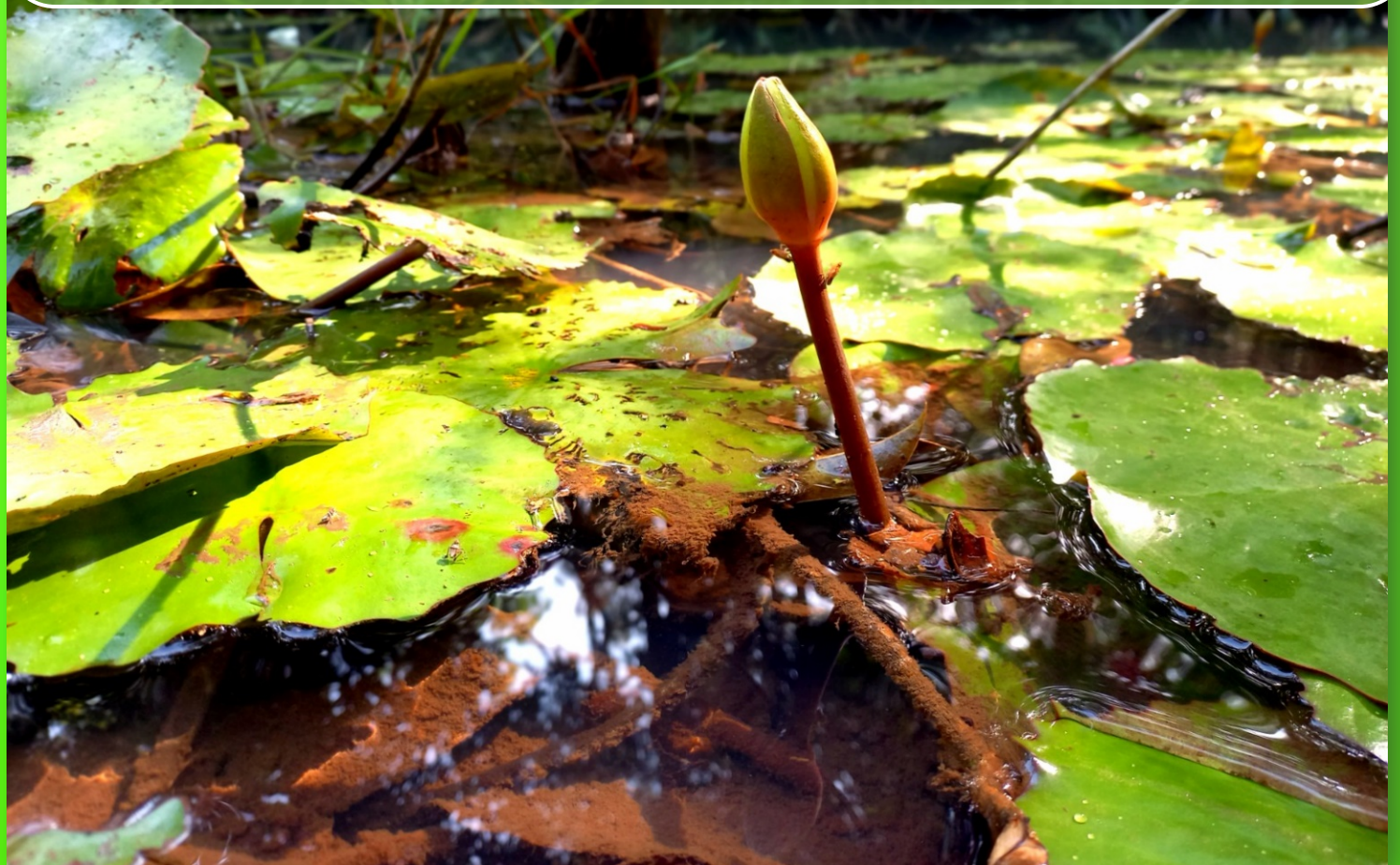




**EFEITO DO USO DO SOLO E DO HABITAT
SOBRE AS ALGAS PERIFÍTICAS EM
RIACHOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL**





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

LEANDRA PALHETA

**EFEITO DO USO DO SOLO E DO HABITAT SOBRE AS ALGAS PERIFÍTICAS EM
RIACHOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL**

**BELÉM-PA
2023**

LEANDRA PALHETA

**EFEITO DO USO DO SOLO E DO HABITAT SOBRE AS ALGAS PERIFÍTICAS EM
RIACHOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Plano de Tese apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, como requisito para obtenção do título de Doutora em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de comunidades

Orientadora: Prof. Dr^a. Bárbara Dunck Oliveira

**BELÉM-PA
2023**

LEANDRA PALHETA

**EFEITO DO USO DO SOLO E DO HABITAT SOBRE AS ALGAS PERIFÍTICAS
EM RIACHOS DA AMAZÔNIA ORIENTAL**

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

COMISSÃO JULGADORA

Dr^a. Bárbara Dunck Oliveira

Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos, ISARH/UFRA (Presidente/Orientadora)

Dr^a. Carla Ferragut

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente
Instituto de Meio ambiente/SP (membro titular externo)

Dr^a. Fabiana Schneck

Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais
Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande, FURG
(membro titular externo)

Dr^a. Karina Dias da Silva

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas, ICB/UFPA (membro titular interno)

Dr^a. Grazielle Sales Teodoro

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas, ICB/UFPA (Suplente)

Dr^a. Franciele Bomfim

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Instituto de Ciências Biológicas, ICB/UFPA (Suplente)

Submetida e aprovada em 27 de abril de 2023.

Modalidade da apresentação: Defesa /Remota.

**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)**

- S586e Silva, Leandra Rose Palheta da.
Efeito do uso do solo e do habitat sobre as Algas Perifíticas em riachos da Amazônia oriental / Leandra Rose Palheta da Silva. — 2019.
77 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof^a. Dra. Bárbara Dunck Oliveira
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Belém, 2019.
1. Gradiente ambiental. 2. Integridade de habitat. 3. Bioindicadores. 4. Paisagem. 5. Perifíton. I. Título.

CDD 574.52409811

Dedicatória

Ao meu grande amor dedico esta tese e uma música da Pitty “Só agora”. Te amo mais que mil jogos zerados, dentro de um mundo todinho de possibilidades infinitas, porque tu és meu maior incentivo
Eder Silva.

*“Baby, tanto a aprender
Meu colo alimenta você e a mim
Deixa-me mimar você, adorar você
Agora, só agora
Porque um dia eu sei
Vou ter que deixá-lo ir”*

AGRADECIMENTOS

A Deus, primeiramente! Pela proteção e força. Gratidão, por estar sempre do meu lado e me proteger, além de colocar pessoas maravilhosas na minha vida, com quem pude aprender muito. Obrigada por tanta saúde e bençãos.

Agradeço aos meus pais que me criaram, Raimundo Jose e Camilha Palheta (*In memoriam*). Obrigada por tanto, sou extremamente grata e como dói a falta que cês me fazem!

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, pela estrutura e organização. Aos coordenadores, professores e equipe do laboratório, pela disposição em ajudar sempre que preciso. Um agradecimento especial as Grazielle Sales Teodoro e Leandro Juen, por estarem sempre dispostos a tirar todas as dúvidas e facilitar nossas vidas sempre que possível.

Agradeço as coordenadoras do laboratório – ECOPRO Professoras Dras. Grazielle Sales Teodoro, Thaísa Sala Michelan e Bárbara Dunck Oliveira, por terem me acolhido e cedido o espaço físico e a infraestrutura necessária ao desenvolvimento de minha tese nestes quatro anos de doutoramento. Um laboratório coordenado somente por mulheres, nossaaa – Quanta representatividade pra “nós”.

Agradeço aos meus amores, meu filho Eder (Meu maior incentivo para continuar essa jornada), te amo e eu terei mais tempo de te perseguir “cuidar”. A amora (uma bebê gostosa), e a Ruth (Te amo imensamente mulher) e sou extremante grata pela tua rede de apoio enquanto eu estudava, obrigada por cuidar tão bem do nosso filho, amo vocês. Sou grata pela hospitalidade e dedicação.

Agradeço ao meu grande amigo e $\frac{1}{2}$ irmão Jhon Rerisson (Dudu), obrigada pelos S.O.S via DD (91), durante esse processo!

Agradeço a todos os professores do programa pelo conhecimento transmitido nas disciplinas, e a todos que contribuíram durante os meus seminários, foi realmente um período de grande aprendizado para mim. Aos pesquisadores que formaram minha banca de qualificação, Stefano Sorzal, Carla Ferragut e em especial, Erlane Cunha, por suas contribuições valiosas.

Agradeço aos professores e professoras do Instituto de Ciências Ambientais de São Paulo, pela hospitalidade com que me receberam em muitas disciplinas e seminários da pós durante a pandemia. Aqui deixo minha gratidão a Carlos e Denise Bicudo, Carla Ferragut, e aos pós-docs Jaques e Gisele. E aos alunos, Renata Costa e Darah. Foi uma honra dividir um semestre de muito conhecido sobre algas e limnologia (Que loucura heim?!?!).

Agradeço especialmente as professoras Bárbara Dunck, Karina dias “Obrigada por tanto, não teria conseguido ir além, se não fosse tão inspiradora e pulso firme *fessora Ka*”, Grazielle Teodoro (Grazi muito obrigada por ter cuidado de mim durante um período ruim de adaptação em Belém e ter dividido até sua casa), Tamaris Maués, Luciana lameira e Maria (Shaquira) por ficarem ao meu lado em um período tenebroso de tela azul, obrigada pela Sororidade com que acolheram neste disk 190.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela bolsa concedida. À HIDRO pelo financiamento da pesquisa, e ao Laboratório de Ecologia de Produtores primários (ECOPRO) por ceder o banco de dados ambientais que fizeram parte da tese, e agradeço ao professor Leandro Juen por ceder parte do banco de dados espaciais e pelas contribuições e inúmeros “bons dias”, cedo da manhã e por perguntar se estava tudo bem, além de ser um grande *incentivador*! Agradeço por toda disposição e agilidade de sempre professor.

Aos pesquisadores de campo do projeto de Morcegos HIDRO – Paragominas, e em especial a pós-doc Grasi Casas, uma grande mulher e ornitóloga, Profa. Marlúcia e Prof. Leonardo Treveline. Foi uma honra poder colaborar e aprender com vocês.

Agradeço aos **morcegos** em especial minha espécie preferida “*Artibeus lituratus*” que me inspiraram a seguir no doutorado e as **algas perifíticas** pela oportunidade de seguir em frente e ser resiliente nos últimos dois anos, o novo sempre assusta, no meu caso é normal e engraçado!

A minha orientadora, Barbara Dunck, pela oportunidade e por confiar a mim esse projeto tão importante (Afinal imagino que orientar alguém que no segundo ano do doc muda de morcego para Alga –sim, também foi difícil), grata, pelas discussões e críticas que me ajudaram a evoluir, pela enorme paciência (que eu sei... que as vezes, foi preciso!!), e pelos momentos de descontração e amizade. Te admiro como referência de PESQUISADORA, pela pessoa e pela orientadora que a senhora é, que ainda busca melhorar, e isso é realmente TÃO raro de ver na academia, então agradeço também pelo exemplo. Por último, mas não menos importante, AGRADEÇO POR SE IMPORTAR, acredite, se não houvesse isso, minha resiliência não seria suficiente!

Agradeço ao quarteto das algas, Luana, Ellen, em especial Idelina Gomes e ao nosso bendito fruto, Lucas Colares (Lucas obrigada por estar sempre por perto como grande incentivador e professor). **Cês só querem ser mesmo!!** Minha enorme gratidão por esse grupo de pesquisa respeitador, companheiro e inspirador. O agradecimento maior será quando esses capítulos forem publicados, estou trabalhando nisso e espero superar expectativas. *Eras, sem vocês esse trabalho não teria sido possível.*

Às pessoas e amigadas maravilhosas que Belém me trouxe: À família Chaves, em especial Dulce e Vadico, Kamily e Karol – Obrigada pela hospitalidade. Abro aspas aqui para Karol Chaves, obrigada por dividir esse início de adaptação no lab e nesta cidade tão desafiadora, te desejo felicidade e sucesso. Aos amigos Augusto e Gabi, cês são bons, viu. Agradeço a Luane, Raissa, Jéssica, Carol Enriquez, Hailin, Bia e Luíz. Um muitíssimo obrigada mulambentos do ECOPRO.

Agradeço ao Herinque (*In memorian*) e Patty por me receberem e acolher. Patty obrigada pela amigona que tu se tornaste em minha vida. Minha gratidão!

Em especial a uma grande amiga/ sobrinha/ prima **Leiliane Nascimento** (*In memorian*), obrigada por compartilhar a vida comigo, e por me receber sempre nas minhas fugas para vila de americano, quando Belém/Doutorado pesavam. Além de dividir algumas Heineken e deixar meu cabelo lindo. Te amo garota, obrigada eras!

Ao meu amigo Sergio Augusto obrigada por me incentivar a continuar essa empreitada científica em insistir no doutorado – uma fase de limbo total e constantes telas azuis, e atualmente meu namorado, que tem suportado momentos difíceis e compartilhado os felizes – E tu fostes “muitas vezes professor e psicólogo”, me mostrou ser capaz e encarar a vida de forma alegre, leve e segura, te dedico além desta tese, o meu amor!

Aos amigos José Augusto Almeida (*In memorian*) e Maria Almeida pelo carinho ao me receber em sua casa neste final do segundo tempo de defesa de tese, serei eternamente grata.

A equipe PROCAD – Em especial Marília Martins, uma formigóloga nordestina que me ama. Agradeço a equipe do LEcat – Ao prof. Nuno e a técnica do lab. Helen, por fim agradeço a UFRA, por ceder o espaço que trabalhei no último ano do doutorado.

Aos amigos de laboratório, Luciana Lameira, Maria “Shaquira”, Calebe Maia, Rafael Santos, Elísia, Rodrigo e Milena “Jujubinha” – Obrigada meus mulambentos! Agradeço em especial a Bethânia e Victor, cês são o bichão mermo.

Aos amigos da Republica “Só fica quem pública”, gratidão por todo carinho e por ter dividido além dos custos mensais, até uma pandemia com vocês!

Um muitíssimo obrigada a Mulu e ao David Myan, Gilmara, Thamirys Maues, Regiane Alves, Aline, Kessia, Manu e Marzane Sousa (Minha querida professora da graduação), do mestrado, doutorado para a vida. Gratidão pelo companheirismo de sempre.

Agradeço aos mosquitos que me passaram **leshimaniose, 3x dengue, e ao morcego hematófago** que me mordeu em campo. Eu venci!!!!!!

Aos amigos que não consegui citar aqui, peço desculpas, mas deixo claro que serei sempre grata!

Agradeço ao LABECO (Obrigada farrapinhos por me aturaaaaarem, por todas as vezes que entrei com a tela do note aberta, dizendo – Têm café e S.O.S aqui? E, me ajuda nessa análise, esse inferno desse erro no “R”. Aoooooo pressão!!!

É isto, nesta tese tem **muitos aprendizados** (ou seja, a base do choro, viu!), além de **muitas felicidades** (Fui feliz, muito!!). É tudo muito confuso ainda, fechar um ciclo árduo, principalmente com essa autocobrança de si, tantos cronogramas e planos que fiz, mas nada estava no meu controle e as vezes colocava na conta da minha orientadora (Obrigada). Lá se vão cinco anos de uma aventura de autodescoberta, crescimento, tanto pessoal como profissional. Afinal, o que foi o doutorado para mim? Posso dizer que foi mais que uma pesquisa científica, significou uma jornada com a família que construí ao longo desse tempo, e quando mais me senti sozinha, sem ajuda, sem ter onde morar ou completamente insegura do futuro. E vou além, senti na pele também o privilégio de conviver e aprender com tanta gente importante (Eita, Cê disse gente importante?). Sim, as minhas maiores referências. Sou imensamente grata! E assim, posso dizer aqui: Da ciência, resiliência para a vida.



