



PPGECO

Programa de Pós-graduação em Ecologia



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

JUAN MATEO RIVERA PÉREZ

Variação temporal de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) com base em sua especificidade ambiental em riachos impactados pela mineração na Amazônia Oriental

Belém
2022

JUAN MATEO RIVERA PÉREZ

Variação temporal de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) com base em sua especificidade ambiental em riachos impactados pela mineração na Amazônia Oriental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas.

Orientadora: Profa. Dra. Yulie Shimano
Co-orientador: Prof. Dr. Leandro Juen

Belém
2022

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)

-
- R621v Rivera Pérez, Juan Mateo.
Variação temporal de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) com base em sua especificidade ambiental em riachos impactados pela mineração na Amazônia Oriental / Juan Mateo Rivera Pérez. — 2022.
94 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof^a. Dra. Yulie Shimano
Coorientador(a): Prof. Dr. Leandro Juen
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Belém, 2022.
1. Amplitude de nicho. 2. insetos aquáticos. 3. integridade ambiental. 4. heterogeneidade ambiental. 5. ecologia de riacho. I. Título.

CDD 591.7

JUAN MATEO RIVERA PÉREZ

Variação temporal de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) com base em sua especificidade ambiental em riachos impactados pela mineração na Amazônia Oriental

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela comissão julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. Erlane José Rodrigues da Cunha

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior

Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)

Dra. Karina Dias da Silva

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr. Diego Marcel Parreira de Castro

Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Dr. Renato Tavares Martins

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

Belém
2022

DEDICATÓRIA

Dedico este trabajo a mi familia, en especial a mis padres Bityan y James, mi abuelo Tomas y las memorias de mis abuelas Berenice y Gilma, que fueron mis mayores motivadores y motivaciones en este camino, que desde el primer día que dije que quería estudiar biología a los cinco años me llenaron de libros, invitación a ver documentales, animales de juguete y de motivación para seguir mis sueños y nunca rendirme.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida durante o mestrado, 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 à VALE e a Amplo Engenharia e Gestão de Projeto pelo apoio de campo e viabilização da coleta.

Agradeço as equipes que participaram da coleta do material biológico e identificação em laboratório, Ana Paula Justino de Faria, Bethânia Resende, Darcilene Mafra, Driane Ferreira, Erlane José Cunha, Gilberto Nicácio, Jorge Luis Pereira, Josinete Monteles, Karina Dias-Silva, Laura Hagemann, Leandro Schlemmer Brasil, Lenize Batista Calvão, Myllena Lima, Mylena Neves Cardoso, Naiara Rayol, Thiago P. Mendes, Viviane C. Firmino.

Agradeço imensamente aos meus orientadores Leandro Juen e Yulie Shimano, pela imensa ajuda, inumeráveis contribuições e paciência ao longo destes dois anos. Agradeço a eles principalmente pela confiança, por aceitar me orientar sem ao menos me conhecer, vindo de outro país e sem falar português. Por todo o tempo que passaram me ensinando e explicando coisas novas e assumindo a tarefa de revisar desde o primeiro gráfico em Excel até as últimas versões do meu trabalho, onde nos levaram a quase 500 e-mails nesses dois anos virtuais de trabalho. Sou muito grato por terem contribuído para o meu desenvolvimento pessoal e acadêmico.

Agradeço aos professores(as) Ana Luiza Andrade, Erlane José Cunha, Fernando de Carvalho, Leandro Schlemmer Brasil, Lucimar Gomes Dias e Nelson Silva Braga pelas valiosas contribuições para o desenvolvimento dos meus dois capítulos, pelos comentários, correções e explicações ao longo do trabalho. Aproveito também para agradecer aos meus professores durante o mestrado em cada disciplina.

Agradeço aos doutores(as) avaliadores da minha dissertação desde a semana da Pós e qualificação: Ana Luiza Andrade, Erlane José Cunha, Leandro Schlemmer Brasil, Danielle

Katharine Petsch, Silvia Milesi e Diego Castro pelos seus comentários valiosos em versões anteriores desta dissertação.

Agradeço aos membros da banca da defesa que aceitaram avaliar este trabalho: Dra Karina Dias da Silva, Dr. Erlane José Rodrigues da Cunha, Dr. José Max Oliveira Junior, Dr. Diego Marcel Parreira de Castro e Dr. Renato Tavares Martins e suas ricas contribuições.

Agradeço a meus companheiros de Laboratório de Ecologia e Conservação por toda ajuda dada nesses dois anos, cada dúvida, cada tentativa de falar comigo e, às vezes, sem me entender, desculpa kkkk, aos que foram monitores nos meus cursos de estatística que tiraram muitas dúvidas, às pessoas que trabalharam na triagem comigo, e as pessoas que me acompanharam na minha primeira expedição em campo para uma reserva no PARNA da Amazônia, que foi uma experiência de muito aprendizado e trabalho em equipe.

Agradeço a todos os colegas e pessoas que conheci em Belém, que sem dúvida, foram anjos. Muito obrigado a Leandra, Edwin, Dora e Myllena que compartilharam o mesmo teto, um café, um almoço, uma conversa, uma ideia de trabalho, um script, uma ida para jogar futebol, tudo muito valioso para mim. Pelo mesmo motivo e multiplicado por não sei quantos parágrafos, agradeço imensamente também a Cristian e Laura que me acolheram desde o primeiro dia, e me ajudaram em absolutamente tudo, me mostraram Belém quase pela mão, me levaram ao banco, à polícia federal, ao mercado, à universidade... Nas horas vagas me convidavam para ver um filme, a conversas descontraídas, me deram conselhos sobre a vida e a ciência e até ficavam pendentes se eu comia bem. Vocês foram pessoas maravilhosas e não tenho páginas suficientes para agradecê-los por tudo que fizeram por mim.

Agradeço a pessoal do GEAA por me convidarem para o seu grupo com o objetivo de divulgar a ciência, por me deixarem contribuir com um pouco do meu conhecimento, cada publicação nas redes sociais, cada palestra e cada curso. Foi muito valioso para mim poder dividir esses momentos com vocês e com o mundo. Muito obrigado.

Agradeço aos meus amigos e colegas de graduação em Manizales, Colômbia, que nunca perderam contato, onde continuamos nos falando, fazendo aniversários surpresa, jogando Among Us kkkk, e fazendo pesquisas. Me ajudaram no que precisei à distância, muito obrigado mesmo Guillermo, Luis, Sebas, Israel, Juan Jose, Paola, Stefany e Daniel.

Agradeço também imensamente a professora Lucimar que me recomendou para o Leandro e me incentivou a fazer mestrado fora do país, dando a ele ótimas referências sobre mim, e de longe me convidou a participar e contribuir em várias pesquisas.

Agradeço imensamente a minha namorada Carol por todo o apoio desde o primeiro dia que nos conhecemos. Por querer me ensinar português sem querer nada em troca. Por me apoiar em meu trabalho com seus conselhos, ideias e todas as suas sugestões. Por concordar em assistir séries e filmes comigo nos meus momentos de estresse e por me dar tanto apoio emocional nos meses de pandemia. Por me ensinar muitas coisas sobre Belém, comidas, pessoas e lugares. Obrigado por compartilhar sua família, por toda sua gentileza, por sentar-se para conversar ao meu lado quando ninguém estava entendendo nada. Por me levar a Calafate, a casa de seus avós para descansar e conhecer uma cidadezinha muito bonita ao lado de um rio, cheia de igarapés para descansar... Por muitas outras coisas mais, muito obrigado.

Agradeço a minha família pelo apoio à distância, por entenderem minha ausência nesses dois 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 minha prima Daniela por sempre cuidarem de mim e me apoiarem nas minhas decisões. Agradeço a minha avó por todo amor e carinho ao onde a via todos os dias durante a graduação, por me chamar no whatsapp sem saber usar o celular, pela memória dela e pelas nossas últimas conversas em 2020, que descanse em paz vovó.

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 dessa dissertação e no final desta fase.

Variação temporal de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) com base em sua especificidade ambiental em riachos impactados pela mineração na Amazônia Oriental

RESUMO GERAL

Conhecer a diversidade aquática e entender como as diferentes espécies são distribuídas no tempo e no espaço tem se tornado um dos principais focos de pesquisas em ecologia nas últimas décadas. Isso acontece principalmente em virtude das rápidas mudanças ambientais provocadas pelas atividades antrópicas. Nesse cenário, os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são utilizadas para o monitoramento das condições ambientais por serem sensíveis às essas mudanças. A intensidade da resposta depende diretamente da amplitude do nicho de cada táxon diante das variabilidades e alterações do habitat. Com o objetivo geral de investigar os efeitos da mineração de Ferro com base na especificidade ambiental de EPT em riachos da Floresta Nacional de Carajás, no Pará ao longo de seis anos, essa dissertação é dividida em dois capítulos. No Primeiro classificamos os táxons de EPT em generalistas e especialistas e avaliamos se a abundância e riqueza estimada desses grupos variam de acordo com o nível de alteração dos riachos impactados por atividades de mineração. No segundo avaliamos a variação espacial e temporal da diversidade beta de EPT generalistas e especialistas. Nos dois estudos foram usados dados de EPT amostrados anualmente em 24 riachos ao longo de seis anos em riachos conservados e impactados pela mineração na Flona de Carajás. Foram coletados 49.922 indivíduos distribuídos em 59 gêneros, dos quais 31 foram classificados como especialistas e 28 como generalistas de habitat. No primeiro capítulo, verificamos que houve efeito negativo da mineração na riqueza estimada e efeito positivo na abundância de gêneros especialistas. Por outro lado, a abundância e a riqueza estimada de generalistas foram influenciados negativamente pelo efeito da mineração. No segundo capítulo não foram encontradas diferenças na composição dos gêneros e nem na heterogeneidade entre os tratamentos. Porém, ao longo do tempo, tanto os generalistas como os especialistas mudaram sua composição. A mineração afeta as comunidades de generalistas e especialistas de EPT, em especial, os especialistas de locais impactados pela mineração que apresentaram aumento em suas abundâncias, possivelmente pela ampliação de habitat disponibilizados pelo processo de homogeneização do habitat. Para os generalistas, a perda de gêneros foi o principal componente na diversidade beta temporal, já os especialistas apresentaram ganhos e perdas de gêneros. Portanto, a mineração afetou as comunidades tanto de grupos generalistas como especialistas ao longo dos anos, apesar de sua especificidade de habitat, apresentando diferentes padrões às mudanças ambientais.

Palavras-chaves: Amplitude de nicho, aninhamento, insetos aquáticos, integridade ambiental, heterogeneidade ambiental, tolerância, *turnover*.

Temporal variation of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) based on their environmental specificity in streams impacted by mining in the Eastern Amazon

GENERAL ABSTRACT

Knowing aquatic diversity and understanding how different species are distributed in time and space has become one of the main focuses of research in ecology in recent decades. This is mainly due to the rapid environmental changes caused by human activities. In this scenario, aquatic insects of the orders Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) are used to monitor environmental conditions because they are sensitive to these changes. The intensity of the response depends directly on the breadth of the niche of each taxon given the variability and changes in the habitat. With the general objective of investigating the effects of iron mining based on the environmental specificity of EPT in streams of the Carajás National Forest in Pará, over six years, this dissertation is divided into two chapters. In the first, we classified EPT taxa into generalists and specialists and evaluated whether the estimated abundance and richness of these groups vary according to the level of alteration of the streams impacted by mining activities. In the second, we evaluated the spatial and temporal variation of the beta diversity of generalist and specialist EPT. In both studies, EPT data sampled annually in 24 streams over six years were used in streams conserved and impacted by mining in the Carajás Flona. A total of 49,922 individuals distributed in 59 genera were collected, of which 31 were classified as specialists and 28 as habitat generalists. In the first chapter, we verified that there was a negative effect of mining on the estimated wealth and a positive effect on the abundance of specialist genera. On the other hand, the abundance and estimated wealth of generalists were negatively influenced by the mining effect. In the second chapter, no differences were found in gender composition or heterogeneity between treatments. However, over time, both generalists and specialists changed their composition. Mining affects the communities of EPT generalists and specialists, in particular, specialists from sites impacted by mining that showed an increase in their abundances, possibly due to the expansion of habitat made available by the process of habitat homogenization. For generalists, gender loss was the main component in temporal beta diversity, while specialists showed gender gains and losses. Therefore, mining has affected communities of both generalist and specialist groups over the years, despite their habitat specificity, presenting different patterns of environmental changes.

Keywords: Niche breadth, nesting, aquatic insects, environmental integrity, environmental heterogeneity, tolerance, turnover.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	12
2. Capítulo I.....	14
RESUMO.....	15
INTRODUÇÃO.....	16
MATERIAL E MÉTODOS.....	18
RESULTADOS.....	25
DISCUSSÃO.....	32
CONCLUSÃO.....	37
AGRADECIMENTOS.....	38
REFERENCIAS.....	38
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	49
3. Capítulo II.....	56
RESUMO.....	56
IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE INSETOS.....	57
INTRODUÇÃO.....	57
MATERIAL E MÉTODOS.....	60
RESULTADOS.....	65
DISCUSSÃO.....	73
AGRADECIMENTOS.....	76
REFERENCIAS.....	77
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	90
4. CONCLUSÃO GERAL.....	90
5. REFERÊNCIAS GERAIS.....	91
6. LISTA DE ARTIGOS PUBLICADOS/SUBMETIDOS DURANTE O MESTRADO:.....	93

1. INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças no uso da terra, como a fragmentação e perda de habitat, alteram diretamente as propriedades do habitat e da paisagem (Chase et al., 2020). Nos últimos anos as atividades antrópicas levaram a rápidas mudanças relacionadas ao uso da terra, e com isso, aumentou a necessidade de realizar avaliações da biodiversidade em suas múltiplas facetas (Schimel et al., 2013). A antropização nos sistemas aquáticos afeta significativamente a dinâmicas de muitas espécies e, mesmo que ela ocorra em regiões distantes da bacia de drenagem, pode ocorrer a contaminação dos riachos e diminuição da diversidade (Collier et al., 2016; Brasil et al., 2020). Um exemplo disso são as atividades de mineração que causam mudanças na paisagem, afetando as características hidrológicas e físicas dos ambientes aquáticos, principalmente em virtude da perda de mata ciliar e pela entrada de sedimentos nos riachos (Enríquez-Espinosa et al., 2020; Ding & Peijnenburg, 2003).

Nos ecossistemas aquáticos ocorrem variações naturais nas condições ambientais ao longo do tempo, causados por fatores estocásticos (e. g. Sazonalidade, pulso de inundação) e por eventos naturais, os quais podem modificar a diversidade ao longo do tempo e a composição espacial das espécies presentes em uma área (Diaz et al., 2017; Li et al., 2020). Isso acontece porque muitas espécies dependem de condições e recursos específicos para seu estabelecimento (e.g. a integridade de habitat) (Leibold, 1995; Brasil et al., 2020). A indisponibilidade ou modificação das variáveis ambientais naturais podem diminuir a abundância ou até mesmo causar a extinção local de espécies sensíveis, além de impactar diretamente no desempenho dos organismos, como na reprodução, forrageamento, imunocompetência, comportamento, crescimento e pode diminuir as capacidades de interação (Nahmani et al., 2006; Pörtner, 2008).

As variações naturais na diversidade entre comunidades em diferentes escalas geralmente dependem das respostas diferenciadas dos grupos às mudanças ambientais (Chase et al., 2020). O fator chave para entender as respostas é o nicho, que foi definido por Elton (1927) como um espaço funcional n-dimensional, no qual os atributos funcionais dos grupos taxonômicos ao longo do gradiente ou diante de filtros ambientais, são fundamentais para estruturar os padrões das comunidades nos diferentes habitats (Devictor et al., 2010). Os atributos, por sua vez, são definidos como conjunto de características morfológicas,

fisiológicas, fenológicas e estruturais que determinam ou afetam o rendimento dos organismos, ou seja, sobrevivência e desenvolvimento (Kearney et al., 2021). Sendo assim, podemos classificar os grupos taxonômicos em especialistas e generalistas de habitat (Karasiewicz et al., 2018) de acordo com sua diferenciação ou amplitude de nicho e na forma com que as espécies respondem à essas alterações. Os especialistas têm atributos específicos em menos categorias, ou seja, possuem nicho mais estreito, já os generalistas têm maior distribuição das categorias de atributos funcionais, ou seja, possuem um nicho mais amplo, e assim, conseguem tolerar mais as alterações ou condições adversas (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014).

Os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera têm sido utilizados amplamente para avaliar ou monitorar as mudanças nas condições ambientais. Alguns desses organismos são sensíveis às alterações sutis no ambiente levando perdas na abundância e na riqueza (Meza-Salazar et al., 2020; Farias et al., 2021). Alterações no uso da terra também pode promover a homogeneização taxonômica e funcional das comunidades, causando diminuição da diversidade beta espacial ao longo do tempo (Castro et al., 2018; Petsch et al., 2021). Algumas espécies têm ciclos de vida longos, podendo ser amostradas facilmente e a taxonomia é relativamente bem conhecida no nível de família e de gênero, permitindo avaliar mudanças ambientais imediatas devido à sua rápida resposta e maior conhecimento (Smith et al., 2006; Prat et al., 2009).

Tendo em vista esse cenário, o objetivo dessa dissertação foi avaliar os efeitos da mineração de Ferro com base na especificidade ambiental de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos da Floresta Nacional de Carajás, no Pará ao longo de seis anos. Para isso, a dissertação foi dividida em dois capítulos. Especificamente no capítulo I, classificamos os táxons de EPT em generalistas e especialistas, e depois, avaliamos se a abundância e riqueza estimada desses grupos variam de acordo com o nível de alteração dos riachos impactados por atividades de mineração; Já no capítulo II, avaliamos a variação espacial e temporal da diversidade beta de EPT generalistas e especialistas de habitat em riachos sob influência de mineração e riachos controle na Amazônia Oriental.

2. Capítulo I

Efeito da mineração na assembleia de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) de riachos amazônicos com base em sua especificidade ambiental

O primeiro capítulo desta dissertação foi elaborado e formatado conforme as normas da revista Hydrobiologia, disponível em:

[https://www.springer.com/journal/10750/
submission-guidelines](https://www.springer.com/journal/10750/submission-guidelines)

Efeito da mineração na assembleia de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) de riachos amazônicos com base em sua especificidade ambiental

RESUMO

A forma como as espécies respondem às mudanças no ambiente depende de vários fatores, mas principalmente da sua amplitude de nicho diante das variabilidades e alterações do habitat. A compreensão destes fatores é importante para avaliar como as atividades antrópicas afetam os padrões de diversidade das assembleias aquáticas. Nosso estudo avaliou, ao longo de seis anos, como a abundância e a riqueza estimada de gêneros generalistas e especialistas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) respondem as atividades de mineração na Floresta Nacional de Carajás na Amazônia Oriental. Nossa hipótese foi de que a abundância e a riqueza estimada de especialistas seriam menores nos riachos impactados pela mineração. Foram coletados 49.822 indivíduos, distribuídos em 31 gêneros classificados como especialistas e 28 como generalistas de habitats. Usando Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) verificamos que houve efeito negativo da mineração na riqueza estimada de gêneros especialistas e, ao contrário do que esperávamos, houve um efeito positivo da mineração na abundância de gêneros especialistas. Por outro lado, os generalistas responderam negativamente ao efeito da mineração na abundância e na riqueza estimada, provavelmente devido ao fato de que os efeitos gerais de atividades antrópicas na assembleia são geralmente mostrados pelos padrões dos generalistas, mostrando como a mineração afeta a assembleia. Já os especialistas de riachos afetados pela mineração podem aumentar suas abundâncias em virtude da homogeneização do habitat, pois essas espécies poderiam aumentar sua representatividade. Portanto, a partição da assembleia em grupos generalistas e especialistas tem importantes aplicações no monitoramento e no melhor entendimento dos padrões da assembleia e como são afetados pelos efeitos antrópicos, mais especificamente pela atividade de mineração.

Palavras-chave: Amplitude de nicho, heterogeneidade ambiental, insetos aquáticos, integridade ambiental, tolerância.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a urgência em realizar avaliações da biodiversidade aquática em suas múltiplas facetas tem aumentado em virtude das rápidas mudanças ambientais provocadas, principalmente, pelas atividades antrópicas (Chase et al., 2020; Schimel et al., 2013). Os sistemas aquáticos são significativamente afetados pela antropização, e mesmo que ela ocorra em regiões distantes da bacia de drenagem, pode ocorrer a contaminação dos riachos e isso pode levar à diminuição da diversidade (Collier et al., 2016; Brasil et al., 2020A). Em riachos de cabeceira, além da variação espacial, que é influenciada pelas condições do relevo e da hidrografia, ocorrem variações naturais que podem causar variação da heterogeneidade dos ambientes (Billen et al., 1994; Yang et al., 2020) e modificar a diversidade existente (Díaz et al., 2017). Essas variações ocorrem geralmente ao longo do tempo, causadas por fatores estocásticos e eventos naturais, levando a respostas diferenciadas em muitos táxons de acordo com sua especificidade ambiental, o que afeta a dinâmica natural dos ecossistemas a longo prazo (Li et al., 2020; Yule et al., 2010).

O fator chave nas respostas diferenciadas dos grupos é o nicho, que foi definido por Elton (1927) como um espaço funcional n-dimensional, no qual os atributos funcionais dos grupos taxonômicos ao longo do gradiente ou diante de filtros ambientais, são fundamentais para estruturar os padrões das assembleias nos diferentes habitats (Devictor et al., 2010). Atributos, por sua vez, são definidos como conjuntos de características morfológicas, fisiológicas, fenológicas e estruturais que determinam ou afetam o rendimento dos organismos, ou seja, sobrevivência e desenvolvimento (Kearney et al., 2021). Por outro lado, Hutchinson (1957) definiu o conceito de nicho como um conjunto de fatores ambientais que influenciam na persistência de uma espécie em uma região no hiperespaço de N-dimensões (Dolédec et al., 2000; Leibold, 1995). Nessas múltiplas dimensões é importante considerar que o efeito das interações com outras espécies pode restringir, ou até mesmo ampliar o nicho realizado, que é o que realmente é disponibilizado para as espécies quando estão interagindo com outras espécies (Karasiewicz et al., 2018).

Os conceitos de nicho são essenciais para entender como os gradientes e as variações ambientais promovem efeitos e respostas em atributos, sejam eles morfológicos, de história de vida ou ecológicos, mas que contenham um papel funcional no ecossistema ou na

assembleia (Devictor et al., 2010; Mihuc, 1997; Leibold, 1995). Sendo assim, podemos classificar os grupos taxonômicos em especialistas e generalistas de habitat (Karasiewicz et al., 2018) de acordo com sua diferenciação de nicho e na forma com que as espécies respondem à essas alterações. Os grupos especialistas possuem um nicho mais estreito e tendem a reduzir sua abundância quando seu habitat é alterado, e não raro, são extintas localmente, já os generalistas possuem nichos mais amplos, e assim, são mais resistentes às alterações, podendo até mesmo ampliar sua área de distribuição em meio a perturbações ambientais (Hou et al., 2020; Siqueira et al., 2012).

A mineração é uma das atividades antrópicas mais impactantes para os sistemas aquáticos, pois modificam grandes áreas para a extração de minério ocorrendo geralmente nas áreas de platô justamente onde também estão as nascentes dos riachos de cabeceira (Pond et al., 2008). Além disso, utilizam quantidades significativas de água para o processamento, transporte, separação de minerais e resíduos, supressão de poeira, lavagem de equipamentos, entre outros, a depender do tipo de minério explorado (Kemp et al., 2010). Mesmo ocorrendo em ambiente terrestre e/ou longe das margens dos riachos, os rejeitos da mineração podem ser lixiviados e, assim, a quantidade de uso do solo em cada microbacia que é destinado para a mineração pode afetar direta ou indiretamente os padrões de biodiversidade dos sistemas aquáticos, mudando a sua dinâmica e alterando a composição físico-química da água (e. g. pH, oxigênio dissolvido, temperatura) (Mishra et al., 2006, 2008).

