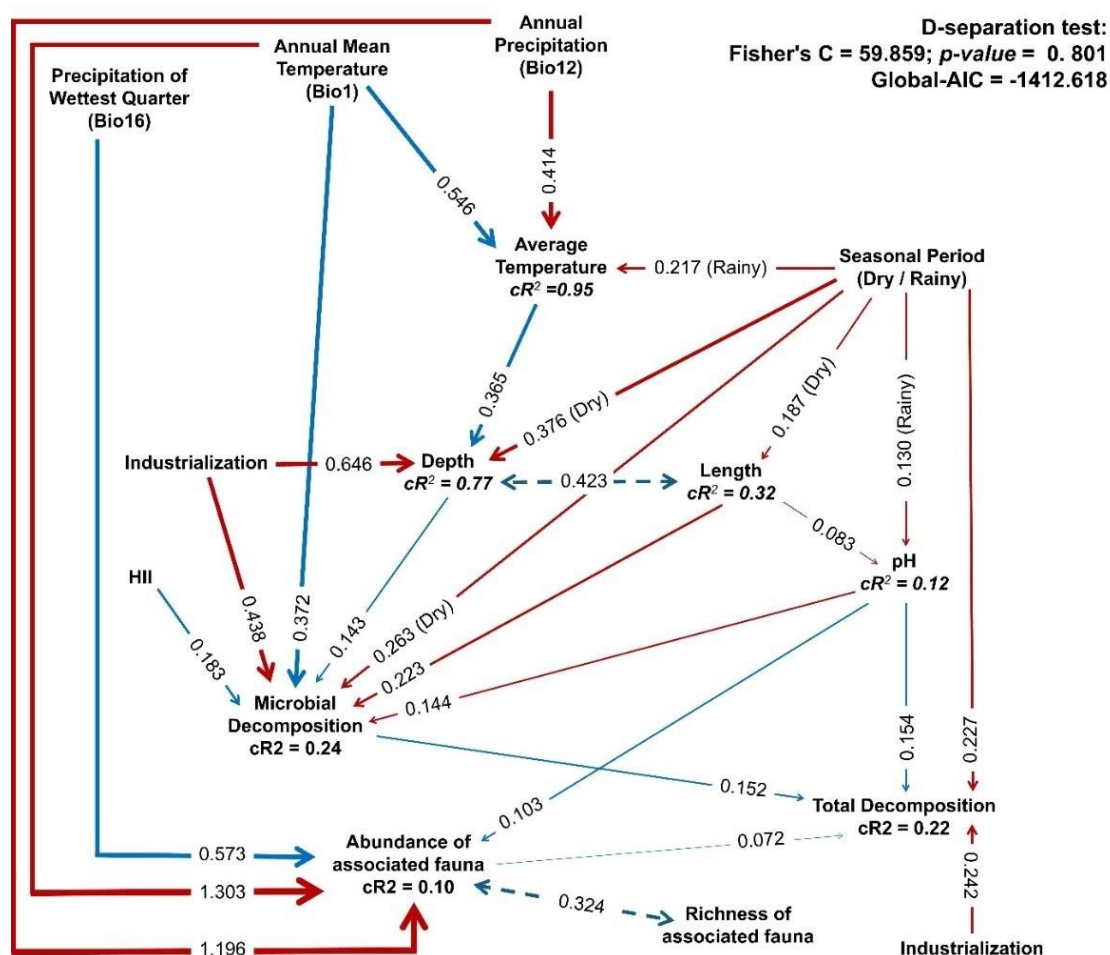


**Figure 4.** Effect sizes (Cohen's  $d$ ) of industrialization (i.e., industrial streams vs. reference streams) on microbial and total leaf-litter decomposition across six experimental campaigns in the dry and rainy seasons. Filled circles indicate significant effects.

Industrialization neither altered nor was it related to habitat integrity scores in the structural model (d-separation:  $p = 0.801$ ) (Figure 5; Table S8). However, in the linear model there were differences between treatments ( $F = 10.40$ ;  $df = 8$ ;  $p = 0.012$ ), and industrial streams exhibited, on average, habitat integrity values 0.13 lower than reference streams (Table 1). In the structural model, we also observed a positive effect of habitat integrity on microbial decomposition ( $\beta = 0.183$ ) (Figure 5; Table S8). Overall, the results indicated that the cumulative effects of industrialization influenced depth ( $\beta = -0.646$ ), microbial decomposition ( $\beta = -0.438$ ), and total decomposition ( $\beta = -0.242$ ), both directly and indirectly (Figure 5; Table S8). Increased total decomposition was associated with higher abundance of litter-associated fauna and greater microbial activity (conditional  $R^2 = 0.22$ ; Figure 5; Table S8). Total decomposition was also positively associated with pH ( $\beta = 0.152$ ) and negatively associated with industrialization ( $\beta = -0.242$ ). Richness did not have an effect on total decomposition but was correlated with abundance ( $\beta = 0.324$ ) (Figure 5; Table S8). Reduced microbial decomposition was driven primarily by industrialization ( $\beta = -0.438$ ), was positively associated with pH ( $\beta = 0.144$ ), and increased with stream habitat integrity (HII) ( $\beta = 0.183$ ) (Figure 5; Table S8). These results supported our third hypothesis.

Climatic variables and seasonal variation affected channel morphology and colonization/decomposition processes through both negative and positive pathways (d-separation:  $p = 0.801$ ) (Figure 5; Table S8). Our results showed that seasonality directly influenced mean temperature at the highest level of the model (meteorological variable; conditional  $R^2 = 0.95$ ). Among climatic variables, mean annual temperature had a positive effect ( $\beta = 0.546$ ), whereas annual precipitation had a negative effect ( $\beta = 0.414$ ); the rainy season also had an effect at this level ( $\beta = 0.217$ ) (Figure 5; Table S8). We also detected direct and indirect (cumulative) effects on depth (conditional  $R^2 = 0.77$ ): mean daily temperature showed a positive effect ( $\beta = 0.365$ ), whereas the dry season had a negative effect ( $\beta = 0.376$ ), and depth was correlated with stream width ( $\beta = 0.423$ ) (Figure 5). Stream width was affected only directly by dry-season seasonality ( $\beta = 0.187$ ). All variables at this level directly affected microbial decomposition (conditional  $R^2 = 0.24$ ) and indirectly affected total decomposition (conditional  $R^2 = 0.22$ ), except for seasonal periods, which directly affected microbial decomposition during the dry season ( $\beta = 0.227$ ) (Figure 5; Table S8), supporting our fourth hypothesis.

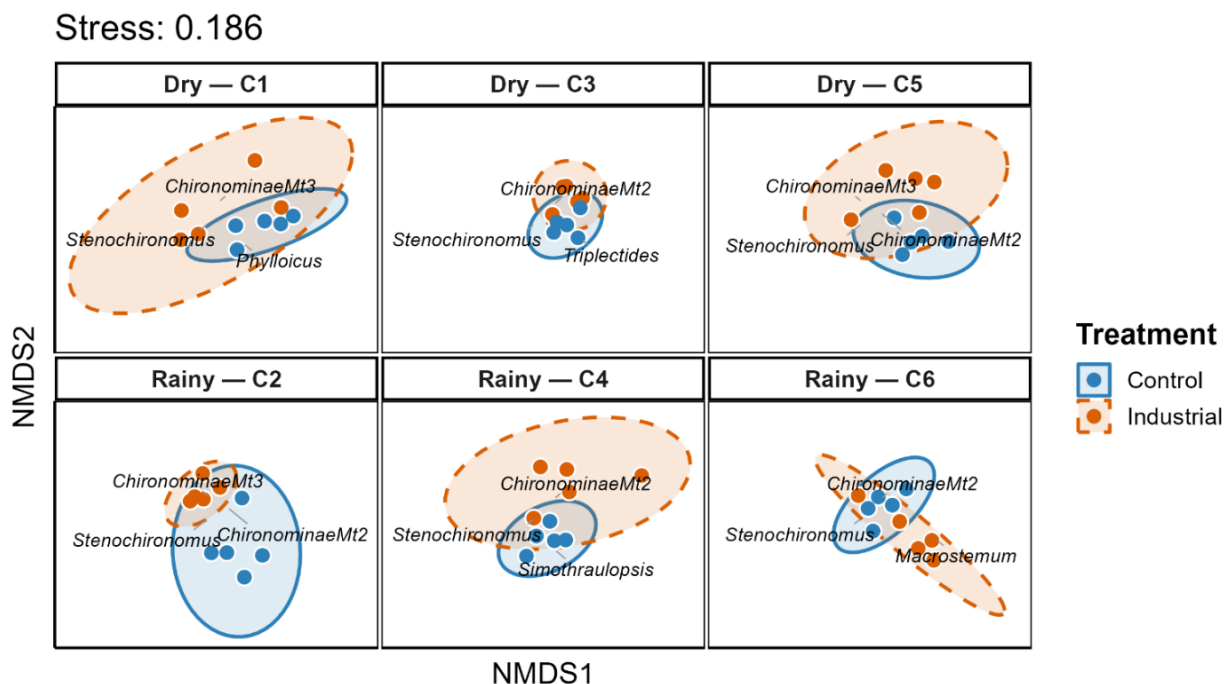
At the final level of the model, climatic variables from the first level influenced decomposition processes. Microbial decomposition was directly and positively affected by mean annual temperature ( $\beta = 0.372$ ) and indirectly affected via depth ( $\beta = 0.143$ ) (Figure 5; Table S8). The abundance of litter-associated fauna was also influenced by climate (conditional  $R^2 = 0.10$ ), showing an indirect effect mediated by pH ( $\beta = 0.103$ ) and direct, higher-level negative effects of annual precipitation ( $\beta = -1.196$ ) and mean annual temperature ( $\beta = -1.303$ ), as well as a positive effect of precipitation in the wettest four-month period ( $\beta = 0.573$ ). Finally, total decomposition was cumulatively (indirectly) affected by climate (conditional  $R^2 = 0.22$ ), because both abundance ( $\beta = 0.072$ ) and microbial decomposition ( $\beta = 0.152$ ) increased total decomposition scores (Figure 5), supporting our fifth hypothesis.



**Figure 5.** Structural equation model evaluating how bioclimatic variables, habitat-structure metrics, and physicochemical conditions affect colonizer abundance and richness, as well as leaf-litter decomposition rates (prop.  $d^{-1}$ ) of *Goupiia glabra* in Amazonian streams. Solid arrows indicate directional (causal) paths, and double-headed or dashed arrows indicate Pearson correlations. Blue and red arrows indicate positive and

negative effects, respectively. Arrow thickness and adjacent values represent effect sizes (standardized  $\beta$  or Pearson's  $r$ ). Only statistically significant paths are shown ( $P < 0.05$ ). Abbreviations: HII = Habitat Integrity Index;  $cR^2$  = conditional  $R^2$ .

Although the NMDS did not reveal a clear separation between reference (control) and industrial streams across campaigns, we detected distinct patterns in the composition of the litter-associated fauna (Figure 6) between treatments (PERMANOVA, Pseudo-F = 0.063,  $df = 59$ ,  $P = 0.005$ ) and between seasonal periods (Pseudo-F = 0.034,  $df = 59$ ,  $P = 0.010$ ). Despite the small effect sizes, these differences were explained mainly by higher abundances of the taxa *Stenochironomus* and Chironominae morphospecies (Diptera), *Simothraulopsis* (Ephemeroptera), and *Triplectides* and *Macrostemum* (Trichoptera) (Figure 7). Based on SIMPER analysis (Table S9), the main taxa driving differences in community composition between treatments were *Simothraulopsis*, *Triplectides*, *Phylloicus*, and *Farrodes*, which together explained 2.5% of the dissimilarity and were significantly associated with reference streams (Table S9). Between seasonal periods, 25 taxa accounted for the observed differences, explaining 23% of community dissimilarity; in particular, during the dry season the taxa Chironominae, *Ptilodactyla*, and *Cernotina* contributed most strongly.



**Figure 6.** Non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination of aquatic macroinvertebrates colonizing leaf litter (*Gouppia glabra*) in coarse-mesh litterbags across six experimental campaigns.

#### 5.4 Discussion

Our results show how industrial activities, seasonal variability, and climatic conditions jointly shape the structure and functioning of Amazonian streams. By integrating community structural metrics, functional processes, and environmental variables within a repeated temporal design, this study demonstrates that industrial impacts may be expressed more strongly through functional changes than through broad taxonomic shifts. Leaf-litter decomposition was strongly influenced by both industrialization (hypothesis i) and seasonality (hypothesis ii). In contrast to our initial expectation, total abundance and richness of colonizing macroinvertebrates did not differ significantly between stream types or between seasonal periods (hypothesis i). However, industrialization and seasonality interacted to affect shredder and EPT abundance (hypothesis ii), and community composition differed between treatments and seasonal periods, with reference streams characterized by key decomposer taxa such as *Phylloicus* and *Triplectides* (Trichoptera). Small changes in the abundance of these key shredders can generate disproportionate effects on total decomposition, especially in tropical streams where detritus processing depends strongly on faunal activity (Boyero et al., 2011). This pattern indicates that industrialization does not necessarily reduce overall taxonomic diversity but instead promotes a functional reorganization of the community, altering the identity and relative abundance of ecologically relevant groups involved in organic-matter processing.