Figura 1: Produção e fisiologia do açai (TCC); Efeito da urbanização da comunidade de morcegos e ectoparasitas (Mestrado) e Efeito do habitat e uso do solo nas algas perifíticas (Doutorado).

Epígrafe

O que é que a alga disse para outra?

- Vamos fazer algo!

(Então aqui, eis uma tese, viu?)

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO GERAL	5
Sessão I – Changes in habitat integrity promoted by mining activities alter periphytic algal communities in Amazonian streams	7
Sessão II – Habitat is more important than landscape in the beta diversity of periphytic algae in Amazonian streams	8
REFERÊNCIAS	8
SESSÃO I	13
<i>Changes in habitat integrity promoted by mining activities alter periphytic algal communities in Amazonian streams</i>	13
Resumo	13
Abstract.....	14
Introduction	15
Methods	17
Results	22
Discussion.....	24
Conclusion	28
Referências	28
Supplementary Material	34
SESSÃO II	45
<i>Habitat is more important than landscape in the beta diversity of periphytic algae in Amazonian streams</i>	45
Resumo	45
Abstract.....	46
Introdução	47
Materiais e métodos.....	49
Resultados.....	55
Discussão	59
Conclusão	62
Referências	63
Supplementary Material	68
DISCUSSÃO GERAL	Erro! Indicador não definido.
PRODUÇÃO CIENTÍFICA (2019 -2023)	75

RESUMO GERAL

O desmatamento muda a paisagem, e é o principal fator de perda de habitat e fragmentação florestal, comprometendo ecossistemas aquáticos e terrestres, promovido pelos distintos usos de solo, em atividades antropogênicas (mineração, agricultura, pastagem). O objetivo geral do *capítulo 1* desta tese foi avaliar o efeito do impacto do uso do solo e integridade ambiental, incluindo áreas sob impacto de mineração, em comunidades de algas perifíticas em riachos no bioma amazônico. As hipóteses testadas foram i) que os parâmetros físico-químicos da água diferem entre os ambientes preservados e mineração, com associação positiva dos nutrientes com a densidade de algas; e ii) a densidade de algas é maior em locais com interferência de mineração, enquanto a riqueza menor. Esperamos que locais com interferência de mineração apresentem menor integridade ambiental. Já ambientes preservados são caracterizados por maior heterogeneidade ambiental, e, portanto, diferentes condições e uma maior diversidade de habitats para serem colonizados pelas algas. Também verificamos que a maior riqueza de espécies foi relacionada com maior disponibilidade de nitrato dos riachos, e maior densidade com maior disponibilidade de fósforo total. Os riachos modificados possuem tendência a apresentar maior carga de nutrientes lixiviados devido à perda da vegetação ripária. Nosso estudo contribuiu para o entendimento das mudanças ambientais em riachos amazônicos, e demonstrou que as algas perifíticas são importantes bioindicadoras que respondem às distintas condições ambientais dos habitats, e que a atividade de mineração altera os aspectos físicos dos riachos, a integridade ambiental, e conseqüentemente, as condições limnológicas. O objetivo geral do *capítulo 2* foi avaliar como áreas de interferência de mineração influenciam na diversidade beta de comunidades de algas perifíticas em riachos amazônicos. Nossas hipóteses foram: (i) riachos com interferência de mineração terão menor diversidade beta que os riachos sem interferência (controle). Nossas hipóteses testadas foram: riachos com uma composição taxonômica mais distinta (singular) ocorreriam nos ambientes controle, enquanto os riachos sob interferência de mineração apresentariam uma composição taxonômica mais similar (menos singular); e (ii) a contribuição local para a diversidade beta (LCBD) é relacionada principalmente com variáveis de habitat relacionadas à integridade ambiental dos riachos (e.g., HII e cobertura florestal). Áreas de mineração homogenizam o ambiente, o que tornaria a comunidade menos singular. Nossos resultados demonstraram associações positivas da contribuição local para a diversidade beta com as características físicas e físico – químicas dos habitats. Isso significa que os habitats preservados com maior integridade relacionado com a estrutura do banco de substratos (III7), têm um impacto positivo no aumento da contribuição local para a diversidade beta de algas perifíticas em riachos amazônicos. Isso indica a importância da preservação desses habitats para garantir a conservação da biodiversidade aquática na região.

Palavra chaves: Gradiente ambiental, integridade de habitat, bioindicadores, paisagem, perifiton.

ABSTRACT

Deforestation changes the landscape, and it is the main factor of habitat loss and forest fragmentation, compromising aquatic and terrestrial ecosystems. Deforestation is promoted by different land uses within the group of anthropogenic activities (mining, agriculture, pasture). The overall objective of chapter 1 of this thesis was to evaluate the effect of land use impact and environmental integrity, including areas under mining activity, on periphytic algal communities in streams in the Amazon biome. The hypotheses tested were i) that physical-chemical water parameters differ between the preserved and mining-impacted environments, with a positive association of nutrients with algal density; and ii) algal density is higher in sites with mining interference, while richness is lower. We expect that sites with mining interference will show less environmental integrity. In contrast, preserved environments are characterized by greater environmental heterogeneity, and therefore possess different conditions and a greater diversity of habitats to be colonized by algae. We also found that higher species richness was related to higher nitrate availability in streams, and higher density with higher total phosphorus availability. Modified streams tend to have higher loads of leached nutrients due to the loss of riparian vegetation. Our study contributed to the understanding of environmental changes in Amazonian streams. It demonstrated that periphytic algae are important bioindicators that respond to the different environmental conditions of the habitats, and that mining activity alters the physical aspects of streams, the environmental integrity, and consequently, the limnological conditions. The overall objective of chapter 2 was to evaluate how areas of mining interference influence the beta diversity of periphytic algal communities in Amazonian streams. Our hypotheses were: (i) streams with mining interference will have lower beta diversity than streams without interference (control). Our hypothesis was based on an integrative approach considering that we expect that streams with a more distinct (or unique) taxonomic composition would occur in the control environments, while streams under mining interference would show a more similar taxonomic composition; and (ii) beta diversity (i.e., LCBD) is mainly related to habitat variables linked to stream environmental integrity (e.g., HII and forest cover). We believe that mining areas homogenize the environment, which would make the community less unique and more homogeneous. Our results demonstrated positive associations of beta diversity with physical and physical-chemical characteristics of habitats. This means that habitats preserved with greater integrity related to the structure of the substrate bank (III7), have a positive impact on increasing the local contribution to the beta diversity of periphytic algae in Amazonian streams. This indicates the importance of preserving these habitats to ensure the conservation of aquatic biodiversity in the region.

Key words: environmental heterogeneity, habitat integrity, landscape, mining interference, periphyton.

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

Os distúrbios em ecossistemas aquáticos ocasionados tanto pela antropização ou de forma natural podem levar a mudanças na biodiversidade e afetar as funções desses ecossistemas. Essas mudanças podem incluir redução na biomassa, alterações na produtividade primária, taxa de decomposição, diminuição da riqueza de espécies e alteração na composição das comunidades. Além disso, esses distúrbios podem ocasionar mudanças na paisagem local, proveniente do aumento dos usos dos solos, como urbanização e desmatamento, entre outros estressores causado pela expansão de projetos, como empreendimentos de mineração. A perda da cobertura florestal ocasiona degradação ambiental nas bacias hidrográficas, e ao longo da microbacia dos riachos estes efeitos podem diretamente ou indiretamente ocasionar assoreamento do solo, carreamento de nutrientes no canal, mudanças nas variáveis físicas e químicas da água, entre outros (Bunn et al. 1999, Couceiro et al. 2006, Pereira-Moura et al. 2021). Estas alterações podem comprometer as bacias hidrográficas urbanas e preservadas, alterando a hidrologia e a morfologia dos riachos (Buss et al. 2002, Bere and Tundisi 2011, Henao et al. 2020, Faquim et al. 2021).

Na região da Amazônia um dos impactos que também tem afetado as características ambientais locais são áreas com atividade de mineração. Nestas áreas geralmente ocorre uma retirada da vegetação ripária, o que diminuiu o sombreamento e aumenta a entrada de luz em riachos fisicamente perturbados, quando comparado riachos preservados ou com maior integridade ambiental (sem interferência de mineração). Ademais, além dos efeitos indiretos da retirada de vegetação também pode ocorrer efeito direto, como a entrada de metais ou produtos oriundos do processo de mineração em riachos, o que pode modificar as variáveis limnológicas, e afetar negativamente a diversidade das comunidades ali presentes (Tease and Coler 1984). Entre as comunidades aquáticas que podem ser alteradas, encontram-se as algas perifíticas, que são organismos que podem ser incorporados como ferramentas biológicas de indicação das condições ambientais.

As algas perifíticas são boas indicadoras para a análise das condições ambientais (Ferragut and Bicudo 2012, Dunck et al. 2016) em ecossistemas aquáticos altamente dinâmicos (Algarte et al. 2016), como riachos (Biggs and Kilroy 2000), pois dependem de condições ambientais favoráveis para colonização, como maior disponibilidade de luz e nutrientes, possibilitando alta de densidade e diversidade de espécies (Zhao et al. 2018). Os impactos causados na mata ciliar dos riachos (Figura 1), como diminuição da matéria orgânica particulada ou grossa (Wallace and Eggert 2009), aumento da luz/fotossíntese (Tonin et al. 2018) e entrada de nutrientes como nitrogênio e fósforo (N, P) (Ferreira et al. 2015, Tromboni et al. 2019), implicam na qualidade reduzida do substrato para adesão

(Wallace and Eggert 2009), e conseqüentemente reduzem a diversidade de táxons mais sensíveis em função do aumento do assoreamento (Allan 2004) e aumento da corrente de água/fluxo variável (Wootton et al. 2019).

A integridade ambiental dos riachos é um bom preditor para analisar as condições abióticas, pois é uma excelente ferramenta que compila variáveis físicas do habitat (Figura 1) baseadas nas condições ambientais em que os riachos se encontram (Nessimian et al. 2008, Silva-Araújo et al. 2020). Para a caracterização é possível verificar como os riachos estão estruturados de acordo com as variáveis físicas e assim, mensurar o índice de integridade do habitat, como o índice IHH proposto por Nessimian et al. (2008). Dessa forma, é possível mensurar a integridade ambiental de riachos que refletem o funcionamento dos ecossistemas e da produção primária (Stevenson et al. 1997, Callisto et al. 2004, Oliveira et al. 2008).

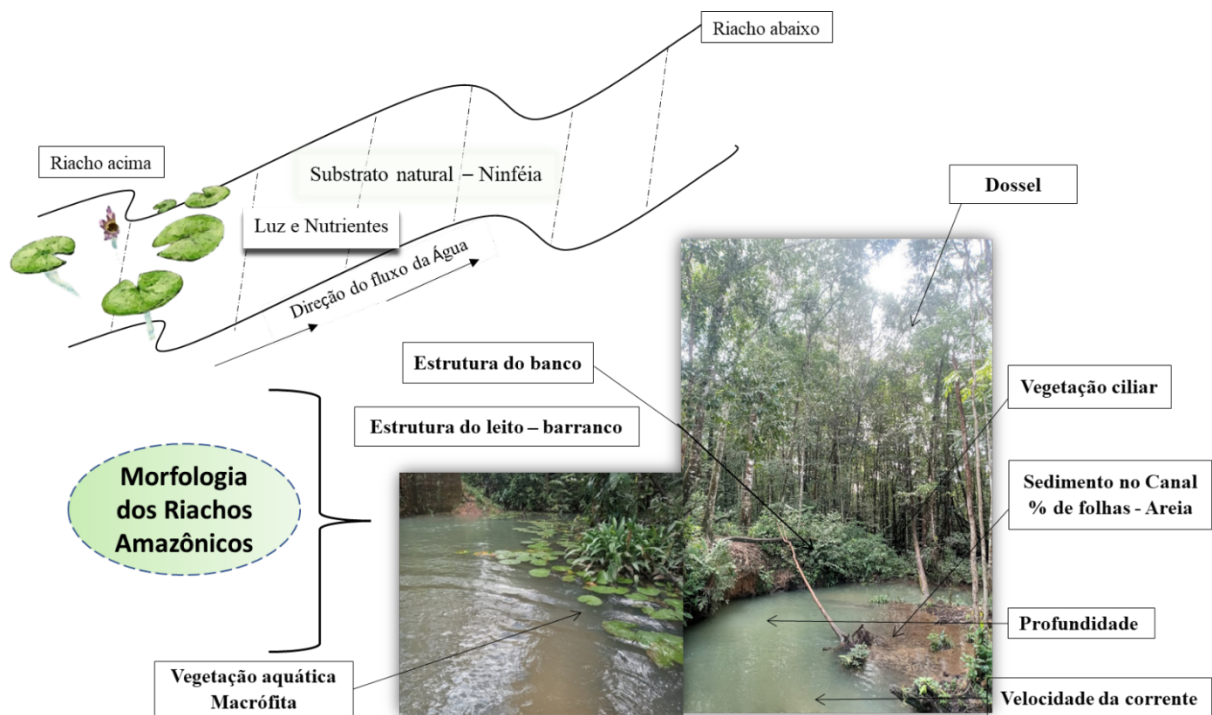


Figura 1. Modelo ilustrativo baseado na morfologia das variáveis mensuradas para o índice de integridade de habitat (IIH), e substrato utilizado para a amostragem do perifiton a partir da macrófita *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc, espécie que ocorre em grande abundância em riachos amazônicos.

É importante entender como essas mudanças ambientais afetam as comunidades em diferentes escalas, e várias métricas podem ser usadas para avaliar a biodiversidade (Murdock et al. 2013), incluindo a avaliação da diversidade alfa (número de espécies que ocupam um determinado local) e

diversidade beta (variações ou dissimilaridade na composição de espécies entre as comunidades) (Passy and Blanchet 2007, Simões et al. 2020, Schneck et al. 2022). A diversidade beta pode ser uma medida efetiva usada para entender como as alterações em riachos alteram a variação das comunidades aquáticas (Petsch et al. 2017). Em relação a variação das comunidades, compreender por que algumas comunidades locais e espécies são mais relevantes para a diversidade beta é fundamental para entender as mudanças na biodiversidade dos riachos relacionadas a impactos e a resistência de algumas espécies (Simões et al. 2020). E nesse sentido, algumas medidas recentemente têm sido utilizadas para esse fim (LCBD, Legendre and Cáceres 2013). Diante do exposto, esta tese tem como objetivo geral avaliar o efeito do habitat com influência de mineração e do uso do solo, além de compreender essa abordagem integrada dos efeitos tanto do habitat e paisagem, sobre as comunidades de algas perifíticas. Esta tese está organizada em duas seções:

Sessão I – Changes in habitat integrity promoted by mining activities alter periphytic algal communities in Amazonian streams

Para entender um pouco mais sobre as algas perifíticas e os riachos amazônicos estudamos algumas abordagens integradas, sobre o habitat, a integridade ambiental e efeitos da paisagem na comunidade de algas perifíticas em substrato natural *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc. Observamos estes fatores em riachos sem e com influência de mineração. Neste estudo, buscamos compreender as mudanças nas paisagens por distintos usos do solo, que podem afetar os riachos através de fatores locais (por exemplo, morfologia do canal) e interações com características locais externas (por exemplo, usos do solo, variação limnológicas e hidrologia). Encontramos maior integridade ambiental nos riachos controle. Riqueza e a densidade das algas perifíticas não diferiram entre os riachos. Observamos que apenas riqueza apresentou relação com integridade, relação negativa. Observamos resultados significativos dos efeitos do ambiente e da integridade ambiental na comunidade, enquanto que, os efeitos da paisagem não influenciaram as comunidades. Já a composição de espécies foi sensível aos diferentes usos do solo nos riachos. Apesar desta diferença física entre os riachos, não detectamos nenhuma diferença nas condições químicas e de paisagem entre riachos preservados e em áreas de mineração, no entanto, evidenciamos relações químicas individuais de efeito quanto a composição, nitrato influenciou a riqueza e fosforo densidade. A riqueza e densidade de algas perifíticas nestes riachos não foram influenciadas pela mineração, mas sim por variáveis físico-químicas e pela integridade que influenciam o crescimento das algas nos riachos. A perda da vegetação ripária verificada através dos índices de integridade, com o aumento da abertura de dossel após a retirada da vegetação, pode ter limitado estimulado o crescimento em densidade de algas nos riachos devido à maior disponibilidade de luz. Porém, os efeitos individuais de cada variável

relacionada à integridade física do riacho, apenas a integridade da vegetação ripária influencia negativamente a riqueza de espécies de algas nos riachos. Além disso, a riqueza e densidade das algas perifíticas foram limitadas pelas concentrações de nutrientes na água, em especial nitrogênio e fósforo, que influenciaram positivamente a riqueza e densidade das algas, respectivamente.