Em riachos, os macroinvertebrados aquáticos são utilizados para avaliar ou monitorar as mudanças nas condições ambientais, uma vez que alguns organismos são sensíveis até mesmo às alterações sutis no ambiente (Meza et al., 2012; Farias et al., 2021). Dentre estes, recebem destaque os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), já que passam a maior parte de sua vida no estado imaturo habitando a região bentônica dos corpos d'água (Hamada et al., 2019). Ao mesmo tempo, diferentes estudos a nível de gênero e família têm constatado que estes grupos exibem respostas diferenciadas na estrutura das assembleias aos efeitos da contaminação e as mudanças ambientais (Mykrä & Heino, 2017; Wright & Ryan, 2016; Godoy et al., 2019).

Estudos na região amazônica têm mostrado como as assembleias de EPT são sensíveis às modificações nas bacias de drenagem (e.g. Shimano et al., 2021; Farias et al., 2021), e aos

poucos, o conhecimento sobre as especificidades de respostas está avançando (Luiza-Andrade et al., não publicado). Porém, estudos publicados avaliando as diferenças de especificidades nos padrões das assembleias bentônicas ainda são incipientes ou inexistentes na região. A produção dessa informação é essencial para possibilitar o planejamento de estratégias eficientes de mitigação de impactos ambientais desde a facilitação do monitoramento até a identificação de impactos de longo prazo (Bispo et al., 2006).

Tendo em vista esse cenário, nosso objetivo foi classificar os táxons de EPT em generalistas e especialistas além de avaliar se a abundância e riqueza estimada desses grupos variam de acordo com o nível de alteração dos riachos impactados por atividades de mineração de Ferro na Floresta Nacional de Carajás, no Pará. Testamos as hipóteses de que (i) a abundância e a riqueza estimada de gêneros especialistas são menores nos riachos impactados pela mineração devido à sensibilidade e baixa tolerância ambiental desse grupo às alterações ambientais. Por outro lado, esperamos que (ii) a abundância e riqueza estimada de generalistas não sejam afetadas pelas alterações ambientais devido à sua tolerância as mudanças ambientais e sua maior amplitude de nicho.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em 24 riachos na Floresta Nacional de Carajás (Flona de Carajás), localizada no sudeste do estado do Pará entre os municípios de Parauapebas, Canaã dos Carajás e Água Azul do Norte, Brasil (6° 0'0" S; 50° 24'0" W) (Figura 1) (Bezerra et al., 2017). O relevo da região por ser dividido em duas serras: Serra Norte e Serra Sul, coletas foram feitas em todas as serras (Souza & Carmo, 2015). Esta unidade de conservação é caracterizada por possuir duas fisionomias, uma predominante que é a floresta ombrófila que pode ser densa ou aberta, e a outra, são os fragmentos de Canga, uma vegetação do tipo savana, com abundantes afloramentos de rochas de óxido de ferro. Essas fisionomias possuem habitats heterogêneos com uma ampla rede de drenagem, e abundantes riachos rasos sazonais de primeira e segunda ordem (Gastauer et al., 2021; Luiza-Andrade et al., 2020). A

precipitação média anual da área é de 2000 - 2400 mm e altitudes entre 400 e 900 metros de altura (Souza & Carmo, 2015; Luiza-Andrade et al., 2020).

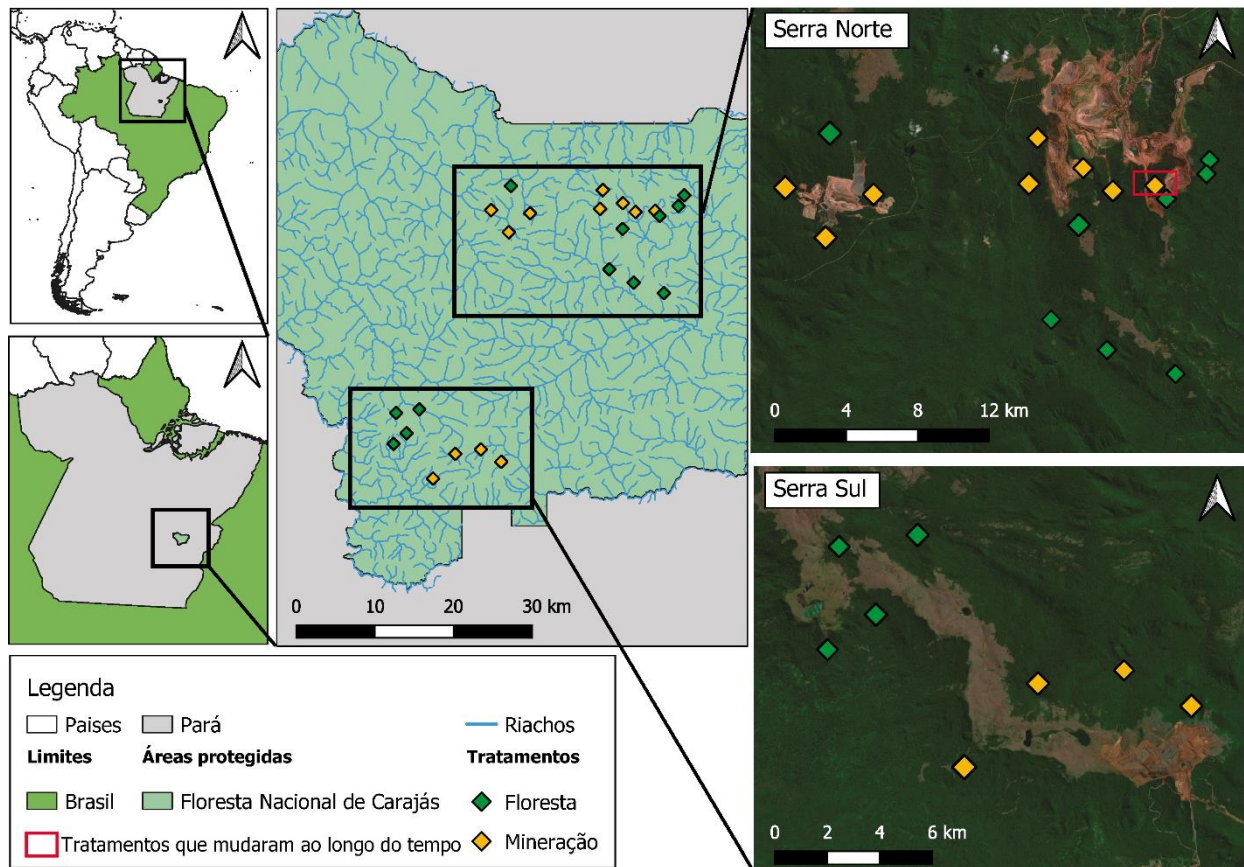


Figura 1. Localização dos 24 riachos onde foram amostrados os insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) na Floresta Nacional de Carajás (Flona de Carajás), Pará, Brasil. *Retângulo vermelho mostra o riacho N501, que foi alterado ao longo do estudo e mudou o status de conservação de Floresta para Mineração.

Este estudo foi realizado entre os anos 2015 e 2020, onde foram realizadas seis campanhas, sempre no período de estiagem (menores valores de precipitação), de junho a dezembro. Em cada uma das campanhas, foram realizadas amostragens nos 24 riachos, separados em duas regiões: Serra Norte e Serra Sul. Na Serra Norte, foram amostrados oito riachos em áreas impactadas por mineração e oito riachos em áreas florestais (controle). O riacho N501 foi inicialmente considerado como controle, porém, ao longo dos anos, com o avanço da área explorada pela mineração, ele mudou de categoria pois foi afetado pela

mineração. Já na Serra Sul, foram amostrados quatro riachos em áreas de mineração e quatro riachos em áreas controle (Figura 1).

Coleta biológica

Em cada um dos riachos foi delimitada uma seção fixa de 100 metros, dividida em 10 seções de 10 metros (Figura 2). Cada seção foi demarcada e nomeada pelas letras "A" (sempre a jusante) para "K" (sempre a montante) (AB, BC, CD..., JK). Posteriormente, cada seção foi subdividida em dois segmentos, totalizando 20 segmentos de cinco metros (Figura 2). A divisão do trecho do riacho em segmentos permite calcular a variação da riqueza de gêneros em microescala por riacho, além de facilitar a amostragem de espécimes no campo (Shimano et al., 2013; Shimano et al., 2018).

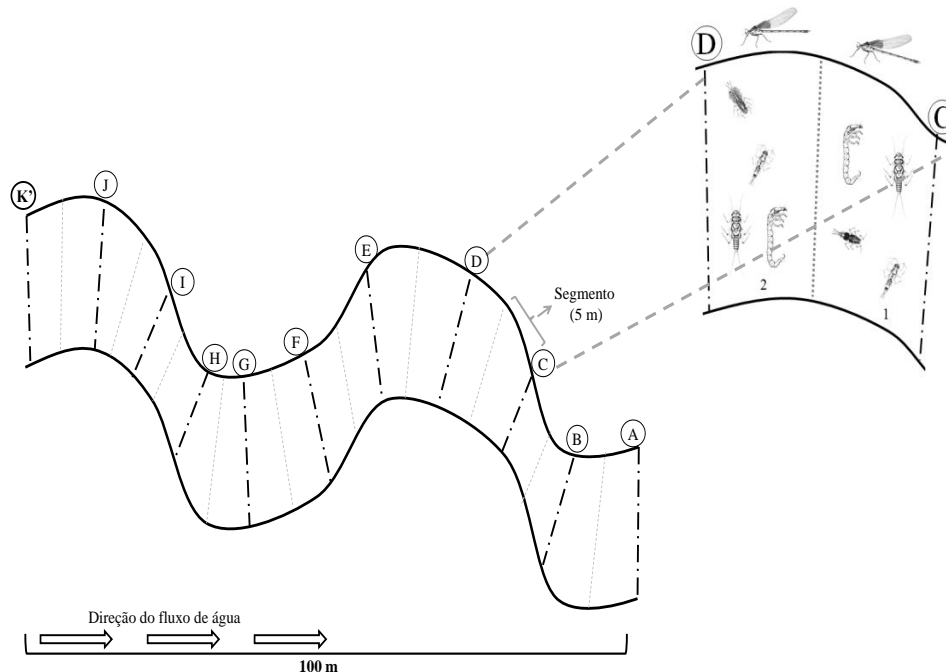


Figura 2. Delineamento amostral utilizado para a coleta de EPT e variáveis ambientais, mostrando a demarcação de um trecho de 100 metros em riachos da Flona de Carajás, Pará, Brasil.

Para a coleta de EPT, foi usado um rapiché (rede manual circular) de 18 cm de diâmetro e malha de 0,05 mm, seguindo a metodologia de Shimano et al. (2013, 2018), replicando duas vezes nos substratos presentes no segmento. Este procedimento é necessário para garantir que todos os substratos presentes na seção demarcada sejam suficientemente amostrados. Em campo, os substratos foram triados para a separação dos espécimes usando

bandejas brancas, pinças entomológicas e posteriormente foram fixadas em álcool 85%. As amostras coletadas foram identificadas ao nível de gênero com as chaves de Domínguez et al. (2006), Domínguez e Fernandez (2009), Hamada et al. (2019) e depositadas na Coleção Zoológica da Universidade Federal do Pará (UFPA).

Dados ambientais

Para avaliar a integridade física de habitat foi usado o índice de integridade de habitat (IIH) de Nessimian et al. (2008) (Suplementar 1). Esse índice varia de zero a um e representa um gradiente de aumento de integridade ambiental e, tem se mostrado muito importante para explicar a variação nas assembleias de insetos aquáticos (Brasil et al., 2020A). Complementarmente, foi utilizado o Índice de Redução de Habitat por atividades de mineração, também conhecido como Índice de Impacto (INI) (Enríquez-Espinosa et al., 2020), que mede a distância ponderada e o tamanho da área de extração de minério em cada microbacia amostrada, com base na soma dos quadrados da distância de cada área de extração de minério, multiplicado por sua respectiva área. Portanto, quanto maior o valor do índice de impacto, maior será a influência da mineração no riacho amostrado (Suplementar 2).

Sendo assim, ao todo, 13 variáveis foram utilizadas como métricas de impacto: 12 representadas pelas questões do IIH, e uma do INI. Para minimizar possíveis vieses relacionados a multicolinearidade entre as variáveis, foi realizada uma matriz de correlação entre todas as variáveis. Se duas ou mais variáveis eram correlacionadas (R Pearson) em valores iguais ou superiores a 0,6, apenas uma permaneceu e as demais foram retiradas, priorizando variáveis importantes associadas aos grupos estudados. Em seguida, para selecionar as variáveis preditoras que mais atuam sobre a estrutura de EPT na Flona de Carajás, utilizamos a função *forward.sel* do pacote *adespatial* (Dray et al., 2019), do programa R 4.01 (R Core Team, 2021).

Classificação da assembleia em especialista e generalista ao uso de habitat

Para classificar a assembleia de EPT em especialista e generalista foi utilizado o Índice de Especialização (*Taxon Specialisation index* - TSI) (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014). Os valores do TSI e TSI-adj de cada táxon foram calculados com base em sete Atributos funcionais que foram selecionados por serem afetados por mudanças no uso da

terra por atividades antrópicas (Castro et al., 2018; Dedieu et al., 2015), bem como, por consulta a especialistas de cada grupo taxonômico (Tabela 1). Complementarmente foram realizadas buscas na literatura que descrevem as possíveis adaptações dos gêneros às características ambientais de seus habitats (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014). O TSI é derivado do índice de Simpson, calculando a somatória do quadrado de cada atributo e o uso relativo das categorias ou variação dos atributos ($TSI_{it} = \sum^k C_{tik}^2$) onde (i) atributos, (t) táxon, (C_{tik}) uso relativo da categoria, (k) categoria e (TSI-adj) a divisão do TSI mínimo e máximo a fim de evitar o efeito de Atributos com maior número de categorias e dar o mesmo peso a todos os Atributos (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014). Os valores finais variam entre zero e um, onde valores próximos a zero foram classificados como generalistas (maior distribuição das categorias de Atributos funcionais) e próximos a um como especialistas (atributos específicos em menos categorias). Permitindo, detectar gêneros que são especialistas em ambientes prístinos (áreas controles) ou especialistas em ambientes afetados pelas atividades de mineração. Além dos grupos generalistas que não apresentariam distribuição associado a apenas uma das duas categorias de habitats avaliados em nosso estudo, conseguindo sobreviver e apresentar elevada abundância em ambientes variados.

Tabela 1: Atributos funcionais de EPT de acordo com Eltonian *fuzzy-coded* Atributos e suas categorias associadas as mudanças no uso da terra por atividades antrópicas (Castro et al., 2018), usadas para calcular o grau observado de especialização dos gêneros dentro da assembleia.

Atributos	Definição	Categorias
Tamanho do corpo (mm)	Varição em milímetros no tamanho do corpo de indivíduos de um gênero.	<1.5 1.5 - 2.5 2.5 - 3.5 3.5 - 5.0 5.0 - 10.0 >10
Número potencial de ciclos por ano	Varição no número de ciclos reprodutivos por ano.	< ou = 1 > 1
Hábitos alimentares	Varição nos tipos de habitat de alimentação dentro do gênero.	Coletor- Apanhador (CG) Triturador (SH) Raspador (SC) Coletor-Filtrador (CF)

		Predador (PR)
Locomoção	Variação nos tipos de locomoção dentro do gênero.	Cavar Tregar Espalhar Agarrar Nadar
Forma do corpo	Variação na forma do corpo dentro do gênero.	Simplificada Achatada Cilíndrica Esférica
Flexibilidade do Corpo (°)	Quanto o indivíduo pode se "dobrar" sem romper o corpo. Medido em graus.	<10 <10-45 >45
Refúgio	Variação no tipo de abrigos usados pelo gênero.	Vida livre Construtores de rede de seda Refúgio de areia e madeira Construtoras Construtores de refúgio de folhas

Após a classificação dos táxons, os dados foram enviados para pesquisadores com conhecimento da biodiversidade e das características dos riachos Amazônicos, que após a verificação, em caso de discordância com o índice concluíram a classificação com base em seus conhecimentos dos gêneros da região (Suplementar 3, Tabela 1). Após esse procedimento, geramos uma matriz de riqueza e de abundância para cada um dos dois grupos de gêneros generalistas e especialistas. A determinação da classificação do tipo de condição da especialização que o gênero está representado foi realizado com base na abundância apresentada em cada tratamento.

Análises dos dados

Em nossas análises, cada riacho foi considerado como uma amostra, totalizando 144 unidades amostrais (24 riachos x seis anos de coleta). Para verificar a variação ambiental com relação às alterações ambientais entre os riachos impactados pela mineração e os controles, usamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Legendre & Legendre, 2012), onde o Índice de Impacto pela mineração (INI) e 11 questões do Índice de Integridade de Habitat

(III) foram usadas como variáveis preditoras. Como critério de seleção dos eixos usamos o *broken-stick* e valores de contribuição das variáveis superiores a 0,35. Para testar se existem diferenças de heterogeneidade dos diferentes tratamentos foi realizado uma Análise de Dispersão de Permutação (PERMDISP) (Anderson et al., 2006).

Para testar se houve autocorreção espacial (latitude e longitude) entre os pontos de coleta, foi realizado uma Análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM) e sobre os valores positivos de ele, o índice de Moran com valores observado, esperado, desvio padrão e p-valor. Esta abordagem permite avaliar como os resultados de cada modelo são estruturados no espaço, evitando o erro tipo I nas análises estatísticas (Dray et al., 2006; Jackson, 1993).

Geralmente a riqueza observada é uma estimativa tendenciosa para a riqueza de espécies, em virtude da dificuldade em conseguir mensurar apropriadamente a real biodiversidade existente em uma localidade. Para tentar diminuir esse problema, em nosso estudo foi utilizada a riqueza estimada pelo estimador não paramétrico de primeira ordem *Jackknife* (Coddington & Levi, 1991; Colwell & Coddington, 1994; Heltshe & Forrester, 1983), com a função *specpool* do pacote *vegan* no Programa R. Este método é capaz de estimar a riqueza total somando a riqueza observada (número de espécies coletadas) a um parâmetro calculado a partir do número de espécies raras (em nosso estudo, definido como aquelas que ocorreram em apenas uma única amostra). Esta técnica tem como resultado uma estimativa aproximada da riqueza de espécies em uma comunidade ou assembleia (Krebs, 1999), resultando em intervalos de confiança que permitem comparar os tratamentos: quando dois ou mais intervalos de confiança se sobrepõem, eles não são diferentes (Suplementar 4).

Para avaliar as hipóteses de que existe efeito das atividades de mineração sob a abundância e a riqueza estimada arredondadas de especialistas e generalistas como variável contínua discreta, foram construídos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) com distribuição de erros de Poisson. Para analisar todos os possíveis efeitos das preditivas isoladas e as combinações das variáveis, foram construídos diferentes modelos usando o tratamento riachos (controle e mineração), a classificação dos gêneros (especialistas e generalistas) e PCNM significativos como variáveis explicativas, e a variável tempo (ano em que a coleta foi realizada) e a variável sobre os índices de integridade e impacto foram usadas

como variáveis aleatórias. Para selecionar o melhor modelo usamos o critério de informação de Akaike ajustado para pequenas amostras (AICc), selecionando o modelo mais parcimonioso. O modelo com menor valor AICc e ΔAIC menor que dois foi considerado o modelo com melhor ajuste (Ripley et al., 2020). Para o modelo selecionado foram avaliados os efeitos das variáveis preditoras sobre as variáveis resposta. As análises foram realizadas no programa R 4.0.1 (R Core Team, 2021), usados os pacotes *vegan* (Oksanen et al., 2019), *iNEXT* (Hsieh et al., 2016), *Mass* (Ripley et al., 2020), *ade4* (Dray & Siberchicot, 2020), *lme4* (Bates et al., 2015) e edição gráfica no pacote *ggplot2* (Wickham 2016).

RESULTADOS

Com relação à avaliação de integridade ambiental dos 24 riachos estudados, após a seleção de métricas, apenas a variável padrão do uso da terra (IIH1) foi retirada da análise, restando assim, 12 métricas para serem avaliadas. Ao sumarizarmos a variação das condições ambientais entre os riachos ao longo de seis anos, os dois primeiros eixos da PCA explicaram 78,63% da variação total dos dados, mostrando uma clara separação entre os riachos que estão sendo impactados pela mineração, daqueles que estão drenando áreas controle (Figura 3). As métricas que contribuíram positivamente para a formação do primeiro eixo foram: estado da mata ciliar (IIH4), largura da mata ciliar (IIH2) e estrutura do barranco do rio (IIH7). Para o segundo eixo, as variáveis que mais contribuíram foram positivamente: vegetação aquática (IIH11) e, negativamente: leito do rio (IIH9) (Tabela 2). O padrão de separação dos riachos mostrado na ordenação também foi validado pela PERMDISP, que detectou diferenças significativas de heterogeneidade entre os riachos Controle e de mineração (Pseudo-F = 5,238; gl=1; p = 0,023), existindo maior variabilidade ambiental nos riachos sob ação das atividades de mineração.

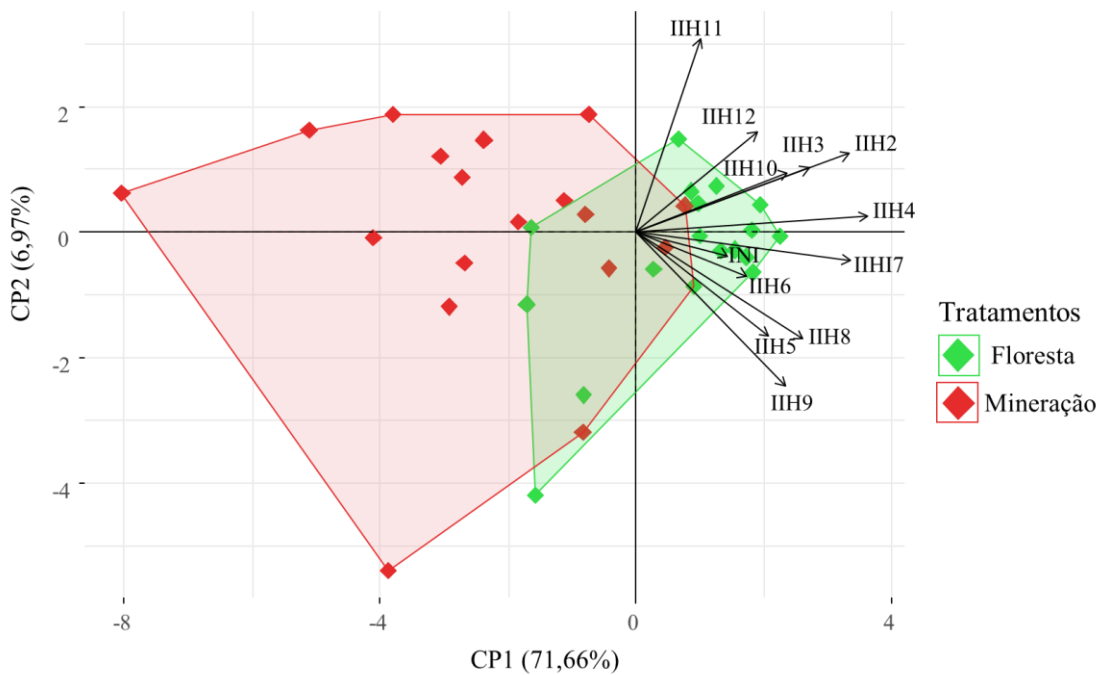


Figura 3: Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando em seus dois primeiros eixos a relação das métricas dos Índices de Integridade (IIH) e Índice de Impacto por atividades de mineração (INI) nos riachos controle e com mineração na FLONA de Carajás, Pará, Brasil.