The structural equation models further showed that industrialization directly modulated stream physical characteristics by increasing stream depth and reducing microbial decomposition (hypothesis iii). In addition, climatic variables indirectly influenced channel morphology and directly affected microbial and total decomposition, whereas seasonal variation modulated, directly and indirectly, stream morphology and both total and microbial decomposition (hypothesis iv). Together, these pathways suggest that reduced decomposition in industrial streams results primarily from habitat structural changes and shifts in the abundance of functionally important colonizers, rather than from

reductions in richness (hypothesis iv). Indeed, the lowest values of total decomposition in industrial streams were associated with lower macroinvertebrate abundance, even though abundance was not the strongest predictor of total decomposition across all streams (hypothesis v). Overall, these results reinforce that industrialization operates through multiple causal pathways, including physical channel alterations, changes in water chemistry, and biological responses mediated by fauna and microorganisms.

Microbial and total decomposition rates differed between industrial and reference streams, with rates generally higher during the rainy season and a consistent tendency toward lower total decomposition in industrial streams across multiple campaigns. During the rainy season, increased hydrological connectivity and nutrient availability tend to stimulate microbial activity and enhance physical fragmentation of detritus, which can increase decomposition, patterns also reported in other systems (Wallace & Webster, 1996; Gessner et al., 2010; Duarte et al., 2016). Lower rates in industrial streams suggest chronic negative effects of effluents and degraded water quality on decomposer and detritus-consuming communities, such as aquatic fungi and shredder macroinvertebrates (Niyogi et al., 2002; Woodward et al., 2012). In tropical systems, where decomposition is generally rapid and strongly biota-dependent, anthropogenic impacts can reduce the efficiency of organic-matter processing even under climatically favorable conditions, potentially leading to decoupling between resource availability and ecosystem functioning (Boyero et al., 2011; Ferreira et al., 2015). Thus, our results support the idea that industrialization can dampen the positive effects of seasonality on key processes, compromising the role of Amazonian streams in regional carbon cycling and the maintenance of ecosystem services. The lack of a uniform microbial decomposition response across campaigns suggests that this pathway may be modulated by favorable environmental conditions during periods, whereas total decomposition, because it also depends on fauna, appears more sensitive to chronic industrial stressors.

Although richness and total abundance were similar between industrial and reference streams, industrialization may mask impacts by promoting taxon replacement and functional reorganization. In other words, the number of individuals and/or genera may remain similar, but the taxa that persist and the functions that dominate the ecosystem change, indicating altered ecological integrity (Barbosa et al., 2020; Brejão et al., 2021; Rojo et al., 2026). Therefore, even without a consistent decline in microbial decomposition across all campaigns, the lower total decomposition in industrial streams

suggests consumer limitation, because small changes in the abundance of key shredders can amplify functional effects, particularly in Amazonian streams where the process depends strongly on fauna (Boyero et al., 2021; Firmino et al., 2021; Rojas-Castillo et al., 2024).

The association of reference streams with Trichoptera taxa such as *Phylloicus* and *Triplectides*, as well as *Stenochironomus* (Diptera: Chironomidae), highlights the importance of shredders as mediators of decomposition across streams. These organisms not only physically fragment detritus but also increase the surface area available for microbial colonization and accelerate the conversion of coarse particulate organic matter into finer fractions, influencing energy transfer across the food web (Mendes et al., 2017; Firmino et al., 2022; Leite et al., 2025). Even when microbial decomposition does not decline uniformly among campaigns, reduced total decomposition in industrial streams may indicate consumer limitation (Ferreira et al., 2015; Boyero et al., 2021). Because the process can depend strongly on fauna, small changes in key shredders may amplify ecosystem-level functional consequences, particularly in Amazonian streams (García et al., 2025; Sena et al., 2026).

Chronic industrial effects likely operate through multiple pathways and may compromise stream functioning even when classic structural community metrics (e.g., total richness) show little change. Reduced habitat integrity associated with riparian simplification, microhabitat homogenization, and hydromorphological and physicochemical alterations act as an environmental filter, promoting taxon replacement and functional reorganization (Souza et al., 2013; Cruz et al., 2025). Together, these changes may weaken the relationship between decomposers and detritus consumers (Oester et al., 2024). Shifts in pH and the presence of effluents, for example, can affect aquatic fungi and litter conditioning, reduce resource quality and limit the performance of detritivores consumers (Dangles & Chauvet, 2003; Woodward et al., 2012). In parallel, changes in depth, substrate composition, and hydraulic dynamics can reduce leaf retention (Niyogi et al., 2002), alter refuge availability, and decrease connectivity with stream margins (Lawrence et al., 2016), making organic-matter processing more dependent on hydrological pulses and more variable through time (Doretto et al., 2020).

Seasonal and climatic variation, in turn, can either intensify or buffer impacts by reorganizing discharge and the functional morphology of the channel, with direct and

indirect consequences for detritus retention and decomposition rates. In the rainy season, increased hydrological connectivity may enhance decomposition and colonization due to greater resource availability and more dynamic physical conditions, but it may also increase scouring and reduce litter residence time, depending on channel morphology and riparian cover (Doretto et al., 2020; Cruz et al., 2025). This dual effect helps explain why microbial decomposition increases when conditions become more favorable: the microbial pathway was higher in streams with greater habitat integrity and under higher mean annual temperatures, but it decreased with industrialization, suggesting that this pathway depends on favorable environmental conditions and is particularly vulnerable to anthropogenic disturbances that alter habitat and water quality (Dangles & Chauvet, 2003; Rivera-Pérez et al., 2025).

The SEM indicated that climate and seasonality influence decomposition both directly and indirectly by reshaping channel morphology. This suggests that decomposition responds not only to the thermal and hydrological conditions of a given period but also to physical habitat changes that regulate detritus retention, substrate stability, and microhabitat availability, as reported in other systems (Duarte et al., 2016; Rubio-Ríos et al., 2022; Wild & Geist, 2025). Functionally, industrialization tends to reduce the ecosystem's "responsiveness" to seasonal pulses (Ferreira et al., 2023). Even when climatic and seasonal variability favors decomposition, habitat structural changes and reduced abundance of functionally important colonizers may limit the faunal contribution, weakening effective functional delivery (Boyero et al., 2011; García et al., 2025).

In summary, our findings show that industrialization and climatic/seasonal dynamics alter the physical structure of streams and, in doing so, modify the relationship between biodiversity and ecosystem functioning, with consequences for processes such as decomposition. From a conservation and management perspective, these results underscore that the biodiversity–function link is mediated by structural changes in habitat and channel form; therefore, strategies based solely on broad taxonomic metrics (e.g., total richness and abundance) may underestimate functional impacts (Burwood et al., 2021; Rivera-Pérez et al., 2025). Maintaining or restoring habitat integrity especially riparian condition, substrate heterogeneity, and channel stability, is central to sustaining shredder populations and other sensitive groups and, consequently, organic-matter processing (Dangles & Chauvet, 2003; Firmino et al., 2021; Sena et al., 2026).

Moreover, the presence of both direct and indirect effects of industrialization suggests that isolated interventions are unlikely to be sufficient. Integrated actions combining pollution control, sanitation, and spatial planning are needed to reduce cumulative pressures and prevent habitat degradation and channel simplification that weaken ecosystem service delivery, such as carbon cycling and support for aquatic food webs (Boyero et al., 2011; Cruz et al., 2021). Finally, because climate and seasonal variability modulate these effects, monitoring and mitigation should incorporate hydrological variability to identify periods of heightened functional vulnerability and to guide restoration priorities (Duarte et al., 2016). Overall, our results point to a functional decoupling between taxonomic biodiversity and ecosystem functioning, whereby key processes may be impaired even when traditional diversity metrics remain relatively stable, reinforcing that assessments based solely on richness and abundance may underestimate impacts and that community composition and functional traits are essential to detect ecologically meaningful change.

Some limitations of this study should be acknowledged. We were not able to directly measure nutrient concentrations or specific chemical pollutants associated with industrial activity, and continuous daily measurements of stream temperature were also unavailable. Thus, although we detected significant differences in stream communities and ecosystem functioning, it was not possible to isolate the relative contribution of each industrial-related stressor.

Future studies could further advance four directions: (i) identify which components of industrial pressure (e.g., metals, organic load, conductivity, and riparian alteration) most strongly affect shredders and aquatic fungi, including assessments of fungal diversity; (ii) incorporate additional functional metrics such as biomass, consumption rates, and functional traits to better connect community composition to performance; (iii) evaluate interannual stability of decomposition under climatic extremes, given that precipitation variability may redefine the temporal window in which fauna can colonize and process detritus; and (iv) assess how detritus identity and quality modulate responses to industrial impacts by comparing plant species with contrasting traits. Together, these approaches can improve diagnostic capacity and inform more effective interventions in rapidly transforming Amazonian landscapes.

## 5.5 References

- Albert, J. S., Carnaval, A. C., Flantua, S. G. A., Lohmann, L. G., Ribas, C. C., Riff, D., Carrillo, J. D., Fan, Y., Figueiredo, J. P., Guayasamin, J. M., Hoorne, C., Melo, G. H., Nascimento, N., Quesada, C. A., Ulloa Ulloa, C., Val, P., Arieira, J., Encalada, A. C., & Nobre, C. A. (2023). Human impacts outpace natural processes in the Amazon. *Science*, 379(6630), 270–280. <https://doi.org/10.1126/science.abo5003>
- Altermatt, F., & Bruder, A. 2023. Leaf-associated macroinvertebrate assemblage and leaf litter breakdown in headwater streams depend on local riparian vegetation. *Hydrobiologia*, 850(15), 3359-3374. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05049-7>
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., & McArdle, B. H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters*, 9(6), 683-693. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>
- Barbosa, D. A., Brasil, L. S., Azevêdo, C. A. S., & Lima, L. R. C. 2020. The role of spatial and environmental variables in shaping aquatic insect assemblages in two protected areas in the transition area between Cerrado and Amazônia. *Biota Neotropica*, 20(3), e20190932. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0923>
- Bärlocher, F. 2005. Freshwater fungal communities. *Mycology series*, 23, 39.
- Bärlocher, F. 2020. Leaf mass loss estimated by the litter bag technique. In *Methods to study litter decomposition: a practical guide* (pp. 43-51). Cham: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-30515-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-030-30515-4_6)
- Boyero, L., Gessner, M. O., Pearson, R. G., Chauvet, E., Pérez, J., Tiegs, S. D., Tonin, A., Correa-Araneda, F., López-Rojo, N. & Graça, M. A. 2021. Global patterns of plant litter decomposition in streams. *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*, 51-71. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_4)
- Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Barmuta, L. A., Ferreira, V., Graça, M. A. S., Dudgeon, D., Boulton, A. J., Callisto, M., Chauvet, E., Helson, J. E., Bruder, A., Albariño, R. J., Yule, C. M., Arunachalam, M., Davies, J. N., Figueroa, R., Flecker, A. S., Ramírez, A., Death, R. G., Iwata, T., Mathooko, J. M., Mathuriau, C., Gonçalves Jr, J. F., Moretti, M. S., Jingtut, T., Lamothe, S., M'Erimba, C., Ratnarajah, L., Schindler, M. H., Castela, J., Buria, L. M., Cornejo, A., Villanueva, V. D. & West, D. C. 2011. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in

streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters*, 14(3), 289–294. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01578.x>

Boyero, L., Pearson, R. G., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Ramírez, A., Yule, C. M., Callisto, M., Pringle, C., Encalada, A., Arunachalam, M., Mathooko, J., Helson, J., Rincon, J., Bruder, A., Cornejo, A., Flecker, A., Mathuriau, C., MErimba, C., Gonçalves Jr, J., Moretti, M. & Jinggut, T. 2015. Leaf-litter breakdown in tropical streams: is variability the norm?. *Freshwater Science*, 34(2), 759-769. <https://doi.org/10.1086/681093>

Brasil, L. S., de Lima, E. L., Spigoloni, Z. A., Ribeiro-Brasil, D. & Juen, L. 2020. The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 116, 106495. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106495>

Brejão, G.L., Hoeninghaus, D.J., Roa-Fuentes, C.A., Pérez-Mayorga, M.A., Ferraz, S.F.B., & Casatti, L. 2021. Taxonomic and functional turnover of Amazonian stream fish assemblages is determined by deforestation history and environmental variables at multiple scales. *Neotropical Ichthyology*, 19(3), e210042. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0042>

Burwood, M., Clemente, J., Meerhoff, M., Iglesias, C., Goyenola, G., Fosalba, C., Pacheco, J. P., & Teixeira de Mello, F. 2021. Macroinvertebrate communities and macrophyte decomposition could be affected by land use intensification in subtropical lowland streams. *Limnetica*, 40(2), 343–357. <https://doi.org/10.23818/limn.40.23>

Cohen, J. 1988. Set correlation and contingency tables. *Applied psychological measurement*, 12(4), 425-434. <https://doi.org/10.1177/0146621688012004>

Collier, C. A., Almeida Neto, M. S., Almeida, G. M. A., Rosa-Filho, J. S., Severi, W., & El-Deir, A. 2019. Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. *Science of the total environment*, 691, 367-377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.122>