Sessão II – Habitat is more important than landscape in the local contribution to the beta diversity of periphytic algae in Amazonian streams

Neste capítulo buscamos compreender como a influência de mudanças ambientais locais, de usos do solo e da integridade ambiental atuam sobre a variação da composição das comunidades de algas perifíticas em riachos amazônicos. Buscamos entender a contribuição local da diversidade beta de um conjunto de riachos sem interferência de mineração (controle) e com interferência de mineração. Aqui observamos que uma maior contribuição local (LCBD) de algas perifíticas nos riachos controle quando comparado aos riachos com interferência da mineração, e que as áreas de interferência de mineração reduziram a contribuição local para diversidade beta (LCBD) do perifiton. Nas mudanças locais, os habitats com maior integridade ambiental contribuíram com mais espécies singulares para a diversidade total de algas perifíticas. Paisagem não evidenciou efeito sobre LCBD. E respectivamente, integridade do habitat apresentou efeito positivo na diversidade local (LCBD), junto com algumas características do habitat, como IIIH – Estrutura do banco, e as variáveis físico-químicas DBO e amônia tiveram um efeito negativo, onde alumínio teve efeito positivo sobre LCBD. Dessa forma, nossos resultados demonstraram associações positivas da singularidade biológica com as características físicas e limnológicas dos habitats. Isso significa que os habitats preservados com maior integridade relacionado com a estrutura do banco de substratos (IIIH7), têm um impacto positivo no aumento da contribuição local para a diversidade beta de algas perifíticas em riachos amazônicos. Isso indica a importância da preservação desses habitats para garantir a conservação da biodiversidade aquática na região.

REFERÊNCIAS

- Algarte, V. M., B. Dunck, J. A. Leandrini, and L. Rodrigues. 2016. Periphytic diatom ecological guilds in floodplain: Ten years after dam. *Ecological Indicators* 69:407–414.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:257–284.
- Bere, T., and J. G. Tundisi. 2011. Influence of land-use patterns on benthic diatom communities and

water quality in the tropical monjolinho hydrological basin, São Carlos-SP, Brazil. *Water SA* 37:93–102.

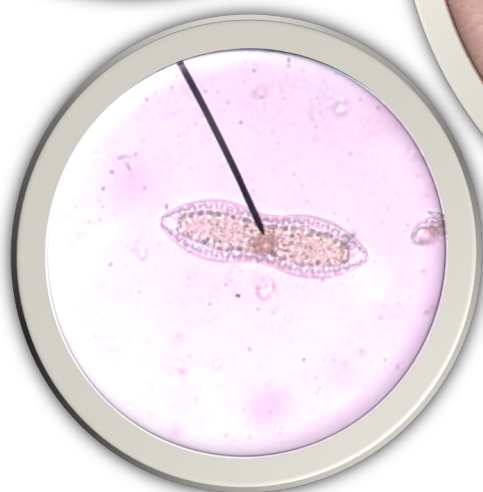
- Biggs, B. J. F., and C. Kilroy. 2000. Monitoring Manual Stream Periphyton. Network.
- Bunn, S. E., P. M. Davies, and T. D. Mosisch. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41:333–345.
- Buss, D. F., D. F. Baptista, M. P. Silveira, J. L. Nessimian, and L. F. M. Dorvillé. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481:125–136.
- Callisto, M., M. Goulart, A. O. Medeiros, P. Moreno, and C. A. Rosa. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia* 64:743–755.
- Couceiro, S. R. M., B. R. Forsberg, N. Hamada, and R. L. M. Ferreira. 2006. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu stream, Manaus, AM, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66:35–44.
- Dunck, B., V. M. Algarte, M. V. Cianciaruso, and L. Rodrigues. 2016. Functional diversity and trait-environment relationships of periphytic algae in subtropical floodplain lakes. *Ecological Indicators* 67:257–266.
- Faquim, R. C. P., K. B. Machado, F. B. Teresa, P. H. F. de Oliveira, G. F. Granjeiro, L. C. G. Vieira, and J. C. Nabout. 2021. Shortcuts for biomonitoring programs of stream ecosystems: Evaluating the taxonomic, numeric, and cross-taxa congruence in phytoplankton, periphyton, zooplankton, and fish assemblages. *PLoS ONE* 16:1–20.
- Ferragut, C., and D. de C. Bicudo. 2012. Effect of N and P enrichment on periphytic algal community succession in a tropical oligotrophic reservoir. *Limnology* 13:131–141.
- Ferreira, V., B. Castagnyrol, J. Koricheva, V. Gulis, E. Chauvet, and M. A. S. Graça. 2015. A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews* 90:669–688.
- Heino, J., and M. Grönroos. 2017. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183:151–160.
- Henao, E., J. R. Cantera, and P. Rzymiski. 2020. Conserving the Amazon River Basin: The case study of the Yahuaraca Lakes System in Colombia. *Science of the Total Environment* 724:138186.
- Legendre, P., and M. De Cáceres. 2013. IDEA AND Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning.
- Murdock, J. N., F. D. Shields, and R. E. Lizotte. 2013. Periphyton responses to nutrient and atrazine mixtures introduced through agricultural runoff. *Ecotoxicology* 22:215–230.
- Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. De Marco, M. Gordo, L. Fidelis, J. D'arc Batista, and L. Juen. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117–131.

- Oliveira, L. C. de, B. M. Gomes, G. Baumgartner, and N. Y. Sebastien. 2008. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro. *Engenharia Agrícola* 28:770–781.
- Passy, S. I., and F. G. Blanchet. 2007. Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. *Diversity and Distributions* 13:670–679.
- Pereira-Moura, L., W. S. de Sena, U. G. Neiss, and S. R. M. Couceiro. 2021. Environmental integrity as a modeler of the composition of the Odonata community. *Environmental Monitoring and Assessment* 193:1–12.
- Petsch, D. K. 2016. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology* 101:113–122.
- Petsch, D. K., F. Schneck, and A. S. Melo. 2017. Substratum simplification reduces beta diversity of stream algal communities. *Freshwater Biology* 62:205–213.
- Schneck, F., L. M. Bini, A. S. Melo, D. K. Petsch, V. S. Saito, S. Wengrat, and T. Siqueira. 2022. Catchment scale deforestation increases the uniqueness of subtropical stream communities. *Oecologia* 199:671–683.
- Silva-Araújo, M., E. F. Silva-Junior, V. Neres-Lima, R. Feijó-Lima, F. Tromboni, C. Lourenço-Amorim, S. A. Thomas, T. P. Moulton, and E. Zandonà. 2020. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams.
- Simões, N. R., L. S. M. Braghin, G. A. V. Duré, J. S. Santos, S. L. Sonoda, and C. C. Bonecker. 2020. Changing taxonomic and functional β -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. *Hydrobiologia* 847:3845–3856.
- Stevenson, R. J., M. L. Bothwell, R. L. Lowe, and J. H. Thorp. 1997. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Systems*. *Phycologia* 36:331–332.
- Tease, B., and R. A. Coler. 1984. The effect of mineral acids and aluminum from coal leachate on substrate periphyton composition and productivity. *Journal of Freshwater Ecology* 2:459–467.
- Tonin, M. A., L. Ubiratan Hepp, and J. F. Gonçalves. 2018. Spatial Variability of Plant Litter Decomposition in Stream Networks: from Litter Bags to Watersheds. *Ecosystems* 21:567–581.
- Tromboni, F., S. A. Thomas, E. Zandonà, C. L. Amorim, M. S. Araújo, E. F. S. Júnior, T. H. Ii, and T. P. Moulton. 2019. Conversion of tropical forests to agriculture alters the accrual , stoichiometry , nutrient limitation , and taxonomic composition of stream periphyton. 116–126.
- Wallace, J. B., and S. L. Eggert. 2009. Benthic invertebrate fauna, small streams.
- Wootton, A., R. G. Pearson, and L. Boyero. 2019. Patterns of flow, leaf litter and shredder abundance in a tropical stream. *Hydrobiologia* 826:353–365.
- Zhao, Y., X. Xiong, C. Wu, Y. Xia, J. Li, and Y. Wu. 2018. Influence of light and temperature on the development and denitrification potential of periphytic biofilms. *Science of the Total Environment* 613–614:1430–1437.

SESSÃO I

Changes in habitat integrity promoted by mining activities alter periphytic algal communities in Amazonian streams

Mudanças na integridade do habitat promovidas pelas atividades de mineração alteram as comunidades de algas perifíticas nos riachos da Amazônia



Manuscrito formatado de acordo com as normas da revista *Hydrobiologia*

<https://www.springer.com/journal/10750>

Leandra Palheta

SESSÃO I

Changes in habitat integrity promoted by mining activities alter periphytic algal communities in Amazonian streams

Resumo

As modificações ambientais promovidas pela alteração da paisagem impactam aspectos físicos, químicos e biológicos dos riachos tropicais. Assim, buscamos responder como as características físicas, químicas e paisagísticas de riachos com e sem interferência de mineração influenciam as comunidades de algas perifíticas. Este estudo foi realizado em 17 amostras na bacia de drenagem do rio Pará entre 2018 e 2019. Descobrimos que a integridade física dos riachos amazônicos está associada à quantidade de nitrato na água e à cobertura urbana ao redor do riacho. Descobrimos que altas concentrações de nitrato e fósforo na água levam a uma maior riqueza de espécies e densidade de algas, respectivamente. Além disso, riachos em áreas urbanas tendem a ter maior riqueza de algas do que riachos em florestas virgens. Descobrimos também que a maior riqueza de espécies estava relacionada com maior disponibilidade de nitrato e cobertura urbana, enquanto maior densidade estava associada com maior disponibilidade de fósforo total. Os riachos modificados tendem a ter maiores cargas de nutrientes lixiviados devido à perda de vegetação ciliar, o que poderia explicar estes resultados. Nosso estudo contribuiu para a compreensão das mudanças ambientais nos riachos amazônicos e demonstrou que as algas perifíticas são bioindicadores importantes que respondem às condições ambientais distintas dos habitats. Riachos modificados, por exemplo, tenderam a apresentar maior carga de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, lixiviados do entorno, devido à perda de vegetação ribeirinha e ambientes mais íntegros foram relacionados com menor disponibilidade de nitrato na água.

Palavras-chave: bioindicadores, paisagem, perifíton, uso do solo.

34 **Abstract**

35 Environmental modifications promoted by landscape alteration impact physical, chemical, and
36 biological aspects of tropical streams. Thus, we sought to answer how the physical, chemical, and
37 landscape characteristics of streams with and without mining interference influence periphytic algal
38 communities. This study was conducted in 17 samples in the Para River drainage basin between 2018
39 and 2019. We found that the physical integrity of Amazonian streams is associated with the amount of
40 nitrate in the water and the urban cover around the stream. We found that high concentrations of nitrate
41 and phosphorus in the water lead to greater species richness and density of algae, respectively. In
42 addition, streams in urban areas tend to have a higher algal richness than streams in virgin forests.
43 We also found that higher species richness was related to higher nitrate availability and urban coverage,
44 while higher density was associated with higher total phosphorus availability. Modified streams tend
45 to have higher leached nutrient loads due to the loss of riparian vegetation, what could explain these
46 results. Our study contributed to the understanding of environmental changes in Amazonian streams,
47 and demonstrated that periphytic algae are important bioindicators that respond to the distinct
48 environmental conditions of the habitats. Modified streams, for example, tended to have a greater load
49 of nutrients, such as nitrogen and phosphorus, leached from the surroundings, due to the loss of riverine
50 vegetation and more intact environments were related to lower availability of nitrate in the water.

51

52 **Key words:** bioindicators, periphyton, landscape, land use.

53

54

55

56

57

58

59

60

61

62

63

64

65

66

67

68 **Introduction**

69 The Amazon basin is one of the world's major watersheds, comprising 8.2 million km²
70 (Latrubesse et al. 2017). The forests and watersheds of the Amazon contribute to the maintenance and
71 conservation of terrestrial and aquatic biodiversity (Albuquerque et al. 2021, Marques et al. 2021).
72 This biodiversity ensures the functioning of ecosystems (Davis et al. 2020), as Amazonian species
73 have different functions in ecosystem dynamics, such as primary production and carbon capture
74 (Henao et al. 2020). Despite the importance of the Amazon basin globally, several environmental
75 changes have increased along the basin (Sonter et al. 2017, Davis et al. 2020). These environmental
76 changes are essentially expressed through the increase of deforestation in the region (Brazil, 2023),
77 which causes changes in water bodies, such as changes in depth, substrate, nutrients, temperature, and
78 community structure (Warren et al. 2017, Roque et al. 2018). In addition to deforestation, some
79 anthropogenic activities result in additional impacts on these environments, such as climate change,
80 dam construction, agricultural frontier advances, mining, and urbanization (McClain and Elsenbeer
81 2001, Barros et al. 2011, Latrubesse et al. 2017, Enríquez Espinosa et al. 2020). Thus, it is extremely
82 important to investigate and monitor the biota in these environments to understand the impacts of
83 mining on watersheds and their tributaries, streams, and threatened areas.

84 These environmental modifications promoted by landscape transformation impact the physical,
85 chemical, and biological aspects of tropical streams (Tromboni et al. 2019). Alterations related to
86 variation in the physical aspects of streams may be expressed in changes in light input, which increases
87 due to the loss of riparian vegetation (Buss et al. 2002). With respect to variations in chemical aspects,
88 some studies have identified increased temperature, pH variation, and increased chemical loading in
89 streams due to land use activities (Dunck et al. 2015, Tromboni et al. 2019, McDowell et al. 2020).
90 Biological alterations occur as a result of environmental transformations (Hill and Larsen 2005,
91 Oliveira-Junior et al. 2017) and are expressed in variation in species composition and increased
92 persistence of invasive species (Ferragut and Bicudo 2012), which can lead to loss of terrestrial and
93 aquatic biodiversity (Nobre et al. 2016).

94 Anthropogenic pressure in watersheds has caused alteration in biological communities of
95 periphytic algae, an essential group in freshwater ecosystems that contributes directly to the
96 productivity of these ecosystems (Hill et al. 2011, Whorley and Wehr 2022). A junction of
97 environmental variables (e.g., nutrients, light availability, physical disturbance) grouped together can
98 stimulate or limit algal colonization in streams (Biggs and Kilroy 2000, Delong and BRUSVEN 2005,
99 Hill et al. 2011). In addition, algae may respond to these impacts through modifications in species

100 composition (O'Brien and Wehr 2010) and consequent changes in ecosystem functioning, such as
101 changes in the relationship between diversity and productivity (Bleich et al. 2015). Transformations
102 caused by anthropogenic activities, such as the removal of riparian vegetation can contribute to
103 increased primary production (Bleich et al. 2015), thanks to increased light and substrates entering the
104 stream. Some studies, for example, show that there is an increase in algal biomass production as a
105 function of higher light intensity and higher nutrient availability in altered environments (Mulholland
106 et al. 1994, Vadeboncoeur and Steinman 2002, dos Santos et al. 2013, Bartozek et al. 2022). Increased
107 light availability promotes greater richness, while increased nutrient availability, provides greater
108 density in these communities in streams (Algarte et al. 2016, Dunck et al. 2018), with phosphorus
109 enrichment often being the main structuring factor for periphytic communities in streams (Tromboni
110 et al. 2019). Thus, understanding the processes that influence aquatic communities, specifically the
111 periphyton algal community (Ferragut and Bicudo 2012), can contribute to the understanding of
112 environmental change in tropical regions (Mulholland et al. 1994).