Tabela 2: Resultado da Análise de Componentes Principais, mostrando os valores de Broken Stick, autovalores, porcentagem de explicação nos dois primeiros eixos da análise e a variação ambiental entre os riachos controle e os riachos com mineração na Floresta Nacional de Carajás, Pará - PA, Brasil. Valores em negrito representam variáveis que mais contribuíram para a formação dos eixos ($\geq 0,390$).

Variáveis ambientais	CP1	CP2
Largura da mata ciliar (IIH2)	0,391	0,238
Estado de preservação da mata ciliar (IIH3)	0,317	0,195
Estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m (IIH4)	0,424	0,048
Dispositivos de retenção (IIH5)	0,244	-0,313
Sedimentos do canal (IIH6)	0,202	-0,129
Estrutura do barranco do rio (IIH7)	0,393	-0,085
Escavação sob o barranco (IIH8)	0,306	-0,321

Leito do rio (IIH9)	0,273	-0,463
Área de corredeiras e poções ou meandros (IIH10)	0,278	0,179
Vegetação aquática (IIH11)	0,118	0,582
Detritos (IIH12)	0,221	0,302
Índice Redução de habitat (II)	0,251	0,311
Autovalor	4,299	2,090
<i>Broken-stick</i>	3,019	1,664
Explicação (%)	71,66	6,97

Ao longo das seis campanhas foram coletados 49.822 indivíduos, distribuídos em 59 gêneros de EPT (Tabela 3, 4). Nos riachos controle encontramos 35.623 indivíduos, os gêneros mais abundantes foram *Nectopsyche* (Trichoptera) com 10.349 indivíduos, *Anacroneuria* (Plecoptera) com 4.678 e *Miroculis* (Ephemeroptera) com 3.621 (Tabela 4). Os gêneros *Enderleina* (Plecoptera), *Leentvaaria* e *Tomodontus* (Ephemeroptera) foram exclusivos dos riachos controle (Tabela 4). Já nos riachos impactados pela mineração encontramos 13.883 indivíduos, os gêneros mais abundantes foram *Anacroneuria* (Plecoptera) com 5.450 indivíduos, *Miroculis* (Ephemeroptera) com 3.837 indivíduos e *Chimarra* (Trichoptera) com 2.630. Os gêneros *Spiritiops* (Ephemeroptera), *Cryptonympha* (Ephemeroptera) e *Tikuna* (Ephemeroptera) foram exclusivos dos riachos em áreas de mineração (Tabela 4).

Dos gêneros registrados em nosso estudo, 28 foram classificados como generalistas e 31 como especialistas, entre os especialistas, 14 gêneros são específicos de ambientes mais preservados ocorrendo nas áreas controle, 17 gêneros específicos de áreas com mineração baseado em suas abundâncias, ocorrências e ajuda dos pesquisadores (Tabela 3, 4). Com o GLMM encontramos que os generalistas foram mais abundantes do que os especialistas no Teste de Qui-quadrado ($\chi^2 = 214,335$; GL=1; $P < 0,001$) (Tabela 5). A abundância média por riacho foi maior dos gêneros generalistas possuindo em média 269 indivíduos a mais do que os especialistas. Houve também diferenças na riqueza estimada ($\chi^2 = 22,776$; GL=1; $P < 0,001$), onde, os especialistas apresentaram em média, estima-se que existam sete gêneros a mais do que os generalistas.

Ao avaliar o efeito da atividade de mineração na abundância total dos gêneros foi detectado um efeito significativo ($\chi^2=214,33$; GL=1; $P<0,001$) (Tabela 5), onde os riachos localizados nas áreas controle apresentam em média 166 indivíduos a mais do que os riachos de mineração. Também foi encontrado efeito da atividade de mineração na riqueza geral estimada pelo *Jackknife* de primeira ordem ($\chi^2=41,826$; GL=1; $P<0,001$), em média, os riachos controle estima-se que existam cinco gêneros a mais do que os riachos com mineração (Tabela 3).

Ao avaliar um possível efeito de autocorrelação espacial (através dos PCNMs) o modelo selecionou o PCNM1. Ao avaliar o possível efeito dos vetores espaciais na estrutura da assembleia, encontramos que a abundância tem um efeito da autocorrelação espacial ($\beta=1,383$; GL=1; $P<0,005$), já na riqueza estimada do *Jackknife* não houveram efeitos significativos do espaço ($\beta=-0,077$; GL=1; $P=0,887$) (Tabela 6). Também não foi encontrado um efeito significativo das variáveis aleatórias dos modelos tanto na abundância quanto na riqueza estimada.

Tabela 3: Abundância e riqueza estimada total, média e desvio dos gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) dos tipos de uso do solo (controle e mineração) e as classificações dos gêneros (especialista e generalista de habitat) nos riachos na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil.

Abundância							
Riacho/Tratamento	Mineração			Controle			Total
Gênero	Total	Média	Desvio	Total	Média	Desvio	
Generalistas	7.760	161,6	90,9	26.509	327,2	548,6	34.269
Especialistas	6.273	130,7	196,8	9.280	114,5	147,3	15.553
Total	14.033			35.789			49.822
Riqueza estimada - <i>Jackknife</i>							
Riacho/Tratamento	Mineração			Controle			Total
Gênero	Total	Média	Desvio	Total	Média	Desvio	
Generalistas	28	29,22	1,108	30	28,17	3,026	30
Especialistas	31	29,65	3,026	34	34,55	2,768	34
Total	60			64			64

Tabela 4: Lista de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) mostrando a ocorrência e abundância do gênero em riachos controle e mineração durante as seis campanhas de amostragem na Flona de Carajás, Pará, Brasil. Classificação (Generalista ou Especialista). Condição da especialização com base na abundância e/ou ocorrência em cada tratamento.

Ordem	Família	Gênero	Ocorrência a controle	Ocorrência Mineração	Abundância a controle	Abundância mineração	Classificação Final	Condição da especialização
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	6	6	51	49	Generalista	
		<i>Apobaetis</i> Day, 1955	1	2	2	10	Generalista	
		<i>Aturbina</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996	5	5	57	31	Especialista	Áreas controle
		<i>Baetodes</i> Needham & Murphy, 1924	5	4	24	18	Generalista	
		<i>Callibaetis</i> Eaton, 1881	2	3	4	5	Especialista	Áreas com mineração
		<i>Callibaetoides</i> Cruz, Salles & Hamada, 2013	2	4	19	100	Especialista	Áreas com mineração
		<i>Camelobaetidius</i> Demoulin, 1966	2	1	2	1	Generalista	
		<i>Cloeodes</i> Traver, 1938	6	6	98	57	Generalista	
		<i>Cryptonympha</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	0	2	0	2	Especialista	Exclusivos em áreas com mineração
		<i>Guajirolus</i> Flowers, 1985	2	1	2	1	Especialista	Áreas controle
		<i>Harpagobaetis</i> Mol, 1986	1	1	3	6	Especialista	Áreas com mineração
		<i>Paracloeodes</i> Day, 1955	4	3	8	26	Generalista	
		<i>Spiritiops</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	0	2	0	2	Especialista	Exclusivos em áreas com mineração
		<i>Tomedontus</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1995	1	0	2	0	Generalista	
		<i>Waltzophyphus</i> McCafferty & Lugo-Ortiz, 1995	1	2	3	6	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Zelus</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	6	6	251	374	Especialista	Áreas com mineração	
	Caenidae	<i>Brasilocaenis</i> Puthz, 1975	5	6	39	688	Especialista	Áreas com mineração
		<i>Caenis</i> Stephens, 1835	2	3	3	349	Generalista	
	Euthyplociidae	<i>Campylocia</i> Needham & Murphy, 1924	6	6	188	228	Generalista	
	Leptohyphidae	<i>Amanahyphes</i> Salles & Molineri, 2006	3	6	5	22	Especialista	Áreas com mineração
		<i>Leptohyphes</i> Eaton, 1882	4	6	33	97	Generalista	
		<i>Traverhyphes</i> Molineri, 2001	4	3	30	48	Generalista	
		<i>Tricorythodes</i> Ulmer, 1920	5	6	48	9	Generalista	
<i>Tricorythopsis</i> Traver, 1958		2	4	8	8	Especialista	Áreas com mineração	
Leptophlebiidae	<i>Askola</i> Peters, 1969	5	4	42	19	Generalista		
	<i>Farrodes</i> Peters, 1971	6	6	1061	1516	Generalista		

		<i>Fittkaulus</i> Savage & Peters, 1978	1	2	10	3	Generalista	
		<i>Hagenulopsis</i> Ulmer, 1920	6	6	112	307	Generalista	
		<i>Hydrosmilodon</i> Flowers & Domínguez, 1992	2	2	9	32	Generalista	
		<i>Leentvaaria</i> Demoulin, 1966	1	0	1	0	Especialista	Exclusivos áreas controle
		<i>Miroculis</i> Edmunds, 1963	6	6	3621	3681	Generalista	
		<i>Paramaka</i> Savage & Domínguez, 1992	6	6	176	128	Generalista	
		<i>Thraulodes</i> Ulmer, 1920	3	2	13	5	Generalista	
		<i>Tikuna</i> Savage, Flowers & Porras, 2005	0	1	0	1	Especialista	Exclusivos em áreas com mineração
		<i>Ulmeritoides</i> Traver, 1959	6	6	296	168	Generalista	
		<i>Simothraulopsis</i> Demoulin, 1966	5	4	29	55	Generalista	
		<i>Terpides</i> Demoulin, 1966	6	4	111	31	Generalista	
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i> Klapálek, 1909	6	6	4678	4999	Generalista	
		<i>Enderleina</i> Jewett, 1960	1	0	1	0	Especialista	Exclusivos áreas controle
		<i>Macrogynoplax</i> Enderlein, 1909	6	6	728	1200	Especialista	Áreas com mineração
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> Mueller, 1880	6	6	2288	1604	Especialista	Áreas controle
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i> Schmid, 1955	2	4	2	8	Especialista	Áreas com mineração
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> von Siebold, 1856	5	4	26	14	Generalista	
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i> Guerin-Meneville, 1843	6	6	752	1397	Especialista	Áreas com mineração
		<i>Macronema</i> Pictet, 1836	6	6	191	166	Especialista	Áreas controle
		<i>Macrostemum</i> Kolenati 1859	6	6	105	58	Especialista	Áreas controle
		<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	6	6	659	441	Especialista	Áreas controle
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> Banks, 1905	5	2	32	2	Especialista	Áreas controle
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> Mueller, 1879	6	6	10349	1451	Generalista	
		<i>Notalina</i> Mosely, 1936	1	1	1	2	Generalista	
		<i>Oecetis</i> McLachlan, 1877	4	5	9	12	Especialista	Áreas com mineração
		<i>Triplectides</i> Kolenati, 1859	6	6	103	111	Especialista	Áreas com mineração
	Odontoceridae	<i>Marilia</i> Mueller, 1880	4	5	10	14	Generalista	
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i> Stephens, 1829	6	6	838	2621	Especialista	Áreas com mineração
	Polycentropodidae	<i>Cernotina</i> Ross, 1938	5	3	65	27	Especialista	Áreas controle
<i>Cyrnellus</i> Banks, 1913		2	2	3	3	Especialista	Áreas controle	
<i>Polycentropus</i> Curtis, 1835		5	5	51	32	Especialista	Áreas controle	
<i>Polyplectropus</i> Ulmer, 1905		6	6	241	82	Especialista	Áreas controle	
Sericostomatidae	<i>Notidobiella</i> Schmid, 1955	1	1	1	1	Especialista	Áreas controle	

Tabela 5: Testes de χ^2 do modelo linear generalizado mistos (GLMM) dos tratamentos controle e mineração e as classificações dos gêneros (especialista e generalista de habitat) sobre a abundância e riqueza estimada de insetos aquáticos na Flona de Carajás, Pará, Brasil. *resultados significativos com valores de $p < 0,05$.

<i>Abundância</i>			
Parâmetro	χ^2	GL	<i>p</i>-Valor
Classificação dos gêneros	214,335	1	<0,001*
Tratamento riacho	7,411	1	<0,001*
<i>Riqueza Estimada – Jackknife</i>			
Parâmetro	χ^2	GL	<i>p</i>-Valor
Classificação dos gêneros	22,776	1	<0,001*
Tratamento tipo de riacho	41,826	1	<0,001*

De acordo com os resultados dos GLMM, a hipótese de que a abundância de especialistas seria menor nos riachos impactados pela mineração, em comparação aos riachos controle, não foi confirmada, já que encontramos o efeito contrário da mineração na abundância de especialistas ($\beta = 4,696$; $GL=1$; $P < 0,005$) (Tabela 6). Em média, a abundância de especialistas em riachos com mineração foi de 130 indivíduos e em riachos controle foi 114 indivíduos. Por outro lado, a hipótese de que a riqueza estimada de especialistas de EPT seria menor nos riachos impactados pela mineração foi confirmada ($\beta = 3,442$; $GL=1$; $P < 0,005$) (Tabela 6). Em média, a riqueza estimada de especialistas em riachos controle foi de cinco gêneros a mais do que em riachos com mineração.

Quando verificamos a hipótese de que a abundância de generalistas não seria afetada em áreas de mineração, observamos que houve diferença entre os tratamentos ($\beta = 2,451$; $GL=1$; $P < 0,005$) (Tabela 6), a abundância de generalistas foi menor nas áreas de mineração, com média de 166 indivíduos a menos do que em riachos controle. A riqueza estimada de generalistas também foi afetada pela mineração ($\beta = -0,106$; $GL=1$; $P < 0,005$) (Tabela 6), apresentando em média um gênero a mais nos riachos controle, quando comparado com os riachos de área de mineração. Em média, a riqueza estimada de generalistas em riachos com

mineração foi de um gênero a menos que em riachos controle, rejeitando também a hipótese de que a riqueza estimada não seria afetada em áreas alteradas pela mineração.

Tabela 6. Resultados do modelo linear generalizado mistos (GLMM) avaliando os efeitos dos tratamentos controle e mineração e as classificações dos gêneros (especialista e generalista de habitat) sobre a abundância e riqueza estimada de insetos aquáticos na Flona de Carajás, Pará, Brasil. *resultados significativos.

Abundância			
<i>~ Tratamento+ Classificação+(1/IIIH)+(1/Tempo)</i>			
Parâmetro	Estimate	Sdt. Error	p-Valor
Intercepto	4,696	0,195	<0,005*
PCNM1	1,383	0,069	<0,005*
Classificação dos gêneros (Generalistas)	2,451	0,184	<0,005*
Tratamento tipo de riacho (Mineração)	-0,440	0,010	<0,005*
Riqueza Estimada – Jackknife			
<i>Tratamento+ Classificação+(1/IIIH)+(1/Tempo)</i>			
Parâmetro	Estimate	Sdt. Error	p-Valor
Intercepto	3,442	0,017	<0,005*
PCNM1	0,077	0,054	0,887
Classificação dos gêneros (Generalistas)	-0,106	0,022	<0,005*
Tratamento tipo de riacho (Mineração)	0,146	0,0226	<0,005*

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que houve diferença ambiental entre os riachos em áreas de mineração com os riachos de área controle. As métricas “estados da mata ciliar” e “vegetação aquática” foram as mais importantes para a separação dos tratamentos. Além disso, nossa hipótese foi confirmada uma vez que, a riqueza estimada de especialistas foi menor nos riachos em áreas afetadas pelas atividades de mineração e, ao contrário do que esperávamos, a abundância de especialistas apresentou uma maior variação nos riachos com mineração.

Ao mensurar os níveis de integridade de habitat dos riachos em nosso estudo, nos permitiu avaliar seu estado ecológico, uma vez que parâmetros como a estrutura da mata ciliar, sedimentos, entre outros, têm sido apontados como fundamentais para sustentar as assembleias aquáticas e garantir a heterogeneidade ambiental (Nessimian et al., 2008; Brasil et al., 2020B). Portanto, identificar as métricas que podem influenciar negativamente a assembleia de macroinvertebrados em nosso estudo nos riachos afetados pela mineração possibilita traçar medidas de mitigação dos impactos ambientais sobre esses organismos (Mishra et al., 2008). Em nosso estudo, as características da mata ciliar, a estrutura física dos barrancos e a presença de vegetação aquática foram as métricas mais importantes para explicar a variação ambiental entre os tipos de riachos amostrados. Essas métricas têm sido apontadas como componentes importantes para estruturar as assembleias de insetos aquáticos na Amazônia (Brito et al., 2020; Faria et al., 2021), de forma que a sua redução leva à diminuição da matéria orgânica alóctone nos riachos e conseqüentemente afeta negativamente a riqueza e abundância de grupos aquáticos (Luiza-Andrade et al., 2020; Monteles et al., 2021), reforçando a importância da integridade ambiental na estruturação da comunidade local de grupos como insetos aquáticos (Shimano & Juen, 2016; Paiva et al., 2021).

A separação das assembleias aquáticas em generalistas e especialistas de habitat, ajudou a identificar padrões variados de diversidade nas assembleias do EPT, esta ferramenta tem sido utilizada amplamente nos últimos anos (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019), isto possibilitou entender como grupos bioindicadores, por exemplo aquáticos, algas e crustáceos reagem às mudanças ambientais (Mihuc, 1997; Gad et al., 2020), possibilitando explicar o funcionamento das dinâmicas nos ecossistemas aquáticos ao longo do tempo (Mykrä & Heino, 2017). Em nosso estudo, os organismos generalistas foram mais abundantes do que os especialistas, por outro lado, os especialistas apresentaram maior riqueza. Apesar das duas categorias de uso do habitat (especialista e/ou generalista) terem sido afetadas por mudanças no uso da terra em nosso estudo, a separação possibilita uma maior compreensão do padrão de distribuição e de como os diferentes grupos podem ser impactados ou filtrados pelas mudanças do ambiente provocadas por atividades antrópicas (Mihuc, 1997). Sendo assim, a separação dos gêneros de EPT em generalistas e especialistas de habitat nos permite analisar

as diferenças de respostas diante dos impactos antrópicos ao longo do tempo nos ecossistemas aquáticos (Brasil et al., 2020B; Leibold, 1995).

Nossa hipótese de que a riqueza de especialistas seria maior nas áreas controle foi corroborada. Geralmente, as mudanças na riqueza de macroinvertebrados nos riachos de cabeceiras estão associados a uma diminuição de especialistas (Guterres et al., 2021; Mykrä & Heino, 2017; Rádková et al., 2017). As espécies especialistas são geralmente consideradas raras pois possuem nichos mais restritivos e, conseqüentemente, menores tamanhos populacionais (Hou et al., 2020). Geralmente as espécies especialistas estão restritas a condições de habitats específicos e que podem ocorrer em manchas (Denno & Fagan, 2003), apresentando, portanto, uma tolerância mais baixa a flutuações ou alterações de habitats (Mykrä & Heino, 2017). Assim, essas características as tornam mais susceptíveis a serem extintas localmente quando o habitat é modificado. Geralmente, alterações antrópicas como a mineração, provocam mudanças físicas nas estruturas dos ambientes aquáticos (e. g. quantidade de sedimentos na água), resultando na homogeneização e na perda de habitats disponíveis ou diminuição de nichos a serem preenchidos, afetando grupos com baixa tolerância e levando a perdas da riqueza de gêneros (Dedieu et al. 2015; Siqueira et al., 2009).

Ao contrário do que esperávamos, a abundância de especialistas foi maior na área de mineração. Provavelmente esse resultado pode estar relacionado ao fato de que houve gêneros especialistas de habitats alterados pela mineração. Além dos filtros ambientais, interações bióticas como a competição e a predação também são importantes e podem ter um efeito nas assembleias aquáticas, principalmente nos locais mais estáveis como nos ambientes mais preservados (Calvão et al., 2020; Guterres et al. 2020; Oliveira- Júnior et al 2021). Essas interações podem fazer com que as abundâncias sejam baixas, em virtude da diminuição dos nichos disponíveis. Por outro lado, com a modificação de habitat, pode haver uma diminuição da pressão ou relaxamento dessas interações (Farias et al., 2017) e com isso, os nichos anteriormente ocupados podem se tornar disponíveis ou até mesmo ocorrer o aparecimento de novos nichos. As mudanças podem favorecer o aumento da abundância dos gêneros desses habitats alterados (Siqueira et al., 2009). Alterações na integridade de habitat causa perda nas condições naturais dos riachos, onde Atributos funcionais dos gêneros especialistas de áreas alteradas, permitem melhores adaptações ao longo do tempo permitiu

o aumento de suas populações no momento da diminuição da riqueza dos especialistas de áreas controladas ou conservadas (Mykrä & Heino, 2017).

Entre os gêneros especializados nas áreas controle, os atributos funcionais "tamanho do corpo" e "locomoção" apresentaram maior variação entre as categorias nos gêneros de *Aturbina*, *Guajirolus* e *Leentvaaria* (Ephemeroptera), e *Phylloicus*, *Macronema*, *Macrostemum*, *Smicridea*, *Cernotina*, *Polycentropus* e *Polyplectropus* (Trichoptera). Onde, no caso de alterações na integridade do habitat dos riachos em áreas de controle, a variação desses atributos funcionais podem se tornar primordiais nas mudanças da riqueza e/ou abundância de especialistas (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014). Também, os gêneros *Enderleina* (Plecoptera) e *Atopsyche* (Trichoptera) foram os mais especializados devido à baixa variação de suas categorias em todos os Atributos funcionais, sendo assim considerados gêneros que necessitam de condições específicas de integridade do habitat para não se extinguirem localmente (Mykrä & Heino, 2017). Dentro dos especialistas da área controle, encontramos os grupos funcionais dos predadores, coletores e filtradores, grupos que são sensíveis aos efeitos da mineração ao longo do tempo (Luiza-Andrade et al., 2020).

É interessante notar que os atributos funcionais que apresentaram maior variação nos gêneros especialistas das áreas de mineração foram a “forma e tamanho do corpo”, sendo esses atributos geralmente associados com a capacidade de tolerar alterações nos ecossistemas e manter suas populações ao longo do tempo (Castro et al., 2018; Tolonen et al., 2003). Os gêneros de Ephemeroptera *Callibaetoides*, *Spiritiops* e *Tikuna* (Ephemeroptera), *Macrogynoplax* (Plecoptera) e *Austrotinodes*, *Cyrnellus* e *Notidobiella* (Trichoptera) são os mais especializados nessas áreas afetadas pela mineração, ou seja, apresentam pouca variação de suas categorias nos atributos funcionais (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014). Também é importante ressaltar os gêneros *Chimarra* (Trichoptera), *Leptonema* (Trichoptera) e *Brasilocaenis* (Ephemeroptera), filtradores que geralmente são tolerantes a mudanças ambientais e importantes em ecossistemas alterados (Luiza-Andrade et al., 2020) e foram também os gêneros que apresentaram maior aumento em suas abundâncias em riachos em áreas afetadas pela mineração em relação ao controle, mostrando sua adaptação a esses ecossistemas.