Cruz, G. M., Faria, A. P. J., Montelez, J. S., Dias-Silva, K., Casatti, L., Rivera-Perez, J. M., Bastos, R. C., Ferreira, V. R. S., Brasil, L. S., Malheiro, T. S., Galvão, L. B., Cruz da Silva, E. V., da Rocha, T. S., de Lucena, M. D. L., de Sousa, R. L. L., da Costa, A. A., Brito, J. S., de Oliveira Júnior, J. M. B., de Resende, B. O., Juen, L. 2025. Stream

degradation: Direct and indirect impacts of Amazonian deforestation. *Ecosystems*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1007/s10021-025-01014-z>

Dangles, O. & Chauvet, E. 2003. Effects of stream acidification on fungal biomass in decaying beech leaves and leaf palatability to shredders. *Water Research* 37: 533–538. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00359-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00359-7)

Doretto, A., Piano, E., & Larson, C. E. 2020. The river continuum concept: lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(11), 1853-1864. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0039>

Duarte, S., Cássio, F., Ferreira, V., Canhoto, C., & Pascoal, C. 2016. Seasonal variability may affect microbial decomposers and leaf decomposition more than warming in streams. *Microbial Ecology*, 72(2), 263–276. <https://doi.org/10.1007/s00248-016-0780-2>

Ferreira, V., Castagneyrol, B., Koricheva, J., Gulis, V., Chauvet, E. & Graça, M. A. S. 2015. A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews*, 90(3), 669–688. <https://doi.org/10.1111/brv.12125>

Ferreira, V., Graça, M. A. S., & Elozegi, A. (2023). A meta-analysis of drought effects on litter decomposition in streams. *Hydrobiologia*, 850, 1715–1735. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05181-y>

Fick, S. E., & Hijmans, R. J. 2017. WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37, 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>

Firmino, V. C., Brasil, L. S., Juen, L., Hamada, N., & Martins, R. T. 2024. Do methodological differences in experiments with stream shredders imply variability in outputs? A microcosm approach. *Neotropical Entomology*, 53(3), 617-629. <https://doi.org/10.1007/s13744-024-01150-9>

Firmino, V. C., Brasil, L. S., Martins, R. T., Ligeiro, R., Tonin, A., Júnior, J. F. G., & Juen, L. 2021. Litter decomposition of exotic and native plant species of agricultural importance in Amazonian streams. *Limnology*, 22(3), 289-297. <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00655-1>

Firmino, V. C., Keppler, R. L. F., Gomes, E. S., & Martins, R. T. 2022. Effects of inter- and intraspecific competition and food availability on shredder invertebrates from an

Amazonian stream. *Aquatic Sciences*, 84, 39. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00874-3>

García, G., Pérez, J., Bennett-Vaz, R. M., Araújo, G., Boyero, L., & Cornejo, A. 2025. Impact of land use changes on leaf litter decomposition in tropical streams. *Global Ecology and Conservation*, e03814. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03814>

García-Giron, J., Tolonen, K. T., Soininen, J., Snåre, H., Pajunen, V., & Heino, J. 2022. Anthropogenic land-use impacts on the size structure of macroinvertebrate assemblages are jointly modulated by local conditions and spatial processes. *Environmental Research*, 204, 112055. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112055>

Gessner, M. O., Swan, C. M., Dang, C. K., McKie, B. G., Bardgett, R. D., Wall, D. H. & Hättenschwiler, S. 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 372–380. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.010>

Gomes, P. P., Ferreira, V., Tonin, A. M., Medeiros, A. O., & Júnior, J. F. G. 2018. Combined effects of dissolved nutrients and oxygen on plant litter decomposition and associated fungal communities. *Microbial Ecology*, 75, 854-862. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-1099-3>

Hamada, N. Nessimian, J. L. & Querino, R. B. 2019. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: Editora do INPA, 720 pp.

Hamada, N., Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). 2018. *Thorp and covich's freshwater invertebrates: Volume 3: Keys to neotropical Hexapoda*. Academic press.

Hedges, L. V., & Olkin, I. 2014. *Statistical methods for meta-analysis*. Academic press.

Hedges, L., & Olkin, I. 1986. Book review: *Meta analysis: A review and a new view*. *Educational Researcher*, 15(8), 14-16. <https://doi.org/10.3102/0013189X01500801>

Hieber, M., & Gessner, M. O. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83(4), 1026–1038. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1026:COSDFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1026:COSDFA]2.0.CO;2)

Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Ferreira, M. C., Begot, T. O., Andrade, A. L., Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P. S., & Montag, L. F. A. 2016. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in eastern Amazon. *River Research and Applications*, 32(10), 2081–2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>

Junk, W. J. (1980). Áreas inundáveis-um desafio para limnologia. *Acta Amazonica*, 10(4), 775-795.

Lawrence, E., Hurd, Sousa, R., Siqueira-Souza, F., Cooper, G., Kahn, J., Freitas, C. 2016. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biological Conservation* 195: 118–127. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.005>

Leal, C. G., Pompeu, P. S., Gardner, T. A., Leitão, R. P., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Zuanon, J., de Paula, F. R., Ferraz, S. F. B., Thomson, J. R., Mac Nally, R., Ferreira, J., & Barlow, J. 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, 31(8), 1725–1745. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0358-x>

Lefcheck, J. 2016. PiecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecologist, evolution, and systematic. *Methods in Ecology and Evolution*. 7(5): 573-579. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12512>

Legendre P & Legendre L. 2012. *Numeral Ecology*, Oxford. UK: Elsevier. p 1006

Leite, J. B. A., de Brito, J. G., de Almeida, V. S., & Brasil, L. S. 2025. Comparing leaf fragmentation by *Phylloicus* sp. and *Triplectides* sp. (Insecta: Trichoptera) in Cerrado stream ecosystems. *International Journal of Tropical Insect Science*, 45, 2415–2421. <https://doi.org/10.1007/s42690-025-01598-1>

Lima, M., Firmino, V. C., de Paiva, C. K. S., Juen, L., & Brasil, L. S. 2022. Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *Journal of Insect Conservation*, 26(2), 137-148. <https://doi.org/10.1007/s10841-022-00375-6>

Martins, R. T., Firmino, V. C., & Hamada, N. 2024. Amazonian aquatic insects in a changing landscape. In de Souza, S. S., Braz-Mota, S., & Val, A. L. (eds), *The Future of Amazonian Aquatic Biota*, pp. 111–136. Springer Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-66822-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-031-66822-7_5)

Martins, R. T., Rezende, R. D. S., Gonçalves Júnior, J. F., Lopes, A., Piedade, M. T. F., Cavalcante, H. D. L., & Hamada, N. 2017. Effects of increasing temperature and, CO<sub>2</sub> on quality of litter, shredders, and microorganisms in Amazonian aquatic systems. *PLoS One*, 12(11), e0188791. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188791>

Mendes, F., Kiffer Jr., W. P., & Moretti, M. S. 2017. Structural and functional composition of invertebrate communities associated with leaf patches in forest streams: a comparison between mesohabitats and catchments. *Hydrobiologia*, 800, 115–127. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3249-5>

Murphy MV. 2024. semEff: Automatic Calculation of Effects for Piecewise Structural Equation Models. R package version 0.7.2. <https://CRAN.R-project.org/package=semEff>

Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J. De Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J., Juen, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614, 117–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>

Niyogi, D. K., Lewis, W. M., Jr. & McKnight, D. M. 2002. Effects of stress from mine drainage on diversity, biomass, and function of primary producers in mountain streams. *Ecosystems*, 5, 554–567. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0182-9>

Oester, R., Altermatt, F., & Bruder, A. 2024. Riparian forests shape trophic interactions in detrital stream food webs. *Functional Ecology*, 38(10), 2196-2206. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14639>

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, R., O'Hara, B., Simpson, L., Solymos, P., Stevens, H., Szoecs, E., Wagner, H., 2023. Vegan: community ecology package. R package version 2.6–4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Pérez J., Boyero L., Tuñón A. R., Checa, B., Correa-Araneda, F., Guerra, A., Tuñón, A., Castillo, D., Pérez, E., Garcia, G., Rodriguez R., Cornejo, A. 2023. Agricultural impacts on lowland tropical streams detected through leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, 154: 110819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110819>

Pinheiro, J.C., Bates, D.M., DebRoy, S., Sarkar, D., Team RC, 2018. Nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-126. <https://CRAN.Rproject.org/package=nlme>

R Core Team 2024. R: Language and environmental for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL. <https://www.R-project.org/>

- Rezende, R. S., Bernardi, J. P., Gomes, E. S., Martins, R. T., Hamada, N., & Gonçalves, J. F. 2021. Effects of *Phylloicus* case removal on consumption of leaf litter from two Neotropical biomes (Amazon rainforest and Cerrado savanna). *Limnology*, 22, 35-42. <https://doi.org/10.1007/s10201-020-00628-w>
- Rincón, J. & Covich, A. 2014. Effects of insect and decapod exclusion and leaf litter species identity on breakdown rates in a tropical headwater stream. *Revista de Biología Tropical*, 62, 143-154. <https://www.redalyc.org/pdf/449/44932430010.pdf>
- Ripley, B., Venables, D. M., Bates, K., Hornik, A., Gebhardt, D., Firth & M. D. Ripley, 2020. Package 'mass'. Cran R, 538. Available on the internet at <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>
- Rivera-Pérez, J. M., Pérez, J., Shimano, Y., Firmino, V. C., Lima, A. C., Silva-Pereira, J. L., Boyero, L and Juen, L. 2025. Industrial impacts on eastern Amazon streams assessment with benthic EPT community, leaf litter decomposition and associated fauna. *Environmental Research*, 122128. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.122128>
- Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., Barbosa-Santos, F. M., Santos-Silva, F., Pereira, J. L., Lopes, J. E., Cardoso, R. N., Montag, L., Michelin, T., & Juen, L. 2026. Legacy land use and seasonal dynamics jointly drive spatial and temporal  $\beta$ -diversity of aquatic insects in eastern Amazonian streams. *Journal of Environmental Management*, 400, 128713. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2026.128713>
- Rojas-Castillo, O. A., Kepfer-Rojas, S., & Jacobsen, D. 2024. Land-use effects on leaf-litter breakdown in streams in a tropical lowland catchment. *Aquatic Sciences*, 86(3), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01079-6>
- Rojo, D., Alonso, A., Pérez, J., Hermosilla, B., Agut, A., Oruño, M., Arana, I., & Boyero, L. 2026. Restoration of riparian vegetation can mitigate impacts of agricultural land use on stream ecosystems. *Freshwater Biology*, 71(1), e70163. <https://doi.org/10.1111/fwb.70163>
- Rubio-Ríos, J., Pérez, J., Salinas, M. J., Fenoy, E., Boyero, L., & Casas, J. 2022. Climate-induced plasticity in leaf traits of riparian plants. *Diversity and Distributions*, 28(4), 859-876. <https://doi.org/10.1111/ddi.13493>
- Santos, J. V. A., Lima, M., Monteles, J. S., Carrera, D. L. R., de Faria, A. P. J., Brasil, L. S., & Juen, L. 2023. Assessing physical habitat structure and biological condition in

eastern Amazonia stream sites. *Water Biology and Security*, 2(2), 100132. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100132>

Sena, G., Tonin, A. M., Martins, R. T., Hamada, N., Rezende, R. D. S., & Gonçalves Júnior, J. F. (2026). Direct and indirect drivers of shredders biomass in an Amazonian stream: the roles of litter quantity, quality, and climate-mediated nutrient stoichiometry. *Aquatic Ecology*, 60(1), 18. <https://doi.org/10.1007/s10452-026-10261-x>

Shipley, B. 2009. Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. *Ecology*, 90(2), 363-368. <https://doi.org/10.1890/08-1034.1>

Sousa, T. S., Pacheco, R. D., Pereira, L., Barbosa, A., Botelho, L. G., Michelin, T. S., Cerqueira, R., Gurgel, E. & Teodoro, G. S. (2025). Edge effect influences the ecological strategies of plant communities in tropical forest fragments. *Plant Biology*. <https://doi.org/10.1111/plb.70137>

Souza, A. L. T., Fonseca, D. G., Libório, R. A., & Tanaka, M. O. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>

Tavares, L. C., Costa, J. A., Araújo, A. R. R., Garcia, F. H. M., Carneiro, F. S., Amaral, A. P. M., Braga, E. O., Garcia, T. 2021. The use of the index of vegetation by normalized difference in the multitemporal analysis of vegetation cover in the industrial complex of the municipality of Barcarena–Pará-Brazil. *Research, Society and Development*, v.10, n.7, p. e23010715470. <https://10.33448/rsd-v10i7.15470>

Tiegs, S. D., Capps, K. A., Costello, D. M., Schmidt, J. P., Patrick, C. J., Follstad Shah, J. J., LeRoy, C. J., & the CELLDEX Consortium. 2024. Human activities shape global patterns of decomposition rates in rivers. *Science*, 384(6701), 1191–1195. <https://doi.org/10.1126/science.adn1262>

Tonin, A. M. Boyero, L. Gonçalves, J. F. 2018. Continental Decomposition Experiment (CONDEX). (Updated version) 1-14.