113 One way to assess environmental quality is through habitat integrity indices (Nessimian et al.
114 2008). Some studies have incorporated the use of these indices as a tool to understand how
115 anthropogenic impacts affect biological groups present in freshwater streams. For example, the habitat
116 integrity index is a good indicator of ecological integrity in Amazonian streams under logging activities
117 (Prudente et al. 2018). Brazil et al. (2013) also demonstrated the influence of stream environmental
118 integrity on the abundance and species richness of Leptophlebiidae, and found that the interaction of
119 these organisms with the riparian forest in more intact environments was of paramount importance.
120 Studies on the relationship between periphytic algae and environmental integrity are still scarce,
121 however, Bleich et al. (2015) and Tromboni et al. (2019a) demonstrated that environmental integrity
122 directly influenced the periphytic community and its functions in the ecosystem, with riparian forest
123 clearing contributing to increased autochthonous primary production and the presence of periphyton,
124 which is scarce in conserved streams, and is limited by light intensity in sites with greater
125 environmental integrity. Considering the greater vegetation cover that occurs in more intact
126 environments, studies have shown that streams with marginal vegetation present a greater contribution
127 in the deposition of organic material and improve the environmental condition of the stream (Davies
128 et al. 2008), but limit primary production due to shading, which limits periphyton growth (Buss et al.
129 2002, Ferragut and Bicudo 2012).

130 Our objective was to evaluate the effect of habitat and landscape on periphytic algae
131 communities along a gradient of habitat integrity in Amazonian streams. We specifically sought to

132 answer two main questions. (i) How are environmental characteristics structured in a gradient of
133 habitat integrity? And (ii) how do environmental characteristics influence the periphytic algae
134 community in the habitat gradient? For the first question, our hypothesis is that the concentrations of
135 nutrients such as nitrogen, phosphorus and ammonia will be higher in streams that present a lower
136 habitat integrity. More impacted streams have less integrity and less riparian vegetation, resulting in
137 greater soil siltation and nutrient runoff into the stream (Ferragut and Bicudo 2012). Streams with
138 greater forest cover tend to be more intact, while more urbanized streams are less intact. For the second
139 question, we hypothesize that the concentration of phosphorus and nitrogen influence greater algae
140 density, while richness follow the opposite pattern. Nutrient runoff into the water benefits the increase
141 in algal density, so resistant species colonize, while more sensitive species are excluded (Den Hartog
142 1985; Biggs 1996). Furthermore, our third hypothesis is related to landscape variables, and we test that
143 streams with greater forest cover tend to have lower algae richness and density. Factors such as light
144 availability influence periphytic community patterns, specifically richness and density. Thus, the
145 greater incidence of light due to the loss of riparian vegetation and canopy would positively influence
146 the primary production and density of periphytic algae.

147 **Methods**

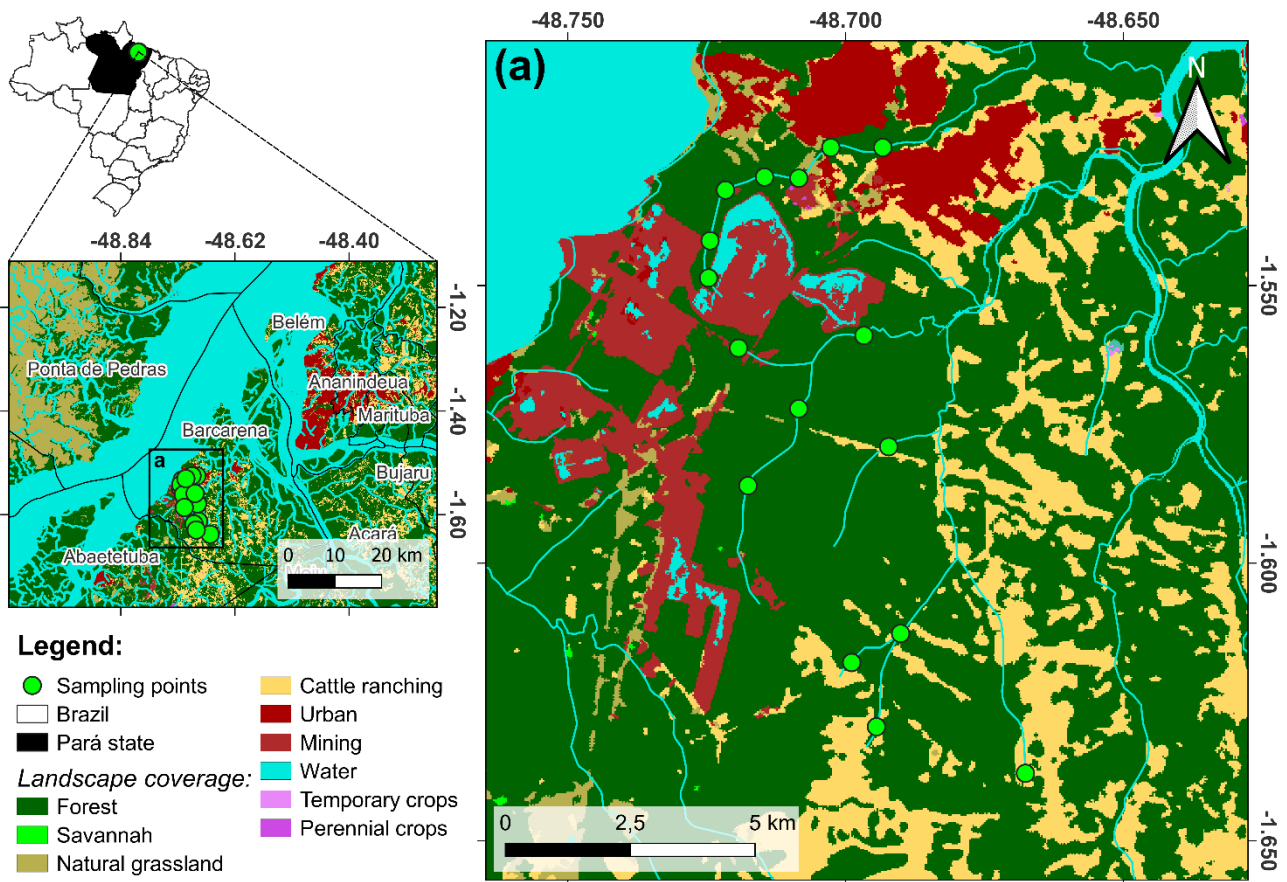
148

149 *Study area*

150 The study was conducted in the municipality of Barcarena in 17 second and third order streams
151 located in the Pará River drainage, upper Guamá River basin (Figure 1; Appendix S1), comprising the
152 northern region of the state of Pará. The climate of the region has an "AFI" classification according to
153 Köppen (Peel; et al. 2007), influenced by rainy and dry periods, presenting precipitation from 2500 to
154 2800 mm annually and temperature ranges from 28° to 36° C (INMET 2020).

155 The region is strongly influenced by changes occurring from different land uses. The vegetation
156 is characterized as secondary, and with the presence of floodable area vegetation (*várzea*) (INMET
157 2022). In addition to deforestation, major modifications have been made to the hydrology along the
158 Pará River micro-basin in Barcarena, through the construction of the minerod pipeline industrial pole,
159 an intensive bauxite extraction system associated with nearby tributaries. With the development of the
160 region, urbanization has expanded and so have agricultural and ranching activities, in addition to the
161 construction of tailings ponds used by mining activities that control the discharge of inputs in areas
162 near watercourses (ANA 2009). This characterization by different land uses, impact the physical

163 integrity of the streams and end up accumulating sediments and nutrients by flooding, resulting from
164 accumulation rates by the carriage also of agricultural lands (Cunha et al. 2022).



165

166 **Figure 1.** Periphytic algae collection sites in the municipality of Barcarena city, Pará state, Brazil.

167 *Sampling*

168 The sampling period occurred during November and December 2018 (dry season), and
169 February and May in 2019 (wet season). Periphytic algae were collected in 17 streams, in different
170 landscapes (land use and land cover types), which comprise streams with different physical
171 characteristics, such as streams near urbanized areas and industrial areas, near aluminum refinery, and
172 in forest fragments with little or no human activity. We characterized the streams into two groups:
173 streams near the mining industrial complex (n=10) and control streams (streams near or within the
174 forest fragments with little or no influence of human activity (n=7). The control treatment is located
175 around a mining area, with no direct influence. In turn, the streams with potential impact are streams
176 that are within the area of direct industrial influence. Each sampling site was separated by
177 approximately (3 km) equidistant from each other, being considered independent by means of spatial

178 correlation. We defined 150 m stretches in each sampled stream, where we collected periphyton
179 community and environmental variables related to physical, chemical, and landscape aspects of the
180 streams.

181 *Physical variables*

182 To quantify the physical aspect of the streams we followed the protocol developed by
183 Nessimian et al. (2008). This index was based on the Environmental Protocol (Peck et al. 2006), and
184 it is also possible to evaluate the efficiency of the index in interpreting environmental impacts along
185 streams. The protocol by Nessimian et al. (2008) measures 12 physical habitat features through a visual
186 assessment. Each of these 12 visual measurements represents a physical habitat characteristic as
187 follows: (i) integrity of land use beyond the riparian zone; (ii) integrity of riparian forest width; (iii)
188 integrity of riparian zone; (iv) integrity of riparian zone vegetation within 10m of the stream; (v)
189 integrity of retention devices; (vi) integrity of channel sediments; (vii) integrity of bank structure; (viii)
190 integrity of bank undercutting; (ix) integrity of stream bottom; (x) complexity of streams and ponds;
191 (xi) integrity of aquatic vegetation; and (xii) integrity of debris. All of these variables were measured
192 in situ, where an observer assigned a score from 1 to 6 to each of the measured parameters. Higher
193 values were assigned for streams in which the parameters reflected more preserved habitat (e.g.,
194 primary forest beyond the riparian zone for parameter (i); discrete bank for parameter (vii); little
195 aquatic vegetation, consisting only of algae and moss for parameter (xi)). For detailed description of
196 the scores for each of these visual estimates, see Nessimian et al. (2008). After measuring the physical
197 habitat characteristics, we normalized the variables to range from 0 to 1 and averaged the 12
198 normalized characteristics to form a single final average habitat integrity index (HII). This HII ranges
199 from 0 to 1, with values closer to 1 reflecting a more physically intact environment, while values near
200 0 indicate poorly physically intact environments (Nessimian et al. 2008).

201

202 *Chemical variables*

203 We measured 11 limnological variables related to chemical aspects in the streams. The
204 variables referring to water characteristics such as pH, temperature (°C), conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{L}^{-1}$),
205 dissolved oxygen concentrations (mg/L O₂ - DO), and total dissolved solids (mg/L), were measured
206 in situ with the aid of a multiparameter probe (Horiba-U22). Water samples were collected from each
207 stream, in which 1 L of water was sampled for analysis of the chemical parameters: alkalinity (mg/L
208 CaCO₃), biochemical oxygen demand (mg/L O₂ - BOD₅), total phosphorus (mg/L P), nitrate (mg/L

209 NO₃), ammoniacal nitrogen (mg/L NH₃) and fecal coliforms (MPN/100 mL), aluminum (mg/L Al)
210 and iron (mg/L Fe). All analyses were performed according to APHA (2017).

211

212 *Landscape variables*

213 The data for the calculation of landscape variables were collected through satellite images of
214 the sampled points considering the sampling periods (2018 and 2019). The landscape configuration
215 represented different land use components, in which are described by the classification into five types
216 of land use and land cover: dense forest, regenerating vegetation, urbanized area, industrialized area,
217 and exposed soil. The classification of the images was measured by mosaic images obtained from the
218 RapidEye Earth Imaging System-REIS optical sensor made available by the National Institute for
219 Space Research -INPE in high resolution and validated by comparison with TerraClass 2014 images
220 (Almeida et al. 2016). The land use classification was performed in the PCI Geomatics 2015 software,
221 using the ATCOR Ground Reflectance module (Geomatics 2013). This digital processing of the
222 images aimed to make a correction for classification. Then, through the OrtoEngine module of PCI
223 Geomatics, the REIS mosaic was generated.

224 The processing of the REIS mosaic was performed as an object-ordered classification resulting
225 in five land use and land cover types: dense forest, regenerating vegetation, urbanized area,
226 industrialized area, and bare ground. An area of influence was used to obtain the landscape variables
227 for the sites. Thus, measurements were selected from a central geographic coordinate determined at
228 each sample point, considered 25 m from the stretch. The determining measurement of the area of
229 influence was 150 m wide on each bank, totaling 300 m (Cunha et al. 2022). The final land use
230 variables were represented by the percentage of each land use and land cover type within the 300 m
231 buffer in the area.

232

233 *Algae sampling*

234

235 The periphytic algae samples were obtained from the natural substrate present in all streams
236 the macrophyte species *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc. We collected one petiole for each
237 macrophyte bank sampled in each stream. The substrates were scraped in a container using a steel
238 blade wrapped in aluminum foil and a soft brush with the help of distilled water, and the material was
239 deposited in polyethylene strips fixed and preserved with 0.5% acetic acid solution. The scraped

240 material from each petiole of the substrate in each stream resulted in 17 samples of the periphytic
241 biofilm. In the laboratory, the periphytic algae were quantified by the method of Utermöhl (1958) in
242 an inverted microscope (Opticam model 0500) at 400x magnification, counting by random fields of at
243 least 100 individuals of the most common species (Bicudo, 1990) and until stabilization of the species
244 accumulation curve (Ferragut and Bicudo 2012). Species density was estimated according to Ros
245 (1979) and the results were presented as number of individuals per unit of substrate scraped area
246 (ind/cm^2).

247

248 *Data analysis*

249 First, we constructed a Principal Component Analysis to demonstrate how the physical
250 variables change across the habitat integrity index. Then, to investigate how the chemical and
251 landscape variables change across the habitat integrity gradient, we conducted a linear model. In this
252 model, the dependent variable was the habitat integrity index generated with the physical variables,
253 whereas the predictor was all chemical and landscape variables. Following the construction of this
254 models, we conducted a backward and forward stepwise algorithm to retain only the model with the
255 lowest Akaike Information Criteria (AIC) and the variables contained within it. Prior to the linear
256 model, we standardized all variables to zero mean and one standard deviation, as the chemical and
257 landscape variables were measured at different scales. Furthermore, after standardization and prior to
258 the linear model construction, we checked the correlation between the chemical and landscape
259 variables. When two variables showed correlation greater than $|0.5|$ with each other, we selected only
260 one of them based on the most important variables for periphytic algae, as described in the literature
261 (i.e., Kiffney et al. 2003, Ambrose et al. 2004, Boothroyd et al. 2004, Von Schiller et al. 2007; see
262 Appendix SX for the correlation matrix between all explanatory variables). In the end, our linear model
263 prior to stepwise regression presented a construction as follows: *habitat integrity index* ~ *biochemical*
264 *oxygen demand* + *total phosphorus* + *nitrate* + *ammonium* + *aluminium* + *iron* + *proportion of forest*
265 *+ proportion of exposed soil + proportion of urban landscape*. After the implementation of the stepwise
266 algorithm, only nitrate and proportion of exposed soil and urban landscape were retained in the selected
267 model (see Appendix SX for model selection steps and AIC values).