Ao contrário do que esperávamos, a mineração apresentou menor abundância de generalistas. Os macroinvertebrados generalistas de habitat, apesar de serem mais tolerantes, podem apresentar variação na abundância devido as características como os ciclos de vida e a posição trófica desses organismos (Verberk et al. 2010). Estudos em EPT + Coleoptera e outro com Gerromorpha (Hemiptera) encontraram relações importantes entre a amplitude de nicho e a posição do nicho, com a abundância desses grupos em ecossistemas aquáticos (Heino, 2005; Guterres et al., 2021). Geralmente a abundância não capta os impactos negativos específicos que afetam os padrões de diversidade, tornando-se uma métrica independente para entender os efeitos das mudanças no uso da terra sobre as características de habitat na assembleia (Siqueira et al., 2009).

Nossa hipótese de que a riqueza de generalistas não seria afetado nas áreas de mineração foi refutada, sendo mais abundantes em áreas controle. Entre os macroinvertebrados generalistas, em locais antropizados os grupos como Ephemeroptera e Trichoptera são os mais afetados pela deterioração do habitat dos sistemas aquáticos (Rico-Sánchez et al., 2022; Pond et al., 2008). Como identificado por Enríquez-Espinosa et al. (2020), a atividade de mineração nestes riachos tem agido sobre as variáveis ambientais, diminuindo a integridade do habitat, o que pode explicar em parte a diminuição da riqueza de Ephemeroptera encontrada. Em outros riachos da Amazônia, Dedieu et al. (2015) encontraram um padrão semelhante, onde a modificação do habitat para a extração de ouro também influenciou na riqueza da ordem. Assim, analisar os aspectos combinados de riqueza e abundância separando a assembleia em generalistas e especialistas pode ajudar a entender melhor como a estrutura e a dinâmica de distribuição, ao longo dos gradientes ambientais e espaciais, não são afetados pela exclusão de espécies raras ou especialistas (Brasil et al., 2020C). Dessa forma, os efeitos gerais de atividades antrópicas na assembleia são geralmente mostrados pelos padrões dos generalistas de habitat, mostrando como eles são afetados por mudanças no ambiente (Samways et al., 2020).

Dentro dos gêneros generalistas, os atributos funcionais que apresentaram maior variação de suas categorias foram habitat alimentar ou grupo funcional, flexibilidade do corpo e número potencial de ciclos por ano, sendo esses atributos geralmente associados à tolerância às mudanças na integridade dos habitats aquáticos (Castro et al., 2018). Os gêneros

de *Camelobaetidius*, *Campylocia* e *Leptohyphes* (Ephemeroptera), *Anacroneuria* (Plecoptera) e *Simothraulopsis* e *Terpides* (Trichoptera) possuem os menores valores do Índice de Especialização, tornando estes os gêneros mais generalistas de habitat de acordo com os atributos funcionais em nosso estudo (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014).

Desde que as condições particulares de habitat não sejam alteradas, muitos organismos especializados toleram mudanças sutis no ambiente (Mykrä & Heino, 2017). Assim, acreditamos que o nível de impacto do uso do solo pela mineração em Carajás pode ainda não ter sido suficiente para explicar as mudanças na estrutura da assembleia. Apesar do processo de mineração, a Flona de Carajás ainda possui uma grande matriz de floresta preservada e uma larga faixa de vegetação ciliar que, além de tamponar as alterações do canal do riacho, podem servir de corredor ecológico, ligando as áreas mais preservadas as áreas alteradas, possibilitando um fluxo constantes entre as áreas com diferentes estados de conservação. Vale ressaltar que reconhecemos a existência de variação intraespecífica em EPT, mas a suficiência taxonômica de gêneros e, em alguns casos, de famílias de EPT para diagnósticos ambientais é comprovada em diversos estudos (Godoy et al., 2019; Faria et al., 2020; Luiza-Andrade et al., 2020; Shimano et al., 2020). Incentivamos o desenvolvimento de novas pesquisas na região e no bioma Amazônico afim de melhorar a compreensão sobre os reais efeitos da mineração sobre o sistema aquático.

CONCLUSÃO

A abundância de indivíduos e a riqueza estimada de EPT foram afetadas pelas mudanças ambientais geradas pelas atividades de mineração na Flona de Carajás. Ao contrário do que esperávamos os grupos especialistas foram mais abundantes nas áreas de mineração, porém, foram mais ricos nas áreas controle, enquanto os generalistas foram mais ricos e abundantes nas áreas controle. Dessa forma, nosso estudo indica que a classificação de grupos generalistas e especialistas de habitat pode ajudar a entender os padrões ecológicos das assembleias frente às mudanças na integridade ambiental do uso da terra pela mineração, que é essencial para possibilitar o planejamento de estratégias eficientes de mitigação de impactos ambientais desde o monitoramento até a identificação de impactos ao longo prazo.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa concedida durante o mestrado, Universidade Federal do Pará (UFPA), Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGECO) e o Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO) pela sua estrutura, suporte e suporte financeiro. L. Juen agradece ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela bolsa de produtividade, ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), responsáveis pelo processo de licenciamento ambiental de empreendimentos minerários, ambientais, programas de monitoramento e emissão de autorizações de cobrança para este estudo. Agradecemos também à Amplo Engenharia e Gestão de Projeto pelo apoio logístico, e agradecemos a VALE S.A. por viabilizar a coleta de dados em sua área de atuação em Carajás. Somos extremamente gratos a Ana Paula Justino de Faria, Bethânia Resende, Darcilene Mafra, Driane Ferreira, Erlane José Cunha, Fernando Geraldo de Carvalho Gilberto Nicácio, Jorge Luis Pereira, Karina Dias-Silva, Laura Hagemann, Leandro Schlemmer Brasil, Lenize Batista Calvão, Myllena Lima, Mylena Neves Cardoso, Naiara Rayol e Thiago P. Mendes pelo auxílio na coleta de dados em campo e a identificação em laboratório. Somos extremamente gratos a os especialistas de cada grupo taxonômico a Ana Maria Pes, Adolfo Calor, Diego Castro, Frederico Salles, Gleison Desidério, Jeane Marcelle Cavalcante do Nascimento, Jorge Luiz Nessimian, Lucas Lima, Marcos Callisto e Neusa Hamada.

REFERÊNCIAS

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>

Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015). “Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4.” *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.

Bezerra, L., Ribeiro, K. T., Martins, F., Salzo, I. (2017). Parte I. Escopo e contexto. In: Plano de Pesquisa Geossistemas Ferruginosos da Floresta Nacional de Carajás: Temas Prioritários para Pesquisa e Diretrizes 360 para Ampliação do Conhecimento sobre os Geossistemas Ferruginosos da Floresta Nacional 361 de Carajás e seu Entorno. Brasília: ICMBIO, 11-12

Billen G, Garnier J, Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the ‘RIVERSTRAHLER’ model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289: 119– 137. <https://doi.org/10.1007/BF00007414>

Bispo, P. D. C., Oliveira, L. G., Bini, L. M., & Sousa, K. G. D. (2006). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B), 611-622. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400005>

Brasil, L. S., de Lima, E. L., Spigoloni, Z. A., Ribeiro-Brasil, D. R. G., & Juen, L. (2020B). 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 & Juen, L. (2020A). 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>

Brasil, L. S.; Vieira, T. B.; Andrade, A. F. A.; Bastos, R. C.; Montag, L. F.; Juen, L. (2020C). The importance of common and the irrelevance of rare species for partition the variation of community matrix: implications for sampling and conservation. *Scientific Reports*, <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76833-5>

Brito, J. G., Roque, F. O., Martins, R. T., Nessimian, J. L., Oliveira, V. C., Hughes, R. M., Paula, F. R., Ferraz, S. F., & Hamada, N. (2020). Small forest losses degrade stream

macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 241, 108263. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108263>

Calvão, L. B., de Paiva, C. K. S., da Silva Brito, J., Fares, A. L., Maia, C., Michelin, T. S., Montag, L., F., & Juen, L. (2020). Influence of biotic and abiotic factors on adult Odonata (Insecta) in Amazon streams. *Animal Biology*, 1(aop), 1-18. <https://doi.org/10.1163/15707563-bja10047>

Castro, D. M. P., Dolédec, S., & Callisto, M. (2018). Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*, 84, 573-582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>

Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., & Viana, D. S. (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>

Coddington, J. A., & Levi, H. W. (1991). Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual review of ecology and systematics*, 22(1), 565-592. <https://doi/pdf/10.1146/annurev.es.22.110191.003025>

Collier, K. J., Probert, P. K., & Jeffries, M. (2016). Conservation of aquatic invertebrates: concerns, challenges and conundrums. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 817-837. <https://doi.org/10.1002/aqc.2710>

Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>

Dedieu, N., Rhone, M., Vigouroux, R., & Céréghino, R. (2015). Assessing the impact of gold mining in headwater streams of Eastern Amazonia using Ephemeroptera assemblages and biological traits. *Ecological Indicators*, 52, 332-340. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.012>

Denno, R. F., & Fagan, W. F. (2003). Might nitrogen limitation promote omnivory among carnivorous arthropods?. *Ecology*, 84(10), 2522-2531. <https://doi.org/10.1890/02-0370>

- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., & Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13(8), 1030-1040. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>
- Díaz, A. J. M., Longo, M., & Aranguren-Riaño, N. (2017). Variación temporal de la diversidad taxonómica y rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos en ríos temporales en la isla de Providencia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 39(107), 82-100. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v39n107a10>
- Dolédec S, Chessel D, Gimaret-Carpentier C (2000) Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology*, 81(10): 2914-2927. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2914:NSICAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2914:NSICAA]2.0.CO;2)
- Domínguez E., Molineri C., Pescador M.L., Hubbard M.D. and Nieto C., (2006). Ephemeroptera of South America, Pensoft, Moscow, 646 p
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656.
- Dray S, Bauman D, Blanchet G, Borcard D, Clappe S, Guénard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi M, Wagner HH (2019) adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.3–3. <https://cran.r-project.org/package=adespatial>.
- Dray, S., & Siberchicot, M. A. (2020). Package ‘ade4’. <http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4>
- Dray, S., Legendre, P., & Peres-Neto, P. R. (2006). Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological modelling*, 196(3-4), 483-493. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015>
- Elton, C. (1927) *Animal ecology*. Sidgwick & Jackson, London. University of Chicago Press, 296 pp.
- 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., Ligeiro, R., Callisto, M., & Juen, L. (2017). Response of aquatic insect assemblages to the activities of traditional populations in eastern Amazonia. *Hydrobiologia*, 802(1), 39-51. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3238-8>
- 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>
- Gad, M., Hou, L., Li, J., Wu, Y., Rashid, A., Chen, N., & Hu, A. (2020). Distinct mechanisms underlying the assembly of microeukaryotic generalists and specialists in an anthropogenically impacted river. *Science of The Total Environment*, 748, 141434. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141434>
- Gastauer, M., Mitre, S. K., Carvalho, C. S., Trevelin, L. C., Sarmento, P. S., Neto, J. A. M., Caldeira, C. F., Ramos S. J. & Jaffé, R. (2021). Landscape heterogeneity and habitat amount drive plant diversity in Amazonian canga ecosystems. *Landscape Ecology*, 36(2), 393-406. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01151-0>
- Godoy, B. S., Faria, A. P. J., Juen, L., Sara, L., & Oliveira, L. G. (2019). Taxonomic sufficiency and effects of environmental and spatial drivers on aquatic insect community. *Ecological Indicators*, 107, 105624. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105624>
- 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. *Journal of Insect Conservation*, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00316-9>
- Guterres, A. P., Cunha, E. J., Godoy, B. S., Silva, R. R., & Juen, L. (2020). Co-occurrence patterns and morphological similarity of semiaquatic insects (Hemiptera: Gerromorpha) in streams of Eastern Amazonia. *Ecological Entomology*, 45(1), 155-166. <https://doi.org/10.1111/een.12785>
- 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. (2005). Positive relationship between regional distribution and local abundance in stream insects: a consequence of niche breadth or niche position?. *Ecography*, 28(3), 345-354. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04151.x>
- Heltshe, J. F., & Forrester, N. E. (1983). Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, 1-11. <https://doi.org/10.2307/2530802>
- Hou, Y., Kong, F., Li, Y., Xi, M., & Yu, Z. (2020). Key factors of the studies on benthic macroinvertebrate in coastal wetlands: Methods and biodiversity. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 20(3), 424-436. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.02.004>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456.
- 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.
- Jackson, D. (1993). Stopping Rules in Principal Components Analysis: A Comparison of Heuristical and Statistical Approaches. *Ecology*, 74(8), 2204-2214 <https://doi.org/10.2307/1939574>
- Karasiewicz, S., Breton, E., Lefebvre, A., Fariñas, T. H., & Lefebvre, S. (2018). Realized niche analysis of phytoplankton communities involving HAB: *Phaeocystis* spp. as a case study. *Harmful algae*, 72, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.12.005>
- Kearney, M. R., Jusup, M., McGeoch, M. A., Kooijman, S. A. L. M., & Chown, S. L. (2021). Where do functional traits come from? The role of theory and models. *Functional Ecology*, 35(7), 1385–1396. <https://doi.org/doi:10.1111/1365-2435.13829>
- Kemp, D., Bond, C. J., Franks, D. M., & Cote, C. (2010). Mining, water and human rights: making the connection. *Journal of Cleaner Production*, 18(15), 1553-1562. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.06.008>

Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (No. 574.5072 K7). Menlo Park, California. Addison Wesley 620 pp.

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

Leibold M. A (1995) The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology*, 76(5): 1371-1382. <https://doi.org/10.2307/1938141>

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>

Luiza-Andrade, A. et al., (não publicado). Amplitude de nicho e preferência de habitat de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Insecta) em riachos da Amazônia Brasileira Em: Luiza-Andrade, A. *Mecanismos de estruturação de comunidades de insetos aquáticos da região Amazônica*. pp 77 – 107

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. *Neotropical Entomology*, 49(6), 821-831. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00814-6>

Meza, A. M., Rubio, J., Gomes-Dias, L. & Walteros, M. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34(2), 443-456. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39163>

Mihuc, T. B. (1997). The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater biology*, 37(2), 455-462. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00175.x>

Mishra, V. K., Upadhyay, A. R., Pandey, S. K., & Tripathi, B. D. (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(1-3), 49-58. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9877-x>

- Mondy, C. P., & Usseglio-Polatera, P. (2014). Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 59(3), 584-600. <https://doi.org/10.1111/fwb.12289>
- 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>
- Mykrä, H., & Heino, J. (2017). Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecological Complexity*, 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 (1), 117-131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>
- 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>
- Oliveira-Junior, J. M. B., Teodósio, M. A., & Juen, L. (2021). Patterns of co-occurrence and body size in dragonflies and damselflies (Insecta: Odonata) in preserved and altered Amazonian streams. *Austral Entomology*, 60(2), 436-450. <https://doi.org/10.1111/aen.12535>
- Paiva, C. K. S., Faria, A. P. J., Calvao, L. B., & Juen, L. (2021). The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848(5), 1073-1085. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>
- Pond, G. J., Passmore, M. E., Borsuk, F. A., Reynolds, L., & Rose, C. J. (2008). Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family-and genus-level macroinvertebrate bioassessment tools. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 717-737. <https://doi.org/10.1899/08-015.1>
- R Core Team, (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

- Rádková, V., Polášková, V., Bojková, J., Syrovátka, V., & Horsák, M. (2017). Environmental filtering of aquatic insects in spring fens: patterns of species-specific responses related to specialist-generalist categorization. *Hydrobiologia*, 797(1), 159-170. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3169-4>
- 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. *Sci Rep.* 12, 3209. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D. M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., & Ripley, M. B. (2020). Package ‘mass’. Cran R, 538. <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>
- Sánchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Samways, M. J., Deacon, C., Kietzka, G. J., Pryke, J. S., Vorster, C., & Simaika, J. P. (2020). Value of artificial ponds for aquatic insects in drought-prone southern Africa: A review. *Biodiversity and Conservation*, 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02020-7>
- Schimel, D. S., Asner, G. P., & Moorcroft, P. (2013). Observing changing ecological diversity in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), 129-137. <https://doi.org/10.1890/120111>
- Shimano, Y., & Juen, L. (2016). How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 52, pp. 35-45). EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/limn/2016004>
- 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 Amazonica*, 48(2), 137-145. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201700583>
- Shimano, Y., L. Juen, F.F. Salles, D.S. Nogueira & H.S.R. Cabette. (2013). Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams.

Annales de Limnologie - International Journal of Limnology, 49: 31-41.
<https://doi.org/10.1051/limn/2013036>

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

Siqueira, T., Bini, L. M., Cianciaruso, M. V., Roque, F. O., & Trivinho-Strixino, S. (2009). The role of niche measures in explaining the abundance–distribution relationship in tropical lotic chironomids. *Hydrobiologia*, 636(1), 163-172. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9945-z>

Siqueira, T., Bini, L. M., Roque, F. O., Marques Couceiro, S. R., Trivinho-Strixino, S., & Cottenie, K. (2012). Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, 35(2), 183-192. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06875.x>

Souza, C. R., & Carmo, F. F. (2015). Geossistemas ferruginosos no Brasil. Geossistemas Ferruginosos do Brasil'.(Eds FF do Carmo and LHY Kamino.) pp, 47-76.

Tolonen, K. T., Hämäläinen, H., Holopainen, I. J., Mikkonen, K., & Karjalainen, J. (2003). Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia*, 499(1), 179-190. <https://doi.org/10.1023/A:1026325432000>

Verberk, W. C., Van Der Velde, G., & Esselink, H. (2010). Explaining abundance–occupancy relationships in specialists and generalists: a case study on aquatic macroinvertebrates in standing waters. *Journal of Animal Ecology*, 79(3), 589-601. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01660.x>

Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag New York.

Wright, I. A., & Ryan, M. M. (2016). Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia*, 772(1), 103-115. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2644-7>

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. *Ecological Indicators*, 110, 105948. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105948>

Yule, C. M., Boyero, L., & Marchant, R. (2010). Effects of sediment pollution on food webs in a tropical river (Borneo, Indonesia). *Marine and Freshwater Research*, 61(2), 204-213. <https://doi.org/10.1071/MF09065>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Suplementar 1: 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.

IIH	Característica	Condição	Valor	IIH	Característica	Condição	Valor
1	Padrão do uso da terra	Cultivos Agrícolas de ciclo curto	1	7	Estrutura do barranco do rio	Barranco instável com solo e área solto	1
		Cultivos Agrícolas de ciclo longo	2			Barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama	2
		Pasto	3			Barranco firme, coberto por grama e arbustos	3
		Capoeira	4			Barranco estável de rocha ou solo firme	4
		Floresta Continua	5			Ausência de barranco	5
2	Largura da mata ciliar	Vegetação arbustiva ciliar ausente	1	8	Escavação sob o barranco	Escavações severas ao longo do canal, com queda	1
		Mata ciliar ausente alguma vegetação arbustiva	2			barrancos	2
		Mata ciliar bem definida de 1 a 5 m de largura	3			Escavações frequentes	3
		Mata ciliar bem definida entre 5 e 30 m de largura	4			Escavações apenas nas curvas e constrictões	4
		Mata ciliar bem definida com mais de 30 m	5			Pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de	
		Continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente	6			suporte de raízes	
3	Estado de preservação da mata ciliar	Cicatrizes profundas com barrancos ao longo de seu comprimento	1	9	Leito do rio	Fundo uniforme de silte a areia livres, substrato de pedra	1
		Quebra frequente com algumas cicatrizes e barrancos	2			ausente	2
		Quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50 m	3			Fundo de site, cascalho e areia em locais estáveis	3
		Mata ciliar intacta em quebras de continuidade	4			Fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte	4
						Fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, interstício óbvio	

4	Estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m	Vegetação constituída de grama e poucos arbustos	1	10	Área de corredeiras e poções ou meandros	Meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado	1
		Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos	2			Longos poções separado curtas áreas de corredeiras, sem meandros	2
		Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras	3			Espaçamento irregular	3
		Mais de 90% da densidade é constituída de árvores nativas	4			Distinta, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio	4
5	Dispositivos de retenção	Canal livre com poucos dispositivos de retenção	1	11	Vegetação aquática	Algas em aranhadas no fundo, plantas vasculares dominam o canal	1
		Dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo	2			Emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e pouco musgos	2
		Rocha e/ou troncos presentes, mas preenchidas com sedimento	3			Algas dominantes nos poções, plantas vasculares semi-aquáticas ou aquáticas ao longo da margem	3
		Canal com rochas e/ou troncos firmemente colocadas no local	4			Quando presente consiste em musgos e manchas de algas	4
6	Sedimentos do canal	Canal dividido em tranças ou rio canalizado	1	12	Detritos	Sedimento fino anaeróbio, nenhum detrito bruto	1
		Barreira sedimento e pedras, areia e site comuns	2			Nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento	2
		Algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte	3			Pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem sedimentos	3
		Pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento	4			Principalmente folhas e material lenhoso com sedimento	4
						Principalmente folhas e material lenhosos sem sedimento	5

Suplementar 2: Índice de redução de habitat ou Índice de Impacto (INI) peso maior a áreas com proximidade da mineração em cada parcela (Enríquez-Espinosa et al., 2020)

PONTO	Soma dos quadrados da distância de cada área de extração de minério, multiplicado por sua respectiva área											
	AGO/14	ABR/15	AGO/15	ABR/16	AGO/16	ABR/17	AGO/17	ABR/18	AGO/18	ABR/19	AGO/19	ABR/20
CONT-01AG	0,4238	0,4776	0,501	0,766	0,796	0,798	0,842	0,889	1,015	1,036	1,058	1,116
CONT-02AG	0,319	0,332	0,345	0,540	0,560	0,562	0,571	0,580	0,622	0,645	0,670	0,676
CONT-03AG	0,245	0,259	0,267	0,373	0,386	0,387	0,393	0,399	0,417	0,438	0,462	0,467
CS11-01AG	0,112	0,152	0,156	0,161	0,163	0,163	0,172	0,181	0,184	0,185	0,186	0,187
CS11-02AG	0,088	0,114	0,118	0,122	0,124	0,124	0,130	0,136	0,139	0,140	0,140	0,141
CS11-03AG	0,117	0,158	0,161	0,165	0,167	0,167	0,176	0,186	0,189	0,190	0,191	0,191
CS11-05AG	0,102	0,134	0,136	0,140	0,142	0,142	0,150	0,158	0,161	0,161	0,162	0,162
MANG-01AG	7,311	7,317	37,851	37,871	38,702	39,455	40,560	41,664	42,014	42,017	42,019	42,733
MANG-02AG	5,808	5,827	44,584	44,612	45,591	46,171	47,464	48,758	49,168	49,171	49,175	50,011
MANG-03AG	60,020	60,047	152,184	152,237	155,573	157,556	161,969	166,382	167,772	167,778	167,783	170,681
MANG-04AG	1,137	1,148	84,466	84,496	86,347	87,447	89,895	92,343	93,124	93,129	93,134	94,716
N4-01AG	2,736	7,643	7,688	17,824	18,650	18,666	20,889	23,490	27,439	28,197	28,975	29,215
N4-02AG	8,884	10,880	10,898	45,861	47,772	47,848	48,616	49,385	50,948	51,663	52,378	52,817
N4-03AG	3,910	4,072	4,092	5004,378	5226,311	5229,330	5325,405	5421,480	5585,588	5651,593	5717,599	5764,457
N4-04AG	7,923	16,522	16,558	38,861	40,605	40,634	46,973	54,772	56,828	57,508	58,188	95,488
N5-01AG	31,005	31,572	31,584	42,372	43,312	43,751	59,439	85,524	89,311	92,301	95,291	152,412
N5-02AG	31,937	32,496	32,508	53,954	54,948	55,528	55,719	56,108	58,614	60,611	62,608	62,060
N5-03AG	14,590	14,858	14,866	16,201	16,943	17,110	17,059	17,008	17,752	19,089	20,991	19,181
N5-04AG	9,431	9,614	9,623	10,507	11,157	11,259	11,243	11,228	11,707	13,194	15,954	12,654
S11D-01AG	8,304	16,955	16,958	17,113	17,192	17,193	18,291	19,389	19,695	19,696	19,697	19,698
S11D-02AG	1,580	2,372	2,376	2,401	2,413	2,414	2,566	2,719	2,763	2,764	2,765	2,765
S11D-03CA	0,580	0,878	0,881	0,892	0,897	0,897	0,954	1,010	1,027	1,027	1,028	1,029
S11D-04AG	0,705	1,274	1,277	1,292	1,299	1,299	1,381	1,463	1,487	1,487	1,488	1,489
S11D-05AG	0,265	0,353	0,355	0,361	0,364	0,364	0,386	0,408	0,415	0,416	0,416	0,417