Tonin, A. M., Goncalves Jr, J. F., Bambi, P., Couceiro, S. R., Feitoza, L. A., Fontana, L. E. & Boyero, L. 2017. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific Reports*, 7(1), 10799. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10576-8>

Tonin, A. M., Gonçalves Júnior, J. F., Pearson, R. G., Graça, M. A., Pérez, J., & Boyero, L. 2021. Multi-scale biophysical factors driving litter dynamics in streams. *The ecology of plant litter decomposition in stream ecosystems*, 7-21. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_2)

Wallace, J. B. & Webster, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41, 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>

Webster, J. R., & Benfield, E. F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 567–594. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.003031>

Welch, B. L. 1947. The generalization of 'STUDENT'S' problem when several different population variances are involved. *Biometrika*, 34(1-2), 28-35. <https://doi.org/10.1093/biomet/34.1-2.28>

Wild, R., & Geist, J. (2025). Climate change affects litter decomposition in the benthic and hyporheic zones of stream mesocosms. *Functional Ecology*, 39(10), 2817–2832. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.70152>

Woodward, G., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B. G., Tiegs, S. D., Cariss, H., Dobson, M., Elosegí, A., Ferreira, V., Graça, M. A. S., Fleituch, T., Lacoursière, J. O., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., Schindler, M., Vadineanu, A., Vought, L. B.-M. & Chauvet, E. 2012. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, 336(6087), 1438–1440. <https://doi.org/10.1126/science.1219534>

## 6. CONCLUSÕES GERAIS

Esta tese demonstra que a combinação de métricas estruturais (riqueza e abundância de EPT e composição taxonômica) e métricas funcionais (proporção e abundância de FFGs, taxas de decomposição e colonização de folhas) são essenciais para compreender como riachos da Amazônia Oriental respondem às mudanças no uso e cobertura da terra, à perda de integridade do habitat e à industrialização, sob influência da sazonalidade. Os resultados indicam que as respostas das comunidades aquáticas não

são imediatas e nem lineares: elas variam entre escalas (local, espacial e temporal) e revelam tanto impactos atuais, quanto efeitos legados de transformações históricas da paisagem.

Na primeira sessão, confirmamos que gêneros de EPT e, sobretudo, os grupos funcionais alimentares (FFGs) são ferramentas robustas para avaliar a qualidade ambiental de riachos, com potencial de detecção rápida de perturbações antrópicas e variações naturais. Identificamos os gêneros *Leptonema*, *Cernotina*, *Macronema*, *Phylloicus* e *Farrodes* como potenciais bioindicadores, já que apresentaram respostas associadas ao uso do solo e à integridade do habitat. Além de reduzir a complexidade taxonômica, a abordagem de FFGs permitiu inferir mudanças no funcionamento ecológico, mostrando que alterações na vegetação ripária e na estrutura do substrato reorganizam o equilíbrio entre estratégias tróficas e de forrageamento. Recomendamos, em futuros estudos, a adoção de abordagens integradas (funcional, filogenética e redes tróficas) e a inclusão de outros grupos aquáticos para ampliar inferências sobre resiliência em riachos tropicais.

Na segunda sessão, demonstramos que a biodiversidade aquática em riachos amazônicos é moldada tanto por condições ambientais atuais quanto por legados históricos do uso do solo. Ao quantificar a diversidade beta espaço-temporal e relacioná-la com variáveis históricas, evidenciamos respostas defasadas no tempo e a persistência de efeitos que podem durar décadas. A indicação de possível déficit de extinção sugere que parte da fauna atual persiste como remanescente de períodos de maior integridade, reforçando que estratégias de conservação e restauração devem incorporar o tempo ecológico e as trajetórias de perturbação. Mostramos ainda que métricas de diversidade beta temporal são especialmente sensíveis para sinalizar degradação ou recuperação, oferecendo um caminho promissor para monitoramento adaptativo e para modelos preditivos que integrem história da paisagem e regime hidrológico.

Na terceira sessão, verificamos que o uso industrial do solo altera simultaneamente a biodiversidade e o funcionamento de riachos tropicais. Ao combinar indicadores estruturais e funcionais entre estações do ano, obtivemos uma visão integrada das respostas ecossistêmicas em uma paisagem amazônica em rápida transformação. As diferenças observadas nas comunidades aquáticas e nas taxas de decomposição apontam que pressões industriais impactam processos fundamentais, com implicações diretas para

manejo e conservação. Assim, destacamos a necessidade de estudos futuros incorporarem análises químicas, físicas e térmicas mais detalhadas para elucidar mecanismos causais.

Finalmente, na quarta sessão, confirmamos que industrialização, clima e sazonalidade atuam conjuntamente na determinação do funcionamento dos riachos, com resposta marcada da decomposição foliar e da colonização por macroinvertebrados. As análises de tamanho de efeito, os modelos lineares e a modelagem de equações estruturais indicaram efeitos negativos diretos e indiretos da industrialização sobre a decomposição microbiana e total, além de evidenciar que a sazonalidade modula a intensidade e a direção dessas respostas ao afetar também a estrutura física dos riachos.

Em síntese, esta tese reforça que avaliações eficazes em riachos amazônicos devem integrar bioindicadores taxonômicos e funcionais, considerar mudanças contemporâneas e efeitos legados, e combinar respostas estruturais e funcionais para detectar impactos, compreender mecanismos e apoiar decisões. Os resultados sustentam a prioridade de ações como proteção e restauração da vegetação ripária, manutenção da integridade do habitat, fortalecimento da fiscalização ambiental e adoção de programas de monitoramento que incorporem métricas espaço-temporais e funcionais. Reconhecer que “o passado importa” e que impactos podem se acumular e se expressar ao longo do tempo é essencial para construir estratégias de conservação e restauração mais duradouras para os riachos da Amazônia Oriental.

## **7. ATIVIDADES COMPLEMENTARES**

Durante o doutorado além do desenvolvimento do projeto de tese, da participação nas disciplinas, também atuei na elaboração de artigos científicos. Onde foram publicados oito artigos e dois estão submetidos. Também participei de expedições de campo e projetos de pesquisa, identificação de insetos aquáticos e organização da coleção do Laboratório de Ecologia (LABECO), orientei alunos em estágio, TCC e participei de diversos eventos. Abaixo listo todas essas atividades.

### **7.1 Artigos Científicos**

Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Silva Pinto, N., Dias, L. G., Ferreira, K. S., Rolim, S. & Juen, L. (2023). Effect of mining on the EPT (Ephemeroptera,

Plecoptera and Trichoptera) assemblage of Amazonian streams based on their environmental specificity. *Hydrobiologia*, 850(3), 645-664.

<https://doi.org/10.1007/s10750-022-05111-4>

Rivera-Pérez, J. M., Arias, C. A. L., & Cardona, G. G. (2023). *Hypolobocera bouvieri* (Decapoda: Pseudothelphusidae) and physicochemical analysis in micro-watersheds in montane agroecosystems *Acta Biológica Colombiana*, 28(2). 339–344.

<https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.103583>

Rivera-Pérez, J. M., Salazar-Salinas, L. F., & De-Souza, C. (2023). Effects of green areas and the urbanization process in the natural populations of the endemic freshwater crab *Strengeriana fuhrmanni* (Decapoda: Pseudothelphusidae) in Colombia. *Aquatic Ecology*, 57(3), 733-745. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10042-w>

Lima, M., Brasil, L. S., Juen, L., Rivera-Pérez, J. M., Dias-Silva, K., & Salles, F. F. (2023). Hermanella complex on Northern Brazil (Ephemeroptera: Leptophlebiidae): New species and stage descriptions. *Revista Brasileira de Entomologia*, 67, e20230063.

<https://doi.org/10.1590/1806-9665-RBENT-2023-0063>

Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Brasil, L., Ferreira, K. S., Rolim, S. & Juen, L. (2024). Spatio-temporal beta diversity of specialist and generalist aquatic insects in streams altered by mining activities in eastern Amazonia. *Journal Insect Conservation*, 28, 1171–1183.

<https://doi.org/10.1007/s10841-024-00615-x>

Rivera-Pérez, J. M., Cruz, G., Penha I., & Juen, L. (2024) Habitat integrity and interspecific relationships affect the diversity and distribution of freshwater crabs in Amazonian streams. *Journal Crustacean Biology*, 4 (3), ruae044.

<https://doi.org/10.1093/jcbiol/ruae044>

Juen, L., Silva, F. S., Santos, F. M. B., Silva, B. L., Rivera Pérez, J. M., Barbosa Oliveira Junior, J. M., Andrade, A. L., Calvão Santos, L. B., Resende, B. O., Shimano, Y., Faria, A. P. J., Cruz, P. V., Quinteiro, F. B., Brasil, L. S., Santos, E. M., Vares, D. S., Sousa, R. P., Nascimento, J. M. C., Ligeiro, R., Couceiro, S. R. M., Moreyra, A. K., Godoy, M. A., Hamada, N., Azevedo, C. A. S., Boldrini, R., Vieira, L. J. S., & Silva, K. D. (2025). Protocolo de coleta para inventário de insetos aquáticos na Amazônia no sistema

RAPELD com ênfase em Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata e Heteroptera. EDUCamazônia, 18.

Cruz, G. M., Faria, A. P. J., Monteles, J. S., Dias-Silva, K., Casatti, L., Rivera-Pérez, J. M., Bastos, R. C., Ferreira, V. R. S., Brasil, L. S., Michelan, T. S., Calvão, L. B., Silva, E. C., Lucena, M. D. L., Rocha, T. S., Morais de Sousa, R. L., Costa, A. A. d. S., Cunha, E. J., Brejão, G. L., Montag, L. F. A., Hughes, R. M., Leal, C. G., & Juen, L. (2025). Stream degradation: Direct and indirect impacts of Amazonian deforestation. *Ecosystems*, 28(6). <https://doi.org/10.1007/s10021-025-01014-2>

## 7.2 Atividades de Campo

- Coleta de material biológico (insetos aquáticos) no PARNA do Jamanxim (Pará) – Projeto “Diminuindo as lacunas Lineanas e Wallaceanas da biota aquática na Amazônia”, período julho a agosto de 2022.
- Coleta de material biológico (insetos aquáticos) na RESEX CHICO MENDES (Acre) – Projeto “PROCAD Amazônia: “Efeito do uso e cobertura do solo sobre a biodiversidade e funções ecossistêmicas na Amazônia”, período setembro de 2022.
- Coleta de material biológico (insetos aquáticos) em Barcarena (Pará), identificação e medidas morfológicas do Projeto “Efeitos do aquecimento e do enriquecimento por nutrientes sobre a organização e espectro de tamanho de comunidades aquáticas” período dezembro de 2022.
- Coleta de material biológico (insetos aquáticos) na REBIO Nascentes da Serra do Cachimbo (Pará) – Projeto “Diminuindo as lacunas Lineanas e Wallaceanas da biota aquática na Amazônia”, período maio de 2023.
- Coleta de material biológico (insetos aquáticos) em fragmentos florestais de Agropalma Tailândia (Pará) - Projeto “Expedição de campo da coleta de Biota Aquática e variáveis ambientais em fragmentos florestais” período novembro de 2023.
- Implementação do Experimento “MICROcosm: a protocol for a global microcosmo experimente” em dois pontos da amostragem Belém e Tailândia (Pará). Período de Agosto – novembro de 2023.
- Coleta de material biológico (insetos aquáticos) em Barcarena – Projeto “Projeto Avaliação de biota aquática e Atributos funcionais de planta de Barcarena (4802

HYDRO ALUNORTE/UFPA/FADESP)”, 5 Campanhas: outubro 2022, março 2025, outubro 2023, março 2024.

### 7.3 Participação em congressos

Arteagabeitia, U., Perez, J., Fenoy, E., Alonso, A., Rivera-Pérez, J. M., Rojo, D., Casas, J., & Boyero, L. (2025). Efectos combinados de los cangrejos de río invasores y otros estresores ambientales sobre el funcionamiento de los ecosistemas fluviales ibéricos. In: EEI II Congreso Ibérico y VII Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras, 2025, Murcia. EEI 2025, 2, 24.

Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., & Juen, L. (2025). Paisagens antropogênicas alteram a diversidade de grupos funcionais alimentares de insetos aquáticos nos riachos da Amazônia Oriental. In: VII Simpósio de Insetos Aquáticos Neotropicais, 2025, Belém. SIAN 2025.

Monteles, J. S., Cruz, G. M., Rivera-Pérez, J. M., Ligeiro, R., & Juen, L. (2025). Alterações no uso da terra e seus efeitos nos atributos funcionais das assembleias de EPT em riachos na Amazônia Oriental. In: VII Simpósio de Insetos Aquáticos Neotropicais, 2025, Belém. SIAN 2025.

Melo, G. S., Rivera-Pérez, J. M., Medina-Espinoza, E. F., Resende, B. O., & Juen, L. (2025). Efeitos das características ambientais na distribuição das larvas de Odonata baseados em atributos morfológicos. In: VII Simpósio de Insetos Aquáticos Neotropicais, 2025, Belém. SIAN 2025.

Rojo, D., Perez, J., Alonso, A., Rivera-Pérez, J. M., Ferreira, V., Lopez-Rojo, N., Casas, J., Arteagabeitia, U., Cornejo, A., Swan, C., & Boyero, L. (2025). Euro-LandComp: interactions between land use, leaf litter quality and consumers on large-scale patterns of leaf litter decomposition in stream ecosystems in SW Europe. In: Society for Freshwater Science Annual Meeting (SFS 2025), 2025, San Juan, Puerto Rico. SFS 2025 Society for Freshwater Science Annual Meeting.