268 To assess the effects of the habitat integrity index, the chemical, and landscape variables on the
269 richness (i.e., number of species) and density (i.e., individuals per cm^2) of algae, we conducted two
270 generalized linear models (GLM). After filtering out the correlated variables (as described in the
271 previous paragraph), we constructed our GLMs using richness and density as response variables and

272 the habitat integrity index, the chemical, and landscape variables as explanatory variables. For the
273 GLM in which richness was the response variable, we used a Poisson data distribution, since richness
274 values are integers and positive (Legendre and Legendre 2012). For the GLM in which density was
275 the response variable, we first transformed the density data to a logarithim scale at base 10, as the
276 density values have a wide range from 2,419.46 to 511,832.95 individuals/cm², then, we used the
277 Gaussian distribution, since these values are continuous (Legendre and Legendre 2012). Thus, the final
278 formulas of the GLMs were represented as follows. *Richness* or *density* ~ *habitat integrity index* +
279 *biochemical oxygen demand* + *total phosphorus* + *nitrate* + *ammonium* + *aluminium* + *iron* +
280 *proportion of forest* + *proportion of exposed soil* + *proportion of urban landscape*. After building each
281 of these GLMs, we conducted a model selection using the a stepwise forward and backward selection
282 method (Legendre e Legendre 2012), where we generated all possible combinations of explanatory
283 variables in the models (i.e., removing and adding possible variables). In this way, we selected the
284 model that best explained the variation in the response variable using the AIC of each model. The
285 model with the lowest AIC was always selected (Legendre and Legendre 2012). After the stepwise
286 selection, only nitrate and proportion of urban landscape were retained in the model for richness, while
287 total phosphorus, proportion of urban landscape and the habitat integrity index were retained in the
288 model for density (check Appendix SX for model selection steps and AIC values).

289 We adopted a significance level of 0.05 in all tests we conducted in this work, but we were
290 flexible enough to also interpret tests that had a p value higher than 0.05 but very close to this threshold
291 (Legendre and Legendre 2012). All analyses were performed in the R program, version 4.0.2 (R Core
292 Team, 2020) using the package *vegan* (Oksanen et al., 2020). All graphical representations of the
293 results were constructed using *ggplot2* (Wickham, 2011), *ggpubr* (Kassambara, 2020), and *ggrepel*
294 (Slowikowski *et al.*, 2020). A reproducive workflow with all the code and data necessary to replicate
295 our analysis is provided at GitHub Link.

296

297 **Results**

298

299 *Periphytic community*

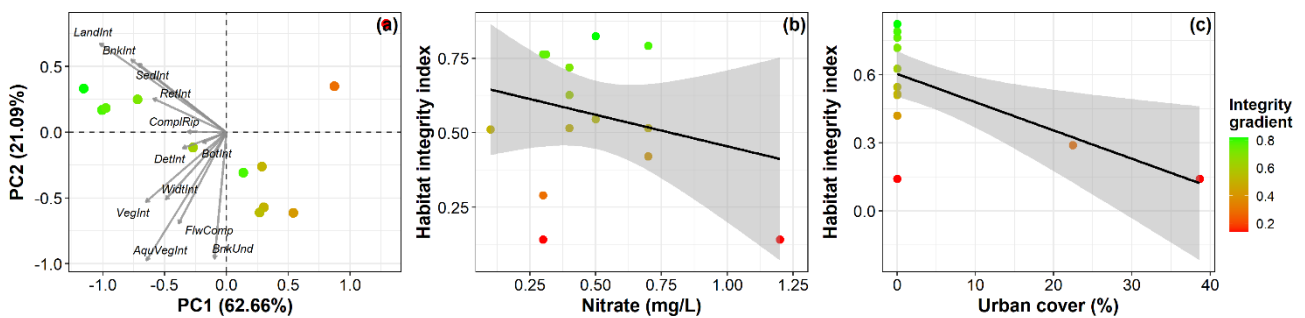
300 We observed 98 taxa, belonging to 9 classes, being: Bacillariophyceae (n=61);
301 Zygnemaphyceae (n=14) and Cyanophyceae (n=12). Among the species, the ones with the highest
302 density were *Eunotia* cf. *bilunaris* (354396.3 ind.), *Eunotia* cf. *bilunaris* (n= 345122 ind.) and
303 *Aphanocapsa* aff. *conferta* (347626.46 ind). The species that presented the highest densities in the
304 most intact environments were *Eunotia* sp.6 (1834.8 ind.), *Oedogonium* sp.1 (1838.4 ind.). In

305 environments with less integrity, the most abundant species were *Eunotia* sp.7 (3954.0 ind.),
306 *Aphanocapsa* aff. *conferta* (56730.2 ind.).

307

308 *Environmental results*

309 The integrity of the land, bank, sediment, terrestrial vegetation and aquatic vegetation were the
310 main variables defining the ordination of samples towards the negative portion of the first axis of the
311 Principal Component Analysis (PCA; Fig 2a; see loadings in Appendix SX). Whereas aquatic
312 vegetation and bank integrities and flow complexity were the main physical variables defining the
313 ordination of samples towards the negative portion of the second axis of the PCA, while land integrity
314 defined the ordination of samples towards the positive portion of the PCA (Fig. 2a). Regarding the
315 influence of the chemical and landscape variables in the habitat integrity of the streams, we found that
316 streams with high concentrations of nitrate ($b=-0.09$, $p=0.04$; Fig. 2b) and high urban coverage ($b=-$
317 0.14 , $p<0.01$; Fig. 2c) had significant lower values of the habitat integrity index (adjusted R-
318 squared=0.55, $p<0.01$). We did not find a significant association between exposed soil coverage and
319 the habitat integrity index ($b=0.06$, $p=0.09$), which was the other landscape variable selected using the
320 stepwise method (check Appendix SX for model selection and full coefficients of the selected linear
321 model).



322

323 **Figure 2.** Scatterplots representing the (a) ordination of sampling points according to the physical
324 variables, and the associations between the habitat integrity index and (b) nitrate (mg/L) and (c) urban
325 coverage (%). Values in the axis titles of panel (a) represent the amount of variance explained by that
326 specific axis, as returned by the Principal Component Analysis. In the panel (a), “*LandInt*” represents
327 the land integrity beyond the stream margins, “*VegInt*” integrity of riparian zone vegetation within
328 10m of the stream, “*SedInt*” represents the integrity of channel sediments, “*BnkInt*” represents the
329 integrity of bank structure, “*BnkUnd*” represents the bank undercutting integrity, “*FlwComp*” is
330 complexity of streams and ponds, “*AquVegInt*” is the aquatic vegetation integrity, “*WidInt*” is integrity

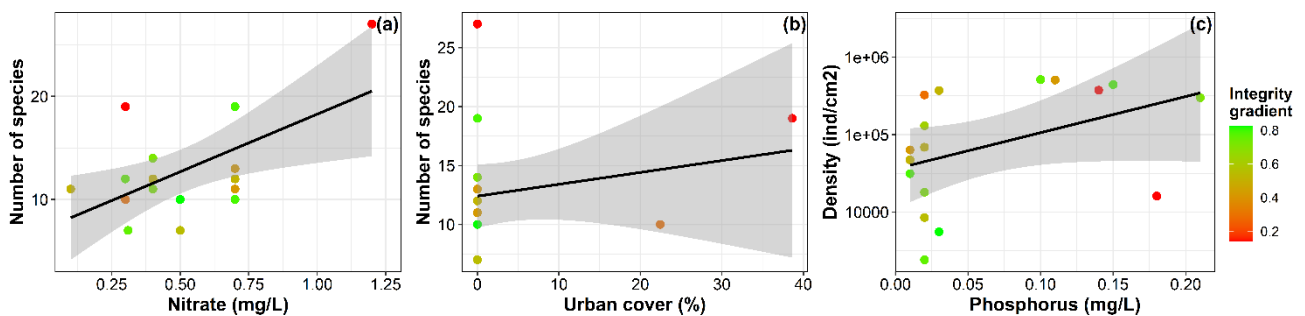
331 of riparian forest width, “*ComplRip*” is integrity of riparian zone, “*RetInt*” is integrity of retention
332 devices, “*BotInt*” is integrity of stream bottom, and “*DetInt*” is integrity of debris.

333

334 *Effects of the environment on the biological community*

335 We evidenced that nitrate ($b=0.24$, $p<0.01$; Fig 3a) and percentage of urban cover ($b=0.16$,
336 $p<0.01$; Fig 3b) had a positive association with the number of periphyton species found in the streams
337 (see Appendix SX for model selection and full coefficients of the selected linear model for species
338 richness). The environmental variables selected after stepwise regression explained 18% of the
339 variation in periphyton density ($p=0.13$). We evidenced a positive association between total
340 phosphorus and periphyton density that would be very hard to be observed at random ($b=0.36$, $p=0.07$;
341 Fig 3c). However, we did not find any significant associations between periphyton density and urban
342 coverage ($b=-0.36$, $p=0.13$) or the habitat integrity index ($b=-1.41$, $p=0.17$), the other two variables
343 selected after the stepwise method (check Appendix SX for stepwise selection and the selected model
344 coefficients).

345



346

347

348 **Figure 3.** Scatterplots representing the associations between (a) nitrate (mg/L) and (b) urban coverage
349 (%) in the number of periphyton species across the streams. Also, the association between (c) total
350 phosphorus (mg/L) and periphyton density (ind/cm²; logarithm scale). Points are coloured according
351 to their habitat integrity index in a gradient in which red points represents low physical integrity and
352 green points represent high physical integrity.

353

354

355 **Discussion**

356

357 *General remarks*

358 In summary, we evidenced that the physical integrity of Amazonian streams is associated with
359 the amount of nitrate in the water and the urban coverage around the stream. More specifically,
360 physically intact streams present low concentrations of nitrate in the water and zero urban coverage
361 around 300 meters from the stream. Low concentrations of nitrate in the waters of intact streams may
362 occurs due to reduced leaching of nutrient into the streams given that the riparian vegetation tends to
363 retain these nutrients before it reaches water bodies (Chambers et al. 2006; Ferragut and Bicudo 2012).
364 But high concentrations of nitrate in the water may also indicate sources of pollution nearby streams,
365 such as cities and high urban coverage. Pollution that would normally not reach the streams may come
366 from cities nearby and if riparian vegetation is not able to filter this pollution, then it may reach the
367 stream and increase concentration of nitrate (Chambers et al. 2006). Besides influencing the physical
368 characteristics of streams, the chemical and landscape variables were pivotal at determining species
369 richness and density patterns of periphyton in Amazonian streams. We evidenced those high
370 concentrations of nitrate and phosphorus in the water leads to more species richness and algae density,
371 respectively. Furthermore, streams embedded in an urban matrix tend to present higher algae richness
372 than streams in pristine forests. All these findings reveal that urban environment nearby streams leads
373 to the depletion of the ecosystem, increasing concentrations of nutrients that would otherwise not reach
374 streams easily. This indicates that streams in cities would experience a bloom in algae density and
375 richness. Algae bloom would lead to changes in ecosystem functioning of streams and possible health
376 problem for the population of cities that depend on the water provided by these streams for living, as
377 often occurs in Amazonian cities (Castello et al. 2012; Mallin and Cahoon 2020).

378 We found that streams within preserved areas have different physical characteristics than
379 streams present in areas under the direct influence of mining. This may be caused by the number of
380 human visitors to streams near mining areas, given that access to these streams is facilitated by being
381 in a highly populated landscape. Despite this physical difference between streams, we did not detect
382 any difference in chemical and landscape conditions between preserved and mined streams. The
383 richness and density of periphytic algae in these streams were not influenced by mining, but by
384 physicochemical variables and integrity that influence algal growth in the streams, with a positive
385 relationship between nitrate and periphytic algae richness and between total phosphorus and density
386 of the organisms. The loss of riparian vegetation verified through integrity indices, with increased
387 canopy opening after vegetation removal, may have stimulated growth in algal density in the streams
388 due to increased light availability. In addition, periphytic algal richness and density were not limited

389 by nutrient concentrations in the water, especially nitrogen and phosphorus, which positively
390 influenced algal richness and density, respectively. The algal community can reach a tipping point
391 where the impact stops being beneficial (Dunck et al. 2022), where there is a negative influence of the
392 percentage of exposed soil on algal richness in temperate streams, with unimodal responses of the
393 communities, explained by the subsidy-stress model theory (Odum et al. 2013). Streams embedded in
394 a landscape composed of exposed soil in the Amazon are examples of environments completely
395 modified by anthropogenic action. Therefore, it is possible that algal species richness increases in areas
396 modified by humans, but only up to a certain threshold of impact, where richness starts to decrease
397 instead of continuing to increase (Dunck et al. 2015, Dunck et al. 2022).

398 *Landscape and chemical variables influence physical habitat integrity*

399 We unravelled that high urban coverage and nitrate concentrations are found in streams where
400 the physical habitat integrity is low. To understand what is behind this pattern, we first need to dissect
401 the intrinsic association between urban development and nutrient leaching into water bodies. Firstly,
402 urban environments contribute significantly to soil sealing, leading to increased surface runoff and
403 higher water flow velocities within streams embedded in an urban landscape (Cunha et al., 2022).
404 These conditions not only enhance the frequency of flooding and erosion along stream banks but also
405 facilitate the rapid transport of pollutants into watercourses (Vilches et al., 2013; Cunha et al., 2022).
406 Urban areas, characterized by intensive human activities, introduce a diverse array of pollutants into
407 streams, including chemicals, heavy metals, and organic compounds (O'Brien & Wehr, 2010; Vilches
408 et al., 2013; Cunha et al., 2022). These pollutants not only contribute directly to elevated nitrate
409 concentrations but also interact synergistically, intensifying the overall pollution load in water bodies.

410 Furthermore, the removal of riparian vegetation, a consequence of urban development,
411 exacerbates the problem. Riparian vegetation plays a pivotal role in maintaining water quality
412 (Boothroyd et al., 2004; O'Brien & Wehr, 2010; Marques et al., 2021) by acting as a natural filter,
413 retaining sediments and pollutants before they reach streams (Vilches et al., 2013; Marques et al.,
414 2021). The loss of this vital buffer amplifies the pollution effect, leading to higher concentrations of
415 nitrate in water. Nevertheless, nitrogen (N) and nitrate (NO₃⁻) are still crucial elements for maintaining
416 aquatic ecosystems when available in the ecosystem at natural concentrations. Nitrate for instance, is
417 one of the primary forms of dissolved inorganic nitrogen found in flowing waters (Ribot et al., 2015).
418 In streams, the cycling of dissolved inorganic nitrogen is mainly mediated by benthic microbial
419 assemblages (i.e., bacteria, fungi, and algae; (Pusch et al., 1998)). These microbial assemblages play a
420 crucial role in the transformation and removal of nitrate in the water. Therefore, there is a pressing

421 need for sustainable urban planning and the preservation of riparian vegetation to maintain ecosystems
422 at their natural functioning. Implementing policies that conserve these natural barriers is crucial not
423 only for safeguarding the physical integrity of aquatic ecosystems, as we have demonstrated, but also
424 for ensuring the availability of clean water for both human and environmental well-being.

425
426 *Nutrient overload and urban development leads to algae blooms*

427 Our study reveals a compelling link between nutrient concentrations and aquatic biodiversity
428 in urbanized environments. We observed that higher levels of nitrate and phosphorus in water bodies
429 corresponded to increased species richness and density, respectively. This highlighting the significant
430 influence of nutrient availability on the colonization periphytic algae (Ferragut & Bicudo, 2012;
431 Warren et al., 2017; Lüring et al., 2018; Cheng et al., 2019; Glibert, 2020; Naselli-Flores et al., 2021).
432 Notably, urbanized areas exhibited elevated algal richness, a phenomenon attributed to the heightened
433 nitrate and phosphorus influx originating from urban landscapes. Anticipating potential physical or
434 landscape modifications in these streams, it becomes crucial to consider the ensuing alterations in
435 stream morphology. These modifications create a favorable environment for increased nutrient input,
436 fostering massive growth of algal biomass, particularly cyanobacteria (Dunck et al., 2022). Beyond
437 their immediate impact on aquatic life, these biomass blooms have far-reaching consequences. The
438 toxins released by cyanobacteria during such blooms can contaminate drinking water sources, posing
439 risks to human health. Additionally, the decomposition of excessive algal biomass consumes oxygen,
440 leading to hypoxic conditions in water bodies. This oxygen depletion jeopardizes the survival of fish
441 and other aquatic organisms, contributing to a decline in overall biodiversity (Prygiel & Leitao, 1994;
442 Amorim & Moura, 2021).