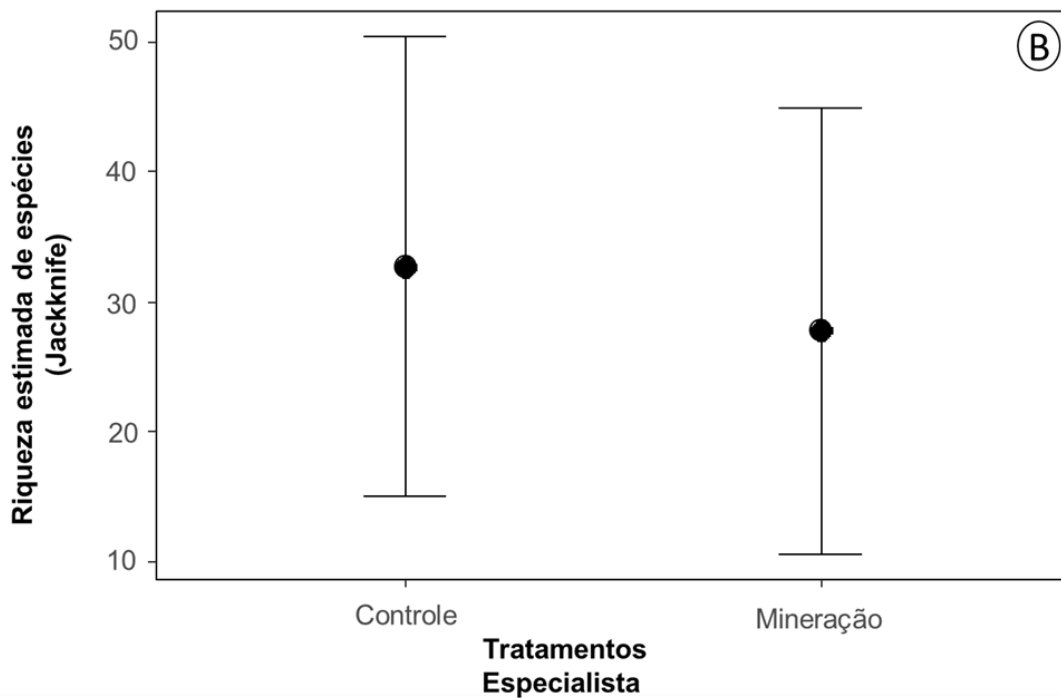
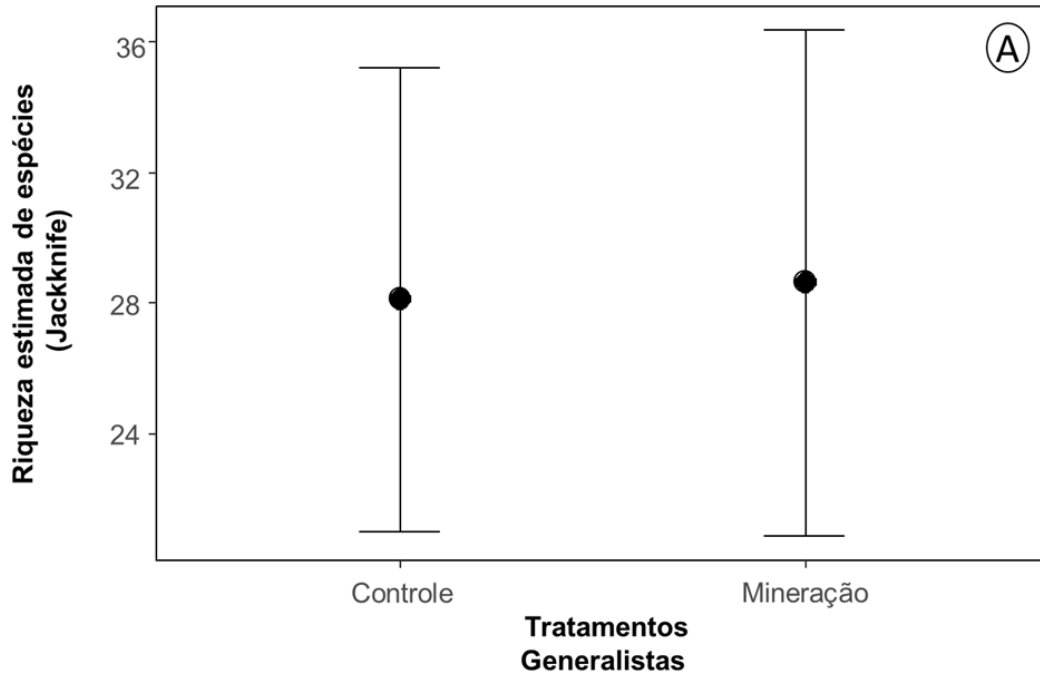
Suplementar 3: Tabela de cálculos dos 60 gêneros dos sete atributos e 29 categorias estimando o *Taxon specialisation index* (TSI and TSI-adj).

Grupo			Relative utilisation of trait categories														Specialisation indices	Classificação	
Orden	Familia	Genero	T1	T1-adj	T2	T2-adj	T3	T3-adj	T4	T4-adj	T5	T5-adj	T6	T6-adj	T7	T7-adj	TSI-adj		
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis</i>	0,365	0,238	1	1	0,52	0,4	0,346	0,183	0,625	0,437	0,625	0,5	1	0,128	0,394	Generalista	
		<i>Apobaetis</i>	0,384	0,261	1	1	0,38	0,236	0,346	0,183	0,625	0,437	0,52	0,36	1	0,128	0,354	Generalista	
		<i>Aturbina</i>	0,317	0,181	1	1	1	1	0,346	0,183	0,625	0,437	1	1	1	0,128	0,543	Especialista	
		<i>Baetodes</i>	0,313	0,176	1	1	0,5	0,375	0,346	0,183	1	1	0,625	0,5	1	0,129	0,462	Generalista	
		<i>Callibaetis</i>	0,295	0,154	1	1	1	1	0,52	0,4	0,625	0,437	1	1	1	0,36	0,570	Especialista	
		<i>Callibaetoides</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	0,333	1	1	0,761	Especialista
		<i>Camelobaetidius</i>	0,251	0,101	1	1	0,5	0,375	0,281	0,101	0,555	0,333	0,52	0,36	1	0,041	0,324	Generalista	
		<i>Cloeodes</i>	0,356	0,227	1	1	0,52	0,4	0,346	0,183	0,625	0,437	0,52	0,36	1	0,128	0,372	Generalista	
		<i>Cryptonympha</i>	0,336	0,203	1	1	1	1	0,265	0,081	0,625	0,437	1	1	1	0,020	0,531	Especialista	
		<i>Guajirolus</i>	0	-0,2	1	1	1	1	0,52	0,4	0,625	0,437	1	1	1	0,36	0,519	Especialista	
		<i>Harpagobaetis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	-0,5	0,5	0,333	1	1	0,547	Especialista	
		<i>Paracloeodes</i>	0,325	0,19	1	1	1	1	0,388	0,236	0,625	0,437	0,52	0,36	1	0,185	0,460	Generalista	
		<i>Spiritlops</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	0,333	1	1	0,761	Especialista	
		<i>Tomedontus</i>	0,326	0,192	1	1	1	1	1	1	0	-0,5	0,5	0,333	1	1	0,432	Generalista	
		<i>Waltzoyphius</i>	0,297	0,157	1	1	1	1	0,346	0,183	0,625	0,437	1	1	1	0,129	0,539	Especialista	
	<i>Zelusia</i>	0,309	0,170	1	1	1	1	0,343	0,179	0,625	0,437	1	1	1	0,125	0,541	Especialista		
		Caenis	<i>Brasilocaenis</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	-0,5	1	1	1	1	0,642	Especialista	
			<i>Caenis</i>	0,321	0,186	1	1	0,52	0,4	0,346	0,183	0,5	0,25	1	1	1	0,129	0,431	Generalista
		Euthyplocii dae	<i>Campylocia</i>	0,435	0,322	0,656	0,313	0,388	0,236	0,346	0,183	0,5	0,25	0,52	0,36	1	0,129	0,237	Generalista
		Leptohiphi dae	<i>Amanahyphes</i>	1	1	1	1	0,625	0,531	1	1	0	-0,5	1	1	1	1	0,575	Especialista
	<i>Leptohiphes</i>		0,291	0,149	1	1	0,388	0,236	0,346	0,183	0,5	0,25	0,388	0,185	1	0,129	0,286	Generalista	
	<i>Leptohiphodes</i>		1	1	1	1	1	1	1	1	0	-0,5	1	1	1	1	0,642	Especialista	

		<i>Traverhyphes</i>	0,286	0,144	1	1	1	1	0,346	0,183	0,5	0,25	0,36	0,146	1	0,129	0,389	Generalista
		<i>Tricorythodes</i>	0,283	0,140	1	1	0,625	0,531	0,346	0,183	0,5	0,25	0,36	0,146	1	0,129	0,321	Generalista
		<i>Tricorythopsis</i>	0,630	0,556	1	1	0,625	0,531	1	1	0,5	0,25	0,625	0,5	1	1	0,548	Especialista
	Leptophlebiidae	<i>Askola</i>	0,293	0,152	1	1	1	1	0,295	0,119	0,501	0,252	0,625	0,5	1	0,060	0,431	Generalista
		<i>Farrodes</i>	0,313	0,176	1	1	0,5	0,375	0,346	0,183	1	1	0,625	0,5	1	0,129	0,462	Generalista
		<i>Fittkaulus</i>	0,5	0,4	1	1	1	1	0,625	0,531	0	-0,5	1	1	1	0,5	0,490	Generalista
		<i>Hagenulopsis</i>	0,254	0,105	0,52	0,04	0,5	0,375	0,555	0,444	0,501	0,252	0,625	0,5	1	0,407	0,245	Generalista
		<i>Hydrosmilodon</i>	0,272	0,127	1	1	0,52	0,4	0,625	0,531	0,501	0,252	0,625	0,5	1	0,5	0,401	Generalista
		<i>Leentvaaria</i>	0,291	0,149	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	1	0,7356	Especialista
		<i>Miroculis</i>	0,262	0,115	1	1	0,5	0,375	0,5	0,375	0,501	0,252	0,625	0,5	1	0,333	0,373	Generalista
		<i>Paramaka</i>	1	1	0,52	0,04	1	1	0,52	0,4	0,501	0,252	0,625	0,5	1	0,36	0,456	Generalista
		<i>Thraulodes</i>	0,254	0,105	1	1	0,387	0,234	0,283	0,104	0,625	0,437	0,625	0,5	1	0,045	0,340	Generalista
		<i>Tikuna</i>	0,291	0,149	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	1	0,735	Especialista
		<i>Ulmeritoides</i>	0,248	0,098	1	1	0,459	0,324	0,295	0,119	0,501	0,252	0,625	0,5	1	0,060	0,327	Generalista
		<i>Simothraulopsis</i>	0,434	0,321	0,52	0,04	0,52	0,4	0,5	0,375	0,501	0,252	0,625	0,5	1	0,333	0,269	Generalista
		<i>Terpides</i>	0,333	0,199	0,52	0,04	0,343	0,179	0,306	0,132	0,555	0,333	0,625	0,5	1	0,074	0,197	Generalista
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	0,203	0,044	1	1	0,44	0,3	0,388	0,236	0,5	0,25	0,555	0,407	1	0,185	0,319	Generalista
		<i>Enderleina</i>	1	1	0	-1	1	1	1	1	0	-0,5	1	1	1	1	0,916	Especialista
		<i>Macrogynoplax</i>	1	1	0	-1	1	1	0	-0,25	0	-0,5	1	1	1	-0,333	0,916	Especialista
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	0,201	0,042	1	1	0,625	0,531	0,625	0,531	0,625	0,437	1	1	1	0,5	0,506	Especialista
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	0,291	0,149	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,5	1	0,7356	Especialista
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	0,332	0,199	1	1	0,52	0,4	0,5	0,375	0,625	0,437	1	1	0,625	0,333	0,487	Generalista
		<i>Leptonema</i>	0,523	0,428	1	1	0,44	0,3	0,388	0,236	1	1	1	1	1	0,185	0,566	Especialista
		<i>Macronema</i>	0,278	0,133	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,733	Especialista
	<i>Macrostemum</i>	0,299	0,159	1	1	0,573	0,467	1	1	1	1	1	1	1	0,5	1	0,661	Especialista
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	1	1	0	-1	1	1	0	-0,25	0	-0,5	1	1	1	-0,333	0,916	Especialista	

Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	0,240	0,088	1	1	0,44	0,3	0,388	0,236	1	1	1	1	1	0,185	0,517	Especialista
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	0,588	0,505	1	1	0,346	0,183	0,388	0,236	0,625	0,437	1	1	0,625	0,185	0,480	Generalista
	<i>Notalina</i>	0,332	0,199	1	1	0,52	0,4	0,5	0,375	0,625	0,437	1	1	0,625	0,333	0,487	Generalista
	<i>Oecetis</i>	0,264	0,117	1	1	1	1	0,5	0,375	0,625	0,437	1	1	1	0,333	0,561	Especialista
	<i>Triplectides</i>	0,342	0,211	1	1	1	1	1	1	0,625	0,437	1	1	1	1	0,664	Especialista
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	0,286	0,143	1	1	0,312	0,140	0,5	0,375	0,625	0,437	1	1	1	0,333	0,442	Generalista
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	0,248	0,097	1	1	0,625	0,531	0,5	0,375	1	1	1	1	1	0,333	0,571	Especialista
Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	1	1	0	-1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,571	Especialista
	<i>Cyrnellus</i>	0,326	0,192	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,741	Especialista
	<i>Polycentropus</i>	0,291	0,150	1	1	0,44	0,3	0,5	0,375	1	1	1	1	1	0,333	0,546	Especialista
	<i>Polyplectropus</i>	0,501	0,401	1	1	0,448	0,311	1	1	1	1	1	1	1	1	0,673	Especialista
Sericostomatidae	<i>Notidobiella</i>	1	1	0	-1	1	1	0	-0,25	0	-0,5	1	1	1	-0,333	0,916	Especialista

Suplementar 4: Riqueza de espécies estimada de EPT A) Generalistas e B) Especialistas pelo procedimento Jackknife 1, nos riachos da Flona de Carajás, Pará, Brasil. Barras representam intervalos de confiança de 95% para os tratamentos (controle e mineração).



3.Capítulo II

Influência de atividades de mineração sobre a diversidade Beta de insetos aquáticos especialistas e generalistas de habitat em riachos da Amazônia Oriental avaliados em uma escala temporal

O segundo capítulo desta dissertação foi elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Journal of Insect Conservation*, disponível em: <https://www.springer.com/journal/10841/submission-guidelines>

Influência de atividades de mineração sobre a diversidade Beta de insetos aquáticos especialistas e generalistas de habitat em riachos da Amazônia Oriental avaliados em uma escala temporal

RESUMO

Ao longo do tempo as comunidades aquáticas podem ampliar ou diminuir suas áreas de distribuição em virtude das mudanças ambientais e isso relaciona-se diretamente com a amplitude do nicho de cada táxon. A compreensão das dinâmicas das comunidades aquáticas é importante para entender os efeitos das atividades antrópicas. Neste estudo, avaliamos a variação espacial e temporal da diversidade beta de gêneros de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) generalistas e especialistas de habitat em riachos sob influência de mineração e riachos controle na Amazonia Oriental. Testamos as hipóteses de que a diversidade beta dos especialistas apresentaria maior variação ao longo do tempo nos riachos impactados pela mineração e que a diversidade beta dos generalistas não apresentaria variação ao longo do tempo. Para o estudo 24 riachos foram amostrados ao longo de seis anos. Foram coletados 49.822 indivíduos, distribuídos em 31 gêneros classificados como especialistas e 28 como generalistas de habitats. Não foram encontradas diferenças na composição e heterogeneidade de gêneros entre os tratamentos em uma escala espacial. Porém, ao longo do tempo houve mudanças na composição de gêneros tanto para os generalistas como para os especialistas de habitat. Para os generalistas a perda de gêneros foi o principal componente na diversidade beta temporal, já os especialistas apresentaram ganhos de alguns gêneros e, por outro lado, perdas de outros. Nos riachos sob influência de mineração a perda de integridade pode diminuir a imigração de novos gêneros, e assim, as comunidades vão perdendo a estabilidade na diversidade beta ao longo do tempo.

Palavras-chaves: Amplitude de nicho, aninhamento, integridade ambiental, tolerância, turnover, insetos aquáticos.

IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE INSETOS

Nosso estudo contribui para o conhecimento dos efeitos da mineração sobre a diversidade beta de insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) na região amazônica. Tanto os gêneros generalistas como especialistas apresentam variação na diversidade beta temporal, a classificação de grupos tem importantes aplicações no monitoramento e no melhor entendimento dos padrões das comunidades com o fim de identificar como mitigar os impactos da atividade da mineração nas comunidades aquáticas.

INTRODUÇÃO

Conhecer a diversidade aquática e entender como os diferentes táxons são distribuídos ao longo do tempo e espaço tem se tornado um dos principais focos de pesquisas nas últimas décadas (Chase et al. 2020). A diversidade biológica pode ser avaliada em diferentes escalas, como por exemplo, espacial (Menezes et al. 2019) e temporal (Yang et al. 2020; Brasil et al. 2017). A diversidade espacial é formada por diferentes componentes e foi dividida por Whittaker (1960, 1972) nos componentes alfa, beta e gama. A diversidade alfa é o número de espécies de um determinado local, a diversidade beta é a rotatividade das espécies no espaço entre diferentes locais em uma região e a gama é a diversidade total presente em uma determinada região (Whittaker, 1972). Por outro lado, diversidade temporal, conhecida como “Beta diversidade temporal” (Legendre & Gauthier, 2014) busca mensurar a variação da composição ou rotatividade das espécies de uma comunidade ao longo do tempo, podendo avaliar de um único local, ou até mesmo de vários locais que são estudados repetidamente ao longo do tempo (Legendre, 2019). Esse fracionamento da diversidade é importante para tentar relacionar a estrutura espacial e temporal das assembleias de espécies com os processos ecológicos que os influenciam (Ricotta, 2017). A urgência em realizar estudos de avaliação da biodiversidade em suas múltiplas facetas tem aumentado nos últimos anos em virtude das rápidas mudanças ambientais, provocadas principalmente pelas atividades antrópicas como a urbanização, expansão da fronteira agrícola e a mineração em sistemas complexos como os aquáticos (Schimel et al. 2013; Brasil et al. 2020).

Em ecossistemas aquáticos, os riachos de cabeceiras têm uma forte relação com as métricas ambientais dos corpos da água como temperatura, umidade, precipitação,

luminosidade, pH e oxigênio, que podem variar ao longo do espaço temporal criando uma heterogeneidade ambiental natural (Yang et al. 2020). As variações naturais nas métricas ambientais ocorrem ao longo do tempo, e são causadas por fatores estocásticos e fenômenos naturais, os quais podem modificar a diversidade e a composição das espécies presentes em uma área ao longo do tempo (Diaz et al. 2017; Li et al. 2020). Isso acontece porque muitas espécies dependem de condições e recursos específicos para seu estabelecimento (Leibold, 1995), os quais oscilam naturalmente ao longo dos anos nos riachos (Chase et al. 2020). As alterações das variáveis ambientais naturais podem diminuir a abundância ou até mesmo causar a extinção local de espécies sensíveis, além de impactar diretamente na reprodução, forrageamento, imuno-competência, comportamento, crescimento e pode diminuir as capacidades de interação, afetando o desempenho dos organismos (Nahmani et al. 2006; Pörtner, 2008). Essas variações ao longo do tempo podem afetar o padrão de distribuição das espécies e mudar a biodiversidade existente em cada riacho e na bacia de drenagem (Yang et al. 2020).

A diversidade de nicho é um mecanismo completo para explicar a forma de vida das espécies ou gêneros frente as condições, recursos e interações que elas precisam ou podem utilizar no habitat (Hutchinson, 1957). Diante disso, Elton (1927) definiu nicho sendo o espaço funcional n-dimensional, no qual os atributos funcionais dos grupos taxonômicos ao longo do gradiente de filtros ambientais estruturam os padrões das comunidades (Devictor et al. 2010). Já os atributos funcionais foram definidos como conjuntos de características morfológicas, fisiológicas, fenológicas e estruturais que determinam o desempenho dos organismos, desenvolvimento e sobrevivência (Kearney et al. 2021). De acordo com a amplitude do nicho dos grupos, elas podem ser classificadas como generalistas e especialistas de habitats (Dolédec et al. 2000; Karasiewicz et al. 2018). Os grupos generalistas apresentam nichos mais amplos e consequentemente utilizam uma ampla diversidade de recursos e esses grupos são pouco afetadas por mudanças ambientais por tolerar diferentes condições de vida, por isso, esses grupos geralmente possuem grandes tamanhos populacionais (Mihuc, 1997). Por outro lado, os grupos especialistas possuem nichos mais restritos e dependente de características ambientais bastante específicas e apresentam uma gama de recursos muito estreita, com isso, geralmente possuem tamanhos populacionais menores e são menos tolerantes a mudanças da paisagem (Mykrã & Heino, 2017).

Os insetos aquáticos constituem cerca de 90% de toda a fauna de invertebrados de água doce, tendo papel fundamental nos sistemas aquáticos continentais ao participar de diversos processos ecológicos (Hamada et al. 2019). Dentre estes, as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (doravante EPT) são amplamente utilizadas em diferentes estudos para avaliar ou monitorar mudanças nas condições ambientais, uma vez que são sensíveis tanto a mudanças prolongadas quanto às mudanças sutis no ambiente (Paiva et al. 2021; Farias et al. 2022). Um exemplo claro pode ser observado em diferentes estudos que apontam que alterações no uso da terra pode promover a homogeneização taxonômica e funcional das comunidades de insetos aquáticos, causando diminuição da diversidade beta (Castro et al. 2018; Petsch et al. 2021).

Dentro das atividades que modificam o uso da terra, podemos destacar a mineração, que eventualmente pode ter seus rejeitos lixiviados para os riachos (Mishra et al. 2008), modificando a integridade do habitat (Enríquez-Espinosa et al. 2020) e alterando as propriedades físico-químicas da água como a condutividade elétrica, demanda química de oxigênio, pH, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, turbidez, temperatura e compostos químicos (e. g. Nitratos). Assim, as áreas usadas para a mineração dentro das microbacias podem alterar os padrões de distribuição da biodiversidade dos riachos sob sua influência (Enríquez-Espinosa et al. 2020). Estudos constataram que a mineração pode levar à homogeneização do habitat aquático, causando perdas sem reposição nas suas espécies, levando até mesmo à perda de funções importantes para o funcionamento do ecossistema, como nas cadeias e redes alimentares, ciclagem de nutrientes e maior suscetibilidade a espécies invasoras (Rico-Sánchez et al. 2022).