Llano-Arias, C. A., Rivera-Pérez, J. M., Forero, D., & Guevara, C. G. (2025). Zoogeografía de *Alienates spp.* (Hemiptera: Enicocephalidae): retos para su estudio en el Nuevo Mundo. In: 52 Congreso Colombiano de Entomología, 2025, Santa Marta. Libro de Memorias 52 Congreso de SOCOLEN.

Valente-Neto, F., Romero, G. Q., Santos, A., Perkins, D. M., Shimabukuro, E. M., Mello, J. L., Rivera-Pérez, J. M., Pomeranz, J., Juen, L., Rodrigues, M., Callisto, M., Linares, M. S., & Saito, V. S. (2025). Temperature and ecological processes shape variations in stream size structure across latitudinal gradient. In: 61st Annual Meeting of the Association for Tropical Biology and Conservation (ATBC), 2025, Oaxaca. ATBC 2025.

Lima, A. B., Rivera-Pérez, J. M., Lima, M., & Juen, L. (2025). Contribuição ao conhecimento da ordem Ephemeroptera (Insecta) na Amazônia oriental, padrões e novos registros. In: VII Simpósio de Insetos Aquáticos Neotropicais, 2025, Belém. SIAN 2025.

Valente-Neto, F., Saito, V. S., Santos, A., Rivera-Pérez, J. M., Pomeranz, J., Juen, L., Rodrigues, M. E., Callisto, M., Linares, M. S., & Romero, G. Q. (2024). Temperature impacts size structure of stream insect communities across the Americas. In: SIL International Congress on Limnology (37th SIL), 2024, Foz do Iguaçu. SIL International Congress on Limnology, 37.

De-Souza, C., Rivera-Pérez, J. M., Favacho, C. A. C., Tavares, G. C., Castro, H. A., Barbosa, R. R., Soares, J. M. M., Almeida, R. P. S., Silva, R., Costa-Viana, T., Penagos, C. C. M., Almeida, F. R. A., Passos, T. L., & Facanha, B. L. B. (2024). Animais fantásticos e onde habitam: o universo dos artrópodes—exposição temática como estratégia para divulgação científica em Entomologia na Amazônia. In: XXIX Congresso Brasileiro de Entomologia, 2024, Uberlândia. XXIX Congresso Brasileiro de Entomologia, 29.

Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Cunha, E., Carvalho, F. G., Brasil, L. S., Ferreira, K. S., Rolim, S., & Juen, L. (2023). Diversidad beta de insectos especialistas y generalistas en riachuelos con minería de la Amazonía oriental. In: VI Congreso Latinoamericano de Macroinvertebrados y Ecosistemas Acuáticos, 2023, Sololá.

Llano-Arias, C. A., Rivera-Pérez, J. M., Bartlett, C., & Guevara, C. G. (2023). Potential distribution of *Copicerus* cf. *irroratus* (Hemiptera: Delphacidae) for the New World: a tool for its biogeographic understanding. In: 50 Congreso SOCOLEN, 2023, Medellín. 50 Congreso SOCOLEN, 50.

#### **7.4 Atividades em Laboratório**

- Identificação de material biológico auxiliado por especialista – Ephemeroptera, dos projetos “Diminuindo as lacunas Lineanas e Wallaceanas da biota aquática na Amazônia”, “Expedição de campo da coleta de Biota Aquática e variáveis ambientais em fragmentos florestais”, “Efeito do uso e cobertura do solo sobre a biodiversidade e funções ecossistêmicas na Amazônia” e “Projeto Avaliação de biota aquática e Atributos funcionais de planta de Barcarena (4802 HYDRO ALUNORTE/UFPA/FADESP)”.
- Identificação de material biológico auxiliado por especialista – Plecoptera e Trichoptera dos projetos “Efeito do uso e cobertura do solo sobre a biodiversidade e funções ecossistêmicas na Amazônia” e “Projeto Avaliação de biota aquática e Atributos funcionais de planta de Barcarena (4802 HYDRO ALUNORTE/UFPA/FADESP)”.
- Auxílio na organização da coleção de Ephemeroptera imaturo pertencente ao Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO) da Universidade Federal do Pará (UFPA), Brasil.
- Auxílio na organização de materiais biológicos - insetos aquáticos imaturos – não identificados e pertencente ao Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO) da Universidade Federal do Pará (UFPA), Brasil.

## 8. ANEXOS

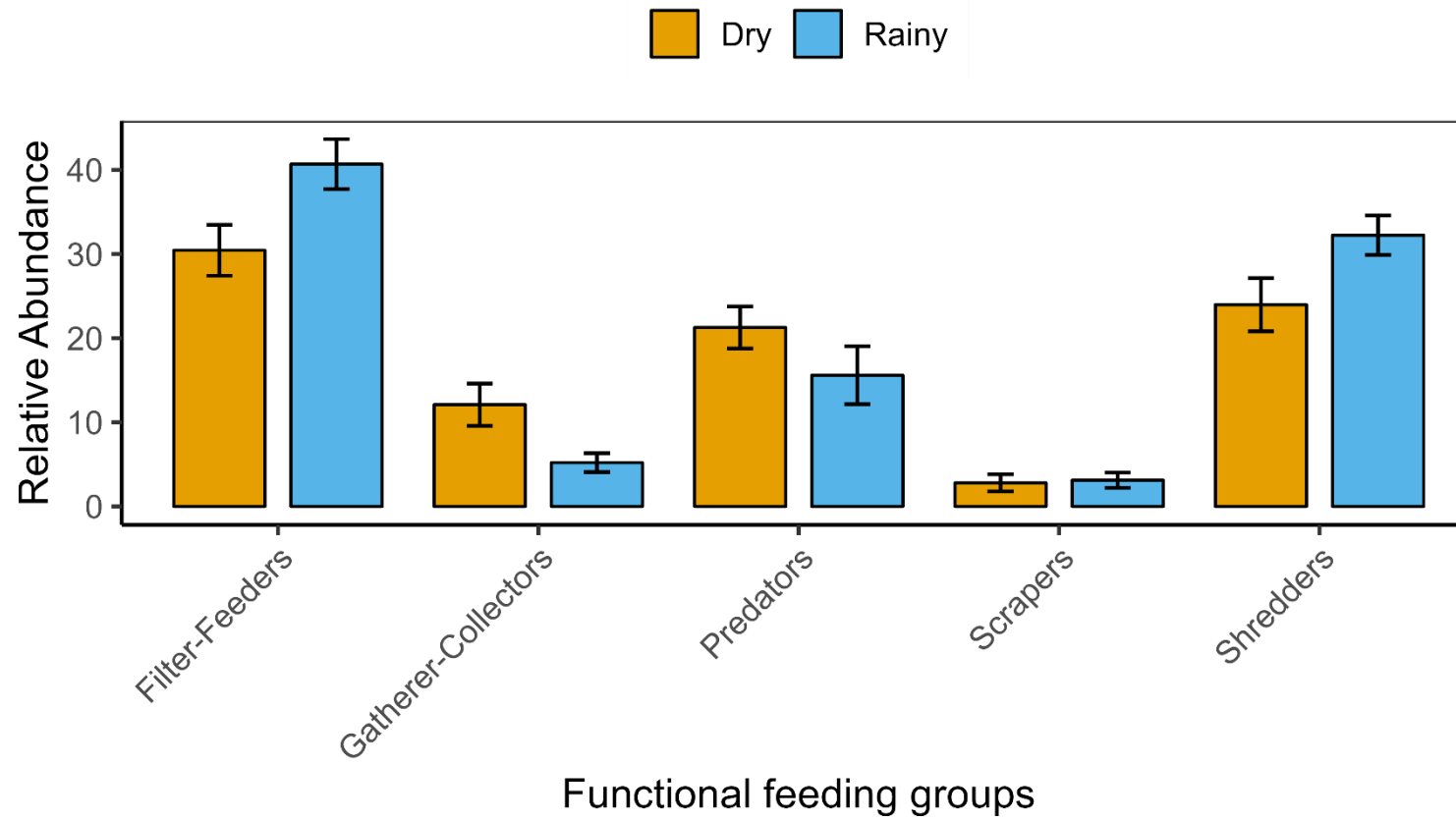
**Suplementar 1: Tabela S1.** Índice de Integridade de Habitat (IIH) de Nessimian et al. (2008) composto por 12 questões que resumem as condições estruturais do canal, margem e substrato.

HII	Característica	Condição	HII	Característica	Condição
1	Padrão do uso da terra	1) Cultivos Agrícolas de ciclo curto. 2) Cultivos Agrícolas de ciclo largo. 3) Pasto. 4) Capoeira. 5) Floresta Continua.	7	Estrutura do barranco do rio	1) Barranco instável com solo e área solto 2) Barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama 3) Barranco firme, coberto por grama e arbustos 4) Barranco estável de rocha ou solo firme 5) Ausência de barranco
2	Largura da mata ciliar	1) Vegetação arbustiva ciliar ausente. 2) Mata ciliar ausente alguma vegetação arbustiva. 3) Mata ciliar bem definida de 1 a 5 m de largura. 4) Mata ciliar bem definida entre 5 e 30 m de largura. 5) Mata ciliar bem definida com mais de 30 m 6) Continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente	8	Escavação sob o barranco	1) Escavações severas ao longo do canal, com queda barrancos 2) Escavações frequentes 3) Escavações apenas nas curvas e constrictões 4) Pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes

3	Estado de preservação da mata ciliar	<ol style="list-style-type: none"> <li>1) Cicatrizes profundas com barrancos ao longo de seu comprimento.</li> <li>2) Quebra frequente com algumas cicatrizes e barrancos.</li> <li>3) Quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50 m.</li> <li>4) Mata ciliar intacta em quebras de continuidade.</li> </ol>	9	Leito do rio	<ol style="list-style-type: none"> <li>1) Fundo uniforme de silte a areia livres, substrato de pedra ausente.</li> <li>2) Fundo de site, cascalho e areia em locais estáveis.</li> <li>3) Fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte.</li> <li>4) Fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, interstício óbvio.</li> </ol>
4	Estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m	<ol style="list-style-type: none"> <li>1) Vegetação constituída de grama e poucos arbustos.</li> <li>2) Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos.</li> <li>3) Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras.</li> <li>4) Mais de 90% da densidade é constituída de árvores nativas.</li> </ol>	10	Área de corredeiras e poções ou meandros	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado.</li> <li>2. Longos poções separado curtas áreas de corredeiras, sem meandros.</li> <li>3. Espaçamento irregular.</li> <li>4. Distinta, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio.</li> </ol>
5	Dispositivos de retenção	<ol style="list-style-type: none"> <li>1) Canal livre com poucos dispositivos de retenção.</li> <li>2) Dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo.</li> </ol>	11	Vegetação aquática	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Algas em aranhadas no fundo, plantas vasculares dominam o canal.</li> <li>2. Emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e pouco musgos</li> </ol>

		<p>3) Rocha e/ou troncos presentes, mas preenchidas com sedimento.</p> <p>4) Canal com rochas e/ou troncos firmemente colocadas no local.</p>			<p>3. Algas dominantes nos poções, plantas vasculares semiaquáticas ou aquáticas ao longo da margem</p> <p>4. Quando presente consiste em musgos e manchas de algas</p>
6	Sedimentos do canal	<p>1) Canal dividido em tranças ou rio canalizado.</p> <p>2) Barreira sedimento e pedras, areia e silte comuns.</p> <p>3) Algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte</p> <p>4) Pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento</p>	12	Detritos	<p>1. Sedimento fino anaeróbico, nenhum detrito bruto</p> <p>2. Nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento</p> <p>3. Pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem sedimentos</p> <p>4. Principalmente folhas e material lenhoso com sedimento</p> <p>5. Principalmente folhas e material lenhosos sem sedimento</p>

**Suplementar 2: Figura S1.** Abundância relativa de grupos funcionais de alimentação de macroinvertebrados aquáticos durante as estações seca e chuvosa