443 Diving deeper into which species are benefit by loss of habitat integrity, we observed the
444 predominance of species *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarn and *Eunotia* cf. *bilunaris*, which
445 were likely favored by high phosphorus concentrations, leading to higher density values for these
446 species. *A. minutissimum* is a diatom commonly found in periphytic samples, adapted to environments
447 ranging from acidic to alkaline and from oligotrophic to eutrophic (Dunck et al., 2015). Therefore, this
448 diatom species exhibits a cosmopolitan nature, capable of thriving under various trophic conditions
449 and stream pollution levels (Dunck et al., 2015). In environments with lower integrity, taxa from the
450 genus *Eunotia* predominated, benefiting from high nitrate concentrations. The prevalence of *Eunotia*
451 species in our study also indicates adaptation to environments with high nutrient availability and
452 tolerance to the acidity of altered habitats (Andrén & Jarlman, 2009). These findings emphasize the
453 importance of understanding algae community dynamics as indicators of ecosystem health.

454 **Conclusion**

455 Here, we found that more intact environments were associated with lower nitrate availability
456 in the water. Modified streams tended to exhibit higher nutrient loads, such as leached nitrogen and
457 phosphorus, due to the loss of riparian vegetation. Our research revealed a direct relationship between
458 higher nitrate levels and increased richness of periphytic algae in streams. Additionally, greater density
459 of these organisms was linked to phosphorus. Certain algae groups (*i.e.*, cyanobacteria and diatoms)
460 were specifically associated with more disturbed streams. Therefore, our study suggests that periphytic
461 algae species can serve as bioindicators, responding sensitively to environmental conditions such as
462 nutrient availability and water quality, particularly within the habitat context. These algae can be
463 utilized as biological indicators of changes in the environmental integrity of Amazonian streams.
464 Monitoring biological data from these algae can provide valuable information for the management and
465 conservation of these ecosystems. However, it is essential to emphasize that further research is
466 necessary to fully comprehend the responses of periphytic algae to various environmental stressors
467 present in Amazonian streams. Understanding these responses is critical for the implementation of
468 appropriate conservation and management measures in these environments.

469

470 **Referências**

- 471 Albuquerque, L. G., F. de Oliveira Roque, F. Valente-Neto, R. Koroiva, D. F. Buss, D. F. Baptista, L.
472 U. Hepp, M. L. Kuhlmann, S. Sundar, A. P. Covich, and J. O. P. Pinto. 2021. Large-scale
473 prediction of tropical stream water quality using Rough Sets Theory. *Ecological Informatics* 61.
- 474 Algarte, V. M., B. Dunck, J. A. Leandrini, and L. Rodrigues. 2016. Periphytic diatom ecological guilds
475 in floodplain: Ten years after dam. *Ecological Indicators* 69:407–414.
- 476 Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual*
477 *Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:257–284.
- 478 Almeida, C. A. de, A. C. Coutinho, J. C. dalla M. Esquerdo, M. Adami, A. Venturieri, C. G. Diniz, N.
479 Dessay, L. Durieux, and A. R. Gomes. 2016. High spatial resolution land use and land cover
480 mapping of the Brazilian legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta*
481 *Amazonica* 46:291–302.
- 482 Ambrose, H. E., M. A. Wilzbach, and K. W. Cummins. 2004. Periphyton response to increased light
483 and salmon carcass introduction in northern California streams. *Journal of the North American*
484 *Benthological Society* 23:701–712.
- 485 Amorim, C. A., and A. do N. Moura. 2021. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water
486 quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of the Total*
487 *Environment* 758:143605.
- 488 ANA. 2009. Plano Estratégico de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica dos Rios Tocantins e
489 Araguaia. Brasília.
- 490 Andrén, C., and A. Jarlman. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental*

- 491 and Applied Limnology 173:237–253.
- 492 APHA (2017). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 22nd edn. (Ed.
493 W.E.F. American Public Health Association, American Water Works Association),
494 Washington, DC.
- 495 Barros, N., J. J. Cole, L. J. Tranvik, Y. T. Prairie, D. Bastviken, V. L. M. Huszar, P. Del Giorgio, and
496 F. Roland. 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude.
497 *Nature Geoscience* 4:593–596.
- 498 Bartozek, E. C. R., R. W. Lambrecht, S. Zorzal-Almeida, M. R. Auricchio, and C. K. Peres. 2022.
499 Stream morphology, water dynamics, and agrochemicals are important drivers of periphyton
500 biomass in subtropical streams. *Hydrobiologia* 849:3031–3039.
- 501 Bicudo C. E. M., M. M., 2006. *Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (chave para*
502 *identificação e descrições)*. 2nd ed. Ri: 502.
- 503 Biggs, B. J. F., and C. Kilroy. 2000. *Monitoring Manual Stream Periphyton. Network.*
- 504 Bleich, M. E., M. T. F. Piedade, A. F. Mortati, and T. André. 2015. Autochthonous primary production
505 in southern Amazon headwater streams: Novel indicators of altered environmental integrity.
506 *Ecological Indicators* 53:154–161.
- 507 Blinn, D. W., and P. C. E. Bailey. 2001. Land-use influence on stream water quality and diatom
508 communities in Victoria, Australia: A response to secondary salinization. *Hydrobiologia*
509 466:231–244.
- 510 Boothroyd, I. K. G., J. M. Quinn, E. R. Langer, K. J. Costley, and G. Steward. 2004. Riparian buffers
511 mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams: 1. Riparian vegetation
512 structure, stream geomorphology and periphyton. *Forest Ecology and Management* 194:199–213.
- 513 Brasil, L. S., Y. Shimano, J. D. Batista, & H. S. R. Cabette, 2013. Effects of environmental factors
514 on community structure of Leptophlebiidae (Insecta, Ephemeroptera) in Cerrado streams,
515 Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 103: 260–265.
- 516 Brasil, L. S., Y. Shimano, J. D. Batista, and H. S. R. Cabette. 2013. Effects of environmental factors
517 on community structure of Leptophlebiidae (Insecta, Ephemeroptera) in Cerrado streams, Brazil.
518 *Iheringia. Série Zoologia* 103:260–265.
- 519 Buss, D. F., D. F. Baptista, M. P. Silveira, J. L. Nessimian, and L. F. M. Dorvillé. 2002. Influence of
520 water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river
521 basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481:125–136.
- 522 Cheng, B., R. Xia, Y. Zhang, Z. Yang, S. Hu, F. Guo, and S. Ma. 2019. Characterization and causes
523 analysis for algae blooms in large river system. *Sustainable Cities and Society* 101707.
- 524 Cunha, E. J., G. M. Cruz, A. P. J. Faria, J. N. De Oliveira, & L. Juen, 2022. Urban development and
525 industrialization impacts on semiaquatic bugs diversity: A case study in eastern Amazonian
526 streams. *Water Biology and Security* 1:.
- 527 Davies, P. M., S. E. Bunn, and S. K. Hamilton. 2008. Primary production in tropical streams and rivers.
528 *Tropical Stream Ecology* 23–42.
- 529 Davis, K. F., H. I. Koo, J. Dell’Angelo, P. D’Odorico, L. Estes, L. J. Kehoe, M. Kharratzadeh, T.
530 Kuemmerle, D. Machava, A. de J. R. Pais, N. Ribeiro, M. C. Rulli, and M. Tatthegeo. 2020.
531 Tropical forest loss enhanced by large-scale land acquisitions. *Nature Geoscience* 13:482–488.
- 532 Delong, M. D., and M. A. Brusven. 2005. Periphyton responses to non-point pollution in naturally
533 eutrophic conditions in Pampean streams. *Hydrobiologia* 183:231–244.
- 534 dos Santos, T. R., C. Ferragut, and C. E. de Mattos Bicudo. 2013. Does macrophyte architecture

- 535 influence periphyton? Relationships among *Utricularia foliosa*, periphyton assemblage structure
536 and its nutrient (C, N, P) status. *Hydrobiologia* 714:71–83.
- 537 Dunck, B., E. Lima-Fernandes, F. Cássio, A. Cunha, L. Rodrigues, and C. Pascoal. 2015. Responses
538 of primary production, leaf litter decomposition and associated communities to stream
539 eutrophication. *Environmental Pollution* 202:32–40.
- 540 Dunck, B., E. Lima-Fernandes, F. Cássio, A. Cunha, L. Rodrigues, & C. Pascoal, 2015. Responses of
541 primary production, leaf litter decomposition and associated communities to stream
542 eutrophication. *Environmental Pollution* 202: 32–40.
- 543 Dunck, B., L. F. Colares, L. Rodrigues, F. Cássio, and C. Pascoal. 2022. Functional Diversity and
544 Primary Production Predict Future Patterns of Periphyton Productivity after Species Extinction.
545 *Hydrobiology* 1:483–502.
- 546 Dunck, B., M. G. Junqueira, A. Bichoff, M. V. da Silva, A. Pineda, A. C. M. de Paula, B. F. Zanco, G.
547 A. Moresco, P. Iatskiu, J. C. Bortolini, Y. R. de Souza, S. Train, L. C. Rodrigues, S. Jati, and L.
548 Rodrigues. 2018. Periphytic and planktonic algae records from the upper Paraná river floodplain,
549 Brazil: an update. *Hoehnea* 45:560–590.
- 550 Enríquez Espinosa, A. C., Y. Shimano, S. Rolim, L. Maioli, L. Juen, and B. Dunck. 2020. Effects of
551 mining and reduced turnover of Ephemeroptera (Insecta) in streams of the Eastern Brazilian
552 Amazon. *Journal of Insect Conservation* 24:1061–1072.
- 553 Ferragut, C., and D. de C. Bicudo. 2012. Effect of N and P enrichment on periphytic algal community
554 succession in a tropical oligotrophic reservoir. *Limnology* 13:131–141.
- 555 Ferragut, C., and D. de C. Bicudo. 2012. Effect of N and P enrichment on periphytic algal community
556 succession in a tropical oligotrophic reservoir. *Limnology* 13:131–141.
- 557 Fox J, S. W, B. P, & Et al, 2023. Car: Companion to Applied Regression. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=car)
558 [project.org/package=car](https://CRAN.R-project.org/package=car) 58: 7250–7257.
- 559 Geomatics, P.C.I. 2013. OrthoEngine User Guide. Richmond Hill, Ontario, Canada.
- 560 Glibert, P. M. 2020. Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change.
561 *Harmful Algae* 91:101583.
- 562 Henao, E., J. R. Cantera, and P. Rzymiski. 2020. Conserving the Amazon River Basin: The case study
563 of the Yahuaraca Lakes System in Colombia. *Science of the Total Environment* 724:138186.
- 564 Hill, W. R., and I. L. Larsen. 2005. Growth dilution of metals in microalgal biofilms. *Environmental*
565 *Science and Technology* 39:1513–1518.
- 566 Hill, W. R., B. J. Roberts, S. N. Francoeur, and S. E. Fanta. 2011. Resource synergy in stream
567 periphyton communities. *Journal of Ecology* 99:454–463.
- 568 Hill, W. R., M. G. Ryon, J. G. Smith, S. M. Adams, H. L. Boston, and A. J. Stewart. 2010. The role of
569 periphyton in mediating the effects of pollution in a stream ecosystem. *Environmental*
570 *Management* 45:563–576.
- 571 Hill, W. R., S. E. Fanta, and B. J. Roberts. 2009. Quantifying phosphorus and light effects in stream
572 algae. *Limnology and Oceanography* 54:368–380.
- 573 INMET. 2022. INMET. Instituto nacional de Meteorologia: normas climatológicas do Brasil (national
574 Institute of meteorology: normal climatological conditions in Brazil), , 2014. 2014.
- 575 Kiffney, P. M., J. S. Richardson, and J. P. Bull. 2003. Responses of periphyton and insects to
576 experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of Applied*
577 *Ecology* 40:1060–1076.

- 578 Koehnken, L., M. S. Rintoul, M. Goichot, D. Tickner, A. C. Loftus, & M. C. Acreman, 2020.
579 Impacts of riverine sand mining on freshwater ecosystems: A review of the scientific evidence
580 and guidance for future research. *River Research and Applications* 36: 362–370
- 581 Latrubesse, E. M., E. Y. Arima, T. Dunne, E. Park, V. R. Baker, F. M. D’Horta, C. Wight, F. Wittmann,
582 J. Zuanon, P. A. Baker, C. C. Ribas, R. B. Norgaard, N. Filizola, A. Ansar, B. Flyvbjerg, and J.
583 C. Stevaux. 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* 546:363–369.
- 584 Legendre, P., and L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology-Developments in Environmental Modelling*.
585 Elsevier Science BV, Amsterdam, Amsterdam.
- 586 Lüring, M., M. M. Mello, F. van Oosterhout, L. de S. Domis, and M. M. Marinho. 2018. Response of
587 natural cyanobacteria and algae assemblages to a nutrient pulse and elevated temperature.
588 *Frontiers in Microbiology* 9:1–14.
- 589 Maher, W. A., A. M. Taylor, and G. E. Batley. 2015. The impact of coal mining on the spatial
590 distribution of algae in the southeastern Australian river. *Environmental Pollution*
591 28–36.
- 592 Marques, N. C. S., K. J. Jankowski, M. N. Macedo, L. Juen, A. Luiza-Andrade, and L. A. Deegan.
593 2021. Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in
594 lowland Amazonian streams. *Hydrobiologia* 848:3503–3520.
- 595 McClain, M. E., and H. Elsenbeer. 2001. *Terrestrial Inputs to Amazon Streams and Internal
596 Biogeochemical Processing*.
- 597 McDowell, R. W., A. Noble, P. Pletnyakov, B. E. Haggard, and L. M. Mosley. 2020. Global mapping
598 of freshwater nutrient enrichment and periphyton growth potential. *Scientific Reports* 10:1–13.
- 599 Monteles, J. S., P. Gerhard, A. Ferreira, & K. C. Sonoda, 2021. Agriculture impacts benthic insects on
600 multiple scales in the Eastern Amazon. *Biological Conservation Elsevier Ltd* 255: 108998,
601 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108998>.
- 602 Mulholland, P. J., A. D. Steinman, E. R. Marzolf, D. R. Hart, D. L. DeAngelis, and E. R. Marzolf D R
603 Hart. 1994. International Association for Ecology Effect of Periphyton Biomass on Hydraulic
604 Characteristics and Nutrient Cycling in Effect of periphyton biomass on hydraulic characteristics
605 and nutrient cycling in streams. *Source: Oecologia* 98:40–47.
- 606 Murdock, J. N., F. D. Shields, and R. E. Lizotte. 2013. Periphyton responses to nutrient and atrazine
607 mixtures introduced through agricultural runoff. *Ecotoxicology* 22:215–230.
- 608 Naselli-Flores, L., T. Zohary, & J. Padisák, 2021. Life in suspension and its impact on phytoplankton
609 morphology: an homage to Colin S. Reynolds. *Hydrobiologia* 848: 7–30
- 610 Neill, C., L. A. Deegan, S. M. Thomas, and C. C. Cerri. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen
611 and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications* 11:1817–1828.
- 612 Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. De Marco, M. Gordo, L. Fidelis, J. D’arc Batista,
613 and L. Juen. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central
614 Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117–131.
- 615 Nobre, C. A., G. Sampaio, L. S. Borma, J. C. Castilla-Rubio, J. S. Silva, and M. Cardoso. 2016. Land-
616 use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development
617 paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*
618 113:10759–10768.
- 619 O’Brien, P. J., and J. D. Wehr. 2010. Periphyton biomass and ecological stoichiometry in streams
620 within an urban to rural land-use gradient. *Hydrobiologia* 657:89–105.