O uso da terra pode afetar também a composição das espécies, uma vez que a tendência é que com alterações ambientais os organismos especialistas de habitats sejam substituído por organismos generalistas, o que justifica analisar esses grupos separadamente (Siqueira et al. 2012). Isso acontece porque as espécies especialistas podem ser afetadas por mudanças muito específicas, respondendo de forma rápida às pequenas oscilações das condições ambientais (Hou et al. 2020). Por outro lado, riachos em áreas com constante perturbação apresentam menor variação na estrutura da comunidade ao longo dos anos, pois as espécies encontradas nesses ambientes são principalmente generalistas, e apresentam adaptações que lhes permitem resistir às

variações na qualidade do habitat (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014). Porém, alguns grupos especialistas, sob condições específicas, podem ter benefícios em alguns casos de degradação ambiental, principalmente se forem especialistas de habitat modificado (Mykrä & Heino, 2017; Yang et al. 2020). Portanto, entender como ocorre a dinâmica das comunidades de EPT é fundamental para discutir questões de diversidade e para tentar planejar estratégias eficientes de mitigação de impactos ambientais (Bispo et al. 2006).

Sendo assim, nosso objetivo foi avaliar a variação espacial e temporal da diversidade beta de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) generalistas e especialistas de habitat em riachos sob influência de mineração e riachos controle na Amazônia Oriental. Nós testamos as hipóteses de que espacialmente (i) a diversidade beta dos especialistas apresentará variação em riachos impactados pela mineração em comparação com os riachos controle, devido a sensibilidade do grupo à variação ambiental; (ii) a diversidade beta dos generalistas não apresentará variação entre os riachos impactados pela mineração e os riachos controle, pois são tolerantes à variação ambiental local. Por outro lado, em escala temporal, esperamos que (iii) a diversidade beta dos especialistas irá diminuir ao longo dos anos em riachos impactados pela mineração, devido à perda de gêneros sensíveis, e (iv) a diversidade beta dos generalistas não apresentará variação ao longo do tempo entre riachos impactados pela mineração e riachos controle, pois esse grupo ainda não é afetado pela alteração ambiental local.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos nosso estudo em 24 riachos entre os anos 2015 e 2020, onde foram realizadas seis campanhas, sempre no período de estiagem (menores valores de precipitação) na Floresta Nacional de Carajás (Flona de Carajás), localizada no sudeste do estado do Pará entre os municípios de Parauapebas, Canaã dos Carajás e Água Azul do Norte, Brasil (6° 0'0" S; 50° 24'0" W) (Figura 1) (Bezerra et al. 2017). O relevo da região pode ser dividido em duas serras: Serra Norte e Serra Sul, com altitudes entre 400 e 900 metros de altura (Souza & Carmo, 2015). A região é caracterizada por possuir uma floresta ombrófila que pode ser densa ou aberta e por fragmentos de Canga, cuja vegetação é do tipo savana, com abundantes afloramentos de rochas de óxido de ferro. Essas fisionomias possuem

habitats heterogêneos com uma ampla rede de drenagem, composta por abundantes riachos rasos sazonais de primeira e segunda ordem (Gastauer et al. 2021).

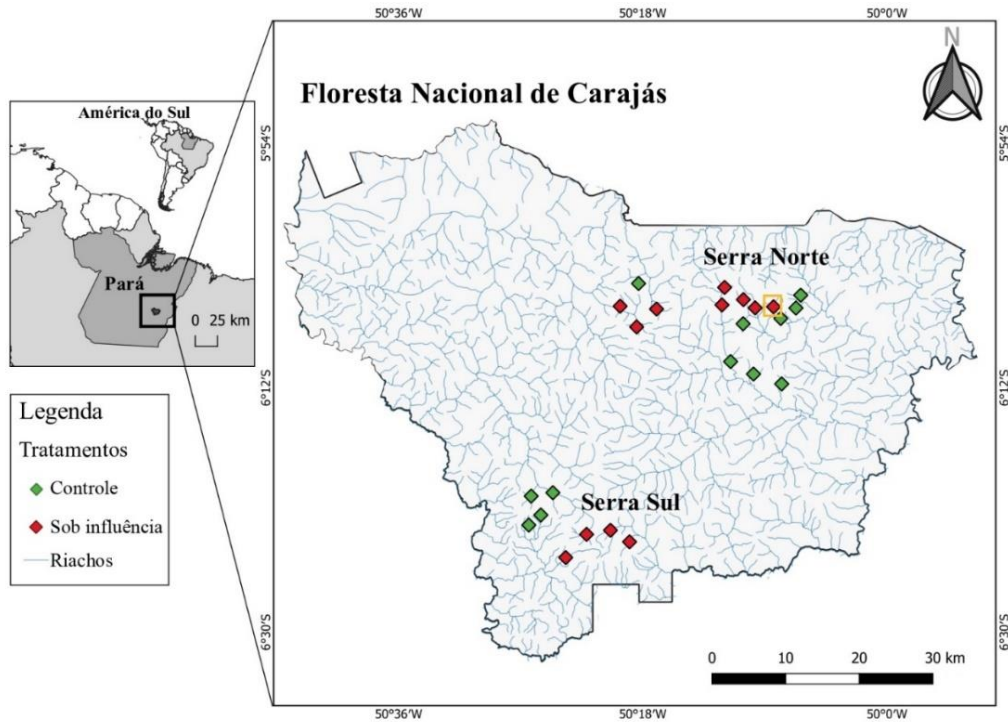


Figura 1. Localização geográfica dos riachos onde foram amostrados os insetos aquáticos e as variáveis ambientais na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. *Retângulo amarelo mostra o riacho N501, que foi alterado ao longo do estudo e mudou o status de conservação de Floresta para Mineração.

Em cada uma das campanhas, realizamos amostragens em 24 riachos, separados em duas regiões: Serra Norte e Serra Sul. Na Serra Norte foram amostrados oito riachos em áreas impactadas por mineração (Sob influência) e oito riachos de floresta preservada (controle). O riacho N501 inicialmente considerado controle, porém, ao longo dos anos, com o avanço da área explorada pela mineração, ele mudou de categoria para riacho afetado pela mineração. Já na Serra Sul, foram amostrados quatro riachos sob influência da mineração e quatro riachos em áreas controle (Figura 1).

Coleta biológica

Em cada um dos riachos foi delimitada uma seção fixa de 100 metros, dividida em 10 seções de 10 metros (Figura 2). Cada seção foi demarcada e nomeada pelas letras "A" (sempre a jusante) para "K" (sempre a montante) (AB, BC, CD..., JK).

Posteriormente, cada seção foi subdividida em dois segmentos, totalizando 20 segmentos de cinco metros (Figura 2). A divisão do trecho do riacho em segmentos permite calcular a variação da riqueza de gêneros em microescala por riacho, além de facilitar a amostragem de espécimes no campo (Shimano et al. 2013; 2018).

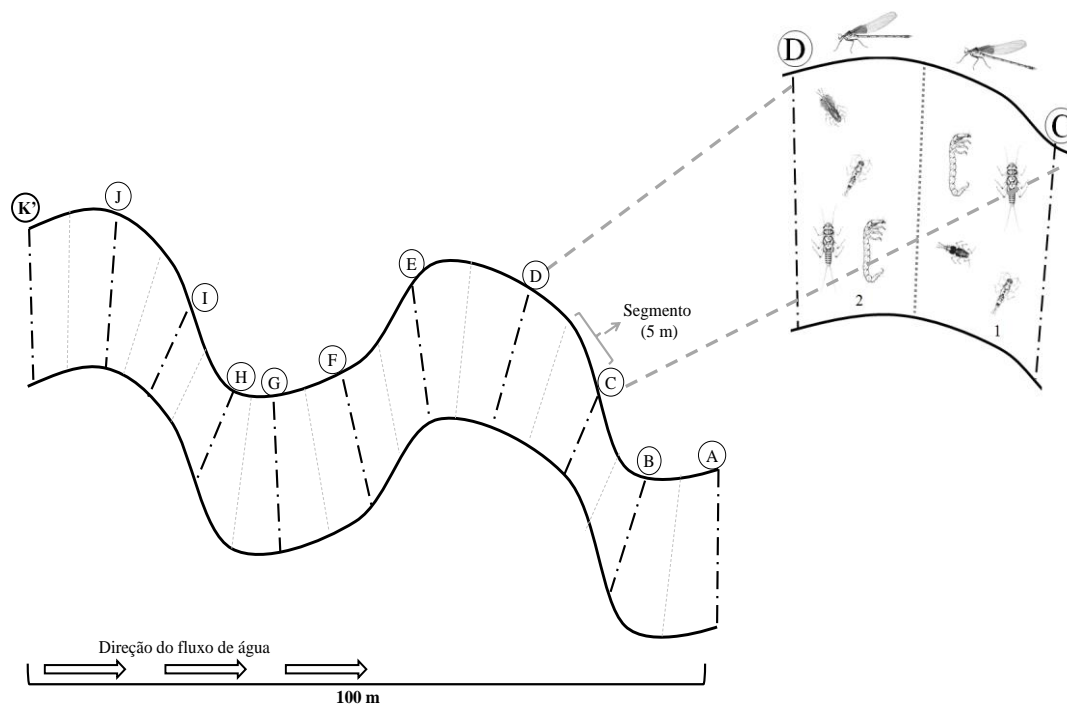


Figura 2. Delineamento amostral utilizado para a coleta de EPT e variáveis ambientais, mostrando a demarcação de um trecho de 100 metros em riachos da Flona de Carajás, Pará, Brasil.

Dados ambientais

Com base na literatura (Brasil et al. 2020; Cardoso et al. 2018; Enríquez-Espinosa et al. 2020; Luiza-Andrade et al. 2020), selecionamos nove variáveis limnológicas – condutividade elétrica, demanda química de oxigênio (DQO), ferro total, nitrato, oxigênio dissolvido, pH, sólidos em suspensão, temperatura da água e turbidez – que foram as métricas mais importantes para a presença e diversidade de comunidades de EPT na região Amazônica em áreas de atividades de mineração. As variáveis foram mensuradas em campo em três seções diferentes de cada riacho, no início, no meio e no final. Para cada riacho foi calculado a média dessas medidas.

O oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água, condutividade elétrica e a turbidez foram medidas em campo com o auxílio de uma sonda multiparâmetro Hanna Modelo HI9828. As demais variáveis foram coletadas seguindo o protocolo de coleta e

conservação da APHA (2005), e posteriormente analisadas em laboratório, através da análise de amostras de água dos metais solúveis filtradas por meio de uma membrana de 0,45 μ , diretamente para o frasco contendo a quantidade adequada de ácido nítrico (2 ml de HNO₃ concentrado / 1 litro de amostra) (APHA, 2005).

Para minimizar possíveis vieses relacionados a multicolinearidade entre as variáveis, foi realizada uma matriz de correlação. Se duas ou mais variáveis eram correlacionadas (R Pearson) em valores iguais ou superiores a 0,6 apenas uma permaneceu e as demais foram retiradas das análises, priorizando variáveis associadas aos grupos estudados. Em seguida, para selecionar as variáveis preditoras que mais atuam sobre a estrutura de EPT na Flona de Carajás, utilizamos a função `forward.sel` do pacote `adespatial` (Dray et al. 2019), do programa R versão 4.01.

Além disso, a integridade física de habitat foi avaliada através do Índice de Integridade de Habitat (IIH) de Nessimian et al. (2008), que é composto por 12 questões que resumem as condições estruturais do canal, margem e substrato (Suplementar 1). O índice varia de zero a um e representa um gradiente de aumento de integridade ambiental e, tem se mostrado muito importante para explicar a variação nas comunidades de insetos aquáticos (Brasil et al. 2020). Complementarmente, utilizamos o Índice de Redução de Habitat por atividades de mineração, também conhecido como Índice de Impacto (INI) (Suplementar 2) (Enríquez-Espinosa et al. 2020). O INI mede a distância ponderada e o tamanho da área de extração de minério em cada microbacia amostrada, com base na soma dos quadrados da distância de cada área de extração de minério, multiplicado por sua respectiva área. Assim, quanto maior o valor do índice de impacto, maior será a influência da mineração no riacho amostrado.

Análises dos dados

No estudo (Rivera-Pérez et al. não publicado), foi encontrado que os gêneros especialistas e generalistas são afetados de maneira diferentes pelas variáveis ambientais. Por esse motivo, usaremos a mesma classificação e em todas as análises serão realizadas separadamente para o grupo especialista e generalistas de habitat (Tabela 1).

Para avaliar as hipóteses espaciais de que (i) existe variação na diversidade beta dos especialistas (ii) de que não existe variação na diversidade beta dos generalistas nos riachos sob influência em comparação com os riachos controle, nós usamos uma análise de partição de variância multivariada (PERMANOVA). Complementarmente, com o

objetivo de testar diferenças na variação da composição (heterogeneidade) entre os tratamentos (controle e sob influência) usamos uma análise de dispersões multivariada (PERMDISP) (Anderson et al. 2006). Posteriormente utilizamos uma Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) com dados de abundância dos generalistas e especialistas. Também usamos uma análise de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM) removendo o efeito da autocorreção espacial (latitude e longitude) entre os pontos de coleta (Dray et al. 2006), para relacionar a variação da composição e as condições do habitat encontrado em cada ambiente (Legendre & Anderson, 1999). Foi usada uma matriz de similaridade de Bray Curtis para as análises, com os dados de abundância transformados ($\log(x+1)$) diminuindo o possível efeito dos valores extremos (outliers). As variáveis ambientais predictoras utilizadas foram as que mais atuam sobre a estrutura da comunidade de EPT, em conjunto com os Índice de Impacto pela mineração (INI) e as 12 questões do Índice de Integridade de Habitat (IIH) (Legendre & Legendre, 2012).

Para avaliar nossas hipóteses temporais (iii) de que a diversidade beta dos especialistas será menor ao longo do tempo em riachos sob influência pela mineração e (iv) de que não existirá variação temporal da diversidade beta dos generalistas entre os riachos supracitados, utilizamos 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 na abundância de cada gênero. As estatísticas B e C foram usadas para produzir gráficos B-C (Figura 3), com B (perdas por quadratura) na abcissa e C (ganhos por quadratura) na ordenação, conforme descrito em Legendre (2019). Tais gráficos demonstram a importância relativa dos processos de perda e ganho ao longo dos anos (Dong et al. 2021). Para avaliar a direção das mudanças na dissimilaridade ao longo do tempo, dos gêneros generalistas e especialistas, foi utilizado o gráfico do índice de diversidade beta temporal (TBI - Legendre & Salvat, 2015; Legendre, 2019) ao longo dos anos, onde 2015 foi comparado com os cinco anos seguintes 2016, 2017, 2018, 2019 e 2020. O índice utiliza os parâmetros B-C mencionados anteriormente e A, sendo este último a similaridade das abundâncias de cada gênero (Legendre & Salvat, 2015; Legendre, 2019). Os três elementos compõem o índice de diferença percentual (D) $\%_{diff} = (B+C)/(2A+B+C)$, que são nomeados como B, C e D sempre divididos com $(2A+B+C)$. Os valores desses três índices variam entre zero e um, indicando as mudanças na dissimilaridade ao longo do tempo em função da perda e ganho de indivíduos de um

grupo (Legendre & Salvat, 2015). Utilizamos a função TBI do pacote *vegan* para calcular a diversidade beta (Oksanen et al. 2019), do programa R 4.01.

As análises foram realizadas no programa R 4.0.1 usando os pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2019), *adespatial* (Dray et al. 2019) e edição gráfica no pacote *ggplot2* (Wickham, 2016).

RESULTADOS

Foram amostrados 59 gêneros de EPT, sendo 28 classificados como generalistas com 34.269 indivíduos e 31 como especialistas com 15.553 indivíduos (Tabela 1). Ao longo das seis campanhas os gêneros generalistas mais abundantes em riachos sob influência da mineração foram *Anacroneuria* (Plecoptera) com 4.999 indivíduos, *Miroculis* (Ephemeroptera) com 3.681 indivíduos e *Chimarra* (Trichoptera) com 2.621 indivíduos, já nos riachos controle os generalistas mais abundantes foram *Nectopsyche* (Trichoptera) com 10.349 indivíduos, *Anacroneuria* (Plecoptera) com 4.678 indivíduos e *Miroculis* (Trichoptera) com 3.621 indivíduos (Tabela 1). Quanto aos gêneros especialistas, os mais abundantes em riachos sob influência foram os Trichoptera *Chimarra* e *Leptonema* com 2.621 e 1.397 indivíduos, respectivamente. E em controle *Phylloicus* (Trichoptera) com 2.288 indivíduos foi o especialista mais abundante (Tabela 1).

Tabela 1: Lista de gêneros, abundância de indivíduos, classificação e condição de especialização quanto a especificidade de habitat de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e em riachos Controle e sob influência amostrados durante as seis campanhas na Flona de Carajás, PA.

ORDEM/ Família	Gênero	Abundância		Classificação	Condição da especialização
		Controle	Sob influência		
EPHEMEROPTERA					
Baetidae	<i>Americabaetis</i>	51	49	Generalista	
	<i>Aturbina</i>	57	31	Especialista	Áreas controle
	<i>Apobaetis</i>	2	10	Generalista	
	<i>Baetodes</i>	24	18	Generalista	
	<i>Callibaetis</i>	4	5	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Callibaetoides</i>	19	100	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Camelobaetidius</i>	2	1	Generalista	
	<i>Cloeodes</i>	98	57	Generalista	

	<i>Cryptonympha</i>	0	2	Especialista	Exclusiva de áreas com mineração
	<i>Guajirolus</i>	2	1	Especialista	Áreas controle
	<i>Harpagobaetis</i>	3	6	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Paracloeodes</i>	8	26	Generalista	
	<i>Spiritiops</i>	0	2	Especialista	Exclusiva de áreas com mineração
	<i>Tomedontus</i>	2	0	Generalista	
	<i>Waltzoyphius</i>	3	6	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Zelusia</i>	251	374	Especialista	Áreas com mineração
Caenidae	<i>Brasilocaenis</i>	39	688	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Caenis</i>	3	349	Generalista	
Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	188	228	Generalista	
	<i>Amanahyphes</i>	5	22	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Leptohyphes</i>	33	97	Generalista	
Leptohyphidae	<i>Traverhyphes</i>	30	48	Generalista	
	<i>Tricorythodes</i>	48	9	Generalista	
	<i>Tricorythopsis</i>	8	8	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Askola</i>	42	19	Generalista	
	<i>Farrodes</i>	1061	1516	Generalista	
	<i>Fittkaulus</i>	10	3	Generalista	
	<i>Hagenulopsis</i>	112	307	Generalista	
	<i>Hydrosmilodon</i>	9	32	Generalista	
	<i>Leentvaaria</i>	1	0	Especialista	Exclusiva de áreas controle
Leptophlebiidae	<i>Miroculis</i>	3621	3681	Generalista	
	<i>Paramaka</i>	176	128	Generalista	
	<i>Thraulodes</i>	13	5	Generalista	
	<i>Ulmeritoides</i>	296	168	Generalista	
	<i>Simothraulopsis</i>	29	55	Generalista	
	<i>Terpides</i>	111	31	Generalista	
	<i>Tikuna</i>	0	1	Especialista	Exclusiva de áreas com mineração
PLECOPTERA					
	<i>Anacroneuria</i>	4678	4999	Generalista	
Perlidae	<i>Enderleina</i>	1	0	Especialista	Exclusiva de áreas controle
	<i>Macrogynoplax</i>	728	1200	Especialista	Áreas com mineração
TRICHOPTERA					
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	2288	1604	Especialista	Áreas controle
Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	2	8	Especialista	Áreas com mineração
Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	26	14	Generalista	
	<i>Leptonema</i>	752	1397	Especialista	Áreas com mineração
Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	191	166	Especialista	Áreas controle
	<i>Macrostemum</i>	105	58	Especialista	Áreas controle
	<i>Smicridea</i>	659	441	Especialista	Áreas controle
Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	32	2	Especialista	Áreas controle
	<i>Triplectides</i>	103	111	Especialista	Áreas com mineração
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	10349	1451	Generalista	
	<i>Notalina</i>	1	2	Generalista	
	<i>Oecetis</i>	9	12	Especialista	Áreas com mineração
Odontoceridae	<i>Marilia</i>	10	14	Generalista	

Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	838	2621	Especialista	Áreas com mineração
	<i>Cernotina</i>	65	27	Especialista	Áreas controle
Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i>	3	3	Especialista	Áreas controle
	<i>Polycentropus</i>	51	32	Especialista	Áreas controle
	<i>Polyplectropus</i>	241	82	Especialista	Áreas controle
Sericostomatidae	<i>Notidobiella</i>	1	1	Especialista	Áreas controle

O *forward selection* selecionou três das nove variáveis físico-químicas preditoras que mais atuam sobre a estrutura da comunidade de EPT: pH, turbidez e oxigênio dissolvido. Sendo assim, essas três variáveis mais as 12 geradas pelo IIH e o índice de impacto (INI) totalizaram 16 variáveis ambientais e foram utilizadas em conjunto para responder nossas duas hipóteses espaciais.

A hipótese (i) de que existe variação na diversidade beta dos especialistas nos riachos com impactados pela mineração em comparação com os riachos controle, não foi confirmada uma vez que não foram encontradas diferenças na composição entre os tratamentos (PERMANOVA - Pseudo-F = 1,930; GL=1; $p = 0,083$). Dos 32 gêneros especialistas registrados no estudo, 28 foram compartilhados, três ocorrem apenas em riachos sob influência e dois ocorrem apenas em riachos controle (Tabela 1). Não houve variação da heterogeneidade na composição das espécies entre os grupos (PERMDISP, $F=0,604$; GL=1; $p=0,438$). A análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostra que o 25,81% da variação da composição dos especialistas é explicada pelas variáveis ambientais (Total inercia: 2,0574; $F_{(6,123)} = 2,135$; $p = 0,001$; $R^2_{adj} = 0,127$), sendo pH, Turbidez, padrão do uso da terra (IIH1), estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m (IIH4), dispositivos de retenção (IIH5) e área de corredeiras e poções ou meandros (IIH10) as variáveis mais importantes (Suplementar 1), onde a grande maioria apresenta valores maiores nos riachos controle (Tabela 2). Os dois primeiros eixos da dbRDA explicaram 35% da variação (Figura 3), já eliminando o efeito de espaço com o PCNM, e apesar de termos encontrado diferença entre os tratamentos, não foi possível observar visualmente uma separação clara entre os riachos (Figura 3).

Tabela 2: Resultado da Análise de Redundância Baseada em Distância (dbRDA) dos especialistas, mostrando os *Loadings* nos dois primeiros eixos da análise e a variação ambiental entre os riachos controle e sob influência da mineração na Floresta Nacional de Carajás, Pará - PA, Brasil.