**Suplementar 3: Tabela S2.** Lista de gêneros EPT e seus padrões de mudança temporal e sazonal ao longo das campanhas.

Genus	Exclusivo	Linha de tempo (Campanhas)	Primeira Campanha	Campanha que retorna	Última Campanha
<i>Cloeodes</i>	C1	(1)(0)(0)(0)(0)(0)	C1 - Estiagem	Not	C1 - Estiagem
<i>Hapagobaetis</i>	C1	(1)(0)(0)(0)(0)(0)	C1 - Estiagem	Not	C1 - Estiagem
<i>Macunahyphes</i>	C1	(1)(0)(0)(0)(0)(0)	C1 - Estiagem	Not	C1 - Estiagem
<i>Neotrichia</i>	C1	(1)(0)(0)(0)(0)(0)	C1 - Estiagem	Not	C1 - Estiagem
<i>Grumicha</i>	C2	(0)(1)(0)(0)(0)(0)	C2 - Chuvoso	Not	C2 - Chuvoso
<i>Marilia</i>	C2	(0)(1)(0)(0)(0)(0)	C2 - Chuvoso	Not	C2 - Chuvoso
<i>Mortoniella</i>	C2	(0)(1)(0)(0)(0)(0)	C2 - Chuvoso	Not	C2 - Chuvoso
<i>Paracloeodes</i>	C2	(0)(1)(0)(0)(0)(0)	C2 - Chuvoso	Not	C2 - Chuvoso
<i>Paramaka</i>	C2	(0)(1)(0)(0)(0)(0)	C2 - Chuvoso	Not	C2 - Chuvoso
<i>Adebrotus</i>	C3	(0)(0)(1)(0)(0)(0)	C3 - Estiagem	Not	C3 - Estiagem
<i>Brasilocaenis</i>	C3	(0)(0)(1)(0)(0)(0)	C3 - Estiagem	Not	C3 - Estiagem
<i>Polyplectropus</i>	C3	(0)(0)(1)(0)(0)(0)	C3 - Estiagem	Not	C3 - Estiagem
<i>Waltzoyphius</i>	C3	(0)(0)(1)(0)(0)(0)	C3 - Estiagem	Not	C3 - Estiagem
<i>Leptohyphes</i>	C6	(0)(0)(0)(0)(0)(1)	C6 - Chuvoso	Not	C6 - Chuvoso
<i>Oxyethira</i>	C6	(0)(0)(0)(0)(0)(1)	C6 - Chuvoso	Not	C6 - Chuvoso
<i>Atopsyche</i>	Não	(0)(1)(0)(0)(1)(0)	C2 - Chuvoso	C5- Estiagem	C6 - Chuvoso
<i>Baetodes</i>	Não	(1)(1)(1)(0)(1)(1)	C1 - Estiagem	C5- Estiagem	C6 - Chuvoso
<i>Caenis</i>	Não	(1)(1)(1)(0)(1)(1)	C1 - Estiagem	C5- Estiagem	C6 - Chuvoso
<i>Callibaetoides</i>	Não	(0)(1)(0)(0)(0)(1)	C2 - Chuvoso	C6 - Chuvoso	C6 - Chuvoso
<i>Chimarra</i>	Não	(0)(1)(0)(1)(0)(1)	C2 - Chuvoso	C4 - Chuvoso; C6 - Chuvoso	C6 - Chuvoso
<i>Cryptonympha</i>	Não	(1)(0)(0)(1)(0)(0)	C1 - Estiagem	C4 - Chuvoso	C4 - Chuvoso
<i>Helicopsyche</i>	Não	(1)(1)(1)(0)(1)(0)	C1 - Estiagem	C4 - Chuvoso	C5- Estiagem
<i>Hydroptila</i>	Não	(0)(1)(0)(0)(0)(1)	C2 - Chuvoso	C6 - Chuvoso	C6 - Chuvoso
<i>Nectopsyche</i>	Não	(1)(0)(1)(0)(0)(0)	C1 - Estiagem	C3 - Estiagem	C3 - Estiagem

<i>Zelus</i>	Não	(1)(1)(0)(0)(0)(1)	C1 - Estiagem	C6 - Chuvoso	C6 - Chuvoso
--------------	-----	--------------------	---------------	--------------	--------------

**Suplementar 4: Tabela S3.** Localização, habitat, substrato e caracterização físico-química dos 10 riachos estudados, divididos em controle e industriais, em seis campanhas.

Streams	% Land Uses	Campaigns	pH	Conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Oxygen saturation (mg/L)	Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ )	HHI	Depth (cm)	Width (m)
<b>Control</b>									
<b>J3</b>	83% Forest 17% Grassland	C1 - Dry	5,08	14,2	5,6	25,5	0,598	37,263	2,455
		C2 - Rainy	3,4	13,1	4,7	27	0,654	77,963	5,665
		C3 - Dry	3,9	12,5	5,6	26,4	0,654	41,913	3,926
		C4 - Rainy	3,97	12,8	5,9	27	0,637	55,23	4,553
		C5 - Dry	4,31	12,7	5,3	26,1	0,72	33,818	3,69
		C6 - Rainy	5,13	17	5,2	26,5	0,72	60,327	6,606
<b>PB5</b>	96 % Forest 4 % Grassland	C1 - Dry	7,11	10	8,3	25,9	0,65	27,945	3,909
		C2 - Rainy	3,54	27,6	2,5	25,7	0,65	42,69	4,688
		C3 - Dry	4,4	15	4,6	26,8	0,677	27,127	3,31
		C4 - Rainy	4,41	16	3,1	25,9	0,65	36,381	3,923
		C5 - Dry	3,53	14,9	4,7	26,4	0,518	21,945	2,333
		C6 - Rainy	4,83	18,8	5	26,1	0,518	37,4	4,616
<b>PB6</b>	91% Forest 9 % Grassland	C1 - Dry	7,29	12	5,4	26,1	0,747	28,436	2,645
		C2 - Rainy	3,43	21,6	3,1	28,3	0,747	37,818	2,88
		C3 - Dry	3,7	17,6	4,1	26,4	0,747	27,327	2,543
		C4 - Rainy	4,01	17,1	3,3	25,9	0,747	27,418	2,669

		C5 - Dry	3,14	17,4	4,1	26,1	0,74	28,254	2,65
		C6 - Rainy	5,22	17,8	4,6	25,8	0,684	34,8	2,794
<b>PC08</b>	80% Forest 17% Grassland 1% Urban 2% Agriculture	C1 - Dry	4,86	25,5	3,4	25,5	0,626	21,054	2,6
		C2 - Rainy	3,89	17,6	4,7	25,5	0,681	37,145	8,15
		C3 - Dry	4,43	19,8	3,6	25,7	0,681	34,072	2,481
		C4 - Rainy	3,84	16,7	5,1	26,4	0,681	29,345	2,707
		C5 - Dry	4,94	20,9	3,2	25,8	0,568	19,318	2,706
		C6 - Rainy	4,84	15,2	4,6	26,6	0,568	36,818	2,99
<b>U3</b>	71% Forest 29 % Grassland	C1 - Dry	7,17	11	6,3	26,8	0,57	25,581	2,61
		C2 - Rainy	3,29	25,9	3,9	26,6	0,598	29,327	3,327
		C3 - Dry	3,47	25,4	3,7	26,1	0,626	24,818	2,381
		C4 - Rainy	3,67	26,1	2,6	26	0,626	22,527	2,981
		C5 - Dry	2,74	26,7	4,3	26,3	0,629	19,327	3,03
		C6 - Rainy	4,83	14,5	5,3	25,7	0,675	18,29	1,923
<b>Industrial</b>									
<b>L3</b>	58% Forest 17% Grassland 25% Industrial	C1 - Dry	5,38	8,83	3,2	27,2	0,609	30,781	2,155
		C2 - Rainy	3,57	11,1	5,6	27,8	0,626	23,581	1,545
		C3 - Dry	3,79	11,4	2,8	26,7	0,588	27,454	1,792
		C4 - Rainy	4	11,8	1,8	26,6	0,588	15,309	1,287
		C5 - Dry	4,05	11,3	2,4	27,1	0,686	23,527	2,568
		C6 - Rainy	5,46	19,4	4,67	26,67	0,686	21,654	2,309
<b>PB27</b>	60% Forest 15% Grassland 25% Industrial	C1 - Dry	4,83	23,4	1,02	26,3	0,55	22,472	3,466
		C2 - Rainy	3,88	13,6	5	25,1	0,55	19,872	2,24
		C3 - Dry	4	18,9	0,9	27	0,55	16,69	2,469
		C4 - Rainy	3,91	19,9	3	27,6	0,533	11,272	1,5

		C5 - Dry	3,96	20,4	1,1	26,5	0,561	17,236	2,888
		C6 - Rainy	5,07	17,9	4,1	26,1	0,654	14,709	1,753
<b>PC02</b>	48% Forest 15% Grassland 4 % Urban 33% Industrial	C1 - Dry	6,1	59	0,7	26,3	0,519	17,201	3,399
		C2 - Rainy	4,83	26,8	6,1	29,3	0,498	6,272	0,836
		C3 - Dry	5	26	56	28	0,47	13,727	1,875
		C4 - Rainy	5,37	30,7	5,1	28	0,498	6,601	0,935
		C5 - Dry	5,12	20,5	2,2	25,8	0,463	16,385	3,466
		C6 - Rainy	4,84	17,6	3,2	26,7	0,463	26,527	2,791
<b>PM33</b>	70% Forest 10% Grassland 20% Industrial	C1 - Dry	5,37	13,6	6,1	26,6	0,508	54,377	5,633
		C2 - Rainy	3,64	18,9	5	26	0,546	29,363	3,236
		C3 - Dry	4	11,8	4,9	26,5	0,55	31,309	2,318
		C4 - Rainy	4,09	12,1	6,3	27,1	0,55	24,4	2,982
		C5 - Dry	4,16	11,5	6,2	26,1	0,401	50,636	5,591
		C6 - Rainy	5,49	21,3	4,6	26	0,401	26,381	2,27
<b>PM35</b>	34% Forest 10% Grassland 56% Industrial	1 - Dry	6	20,4	4,7	27,2	0,429	35,581	3,32
		2 - Rainy	4,76	41,4	2,8	26,8	0,408	45,654	3,19
		3 - Dry	3,97	14,6	2	27,3	0,408	35,581	3,32
		4 - Rainy	3,79	18,3	2,9	27,2	0,408	23,036	4,27
		5 - Dry	4,08	14,8	5,2	27,1	0,491	36,781	2,836
		6 - Rainy	5,81	24	3,4	25,7	0,436	77,963	5,665

**Suplementar 5: Tabela S4.** Localização e variação climática de 10 riachos na região da Barcarena (Pará, Brasil).

Stream	J3	PB05	PB06	U3	PC08	PM33	PM35	PB27	L3	PC02
Latitude	-1,64045134	-1,6909005	-1,6869693	-1,685942	-1,6175524	-1,637004	-1,6151637	-1,5685364	-1,6490548	-1,542085

Longitude	-48,6488109	-48,50961	-48,531532	-48,609805	-48,696643	-48,722695	-48,735235	-48,720333	-48,772747	-48,69566
Annual Mean Temperature [1]	26,8208333	26,7583333	26,7583333	26,7958333	26,8458333	26,9	26,9	26,8916667	26,925	26,8833333
Mean Monthly Temperature Range [2]	9,575	9,6333333	9,6333333	9,625	9,49166667	9,51666667	9,45	9,41666667	9,5	9,41666667
Isothermality (2/7) (* 100) [3]	89,4859813	90,0311526	90,0311526	89,1203704	89,5440252	89,7798742	89,1509434	88,836478	88,7850467	88,836478
Temperature Seasonality (STD * 100) [4]	28,2407131	26,953945	26,953945	28,0792979	30,7081817	28,042176	29,1547595	29,2196488	30,113422	28,8675135
Max Temperature of Warmest Month [5]	32,4	32,3	32,3	32,4	32,4	32,4	32,4	32,4	32,5	32,4
Min Temperature of Coldest Month [6]	21,7	21,6	21,6	21,6	21,8	21,8	21,8	21,8	21,8	21,8
Temperature Annual Range (5-6) [7]	10,7	10,7	10,7	10,8	10,6	10,6	10,6	10,6	10,7	10,6
Mean Temperature of Wettest Quarter [8]	26,6	26,5333333	26,5333333	26,5833333	26,5666667	26,6833333	26,6666667	26,6666667	26,6833333	26,65
Mean Temperature of Driest Quarter [9]	27,1	27,0333333	27,0333333	27,0833333	27,15	27,2	27,2	27,2	27,25	27,2
Mean Temperature of Warmest Quarter [10]	27,1	27,0333333	27,0333333	27,0833333	27,15	27,2	27,2	27,2	27,25	27,2
Mean Temperature of Coldest Quarter [11]	26,4	26,35	26,35	26,3833333	26,3833333	26,4833333	26,4666667	26,4666667	26,4833333	26,4666667
Annual Precipitation [12]	2585	2601	2601	2594	2564	2564	2554	2535	2562	2544
Precipitation of Wettest Month [13]	406	411	411	411	402	407	402	398	407	396
Precipitation of Driest Month [14]	77	84	84	79	74	69	70	69	66	74
Precipitation Seasonality (CV) [15]	58,4183887	56,9345136	56,9345136	58,0903737	59,1306496	60,4722382	60,1555808	60,2065911	61,3713141	58,9161054
Precipitation of Wettest Quarter [16]	1152	1141	1141	1153	1150	1164	1156	1148	1172	1138
Precipitation of Driest Quarter [17]	260	282	282	269	248	237	236	232	227	245
Precipitation of Warmest Quarter [18]	260	282	282	269	281	237	236	232	227	245
Precipitation of Coldest Quarter [19]	1111	1109	1109	1112	1106	1114	1107	1100	1118	1096
Q2	744,266128	751,651553	751,651553	741,3123	743,809325	743,809325	740,908352	735,396505	734,92711	738,00738

**Suplementar 6: Tabela S5.** Resultados da Análise de Componentes Principais, mostrando os valores do método Broken Stick, autovalores, percentual de explicação nos dois primeiros eixos da análise e a variação ambiental entre riachos de controle e industriais na região de Barcarena e Abaetetuba, áreas afetadas e ao redor do projeto Hydro Alunorte, Pará, Brasil. Os valores em negrito representam as variáveis que mais contribuíram para a formação dos eixos ( $\geq 0,40$ ).