- 621 Odum, E. P., J. T. Finn, E. H. Franz, E. P. Odum, J. T. Finn, & E. H. Franz, 2013. Perturbation Theory
622 and the Subsidy-Stress Gradient. *BioScience* 29: 349–352.
- 623 Oksanen J. (2019). *Vegan : ecological diversity*.
- 624 Oliveira-Junior, J. M. B. de, P. De Marco, K. Dias-Silva, R. P. Leitão, C. G. Leal, P. S. Pompeu, T.
625 A. Gardner, R. M. Hughes, and L. Juen. 2017. Effects of human disturbance and riparian conditions
626 on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. *Limnologia* 66:31–39.
- 627 Peck, D. V, B. H. Herlihy, R. M. Hill, P. R. HUGles, D. J. Kaufmann, J. M. Klemm, F. H. Lazoechak,
628 S. a McCormick, P. L. Peterson, T. Ringold, Magee, and M. Cappaert. 2006. Environmental
629 Monitoring and Assessment Program-Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations
630 Manual for Wadeable Streams. Environmental Monitoring and Assessment Program EPA/620/R-
631 :275.
- 632 Peel, M. c., B. L. Finlayson, and T. A. McMahon. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger
633 climate classificatio. *Permafrost and Periglacial Processes* 13:1633–1644.
- 634 Prudente, S., P. Santos, and L. Montag. 2018. Using multimetric indices to assess the effect of reduced
635 impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators* 91:315–323.
- 636 Prygiel, J., and M. Leita. 1994. Cyanophycean blooms in the reservoir of Val Joly (northern France)
637 and their development in downstream rivers. *Hydrobiologia* 289:85–96.
- 638 R Core Team (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*
- 639 Roque, F. D. O., J. F. S. Menezes, T. Northfield, J. M. Ochoa-Quintero, M. J. Campbell, and W. F.
640 Laurance. 2018. Warning signals of biodiversity collapse across gradients of tropical forest loss.
641 *Scientific Reports* 8:1–7.
- 642 Ros, J., 1979. *Prácticas de ecología* Editorial Omega.
- 643 Silva-Araújo, M., E. F. Silva-Junior, V. Neres-Lima, R. Feijó-Lima, F. Tromboni, C. Lourenço-
644 Amorim, S. A. Thomas, T. P. Moulton, & E. Zandonà, 2020. Effects of riparian deforestation on
645 benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams. *Perspectives in*
646 *Ecology and Conservation*. , 277–282.
- 647 Sonter, L. J., D. Herrera, D. J. Barrett, G. L. Galford, C. J. Moran, and B. S. Soares-Filho. 2017.
648 Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications* 8:1–7.
- 649 Steinman, A. D., M. E. Ogdahl, K. Wessell, B. Biddanda, S. Kendall, & S. Nold, 2011. Periphyton
650 response to simulated nonpoint source pollution: Local over regional control. *Aquatic Ecology*
651 45: 439–454
- 652 Stevenson, R. J., M. L. Bothwell, R. L. Lowe, and J. H. Thorp. 1996. *Algal ecology: Freshwater*
653 *benthic ecosystem*. (A. Press., Ed.).
- 654 Tease, B., and R. A. Coler. 1984. The effect of mineral acids and aluminum from coal leachate on
655 substrate periphyton composition and productivity. *Journal of Freshwater Ecology* 2:459–467.
- 656 Thomas, S. M., C. Neill, L. A. Deegan, A. V. Krusche, V. M. Ballester, and R. L. Victoria. 2004.
657 Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small
658 Amazonian stream network. *Biogeochemistry* 68:135–151.
- 659 Tromboni, F., C. Lourenço-Amorim, V. Neres-Lima, S. A. Thomas, M. Silva-Araújo, R. Feijó-Lima,
660 E. F. Silva-Júnior, T. Heatherly, T. P. Moulton, and E. Zandonà. 2019. Conversion of tropical
661 forests to agriculture alters the accrual, stoichiometry, nutrient limitation, and taxonomic
662 composition of stream periphyton. *International Review of Hydrobiology* 104:116–126.

- 663 Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen*
664 *der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1–3
- 665 Vadeboncoeur, Y., and A. D. Steinman. 2002. Periphyton function in lake ecosystems.
666 *TheScientificWorldJournal* 2:1449–1468.
- 667 Von Schiller, D., E. Martí, J. L. Riera, and F. Sabater. 2007. Effects of nutrients and light on
668 periphyton biomass and nitrogen uptake in Mediterranean streams with contrasting land uses.
669 *Freshwater Biology* 52:891–906.
- 670 Warren, D. R., S. M. Collins, E. M. Purvis, M. J. Kaylor, and H. A. Bechtold. 2017. Spatial Variability
671 in Light Yields Colimitation of Primary Production by Both Light and Nutrients in a Forested
672 Stream Ecosystem. *Ecosystems* 20:198–210.
- 673 Whorley, S. B., and J. D. Wehr. 2022. Periphyton C and N stable isotopes detect agricultural stressors
674 in low-order streams. *Freshwater Science* 41:153–166.
- 675 Yoshimura, M., and T. Kubota. 2022. Evaluation of sunlight penetration through riparian forest and
676 its effects on stream biota. *Global Ecology and Conservation* 34: e02043.
- 677
- 678
- 679

**Changes in habitat integrity promoted by mining activities alters periphytic algal communities
in Amazonian streams**

Supplementary Material

Appendix S1. Geographic coordinates (Datum: Sirgas, 2000) and location of streams and land use sampled between November/December 2018 during the dry season, and February/May 2019 during the dry season, in Barcarena, Pará.

Category	Streams	UTM Coordinates	
		Longitude	Latitude
	PC01_1	-1.573.472	-4.870.998
	PC06_1	-1.637.713	-48.669.379
	PC07_1	-1.578.694	-48.692.825
<i>Control</i>	PC06_2	-1.637.713	-48.669.379
	PC07_2	-1.578.694	-48.692.825
	PC08_2	-1.617.918	-48.698.907
	PC09_2	-1.629.492	-48.694.450
	PM04_1	-1.530.502	-48.712.773
	PM05_1	-1.525.557	-48.705.020
	PM05_3	-1.525.557	-48.705.020
	PM01_2	-1.547.735	-48.725.863
	PM02_2	-1.541.942	-48.724.393
<i>Mining</i>	PM05_2	-1.525.557	-48.705.020
	PC05_1	-1.559.770	-48.696.484
	PC03_2	-1.561.019	-48.718.920
	PC03_3	-1.561.019	-48.718.920
	PC05_3	-1.559.770	-48.696.484

Appendix S2. Correlation matrices between the environmental variables from the physical, chemical and landscape variable blocks.

Table S2a. Correlation matrix between the variables related to the physical aspects of the streams. *LandInt* is “land use integrity beyond the riparian zone”; *WidInt* is “integrity of the width of the riparian forest”; *CompRipVeg* is “completeness of the riparian zone”; *VegInt* is “integrity of the vegetation in the riparian zone within 10m from the stream”; *RetInt* is “integrity of retention devices”; *SedInt* is “integrity of channel sediments”; *BnkInt* is “integrity of bank structure”; *UndInt* is “integrity of bank undercutting”; *BottInt* is “integrity stream bottom”; *RifPools* is “complexity of riffles and pools”; *AquVeg* is “integrity of aquatic vegetation”; and *DetInt* is “detritus integrity”. Values highlighted in bold have an absolute correlation value higher than 0.5. Variable names highlighted in italic were maintained in the data analysis.

	LandInt	WidInt	CompRipVeg	<i>VegInt</i>	RetInt	SedInt	<i>BnkInt</i>	<i>UndInt</i>	BottInt	RifPools	AquVeg	DetInt
LandInt	1.0000	0.5992	0.6926	0.6704	0.7997	0.9511	0.8089	-0.1678	0.2770	0.3563	0.4594	0.4473
WidInt	0.5992	1.0000	0.7110	0.9334	0.5277	0.6004	0.3625	0.4645	0.2031	0.8622	0.9208	0.4782
CompRipVeg	0.6926	0.7110	1.0000	0.6255	0.5774	0.7613	0.4867	0.0000	0.2500	0.4555	0.5873	0.5718
<i>VegInt</i>	0.6704	0.9334	0.6255	1.0000	0.7222	0.6141	0.4960	0.4835	0.3475	0.8820	0.8759	0.5984
RetInt	0.7997	0.5277	0.5774	0.7222	1.0000	0.7325	0.6556	-0.0959	0.4330	0.4208	0.4069	0.6602
SedInt	0.9511	0.6004	0.7613	0.6141	0.7325	1.0000	0.7410	-0.2381	0.2538	0.3264	0.4208	0.4097
<i>BnkInt</i>	0.8089	0.3625	0.4867	0.4960	0.6556	0.7410	1.0000	-0.0539	0.5678	0.3547	0.3811	0.5565
<i>UndInt</i>	-0.1678	0.4645	0.0000	0.4835	-0.0959	-0.2381	-0.0539	1.0000	0.3322	0.7479	0.6520	0.1788
BottInt	0.2770	0.2031	0.2500	0.3475	0.4330	0.2538	0.5678	0.3322	1.0000	0.4555	0.3524	0.5718
RifPools	0.3563	0.8622	0.4555	0.8820	0.4208	0.3264	0.3547	0.7479	0.4555	1.0000	0.9468	0.5883
AquVeg	0.4594	0.9208	0.5873	0.8759	0.4069	0.4208	0.3811	0.6520	0.3524	0.9468	1.0000	0.4899
DetInt	0.4473	0.4782	0.5718	0.5984	0.6602	0.4097	0.5565	0.1788	0.5718	0.5883	0.4899	1.0000

Table S2b. Correlation matrix between the variables related to the chemical aspects of the streams. *BOD* is “biochemical oxygen demand”; *Phos* is “phosphorus”; *NO3-* is “nitrate”; *Amm* is “ammonium”; *DO* is “dissolved oxygen”; and *Alum* is “aluminum”. Values highlighted in bold have an absolute correlation value higher than 0.5. Variable names highlighted in italic were maintained in the data analysis.

	Alkalinity	<i>BOD</i>	<i>Phos</i>	<i>NO3-</i>	<i>Amm</i>	pH	DO	<i>Alum</i>	<i>Iron</i>
Alkalinity	1.0000	0.0389	-0.6158	-0.0998	0.1390	0.5814	-0.3493	-0.1373	0.5053
<i>BOD</i>	0.0389	1.0000	0.2754	0.2159	-0.1881	-0.0830	0.0554	0.0402	-0.1987
<i>Phos</i>	-0.6158	0.2754	1.0000	0.2088	-0.1035	-0.6247	0.3915	0.3575	-0.2094
<i>NO3-</i>	-0.0998	0.2159	0.2088	1.0000	-0.0578	-0.2315	-0.4029	0.0806	0.1979
<i>Amm</i>	0.1390	-0.1881	-0.1035	-0.0578	1.0000	-0.2505	-0.5554	-0.1008	0.3686
pH	0.5814	-0.0830	-0.6247	-0.2315	-0.2505	1.0000	-0.0350	0.0334	-0.1861
DO	-0.3493	0.0554	0.3915	-0.4029	-0.5554	-0.0350	1.0000	0.5011	-0.4796
<i>Alum</i>	-0.1373	0.0402	0.3575	0.0806	-0.1008	0.0334	0.5011	1.0000	-0.1861
<i>Iron</i>	0.5053	-0.1987	-0.2094	0.1979	0.3686	-0.1861	-0.4796	-0.1861	1.0000

Table S2c. Correlation matrix between the variables related to the landscape aspects of the streams, all represented as percentage of each specific land use. *%RegForest* is “percentage of forest in regeneration”. Values highlighted in bold have an absolute correlation value higher than 0.5. Variable names highlighted in italic were maintained in the data analysis.

	<i>%Forest</i>	<i>%RegForest</i>	<i>%ExposedSoil</i>	<i>%Urban</i>	<i>%Mining</i>
<i>%Forest</i>	1.0000	-0.9087	0.2617	-0.4327	-0.5103
<i>%RegForest</i>	-0.9087	1.0000	-0.3857	0.1934	0.3317
<i>%ExposedSoil</i>	0.2617	-0.3857	1.0000	-0.1814	-0.1893
<i>%Urban</i>	-0.4327	0.1934	-0.1814	1.0000	-0.1288
<i>%Mining</i>	-0.5103	0.3317	-0.1893	-0.1288	1.0000

Appendix S3. Principal Component Analysis (PCA) results for each variable block (i.e., physical, chemical and landscape) with the description of loadings for each variable, the eigenvalues, broken stick and cumulative explained proportion for each axis of the PCA.

Table S3a. Loadings, eigenvalues, broken-stick and cumulative explained proportion in each axis of the PCA using the variable block of the physical aspects of the streams. *LandInt* is “land use integrity beyond the riparian zone”; *WidInt* is “integrity of the width of the riparian forest”; *CompRipVeg* is “completeness of the riparian zone”; *VegInt* is “integrity of the vegetation in the riparian zone within 10m from the stream”; *RetInt* is “integrity of retention devices”; *SedInt* is “integrity of channel sediments”; *BankInt* is “integrity of bank structure”; *UndInt* is “integrity of bank undercutting”; *BottInt* is “integrity stream bottom”; *RifPools* is “complexity of riffles and pools”; *AquVeg* is “integrity of aquatic vegetation”; and *DetInt* is “detritus integrity”.

	PC1	PC2
LandInt	-0.5122	0.3370
WidInt	-0.2454	-0.2546
CompRipVeg	-0.1574	0.0024
VegInt	-0.3254	-0.2640
RetInt	-0.2961	0.1284
SedInt	-0.3559	0.2596
BankInt	-0.3851	0.2757
UndInt	-0.0479	-0.4801
BottInt	-0.0948	-0.0387
RifPools	-0.1936	-0.3463
AquVeg	-0.3228	-0.4863
DetInt	-0.1763	-0.0599
Eigenvalues	0.6504	0.2189
Broken-stick	0.2684	0.1819
Cumulative proportion	0.6266	0.8375

Table S3b. Loadings, eigenvalues, broken-stick and cumulative explained proportion in each axis of the PCA using the variable block of the chemical aspects of the streams. *BOD* is “biochemical oxygen demand”; *Phos* is “phosphorus”; *NO3-* is “nitrate”; *Amm* is “ammonium”; *DO* is “dissolved oxygen”; and *Alum* is “aluminum”.

	PC1	PC2
Alkalinity	0.4542	0.2221
BOD	-0.1582	-0.0603
Phos	-0.4650	-0.3185
NO3-	-0.0096	-0.4051
Amm	0.2684	-0.3616
pH	0.2379	0.5687
DO	-0.4477	0.3431
Alum	-0.2962	0.1066
Iron	0.3682	-0.3135
Eigenvalues	2.8493	1.9977
Broken-stick	2.8290	1.8290
Cumulative proportion	0.3166	0.5385

Table S3c. Loadings, eigenvalues, broken-stick and cumulative explained proportion in each axis of the PCA using the variable block of the landscape aspects of the streams. *%RegForest* is “percentage of forest in regeneration”.

	PC1	PC2
%Forest	-0.7795	0.4188
%RegForest	0.6084	0.6653
%ExposedSoil	-0.0435	-0.0980
%Urban	0.0792	-0.4798
%Mining	0.1182	-0.3772
Eigenvalues	2234.8106	159.5593
Broken-stick	1177.8179	661.9852
Cumulative proportion	0.8665	0.9284

Appendix S4. Permutational Multivariate Analysis of Dispersion (PERMDISP) results to test for differences in variance between mining and control areas for each block of variables, that is, variables related to the physical, chemical, and landscape aspects of the streams. *Df* is “degrees of freedom”; *Sum Sq* is the “sum of squares”; *Mean Sq* is the “mean squares”; and *N.Perm* is the “number of permutations”.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	N.Perm	P
<i>Physical aspects</i>						
Groups	1	0.2993	0.2993	2.6072	9999	0.1320
Residuals	15	1.7218	0.1148			
<i>Chemical aspects</i>						
Groups	1	0.8930	0.8930	0.8529	9999	0.3750
Residuals	15	15.7050	1.0470			
<i>Landscape aspects</i>						
Groups	1	16	15.97	0.0082	9999	0.9341
Residuals	15	29332	1955.49			

Appendix S5. Results of the Generalized Linear Models (GLM) to search for any influences of the physical, chemical and landscape variables and the habitat integrity index in the species richness and density of periphyton.