Preditores ambientais especialistas	dbRDA1	dbRDA2
--	---------------	---------------

pH	-0,513	0,259
Dispositivos de retenção (IIH5)	-0,339	-0,037
Estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m (IIH4)	0,122	0,676
Padrão do uso da terra (IIH1)	-0,353	-0,249
Turbidez	0,388	-0,578
Área de corredeiras e poções ou meandros (IIH10)	-0,258	0,360
Preditores ambientais generalistas	dbRDA1	dbRDA2
pH	0,073	-0,231
Oxigênio dissolvido	-0,598	-0,051

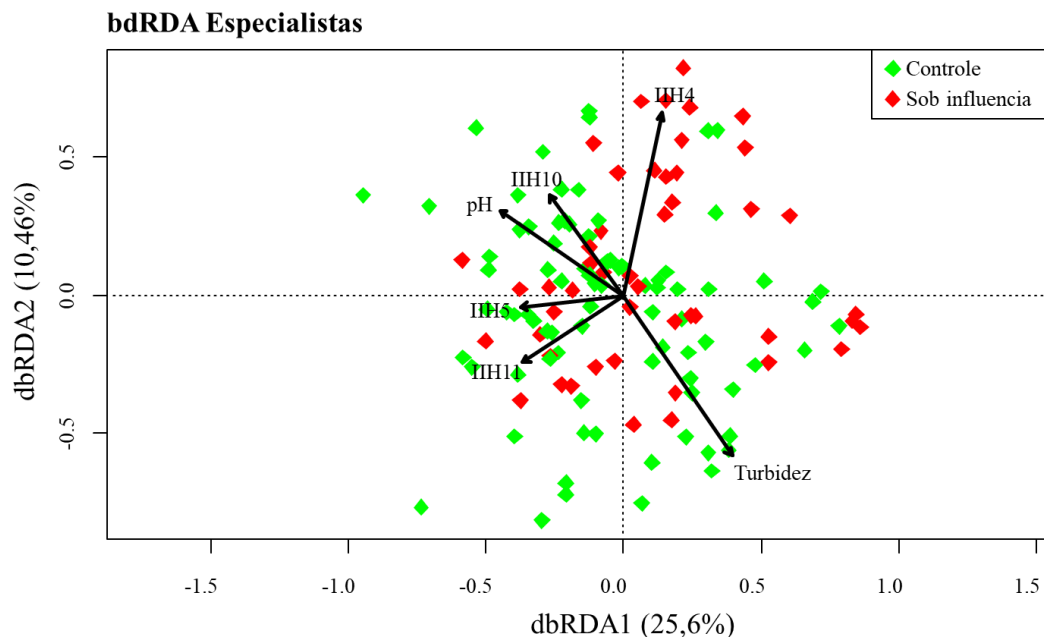
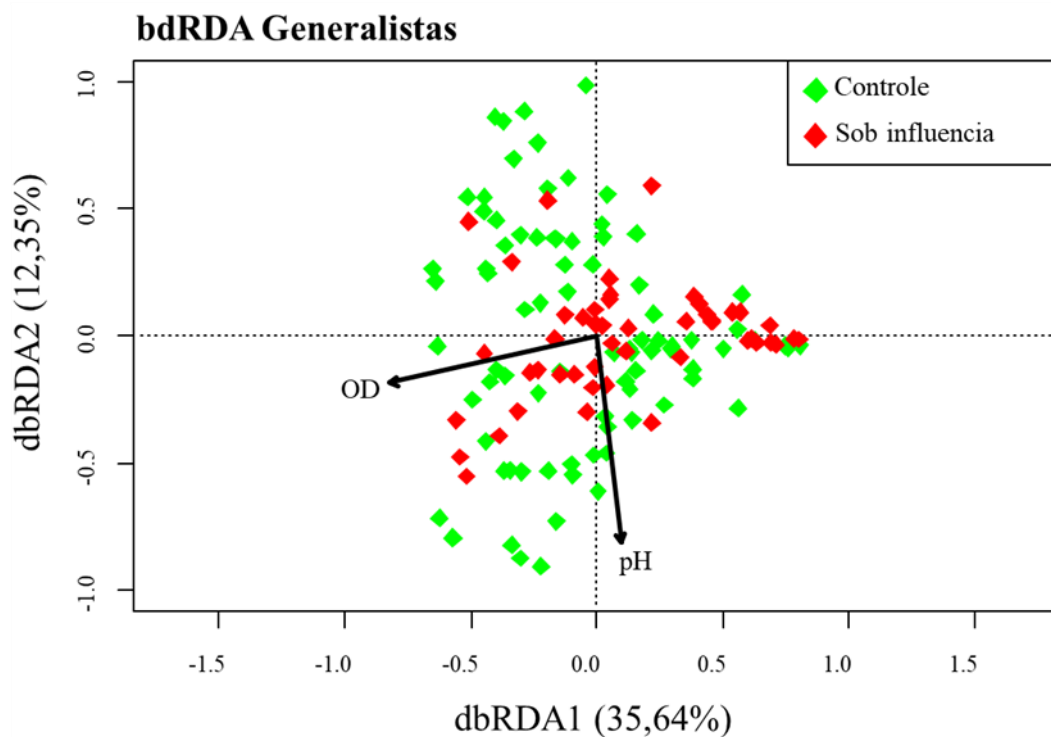


Figura 3: Resultados da análise de redundância baseada em distância (dbRDA) da matriz de diversidade beta dos especialistas de habitat em os riachos controle e riachos sob influência ou afetados pela mineração.

A hipótese (ii) de que não existe variação na diversidade beta dos generalistas por efeito das atividades de mineração foi confirmada uma vez que não foi encontrada diferença na composição entre os tratamentos (PERMANOVA - Pseudo-F = 1,476; GL=1; $p = 0,166$). Dos 28 gêneros especialistas registrados no estudo, 27 foram compartilhados e apenas o gênero *Tomedontus* (Ephemeroptera) ocorreu em riachos sob influência pela mineração (Tabela 1). Também não houve variação de heterogeneidade entre os tratamentos (PERMDISP, $F=0,316$; GL=1; $P=0,575$). A análise de redundância baseada em distância (dbRDA) mostra que o 31,1% da variação da composição dos generalistas é explicada pelas variáveis ambientais (Total inercia: 3,263; $F_{(6,126)} = 1,817$; $p = 0,047$; $R2_{adj} = 0,020$), sendo as variáveis pH e oxigênio dissolvido as duas métricas que mais contribuíram para essa explicação (Tabela 2). O gráfico não mostrou uma

separação clara dos parâmetros ambientais entre os dois tratamentos, porém, observamos que os riachos sob influência (em vermelho) se apresentam mais agrupados ao meio. Os dois primeiros eixos representaram 47,99% da variação explicada (Figura 4), já



eliminando o efeito de espaço com o PCNM.

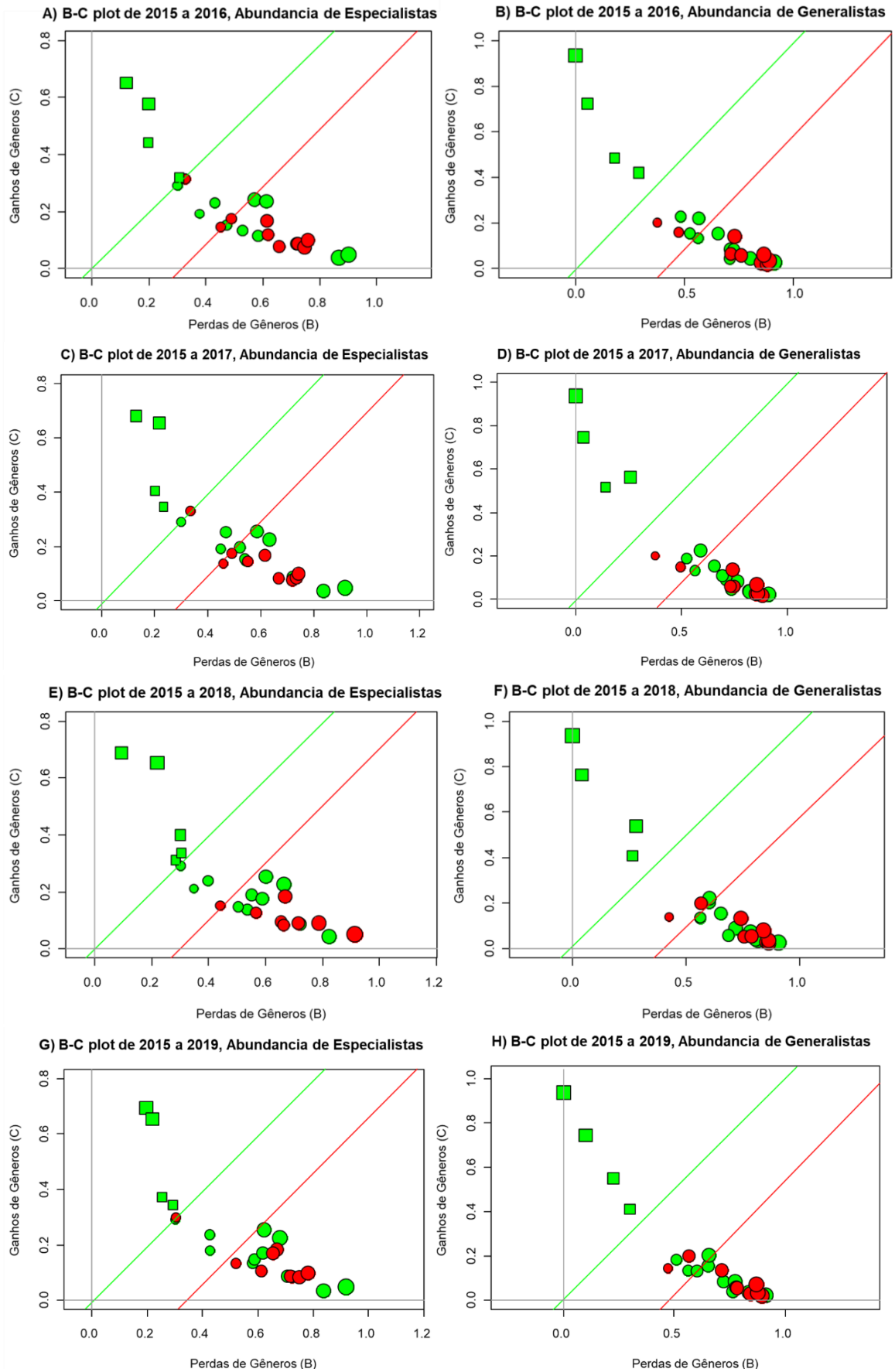
Figura 4: Resultados da análise de redundância baseada em distância (dbRDA) da matriz de diversidade beta dos generalistas de habitat em os riachos controle e riachos sob influência ou afetados pela mineração. Obs: OD = oxigênio dissolvido; pH= potencial Hidrogeniônico.

Em escala temporal, quando avaliamos a hipótese de que (iii) a diversidade beta dos especialistas irá diminuir ao longo dos anos em riachos sob influência pela mineração, verificamos que ela foi confirmada. Houve perda na diversidade entre os riachos (beta) e na diversidade local (alfa) ($t = -0,371$, $p < 0,05$). A perda de gêneros foi o principal componente dos 12 riachos sob influência da mineração (Figura 5A-I). Por outro lado, riachos controle apresentaram tanto perdas como ganhos de gêneros especialistas ao longo das campanhas, representando um *turnover* na composição da comunidade (Figura 5A-E).

Por fim, a hipótese de que (iv) a diversidade beta dos generalistas não apresentaria variação ao longo do tempo, entre riachos sob influência pela mineração e riachos

controle, não foi confirmada uma vez que foram encontradas diferenças na diversidade beta temporal dos generalistas nos riachos amostrados ($t = -0,463$, $p < 0,05$). Tanto os riachos sob influência como os riachos controle tiveram uma perda gêneros ao longo dos anos (Figura 5B-F), apesar de que três riachos sempre ganharem gêneros entre 2015 até 2020 (Figura 5H).

De acordo com os resultados representados nos gráficos do índice TBI, os especialistas (Figura 6A) e generalistas (Figura 6B) apresentaram um padrão geral similar, onde as perdas médias foram maiores do que os ganhos médios em números de gêneros em todos os períodos das campanhas. A perda de gêneros foi o principal fator ligado as mudanças na composição de EPT ao longo do tempo nos riachos sob influência pela mineração. Foi observado também que a perda de gêneros generalistas foi maior que a dos especialistas ao longo do tempo, onde os especialistas apresentaram ganho de gêneros entre os anos de 2017 e 2018 (Figura 6) com valores de dissimilaridade menores de 0,74 sendo o resto de anos maiores que 0,77



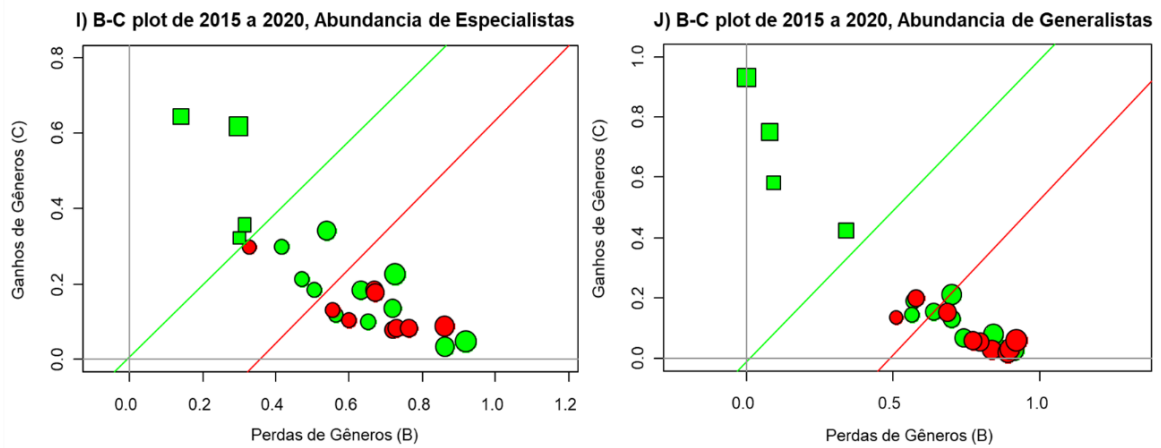


Figura 5: Gráficos B-C comparando as seis campanhas de amostragem: A) Especialistas 2015–16, B) Generalistas 2015–16, C) Especialistas 2015–17, D) Generalistas 2015-17, E) Especialistas 2015–18, F) Generalistas 2015–18, G) Especialistas 2015–19, H) Generalistas 2015-19, I) Especialistas 2015–20, J) Generalistas 2015-20, onde os 24 riachos são plotados usando as perdas (B) e ganhos (C). Os símbolos distintos são usados para os sites dominados por ganhos (quadrados) e por perdas (círculos), e a cor representa os tratamentos: controle (verde) sob influência de mineração (vermelho). Linha verde com inclinação 1 onde os ganhos são iguais às perdas e a linha vermelha indica que os ganhos são dominados por perdas em média.

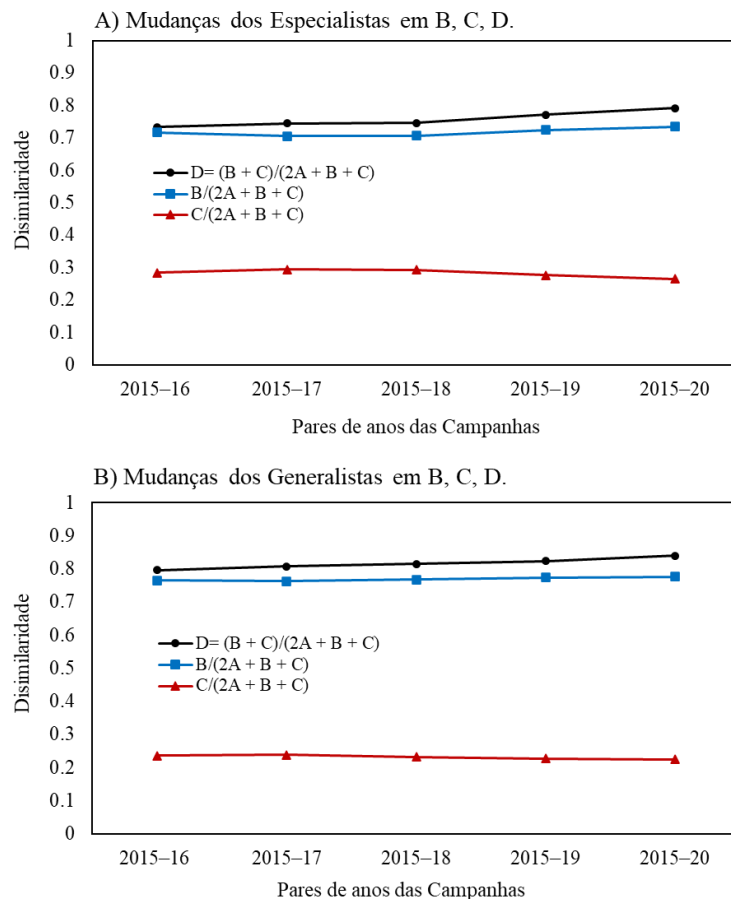


Figura 6: Diversidade Beta temporal de EPT mostrando as mudanças TBI na dissimilaridade D , $(2A+B+C)$ e seus componentes de ganho (C) e perda (B) de gêneros com dados de abundância de: A) Especialistas B) Generalistas entre a campanha de 2015 e as campanhas de 2016, 2017, 2018, 2019 e 2020 realizadas na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil.

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram a diversidade Beta foi uma importante ferramenta para medir os efeitos da mineração de Ferro na Flona de Carajás. A variação na estrutura da comunidade foi maior em escala temporal do que espacial pois não houve diferenças na diversidade beta para nenhum dos grupos de EPT generalistas e especialistas de habitat entre os riachos controle e sob influência da mineração. No entanto, a diversidade beta temporal apresentou diferenças entre os tratamentos tanto para os especialistas como para os generalistas. No grupo de especialistas houve ganhos e perdas de gêneros, já para os generalistas a perda de gêneros foi o principal componente na diversidade temporal.

Os especialistas foram mais afetados pelas variáveis estado da mata ciliar, pH e turbidez, podendo estar relacionado à baixa tolerância desses táxons. A presença da mata ciliar nos riachos geralmente atua como uma barreira aos impactos ambientais (Meza et al. 2020; Dalla-Corte et al. 2020; Paiva et al. 2021), além de aumentar a disponibilidade de recursos, ao trazer matéria orgânica alóctone para os riachos, recurso importantes para os insetos aquáticos (Luiza-Andrade et al. 2020; Faria et al. 2021). O oxigênio dissolvido foi a variável que mais contribuiu para a explicação da variação da composição dos generalistas. Variações nas métricas físico-químicas como a diminuição do pH e oxigênio dissolvido e o aumento na turbidez da água geralmente são relacionadas com efeitos negativos na diversidade de macroinvertebrados aquáticos, (e.g. perda gêneros e/ou indivíduos de EPT) (Enríquez-Espinosa et al. 2020; Paiva et al. 2021). As mudanças provocadas pelo uso e cobertura da terra alteram as condições naturais dessas métricas, mostrando a importância de sua manutenção para a qualidade da água, a persistência das populações de insetos aquáticos e suas funções nos ecossistemas (Meza et al. 2012; Brito et al. 2021).

Ao contrário do que esperávamos, a diversidade beta dos especialistas não diferiu espacialmente entre os riachos. Conforme destacado por Mykrä & Heino (2017), gêneros

especialistas podem ser favorecidos ou beneficiados em locais alterados, devido a capacidade adaptativa de alguns táxons. A modificação de métricas ambientais como a perda da mata ciliar, redução no pH e aumento na turbidez podem levar a uma homogeneização das comunidades aquáticas (Paiva et al. 2021; Petsch et al. 2021) portanto, beneficiadas as espécies que são resistente a essas novas condições criadas no ambiente. Por outro lado, táxons com plasticidade fenotípica e maior variação de atributos funcionais podem se beneficiar mesmo em riachos afetados pela mineração, podendo aumentar suas abundâncias e colonizar novos riachos anteriormente ocupados por gêneros menos tolerantes (Siqueira et al. 2012; Mondy & Usseglio-Polatera, 2014; Castro et al. 2018).

Nossa hipótese de que a diversidade beta dos generalistas não apresentaria variação espacial entre os riachos impactados pela mineração e os riachos controle foi corroborada. Os grupos generalistas em comparação com especialistas apresentam maior número de adaptações de habitat e maior diversidade funcional (Mondy & Usseglio-Polatera. 2014), tornando-os mais tolerantes as mudanças ambientais, uma vez que têm uma maior amplitude de nicho (Heino, 2005a). Ao contrário do que foi encontrado em nosso estudo, os padrões de diversidade dos grupos generalistas são os que geralmente refletem mais os efeitos das atividades humanas, uma vez que são mais abundantes nos riachos (Samways et al. 2020), onde a perda de integridade ambiental dos riachos pode levar a uma perda de diversidade beta de insetos aquáticos especializados e favorecer os organismos generalistas (Enríquez-Espinosa et al. 2020; Petsch et al. 2021). O aumento das abundâncias de generalistas pode indicar importantes perdas de diversidade das comunidades de insetos aquáticos nos riachos, que podem afetar o funcionamento dos sistemas aquáticos, uma vez que há um empobrecimento dos serviços ecossistêmicos (Dolédec et al. 2000; Rico-Sánchez et al. 2022). Como por exemplo, o gênero *Anacroneuria* (Plecoptera) manteve altas abundâncias ao longo do tempo nos dois tratamentos. Este gênero, tem sido relacionado à presença de metais na coluna d'água (Rico-Sánchez et al. 2022), mostrando sua tolerância às mudanças no uso da terra.

Ao avaliarmos a diversidade beta temporal dos especialistas, observamos que ela diminuiu nos riachos sob influência de mineração, apresentando unicamente perdas ao longo da escala temporal, enquanto nos riachos controle houve tanto ganhos como perdas de gêneros. Os ganhos de gêneros nos riachos controles diminuiu a dissimilaridade

ao longo do tempo. A entrada de novos gêneros contribui para a manutenção do *pool* regional ao longo do tempo (Legendre, 2019; Vale et al. 2021). Sendo assim, o *turnover* se torna o principal componente da diversidade beta dos gêneros especialistas de EPT em riachos controle. Esse resultado é semelhante ao encontrado em outros estudos, onde o *turnover* é o principal componente na diversidade beta de Ephemeroptera (Enríquez-Espinosa et al. 2020) e Trichoptera (Garcia-Raventós et al. 2021) em ecossistemas heterogêneos sob os efeitos de mudanças ambientais.

Ao contrário do que esperávamos, a diversidade beta dos generalistas teve variação ao longo do tempo entre riachos impactados pela mineração e riachos controle, as perdas de gênero ao longo do tempo foi o principal componente na diversidade beta dos generalistas. Outros estudos encontraram que os padrões diversidade beta de generalistas em riachos é causada principalmente pela variação temporal (Vale et al. 2021), resultado semelhante em nosso estudo. Em diferentes grupos taxonômicos, as populações de generalistas tendem a ter variação temporal, uma vez que possuem heterogeneidade ecológica e variação de nicho (Bolnick et al. 2007). A variação temporal pode estar associada a momentos nos ciclos de vida (e.g. fases imaturas) como à variação nos atributos funcionais dentro dos mesmos grupos (e.g. variação intraespecífica) (Heino, 2005b), que podem afetar a dinâmica das comunidades em situações de mudanças rápidas nas condições de habitat, tornando esses grupos sensíveis no momento do impacto (Manlick & Newsome, 2021; Skoracka et al. 2022). O aninhamento foi o principal componente que explica a diversidade beta dos generalistas em riachos sob influência de mineração, mostrando a falta de novos grupos chegando na comunidade, sendo este um padrão incomum em comunidades aquáticas, onde o *turnover* de espécies é o principal impulsionador dos padrões de diversidade beta (Dong et al. 2021).

Os resultados encontrados no presente estudo ressaltam a importância de compreender os padrões de diversidade beta nos sistemas aquáticos e como são afetados por mudanças no uso da terra ao longo do tempo. Como muitas vezes as consequências das alterações ambientais perduram no sistema por muitos anos e com consequências bem acentuadas (Yule et al. 2010), o estudo da diversidade beta temporal foi útil para detectar como as comunidades de EPT sofreram com impacto da mineração. O uso da classificação de gêneros em nosso estudo, também mostrou diferenças nos padrões de diversidade beta ao longo do tempo em nos riachos. Outros estudos também encontraram

diferenças nas respostas ambientais dos organismos de acordo com seu grau de especialização (e.g. Mykrä & Heino, 2017) mostrando a importância das possíveis adaptações do nicho em seu habitat, sendo assim possível identificar os efeitos das atividades de atividades antrópicas na dinâmica EPT no funcionamento dos riachos (Mondy & Usseglio-Polatera, 2014).