Environmental variables	PC1	PC2
HII	<b>0,426</b>	0,069
Bio1: Annual Mean Temperature	<b>-0,545</b>	-0,286
Bio12: Annual Precipitation	<b>0,531</b>	0,101
Bio16: Precipitation of Wettest Quarter	-0,249	<b>-0,44</b>
pH	-0,128	0,277
Width (m)	0,301	<b>-0,518</b>
Depth (cm)	0,185	<b>-0,484</b>
Average temperature	-0,188	0,356
Eigenvalue	2,772	1,762
Broken-stick	2,717	1,717
Explanation (%)	71,66	6,97

**Suplementar 7: Tabela S6.** Dinâmica de decomposição de *Gouppia glabra*, taxas lineares (b), inclinação ao longo do tempo e R<sup>2</sup>, nos diferentes riachos nos diferentes períodos sazonais.

Campaigns	Streams	Fine			Course		
		<i>b (Linear decomposition rate)</i>			<i>b (Linear decomposition rate)</i>		
		<i>per littlerbag</i>	Slope	R <sup>2</sup>	<i>per littlerbag</i>	Slope	R <sup>2</sup>
C1 - Dry	Control	0.001 ± 0.001	0,002	0,12	0.008 ± 0.001	0,001	0,03
	Industrial	0.002 ± 0.001	0,001	0,04	0.005 ± 0.001	0,008	0,05
C2 - Rainy	Control	0.004 ± 0.001	0,001	0,23	0.002 ± 0.001	0,001	0,04
	Industrial	0.002 ± 0.001	0,004	0,01	0.004 ± 0.001	0,001	0,04
C3 - Dry	Control	0.003 ± 0.001	0,001	0,12	0.003 ± 0.001	0,001	0,53
	Industrial	0.002 ± 0.001	0,001	0,28	0.002 ± 0.001	0,003	0,71
C4 - Rainy	Control	0.006 ± 0.001	0,006	0,01	0.009 ± 0.001	0,011	0,03

	Industrial	0.004 ± 0.001	0,001	0,03	0.008 ± 0.001	0,013	0,15
C5 - Dry	Control	0.003 ± 0.001	0,001	0,19	0.004 ± 0.001	0,003	0,05
	Industrial	0.002 ± 0.001	0,001	0,11	0.002 ± 0.001	0,001	0,34
C6 - Rainy	Control	0.005 ± 0.001	0,001	0,26	0.008 ± 0.001	0,054	0,09
	Industrial	0.004 ± 0.001	0,002	0,05	0.003 ± 0.001	0,016	0,03

**Suplementar 8: Tabela S7.** Lista de gêneros da fauna associada ao processo de decomposição da serapilheira em riachos de Barcarena Pará, Brasil.

Order / Class	Family	Genera/Morfo	Control		Industrial		Total
			Rainy	Dry	Rainy	Dry	
Acari	-	AcariMt1	0	4	0	1	5
		AcariMt2	0	1	0	0	1
Anelida	-	AnelidaMt1	0	0	0	1	1
Araneae	Lycosidae	LycosidaeSp1	0	0	0	1	1
Blattodea	Blaberidae	BlaberidaeMt1	0	0	0	1	1
		BlaberidaeMt2	1	0	0	1	2
Coleoptera	Elmidae	ElmidaeMt1	0	0	0	7	7
		<i>Macrelmis</i>	0	1	3	1	5
	Gyrinidae	<i>Gyretes</i>	0	0	0	4	4
		GyrinidaeMt1	0	0	1	0	1
	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i>	0	0	1	0	1
	Noteridae	<i>Hydrocanthus</i>	5	1	0	0	6
		<i>Pronoterus</i>	0	1	0	0	1
	Ptilodactylidae	<i>Ptilodactyla</i>	0	7	0	3	10
	Scirtidae	<i>Scirtes</i>	1	6	6	5	18
		ScirtidaeMt1	0	0	1	0	1

Decapoda	Palaemonidae	MacrobrachiumMt1	0	3	2	1	6
		MacrobrachiumMt2	0	0	0	1	1
	Trichodactylidae	<i>Sylviocarcinus</i>	0	0	0	1	1
		<i>Valdivia</i>	1	0	2	0	3
Diptera	Ceratopogonidae	CeratopogonidaeMt1	3	20	5	7	35
	Chironomidae	ChironominaeMt1	5	9	14	9	37
		ChironominaeMt2	24	96	55	87	262
		ChironominaeMt3	18	7	38	38	101
		ChironominaeMt4	6	10	24	8	48
		ChironominaeMt5	1	9	0	1	11
		ChironominaeMt6	0	0	14	3	17
		ChironominaeMt7	0	0	0	1	1
		OrthoclaadiinaeMt1	4	8	6	16	34
		<i>Stenochironomus</i>	275	434	251	445	1405
	TanyphodinaeMt1	0	0	2	0	2	
	Culicidae	CulicidaeMt1	0	0	2	0	2
	Empididae	EmpididaeMt1	0	0	1	0	1
	Ephydriidae	EphydriidaeMt1	0	0	1	0	1
	Limoniidae	<i>Hexatoma</i>	1	0	3	1	5
	Simuliidae	SimuliidaeMt1	0	0	6	0	6
	Syrphidae	SyrphidaeMt1	0	0	1	0	1
	Tabanidae	TabanidaeMt1	0	1	0	1	2
		TabanidaeMt2	0	1	0	0	1
Tipulidae	TipulidaeMt1	0	0	1	0	1	
Entomobryomorpha	Isotomidae	IsotomidaeMt1	0	1	0	0	1
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Callibaetis</i>	1	0	2	0	3
		<i>Paracloeodes</i>	2	0	0	0	2

	Caenidae	<i>Caenis</i>	3	9	2	2	16
	Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	1	0	0	0	1
	Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i>	19	10	1	0	30
		<i>Miroculis</i>	9	2	1	0	12
		<i>Paramaka</i>	2	0	0	0	2
		<i>Simothraulopsis</i>	88	25	12	2	127
		<i>Ulmeritoides</i>	1	0	0	0	1
Hemiptera	Balostomatidae	<i>Belostoma</i>	0	1	2	0	3
	Gerridae	<i>Tachygerris</i>	1	0	0	0	1
	Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	0	1	0	1	2
	Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	2	0	1	0	3
		<i>Ctenipocoris</i>	0	2	1	1	4
		<i>Limnocoris</i>	1	0	2	0	3
		<i>Maculambrysus</i>	0	1	0	1	2
		<i>Pelocoris</i>	1	1	0	0	2
	Nepidae	<i>Ranatra</i>	0	0	0	2	2
	Veliidae	<i>Rhagoveia</i>	0	0	1	0	1
		<i>Steinovelina</i>	0	0	0	1	1
<i>Stridulivelina</i>		0	0	0	1	1	
Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina/Mnesarete</i>	2	0	0	0	2
	Coenagrionidae	<i>Acanthagrion</i>	1	8	0	6	15
		<i>Argia</i>	2	10	3	3	18
		<i>Epipleoneura</i>	0	1	5	3	9
		<i>Oxyagrion</i>	0	5	2	8	15
		<i>Protoneuria</i>	0	0	0	1	1
	Corduliidae	<i>Aeschnosoma</i>	0	3	0	0	3
Gomphidae	<i>Archaeogomphus</i>	0	0	0	1	1	

	Libellulidae	<i>Oligoclada</i>	0	0	0	1	1
	Protoneuridae	<i>Protoneura</i>	0	1	2	0	3
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	1	0	0	0	1
		<i>Macrogynoplax</i>	0	0	0	4	4
Podocopida	Cyprididae	CyprididaeMt1	0	0	1	0	1
Siluriformes	Cetopsidae	<i>Helogenes marmoratus</i>	0	1	0	0	1
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	18	19	21	3	61
	Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i>	2	0	0	0	2
		<i>Protoptila</i>	0	0	3	0	3
	Helicopsychoidea	<i>Helicopsyche</i>	6	7	2	1	16
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	0	0	0	2	2
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	1	0	0	0	1
		<i>Macronema</i>	1	0	1	0	2
		<i>Macrostemum</i>	1	2	42	0	45
		<i>Smicridea</i>	1	1	13	1	16
	Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	9	2	1	0	12
		<i>Triplectides</i>	35	46	3	3	87
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	0	0	1	0	1
	Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	4	8	1	7	20
		<i>Polypsectropus</i>	0	0	0	1	1
Sericostomatidae	<i>Notidobiella</i>	1	0	0	0	1	
	Total		563	786	564	701	2614

**Suplementar 9: Tabela S8.** Resultados dos modelos de equações estruturais (SEM).

Response	Predictor	Estimate	Std.Error	DF	Crit.Value	P.Value	Std.Estimate
----------	-----------	----------	-----------	----	------------	---------	--------------

Average temperature	Bio1	0,5486	0,0212	699	25,8286	0	-
Average temperature	Bio12	-0,4142	0,0212	699	-19,5015	0	-
Average temperature	<b>Season</b>	-	-	1	438,0586	0	-
Average temperature	Season = Rainy	-0,2173	0,0146	699	-14,8541	0	-
Average temperature	Season = Dry	0,2142	0,0145	699	14,7489	0	-
Depth	Average temperature	0,365	0,0703	699	5,1912	0	-
Depth	<b>Treatments</b>	-	-	1	91,0621	0	-
Depth	Treatments = Industrialization	-0,6461	0,0754	699	-8,5637	0	-
Depth	Treatments = Control	0,6571	0,0761	699	8,6305	0	-
Depth	<b>Season</b>	-	-	1	111,2365	0	-
Depth	Season = Dry	-0,3768	0,0487	699	-7,7409	0	-
Depth	Season = Rainy	0,3878	0,0492	699	7,8801	0	-
Width	<b>Season</b>	-	-	1	26,0791	0	-
Width	Season = Dry	-0,1879	0,0522	701	-3,5982	0,0003	-
Width	Season = Rainy	0,1906	0,0526	701	3,6238	0,0003	-
pH	Width	-0,0833	0,038	700	-2,1939	0,0286	-
pH	<b>Season</b>	-	-	1	11,6713	0,0007	-
pH	Season = Rainy	-0,1305	0,0533	700	-2,4462	0,0147	-
pH	Season = Dry	0,1287	0,053	700	2,4291	0,0154	-
Microbial Decomposition	HII	0,1831	0,0471	695	3,8834	0,0001	-
Microbial Decomposition	pH	-0,1441	0,0347	695	-4,1479	0	-
Microbial Decomposition	Depth	-0,2239	0,0437	695	-5,1282	0	-
Microbial Decomposition	Width	0,1435	0,0391	695	3,6703	0,0003	-
Microbial Decomposition	Bio1	0,3723	0,079	695	4,7104	0	-
Microbial Decomposition	<b>Treatments</b>	-	-	1	22,8356	0	-
Microbial Decomposition	Treatments = Industrialization	-0,4386	0,0981	695	-4,4704	0	-
Microbial Decomposition	Treatments = Control	0,4462	0,0989	695	4,5099	0	-
Microbial Decomposition	<b>Season</b>	-	-	1	54,2108	0	-

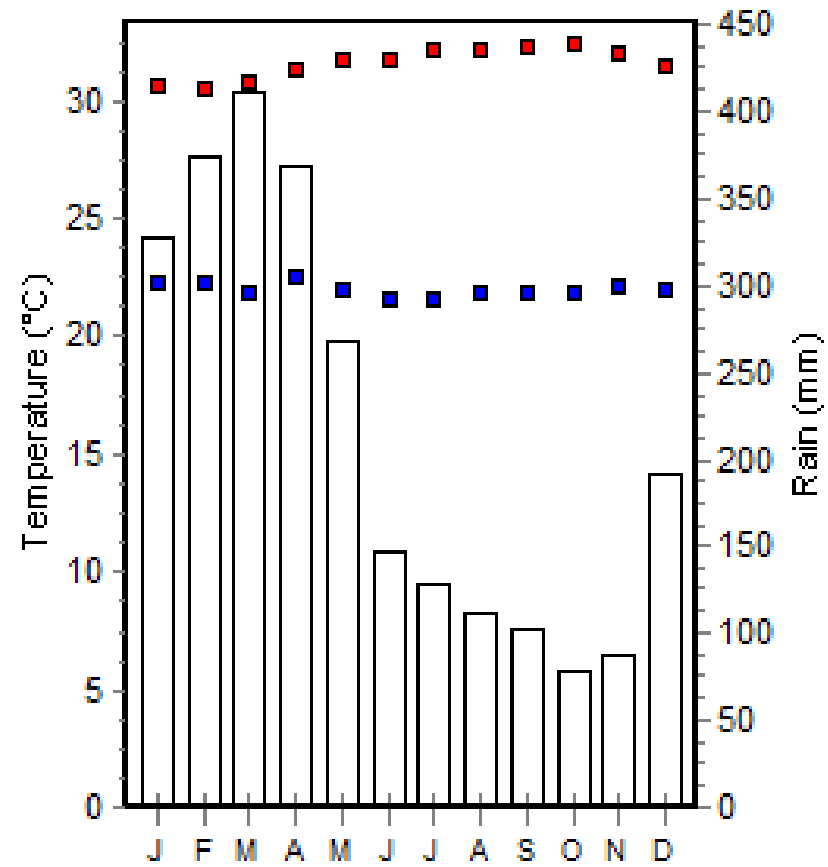
Microbial Decomposition	Season = Dry	-0,2636	0,0493	695	-5,3453	0	
Microbial Decomposition	Season = Rainy	0,2712	0,0498	695	5,4465	0	
Total Decomposition	Abundance associated	0,0723	0,0349	697	2,0707	0,0388	
Total Decomposition	Microbial Decomposition	0,1528	0,0373	697	4,101	0	
Total Decomposition	pH	0,1546	0,0359	697	4,311	0	
Total Decomposition	<b>Treatments</b>	-	-	1	47,5906	0	-
Total Decomposition	Treatments = Industrialization	-0,2427	0,0495	697	-4,9071	0	-
Total Decomposition	Treatments = Control	0,248	0,0497	697	4,9908	0	-
Total Decomposition	<b>Season</b>	-	-	1	39,1025	0	-
Total Decomposition	Season = Dry	-0,2224	0,0497	697	-4,4757	0	-
Total Decomposition	Season = Rainy	0,2277	0,0501	697	4,5477	0	-
Abundance associated	pH	0,1069	0,0378	698	2,8285	0,0048	0,1069
Abundance associated	Bio1	-1,303	0,2224	698	-5,8589	0	-1,303
Abundance associated	Bio12	-1,1968	0,1765	698	-6,7816	0	-1,1968
Abundance associated	Bio16	0,5732	0,1112	698	5,1558	0	0,5732
Width	Depth	0,4233	-	703	12,3627	0	0,4233
Abundance associated	Richness associated	0,3241	-	703	0,3527	0,3622	0,1133

**Suplementar 10: Tabela S9.** Principais táxons que contribuem para a dissimilaridade entre riachos de controle e riachos industriais, bem como entre períodos secos e chuvosos, de acordo com a análise SIMPER.