A diversidade beta espacial de EPT não apresentou variação na composição e heterogeneidade em riachos sob influência de mineração, por outro lado houve alterações na diversidade beta temporal de EPT. Ocorrendo nos grupos generalistas perdas de gêneros e nos especialistas apresentando perdas e ganhos de gêneros. Nos riachos sob influência de mineração a perda de integridade pode diminuir a imigração de novos gêneros, e assim, as comunidades vão perdendo a estabilidade ao longo do tempo. Os estudos de diversidade em suas múltiplas facetas, como contemplado aqui em escala espacial e temporal, podem fornecer informações complementares sobre os mecanismos das comunidades bioindicadoras da qualidade ambiental. Estudos futuros em escalas temporais e espaciais sobre Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) na Flona de Carajás complementarão esta visão geral e ajudarão a identificar como mitigar os impactos da atividade da mineração nas comunidades aquáticas.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa concedida durante o mestrado, Universidade Federal do Pará (UFPA), Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGECO) e o Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO) pela sua estrutura, suporte e suporte financeiro. L. Juen agradece ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela bolsa de produtividade, ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), responsáveis pelo processo de licenciamento ambiental de empreendimentos minerários, ambientais, programas de monitoramento e emissão de autorizações de cobrança para este estudo. Agradecemos também à Amplo Engenharia e Gestão de Projeto pelo apoio de campo; agradecemos a VALE e a Amplo pela viabilização do campo de coleta em sua área de atuação. Somos extremamente gratos a Ana Paula Justino de Faria, Bethânia Resende, Darcilene Mafra, Driane Ferreira, Erlane José Cunha, Gilberto Nicácio, Jorge Luis Pereira, Josinete Monteles, Karina Dias-Silva, Laura Hagemann, Leandro Schlemmer

Brasil, Lenize Batista Calvão, Myllena Lima, Mylena Neves Cardoso, Naiara Rayol, Thiago P. Mendes, Viviane C. Firmino pelo auxílio na coleta de dados em campo e identificação em laboratório.

REFERENCIAS

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>

APHA (2005), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th ed. Washington DC: American Public Health Association.

Bezerra, L., Ribeiro, K. T., Martins, F., Salzo, I. (2017). Parte I. Escopo e contexto. In: Plano de Pesquisa Geossistemas Ferruginosos da Floresta Nacional de Carajás: Temas Prioritários para Pesquisa e Diretrizes 360 para Ampliação do Conhecimento sobre os Geossistemas Ferruginosos da Floresta Nacional 361 de Carajás e seu Entorno. Brasília: ICMBIO, 11-12

Bispo, P. D. C., Oliveira, L. G., Bini, L. M., & Sousa, K. G. D. (2006). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B), 611-622. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000400005>

Bolnick, D. I., Svanbäck, R., Araújo, M. S., & Persson, L. (2007). Comparative support for the niche variation hypothesis that more generalized populations also are more heterogeneous. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(24), 10075-10079. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703743104>

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 & Juen, L. (2020). 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>

- Brasil, L., S. Juen, L. Giehl, N. & Cabette H. (2017). Effect of environmental and temporal factors on patterns of rarity of Ephemeroptera in stream of the Brazilian Cerrado. *Neotropical Entomology*, 46: 29-35. <https://doi.org/10.1007/s13744-016-0431-9>
- Brito, J., Calvão, L., Cunha, E., Maioli, L., Barbirato, M., Rolim, S., & Juen, L. (2021). Environmental variables affect the diversity of adult damselflies (Odonata: Zygoptera) in western Amazonia. *Int. J. Odonatol*, 24, 108-121. https://doi.org/10.23797/2159-6719_24_8
- Cardoso, M. N., Calvão, L. B., de Assis Montag, L. F., Godoy, B. S., & Juen, L. (2018). Reducing the deleterious effects of logging on Ephemeroptera communities through reduced impact management. *Hydrobiologia*, 823(1), 191-203. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3705-x>
- Castro, D. M. P., Dolédec, S., & Callisto, M. (2018). Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*, 84, 573-582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>
- Chase, J. M., Jeliakov, A., Ladouceur, E., & Viana, D. S. (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>
- Connolly, N. M., Crossland, M. R., & Pearson, R. G. (2004). Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(2), 251-270. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2004\)023<0251:EOLDOO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2004)023<0251:EOLDOO>2.0.CO;2)
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., & Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13(8), 1030-1040. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>
- Díaz, A. J. M., Longo, M., & Aranguren-Riaño, N. (2017). Variación temporal de la diversidad taxonómica y rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos en ríos temporales en la isla de Providencia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 39(107), 82-100. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v39n107a10>

Dolédec S, Chessel D, Gimaret-Carpentier C (2000) Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology*, 81(10): 2914-2927. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2914:NSICAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2914:NSICAA]2.0.CO;2)

Dong, R., Wang, Y., Lu, C., Lei, G., & Wen, L. (2021). The seasonality of macroinvertebrate β diversity along the gradient of hydrological connectivity in a dynamic river-floodplain system. *Ecological Indicators*, 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 HH (2019) adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.3–3. <https://cran.r-project.org/package=adespatial>.

Dray, S., Legendre, P., & Peres-Neto, P. R. (2006). Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196(3-4), 483-493. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015>

Elton, C. (1927) *Animal ecology*. Sidgwick & Jackson, London. University of Chicago Press, 296 pp.

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>

Garcia-Raventós, A., Viza, A., & Múrria, C. (2021). Taxonomic turnover and northward phylogenetic clustering reveal evidence for environmental filtering in structuring Trichoptera communities across Europe. *Freshwater Biology*, 66(6), 1060-1073. <https://doi.org/10.1111/fwb.13699>

Gastauer, M., Mitre, S. K., Carvalho, C. S., Trevelin, L. C., Sarmiento, P. S., Neto, J. A. M., Caldeira, C. F., Ramos S. J. & Jaffé, R. (2021). Landscape heterogeneity and habitat amount drive plant diversity in Amazonian canga ecosystems. *Landscape Ecology*, 36(2), 393-406. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01151-0>

- Godoy, B. S., Faria, A. P. J., Juen, L., Sara, L., & Oliveira, L. G. (2019). Taxonomic sufficiency and effects of environmental and spatial drivers on aquatic insect community. *Ecological Indicators*, 107, 105624. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105624>
- 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. (2005a). Positive relationship between regional distribution and local abundance in stream insects: a consequence of niche breadth or niche position? *Ecography*, 28(3), 345-354. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.04151.x>
- Heino, J. (2005b). Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology*, 50(9), 1578-1587. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01418.x>
- Hou, Y., Kong, F., Li, Y., Xi, M., & Yu, Z. (2020). Key factors of the studies on benthic macroinvertebrate in coastal wetlands: Methods and biodiversity. *Ecohydrology & Hydrobiology*. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.02.004>
- 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.
- Karasiewicz, S., Breton, E., Lefebvre, A., Fariñas, T. H., & Lefebvre, S. (2018). Realized niche analysis of phytoplankton communities involving HAB: Phaeocystis spp. as a case study. *Harmful algae*, 72, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.12.005>
- Kearney, M. R., Jusup, M., McGeoch, M. A., Kooijman, S. A. L. M., & Chown, S. L. (2021). Where do functional traits come from? The role of theory and models. *Functional Ecology*, 35(7), 1385–1396. <https://doi.org/doi:10.1111/1365-2435.13829>
- Legendre, P. & Condit, R., (2019). Spatial and temporal analysis of beta diversity in the Barro Colorado Island Forest dynamics plot, Panama. *Forest Ecosystems* 6, 76–88. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0164-4>
- Legendre, P., & Andersson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 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., & Gauthier, O. (2014). Statistical methods for temporal and space-time analysis of community composition data. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281, 20132728. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2728>
- Legendre, P., & Legendre, L. F. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier. Amsterdam, p989
- Legendre, P., & Salvat, B. (2015). Thirty-year recovery of mollusc communities after nuclear experimentations on Fangataufa atoll (Tuamotu, French Polynesia). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1810). <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0750>
- Legendre, P., (2019). A temporal beta-diversity index to identify snites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecol. Evol.* 9, 3500–3514. <https://doi.org/10.1002/ece3.4984>
- Leibold M., A. (1995) The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology*. 76(5): 1371-1382. <https://doi.org/10.2307/1938141>
- 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>
- 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. *Neotropical Entomology*, 49(6), 821-831. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00814-6>
- Manlick, P. J., & Newsome, S. D. (2021). Adaptive foraging in the Anthropocene: can individual diet specialization compensate for biotic homogenization?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(9), 510-518. <https://doi.org/10.1002/fee.2380>
- Menezes, J. P. C., Oliveira, L. F. C., & Salla, M. R. (2019). Metrics of benthic communities and habitat quality associated to different types of land use. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24(4), 737-746. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019175589>
- Meza, A. M., Rubio, J., Gomes-Dias, L. & Walteros, M. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34(2), 443-456. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/39163>

- 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>
- Mihuc, T. B. (1997). The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater biology*, 37(2), 455-462. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00175.x>
- Mishra, V. K., Upadhyay, A. R., Pandey, S. K., & Tripathi, B. D. (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(1), 49-58. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9877-x>
- Mondy, C. P., & Usseglio-Polatera, P. (2014). Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 59(3), 584-600. <https://doi.org/10.1111/fwb.12289>
- Mykrä, H., & Heino, J. (2017). Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecological Complexity*, 31, 181-188. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.002>
- Nahmani, J., Lavelle, P., & Rossi, J. P. (2006). Does changing the taxonomical resolution alter the value of soil macroinvertebrates as bioindicators of metal pollution. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(2), 385-396. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.04.037>
- 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 (1), 117-131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>
- 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., Faria, A. P. J., Calvao, L. B., & Juen, L. (2021). The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848(5), 1073-1085. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>

- Petsch, D. K., Saito, V. S., Landeiro, V. L., Silva, T. S., Bini, L. M., Heino, J., & Melo, A. S. (2021). Beta diversity of stream insects differs between boreal and subtropical regions, but land use does not generally cause biotic homogenization. *Freshwater Science*, 40(1), 53-64. <https://doi.org/10.1086/712565>
- 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>
- 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. *Sci Rep.* 12, 3209. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>
- Ricotta, C. (2017). Of beta diversity, variance, evenness, and dissimilarity. *Ecology and Evolution*, 7(13), 4835-4843. <https://doi.org/10.1002/ece3.2980>
- Rivera-Pérez J. M., Shimano Y., Luiza-Andrade, A., Pinto S., N., Dias G., L., Juen, L., (não publicado). Efeito da mineração na assembleia de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) de riachos amazônicos com base em sua especificidade ambiental. *Variação temporal de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) com base em sua especificidade ambiental em riachos impactados pela mineração na Amazônia Oriental* pp 13 -53.
- Samways, M. J., Deacon, C., Kietzka, G. J., Pryke, J. S., Vorster, C., & Simaika, J. P. (2020). Value of artificial ponds for aquatic insects in drought-prone southern Africa: A review. *Biodiversity and Conservation*, 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02020-7>
- Schimmel, D. S., Asner, G. P., & Moorcroft, P. (2013). Observing changing ecological diversity in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), 129-137. <https://doi.org/10.1890/120111>
- 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 Amazonica*, 48(2), 137-145. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201700583>

- Shimano, Y., L. Juen, F.F. Salles, D.S. Nogueira & H.S.R. Cabette. (2013). Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 49: 31-41. <https://doi.org/10.1051/limn/2013036>
- Siqueira, T., Bini, L. M., Roque, F. O., Marques Couceiro, S. R., Trivinho-Strixino, S., & Cottenie, K. (2012). Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, 35(2), 183-192. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06875.x>
- Skoracka, A., Laska, A., Radwan, J., Konczal, M., Lewandowski, M., Puchalska, E., Karpicka, K., Przychodzaka, A., Raubic, J. & Kuczyński, L. Effective specialist or jack of all trades? Experimental evolution of a crop pest in fluctuating and stable environments. *Evolutionary Applications*. <https://doi.org/10.1111/eva.13360>
- Souza, C. R., & Carmo, F. F. (2015). Geossistemas ferruginosos no Brasil. Geossistemas Ferruginosos do Brasil'.(Eds FF do Carmo and LHY Kamino.) pp, 47-76.
- Vale, C. G., Arenas, F., Barreiro, R., & Piñeiro-Corbeira, C. (2021). Understanding the local drivers of beta-diversity patterns under climate change: The case of seaweed communities in Galicia, North West of the Iberian Peninsula. *Diversity and Distributions*, 27(9), 1696-1705. <https://doi.org/10.1111/ddi.13361>
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3), 279-338. <https://doi.org/1943563>
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2-3), 213-251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag New York.
- 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. *Ecological Indicators*, 110, 105948. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105948>

Yule, C. M., Boyero, L., & Marchant, R. (2010). Effects of sediment pollution on food webs in a tropical river (Borneo, Indonesia). *Marine and Freshwater Research*, 61(2), 204-213. <https://doi.org/10.1071/MF09065>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Suplementar 1: 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.

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

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

Suplementar 2: Índice de redução de habitat ou Índice de Impacto (INI) peso maior a áreas com proximidade da mineração em cada parcela (Enríquez-Espinosa et al. 2020)

PONTO	Soma dos quadrados da distância de cada área de extração de minério, multiplicado por sua respectiva área											
	AGO/14	ABR/15	AGO/15	ABR/16	AGO/16	ABR/17	AGO/17	ABR/18	AGO/18	ABR/19	AGO/19	ABR/20
CONT-01AG	0,4238	0,4776	0,501	0,766	0,796	0,798	0,842	0,889	1,015	1,036	1,058	1,116
CONT-02AG	0,319	0,332	0,345	0,540	0,560	0,562	0,571	0,580	0,622	0,645	0,670	0,676

CONT-03AG	0,245	0,259	0,267	0,373	0,386	0,387	0,393	0,399	0,417	0,438	0,462	0,467
CS11-01AG	0,112	0,152	0,156	0,161	0,163	0,163	0,172	0,181	0,184	0,185	0,186	0,187
CS11-02AG	0,088	0,114	0,118	0,122	0,124	0,124	0,130	0,136	0,139	0,140	0,140	0,141
CS11-03AG	0,117	0,158	0,161	0,165	0,167	0,167	0,176	0,186	0,189	0,190	0,191	0,191
CS11-05AG	0,102	0,134	0,136	0,140	0,142	0,142	0,150	0,158	0,161	0,161	0,162	0,162
MANG-01AG	7,311	7,317	37,851	37,871	38,702	39,455	40,560	41,664	42,014	42,017	42,019	42,733
MANG-02AG	5,808	5,827	44,584	44,612	45,591	46,171	47,464	48,758	49,168	49,171	49,175	50,011
MANG-03AG	60,020	60,047	152,184	152,237	155,573	157,556	161,969	166,382	167,772	167,778	167,783	170,681
MANG-04AG	1,137	1,148	84,466	84,496	86,347	87,447	89,895	92,343	93,124	93,129	93,134	94,716
N4-01AG	2,736	7,643	7,688	17,824	18,650	18,666	20,889	23,490	27,439	28,197	28,975	29,215
N4-02AG	8,884	10,880	10,898	45,861	47,772	47,848	48,616	49,385	50,948	51,663	52,378	52,817
N4-03AG	3,910	4,072	4,092	5004,378	5226,311	5229,330	5325,405	5421,480	5585,588	5651,593	5717,599	5764,457
N4-04AG	7,923	16,522	16,558	38,861	40,605	40,634	46,973	54,772	56,828	57,508	58,188	95,488
N5-01AG	31,005	31,572	31,584	42,372	43,312	43,751	59,439	85,524	89,311	92,301	95,291	152,412
N5-02AG	31,937	32,496	32,508	53,954	54,948	55,528	55,719	56,108	58,614	60,611	62,608	62,060
N5-03AG	14,590	14,858	14,866	16,201	16,943	17,110	17,059	17,008	17,752	19,089	20,991	19,181
N5-04AG	9,431	9,614	9,623	10,507	11,157	11,259	11,243	11,228	11,707	13,194	15,954	12,654
S11D-01AG	8,304	16,955	16,958	17,113	17,192	17,193	18,291	19,389	19,695	19,696	19,697	19,698
S11D-02AG	1,580	2,372	2,376	2,401	2,413	2,414	2,566	2,719	2,763	2,764	2,765	2,765
S11D-03CA	0,580	0,878	0,881	0,892	0,897	0,897	0,954	1,010	1,027	1,027	1,028	1,029
S11D-04AG	0,705	1,274	1,277	1,292	1,299	1,299	1,381	1,463	1,487	1,487	1,488	1,489
S11D-05AG	0,265	0,353	0,355	0,361	0,364	0,364	0,386	0,408	0,415	0,416	0,416	0,417

4. CONCLUSÃO GERAL

Evidenciamos que a classificação dos insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em generalistas e especialistas de hábitat permite visualizar como esses grupos respondem de forma diferente às mudanças no uso da terra pelas atividades de mineração. Os EPTs apresentaram variação na abundância, riqueza e na diversidade beta temporal, principalmente relacionadas a perda da integridade de habitat ao longo dos anos nos riachos sob influência de mineração. No primeiro capítulo identificamos que a riqueza de generalistas e especialistas de EPT foram afetadas pelas mudanças ambientais geradas pelas atividades de mineração. Já a abundância de generalistas, ao contrário do que esperávamos, foi menor nos riachos sob influência de mineração, enquanto a abundância dos especialistas foi maior nas áreas de mineração, provavelmente em função do aumento das populações de especialistas de áreas impactadas.

No segundo capítulo identificamos que a diversidade beta espacial de EPT generalistas e especialistas não variaram entre os tratamentos dos riachos. Porém, ao avaliar em uma escala temporal, tanto os generalistas, quanto os especialistas apresentaram variação na diversidade beta ao longo dos anos. Diferentes componentes explicaram a variação da diversidade beta dos grupos. Nos especialistas o ganho e perda de gêneros mostrou que o *turnover* explicou a diversidade beta dos riachos. Já nos generalistas, o aninhamento foi o principal componente em função a perda gêneros ao longo do tempo. A perda de integridade dos riachos impactos pela mineração faz com que haja menos imigração de novos gêneros, e assim, as comunidades vão perdendo a estabilidade ao longo do tempo.

Com base nos nossos resultados, a mineração afetou as comunidades de generalistas e especialistas dos grupos de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) ao longo dos anos, de acordo com suas características funcionais de habitat no nicho as comunidades classificadas apresentaram respostas diferentes aos impactos ambientais pela mineração nos riachos. Ao avaliar a diversidade em seus múltiplos componentes em diferentes escalas, forneceram informações complementares sobre os mecanismos das comunidades aquáticas aos impactos ambientais, que é essencial para possibilitar o planejamento de estratégias eficientes de mitigação de impactos ambientais desde o monitoramento até a identificação de impactos ao longo prazo.

5. REFERÊNCIAS GERAIS

- 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 & Juen, L. (2020). 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>
- Castro, D. M. P., Dolédec, S., & Callisto, M. (2018). Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*, 84, 573-582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>
- Chase, J. M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., & Viana, D. S. (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, K. J., Probert, P. K., & Jeffries, M. (2016). Conservation of aquatic invertebrates: concerns, challenges and conundrums. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 817-837. <https://doi.org/10.1002/aqc.2710>
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., & Mouquet, N. (2010). Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13(8), 1030-1040. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>
- Díaz, A. J. M., Longo, M., & Aranguren-Riaño, N. (2017). Variación temporal de la diversidad taxonómica y rasgos funcionales de los macroinvertebrados acuáticos en ríos temporales en la isla de Providencia, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 39(107), 82-100. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v39n107a10>
- Ding, G., & Peijnenburg, W. J. (2013). Physicochemical properties and aquatic toxicity of poly-and perfluorinated compounds. *Critical reviews in environmental science and technology*, 43(6), 598-678. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.627016>
- 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>

Elton, C. (1927) *Animal ecology*. Sidgwick & Jackson, London. University of Chicago Press, 296 pp.

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>

Karasiewicz, S., Breton, E., Lefebvre, A., Fariñas, T. H., & Lefebvre, S. (2018). Realized niche analysis of phytoplankton communities involving HAB: *Phaeocystis* spp. as a case study. *Harmful algae*, 72, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.12.005>

Kearney, M. R., Jusup, M., McGeoch, M. A., Kooijman, S. A. L. M., & Chown, S. L. (2021). Where do functional traits come from? The role of theory and models. *Functional Ecology*, 35(7), 1385–1396. <https://doi.org/doi:10.1111/1365-2435.13829>

Leibold, M., A. (1995) The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology* 76(5): 1371-1382. <https://doi.org/10.2307/1938141>

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>

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>

Mondy, C. P., & Usseglio-Polatera, P. (2014). Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 59(3), 584-600. <https://doi.org/10.1111/fwb.12289>

Nahmani, J., Lavelle, P., & Rossi, J. P. (2006). Does changing the taxonomical resolution alter the value of soil macroinvertebrates as bioindicators of metal pollution. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(2), 385-396. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.04.037Get>

Petsch, D. K., Saito, V. S., Landeiro, V. L., Silva, T. S., Bini, L. M., Heino, J., & Melo, A. S. (2021). Beta diversity of stream insects differs between boreal and subtropical regions, but land use does not generally cause biotic homogenization. *Freshwater Science*, 40(1), 53-64. <https://doi.org/10.1086/712565>

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

Schimel, D. S., Asner, G. P., & Moorcroft, P. (2013). Observing changing ecological diversity in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), 129-137. <https://doi.org/10.1890/120111>

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

6. LISTA DE ARTIGOS PUBLICADOS/SUBMETIDOS DURANTE O MESTRADO:

1. Orrego-Meza, J. G., Hernández-Cortés, I. C., Marulanda-López, J. F., **Rivera-Pérez, J. M.**, Viteri-Delgado, J. P., Franco-Torres, M., Llano-Arias, C. & Gomes-Dias, L. (2020). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 560-571. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1027>
2. **Rivera-Pérez, J. M.**, Orrego-Meza, J. G., Escobar-Lasso, S., Zuluaga-Isaza, J. C., Londoño-Quiceno, C., & Caicedo-Martínez, L. S. (2020). Unexpected case of cannivory in a lotic tropical ecosystem: First record of predation of *Strengeriana maniformis* by the frog *Rheobates palmatus*. *Food Webs*, 25, e00163. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2020.e00163>
3. Caicedo-Martínez, L. S., Escobar-Lasso, S., Zuluaga-Isaza, J. C., Londoño-Quiceno, C., Orrego-Meza, J. G., & **Rivera-Pérez, J. M.** (2021). Review of post-metamorphic frog-

eat-frog predation, with a description of a new cases of anurophagy. *Food Webs*, 27, e00191. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2021.e00191>

4. **Rivera-Pérez, J. M.**, Llano-Arias, C. A., & Gomes-Días, L. (2021). Contribución al conocimiento de los cangrejos (Meiura: Decapoda) de la Colección CEBUC, con registros adicionales en Colombia. *Actualidades Biológicas*, 43(115). <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v43n115a02>
5. **Rivera-Pérez, J. M.**, Llano-Arias, C. A., & Guevara, G. (2022). Spatial distribution and conservation of freshwater crabs (Decapoda: Pseudothelphusidae) in Caldas, Colombia. Accepted for publication in: *Biota Colombiana*, 23(2) – Junho 2022.