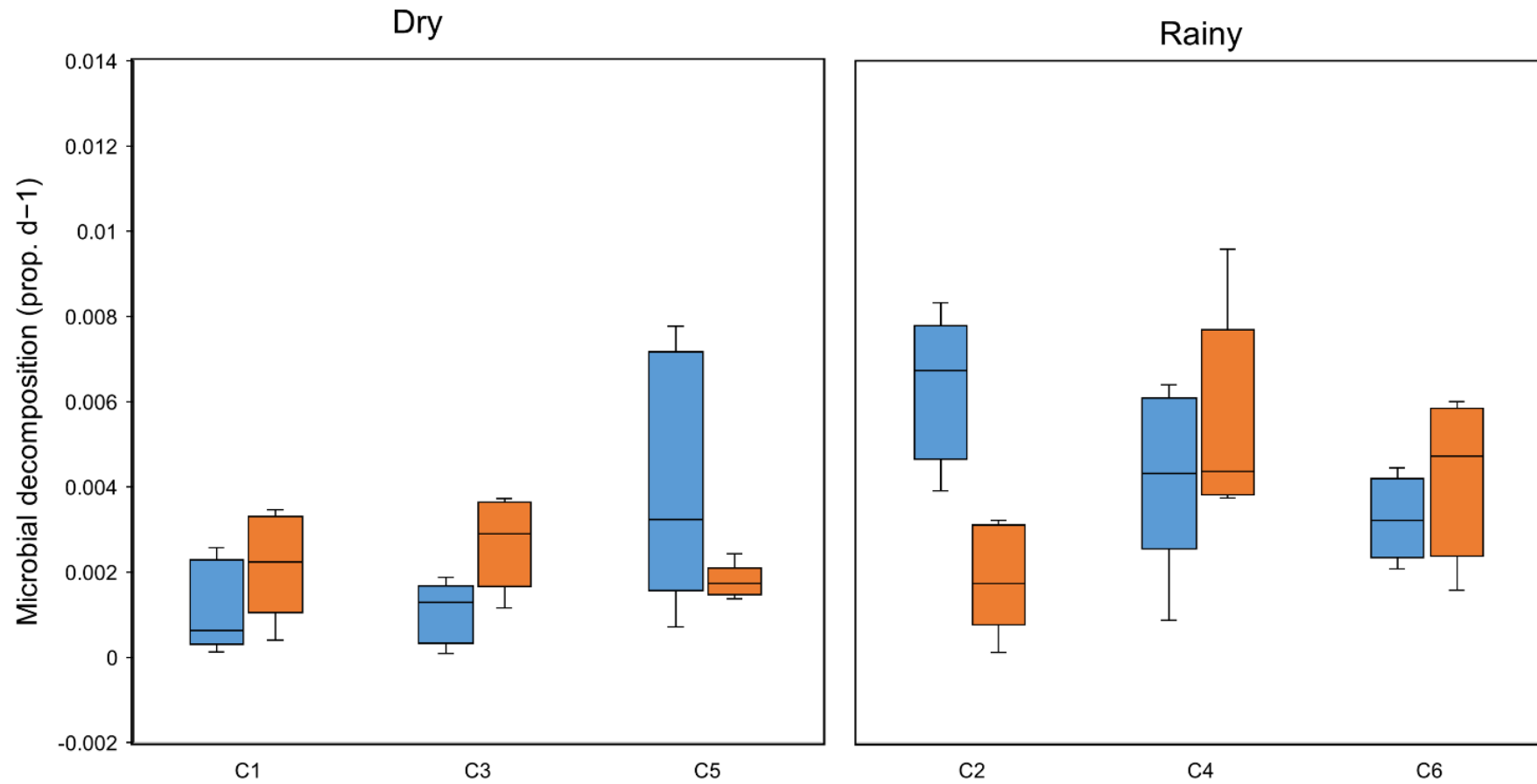
Taxon	Average	SD	Ratio	Avg. Control	Avg. Industrial	Cumulative %	<i>p-value</i>	Significance
<i>Simothraulopsis</i>	0,04344	0,06984	0,622	3,767	0,467	0,529	0,001	***
<i>Triplectides</i>	0,03576	0,0535	0,6684	2,7	0,2	0,584	0,001	***
<i>Phylloicus</i>	0,02172	0,02729	0,7962	1,233	0,8	0,669	0,022	*
<i>Farrodes</i>	0,01357	0,03268	0,4153	0,967	0,033	0,739	0,008	**

<b>Taxon</b>	<b>Average</b>	<b>SD</b>	<b>Ratio</b>	<b>Avg. Dry</b>	<b>Avg. Rainy</b>	<b>Cumulative %</b>	<b>p-value</b>	<b>Significance</b>
<i>ChironominaeMt2</i>	0,06342	0,06366	0,9964	6,1	2,633	0,478	0,01	**
<i>CeratopogonidaeMt1</i>	0,01313	0,02198	0,5976	0,9	0,267	0,738	0,012	*
<i>Cernotina</i>	0,00974	0,02445	0,3983	0,5	0,167	0,81	0,044	*
<i>Oxyagrion</i>	0,00648	0,01702	0,3804	0,433	0,067	0,82	0,042	*
<i>Ptilodactyla</i>	0,00361	0,00926	0,3899	0,333	0	0,908	0,004	**
<i>Macrogynoplax</i>	0,00262	0,015	0,175	0,133	0	0,92	0,022	*
<i>ElmidaeMt1</i>	0,0019	0,00591	0,3215	0,233	0	0,945	0,028	*
<i>Ctenipocoris</i>	0,00152	0,00448	0,3398	0,1	0,033	0,947	0,043	*
<i>Atopsyche</i>	0,00128	0,0051	0,2517	0,067	0	0,958	0,011	*
<i>Aeschnosoma</i>	0,00091	0,00382	0,2367	0,1	0	0,968	0,033	*
<i>TabanidaeMt1</i>	0,00085	0,00345	0,2453	0,067	0	0,97	0,014	*
<i>Maculambryus</i>	0,0008	0,00312	0,2562	0,067	0	0,972	0,02	*
<i>Ranatra</i>	0,00074	0,00406	0,1813	0,067	0	0,976	0,041	*
<i>Polyplectropus</i>	0,00066	0,00375	0,175	0,033	0	0,98	0,022	*
<i>ChironominaeMt7</i>	0,00063	0,00358	0,1756	0,033	0	0,981	0,026	*
<i>Pronoterus</i>	0,00062	0,0035	0,1759	0,033	0	0,982	0,024	*
<i>Hydrometra</i>	0,00049	0,00186	0,2639	0,067	0	0,989	0,041	*
<i>BlaberidaeMt1</i>	0,00048	0,00268	0,179	0,033	0	0,99	0,037	*
<i>Sylviocarcinus</i>	0,00048	0,00268	0,179	0,033	0	0,991	0,037	*
<i>Protoneuria</i>	0,00045	0,00252	0,1796	0,033	0	0,993	0,029	*
<i>Steinovelina</i>	0,00044	0,00245	0,1798	0,033	0	0,993	0,029	*
<i>Archaeogomphus</i>	0,00037	0,00203	0,1813	0,033	0	0,995	0,041	*
<i>Oligoclada</i>	0,00037	0,00203	0,1813	0,033	0	0,996	0,041	*
<i>TabanidaeMt2</i>	0,00033	0,00181	0,182	0,033	0	0,997	0,043	*

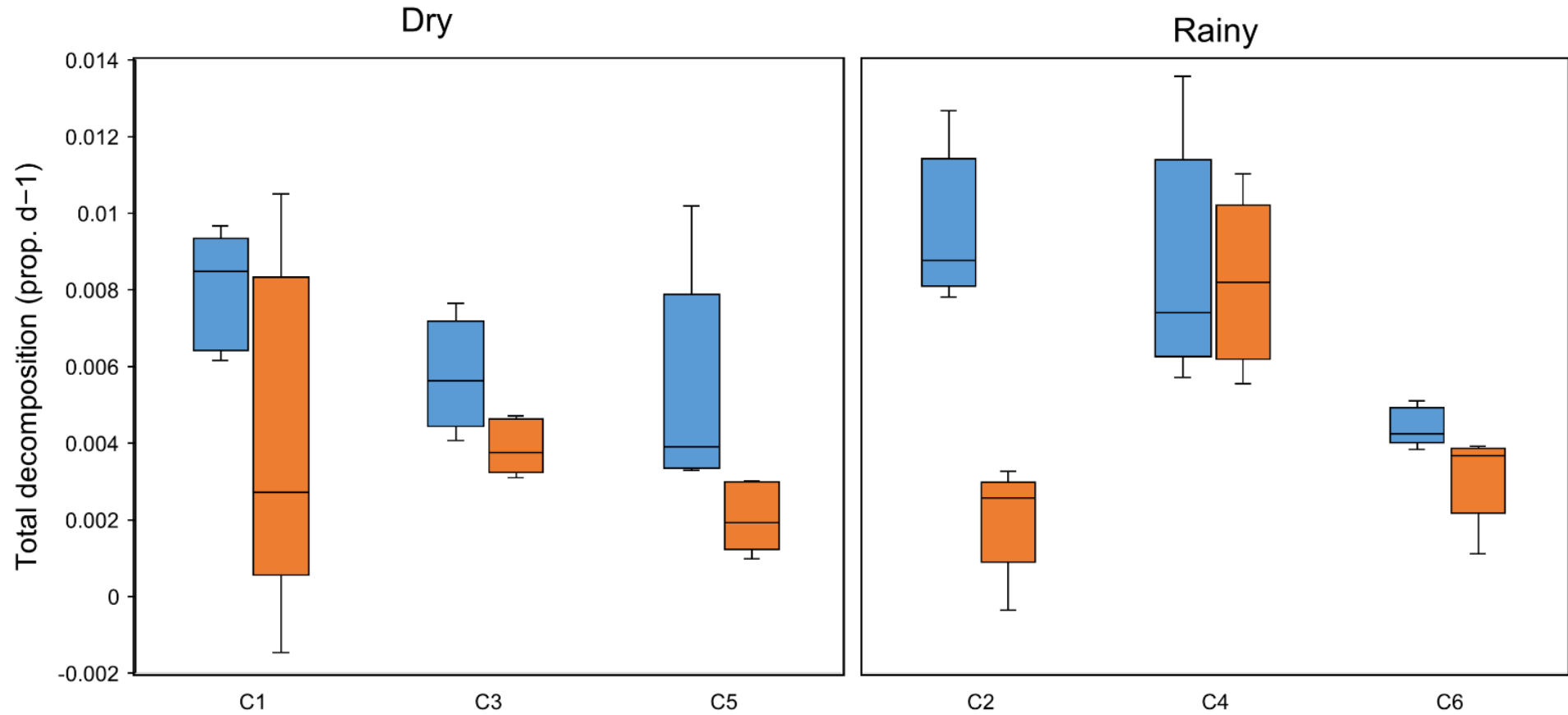
**Suplementar 11: Figura S2.** Climograma da região de Barcarena (Pará, Brasil) mostrando a variação mensal de temperatura (°C) e precipitação (mm).



**Suplementar 12: Figura S3.** Decomposição microbiana (prop.  $d^{-1}$ ) da serapilheira de folhas de *Goupia glabra* em seis campanhas de amostragem abrangendo as estações seca e chuvosa em riachos de controle (azul) e industriais (laranja).



**Suplementar 13: Figura S4.** Decomposição total (prop.  $d-1$ ) da serapilheira de folhas de *Goupia glabra* em seis campanhas de amostragem abrangendo as estações seca e chuvosa em riachos de controle (azul) e industriais (laranja).



**Suplementar 14: Figura S5.** Tamanhos dos efeitos (d de Cohen) da industrialização (riachos industriais versus riachos de controle) sobre a fauna associada a fragmentadores de folhas e EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em sacos de folhas em seis campanhas experimentais, durante as estações seca e chuvosa. Os círculos preenchidos representam os efeitos significativos.