Table S5a. Results of the GLM (using the Poisson distribution) to check for the influence of the physical, chemical and landscape variables and the habitat integrity index in the species richness of periphyton. Values highlighted in bold show statistically significant effects of the predictors in the species richness when $\alpha = 0.05$. *VegInt* is “integrity of the vegetation in the riparian zone within 10m from the stream”; *NO3-* is “nitrate”.

	Estimate	Std. Error	Z	P
<i>Physical aspects</i>				
(Intercept)	3.0457	0.1379	22.0920	<2e-16
VegInt	-0.8183	0.2106	-3.8860	0.0001
<i>Habitat integrity index</i>				
(Intercept)	2.5301	0.0690	36.6820	<2e-16
HII	-0.1848	0.0669	-2.7610	0.0058
<i>Chemical aspects</i>				
(Intercept)	2.5262	0.0692	36.5170	<2e-16
NO3-	0.2018	0.0633	3.1870	0.0014
<i>Landscape aspects</i>				
(Intercept)	2.5392	0.0684	37.1050	<2e-16
%ExposedSoil	-0.1308	0.0779	-1.6780	0.0933

Table S5b. Results of the GLM (using the Gaussian distribution) to check for the influence of the physical, chemical and landscape variables and the habitat integrity index in the density of periphyton. Values highlighted in bold show statistically significant effects of the predictors in the species richness when $\alpha = 0.05$. *VegInt* is “integrity of the vegetation in the riparian zone within 10m from the stream”; *BnkInt* is “integrity of bank structure”; *UndInt* is “integrity of bank undercutting”.

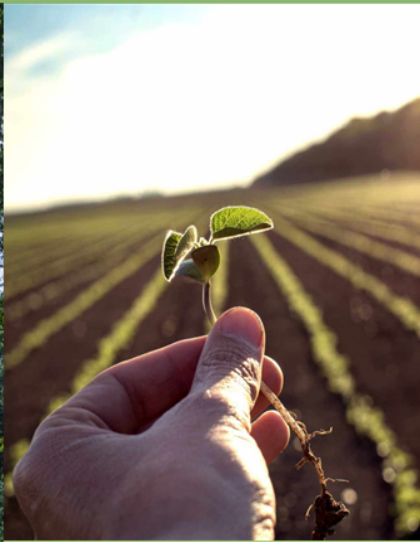
	Estimate	Std. Error	T	P
<i>Physical aspects</i>				
(Intercept)	284544	181197	1.5700	0.1400
VegInt	156422	249576	0.6270	0.5420
BnkInt	-106919	170232	-0.6280	0.5410
UndInt	-191963	259391	-0.7400	0.4720
<i>Habitat integrity index</i>				
(Intercept)	189268	48399	3.9110	0.0014
HII	-20748	49889	-0.4160	0.6834
<i>Chemical aspects</i>				

(Intercept)	189268	42034	4.5030	0.0004
Phosphorus	98000	43328	2.2620	0.0390
<i>Landscape aspects</i>				
(Intercept)	189268	49457	3.8270	0.0021
%Forest	-6816	57795	-0.1180	0.9079
%ExposedSoil	61257	52983	1.1560	0.2684
%Urban	-13392	56722	-0.2360	0.8170

SESSÃO II

Habitat is more important than landscape in the local contribution to the beta diversity of periphytic algae in Amazonian streams

*Habitat é mais importante que paisagem
na contribuição local para diversidade
beta de algas perifíticas em riachos
amazônicos*



Artigo formatado de acordo com as
normas da revista *Freshwater Science*

<https://www.journals.uchicago.edu/journals/fws/prep-gen>

Leandra Palheta

SESSÃO II

Habitat is more important than landscape in local contribution to beta diversity of periphytic algae in Amazonian streams

Resumo

O efeito da mineração pode ir além da destruição das florestas e habitats, e afetar negativamente as espécies sensíveis. Assim, buscamos compreender a influência de mudanças ambientais locais, de usos do solo e da integridade ambiental de riachos amazônicos sobre a contribuição local para a diversidade beta de algas perifíticas. As hipóteses testadas foram: (i) riachos com interferências de mineração apresentam menor diversidade beta (LCBD) que os riachos sem interferência; e (ii) a diversidade beta (LCBD) é relacionada principalmente com variáveis de habitat e à integridade ambiental dos riachos. O estudo foi realizado em um conjunto de riachos com e sem interferência de mineração na bacia de drenagem do rio Pará entre 2018 e 2019. Riachos sem interferência de mineração e com maior integridade ambiental contribuíram com mais espécies singulares para a diversidade total de algas perifíticas, e paisagem não apresentou efeito sobre LCBD. A integridade física do habitat e alumínio demonstraram um efeito positivo sobre LCBD, e as variáveis físico-químicas demanda básica de oxigênio e amônia demonstraram um efeito negativo sobre a contribuição local para a diversidade beta. Por isso, o habitat foi mais importante que a paisagem e usos do solo na estruturação da diversidade beta de algas perifíticas nos riachos amazônicos. Dessa forma, concluímos que a manutenção da biodiversidade por meio das florestas tropicais torna-se importante para a conservação de locais com espécies singulares de algas perifíticas, e conseqüentemente para a manutenção dos processos ecossistêmicos, como a produtividade primária de riachos amazônicos. Nosso estudo pondera informações importantes que contribuem para o entendimento ecológico dos riachos na Amazônia e pode contribuir para melhorar a gestão de áreas sob impacto e interferência de mineração.

Palavras-chave: LCBD, mineração, perifíton, usos do solo.

Abstract

The effect of mining can go beyond the destruction of forests and habitats, and negatively affect sensitive species. Thus, we sought to understand the influence of local environmental changes, land uses and the environmental integrity of Amazonian streams on the local contribution to the beta diversity of periphytic algae. The hypotheses tested were: (i) streams with mining interference have lower beta diversity (LCBD) than streams without interference; and (ii) beta diversity (LCBD) is mainly related to habitat variables and the environmental integrity of the streams. The study was carried out in a set of streams with and without mining interference in the Pará River drainage basin between 2018 and 2019. Streams without mining interference and with greater environmental integrity contributed more unique species to the total diversity of periphytic algae, and landscape had no effect on LCBD. The physical integrity of the habitat and aluminum showed a positive effect on LCBD, and the physicochemical variables basic oxygen demand and ammonia showed a negative effect on the local contribution to beta diversity. Streams without mining interference and with greater environmental integrity contributed more unique species to the total diversity of periphytic algae, and landscape had no effect on LCBD. The physical integrity of the habitat and aluminum showed a positive effect on LCBD, and the physicochemical variables basic oxygen demand and ammonia showed a negative effect on the local contribution to beta diversity. Therefore, habitat was more important than landscape and land use in structuring the beta diversity of periphytic algae in Amazonian streams. We therefore conclude that maintaining biodiversity through tropical forests is important for the conservation of sites with unique species of periphytic algae, and consequently for the maintenance of ecosystem processes, such as the primary productivity of Amazonian streams. Our study provides important information that contributes to the ecological understanding of streams in the Amazon and can help improve the management of areas under mining impact and interference.

Key-words: Land uses, LCBD, mining, periphyton.

66 **Introdução**

67 As mudanças ocorridas pelo desmatamento nas florestas tropicais têm se intensificado graças
68 à expansão de atividades de uso do solo. Compreender como a perturbação induzida pelo homem afeta
69 a biodiversidade e a integridade ecológica dos sistemas terrestres e aquáticos é fundamental para a
70 tomada de decisões que priorizem a conservação (Biggs 1996, Stevenson et al. 1997, Allan 2004). A
71 dinâmica dos ecossistemas possui variação natural (Biggs and Kilroy 2000), mas frequentemente é
72 impulsionada pelas mudanças antrópicas que ocorrem por impactos nos diferentes ecossistemas, tanto
73 terrestres como aquáticos (Ouchi-Melo et al. 2021). Fatores ambientais de ecossistemas terrestres e
74 aquáticos podem ser descritos pela paisagem ao seu entorno em múltiplos usos do solo, tanto em
75 escalas regionais ou locais, influenciando o habitat. Assim, ecossistemas estão frequentemente
76 expostos as mudanças ao longo dessa interface entre paisagem e habitat, o que conseqüentemente
77 causa mudança na diversidade de espécies e altera funções importantes que regulam esses
78 ecossistemas (Baselga 2013).

79 A integridade ambiental é uma forma de verificar a qualidade do habitat, e pode alterar a
80 biodiversidade do ambiente (Sor et al. 2018). Algumas características podem influenciar fortemente a
81 estrutura de habitats como os riachos e afetar a integridade ambiental (ou seja, condições físicas e
82 químicas) (Nessimian et al. 2008). Por exemplo, distúrbios ambientais (naturais e antrópicos)
83 promovem perdas ou ganhos de espécies e, alteram os mecanismos de manutenção da integridade
84 ambiental, como a produtividade primária, e refletem em diferentes respostas nas comunidades
85 biológicas, como as algas perifíticas, que são boas bioindicadoras de mudanças quanto a integridade
86 do ambiente (Bleich et al. 2015). Estudos apontam que riachos com maior integridade geralmente
87 possuem maior número de espécies para as comunidades aquáticas (Algarte et al. 2015, Bleich et al.
88 2015, Dunck et al. 2015). Já habitats menos íntegros apresentam menor variação e disponibilidade de
89 recursos (por exemplo, micro-habitat), ocasionado impacto na biodiversidade desses habitats,
90 podendo gerar uma menor abundância de espécies (Nessimian et al. 2008, Petsch et al. 2017, Schneck
91 et al. 2022).

92 Para entender como a modificação da integridade ambiental e conseqüentemente da
93 heterogeneidade ambiental afetam as comunidades biológicas algumas formas de avaliação da
94 biodiversidade são propostas, porém é importante considerar que esta variação da biodiversidade pode
95 ser alterada de acordo com a escala espacial adotada (Arroyo-Rodríguez et al. 2013). Dentre as
96 diferentes escalas, avaliar a contribuição local para a diversidade beta consiste na variação na
97 composição de espécie entre locais ou no tempo, ou seja, o quanto o conjunto de espécies está variando
98 de uma comunidade para outra (Whitaker, 1960). E essas medidas de diversidade beta têm sido

99 utilizadas para analisar o efeito das mudanças ambientais sobre as comunidades (Hill et al. 2010).
100 Assim, avaliar o impacto das mudanças no uso da terra sobre a diversidade beta pode auxiliar a
101 compreender melhor os processos envolvidos que contribuem para a manutenção da diversidade de
102 espécies nos habitats em escala local à escala de paisagens (Whittaker, 1960). E mais recentemente
103 uma nova métrica para medir a contribuição local para a diversidade beta tem sido utilizada por avaliar
104 as contribuições locais para a diversidade beta (LCBD) (Legendre and Cáceres 2013). Essa medida é
105 relevante para entender os habitats, pois resulta na contribuição de cada local de amostragem em
106 padrões de diversidade beta encontrados em uma região (Schneck et al. 2022), o que torna essa
107 abordagem importante, mostrando a distribuição de espécies que podem ser mais exclusivas ou
108 generalistas/adaptadas. Assim, em particular, pode nos auxiliar a compreender o cenário ecológico da
109 condição do ambiente e das suas comunidades biológicas, identificando se as comunidades são mais
110 homogêneas ou não.

111 Entre as comunidades aquáticas presentes em riachos existem as algas perifíticas. Elas podem
112 ser definidas como uma complexa comunidade de microalgas presente no perifíton, que é uma camada
113 superficial ou biofilme aderido em substratos (Wetzel 2001). Entre os substratos naturais, as
114 macrófitas são importantes para o desenvolvimento do perifíton, pois disponibiliza área para ocorrer
115 a colonização e ainda influenciam na condição nutricional da comunidade, através da liberação de
116 nutrientes (Vadeboncoeur and Steinman 2002). Alguns fatores ambientais como disponibilidade de
117 nutrientes (Ferragut and Bicudo 2012) e disponibilidade de luz (Hill et al. 2009, Tromboni et al. 2019)
118 são importantes estruturantes no funcionamento do perifíton, sendo principais fatores determinantes
119 para respostas como riqueza e densidade. Estudos com a comunidade perifíticas evidenciam que
120 mudanças ambientais ocorridas em riachos podem refletir diretamente em padrões dos componentes
121 da comunidade, como o aumento da riqueza de espécies relacionada a mudança da integridade de
122 habitat (Petsch et al. 2017, Tromboni et al. 2019). No entanto, a relação entre as algas perifíticas e as
123 variações ambientais dos riachos amazônicos ainda precisa ser compreendida, pois estes ecossistemas
124 estão passando por grande influência antrópica nos últimos anos, e as alterações nos usos do solo e
125 retirada da vegetação dossel e mata ripária podem proporcionar o aumento da sedimentação nestes
126 riachos levando a uma redução a integridade do habitat, influenciam as respostas de diferentes táxons
127 (Allan 2004, Miranda dos Santos et al. 2023).

128 Diante do exposto e da importância desses organismos na ecologia trófica de riachos (Dunck
129 et al. 2022), e dos biomas amazônicos (Marques et al. 2021), buscamos compreender a influência de
130 mudanças ambientais locais, de usos do solo e da integridade ambiental sobre a variação da
131 composição dessas comunidades. O objetivo do nosso estudo foi avaliar como áreas de interferência

132 de mineração influenciam na contribuição local para a diversidade beta de comunidades de algas
133 perifíticas em riachos amazônicos. Considerando que o efeito da área mineração pode ir além da
134 destruição das florestas e habitats, e afetar negativamente as espécies sensíveis (Ardente et al. 2016),
135 nossas hipóteses foram: i) Ambientes controle apresentam maior LCBD, ou seja, são ambientes mais
136 singulares em termos de composição de espécies e por isso, contribuem mais para a diversidade beta
137 total;. Esperamos que riachos com uma composição taxonômica mais distinta (singular) ocorreriam
138 nos ambientes controle, enquanto os riachos sob interferência de mineração apresentariam uma
139 composição taxonômica mais similar; e ii) LCBD é mais relacionada com as variáveis de habitat e
140 integridade ambiental, do que com a paisagem. Prevemos que áreas de mineração homogenizam o
141 ambiente, o que consequentemente tornaria a comunidade menos singular e mais homogênea.

142

143 **Materiais e métodos**

144 *Área de estudo*

145 Amostramos 17 riachos na região Norte da Amazônia Oriental, estado do Pará, pertencentes a
146 drenagem do rio Pará, bacia do alto rio Guamá, Município de Barcarena (Fig. 1), entre os períodos de
147 novembro/dezembro - 2018 e fevereiro/maio – 2019. A amostragem considerou um conjunto de
148 riachos subdivido em dois tratamentos: controle, ou seja, fora do Mineroduto, e impacto direto da
149 mineração, ou seja, sob influência do mineroduto. A região apresenta altitude (<400 m), e é
150 caracterizada por apresentar condições climáticas classificada “AFI” segundo a classificação de
151 Köppen, influenciado por períodos chuvosos e secos, apresentando precipitação 2500 á 2800 mm
152 anualmente e temperatura que variam de 28° a 36° (INMET, 2020).

153

154 *Caracterização da área*

155 A área de estudo possui um forte histórico de impactos antropogênicos, influenciada por
156 mudanças ocorridos por diferentes usos do solo, como o desmatamento, urbanização e processo de
157 exploração mineral/industrial. A vegetação marcante é caracterizada como secundária, e com presença
158 de vegetação em áreas alagáveis (várzea) (INMET, 2020). Com o desenvolvimento da região, a
159 urbanização se expandiu e com ela, atividades agrícolas e agropecuárias, além da construção de bacias
160 de rejeito utilizadas pelas atividades de mineração que controlam o carreamento de descarga de
161 insumos em áreas próximas aos cursos de água. Além do desmatamento, grandes modificações foram
162 feitas que podem comprometer a hidrologia ao longo da microbacia do rio Pará em Barcarena, por
163 meio da construção de polo industrial de mineroduto, um intensivo sistema de extração de bauxita
164 associado a afluentes próximos. Classificamos a área de amostragem (Tabela 1), e mensuramos as

165 variáveis físico-químicas, hidro “morfológicas” baseadas nas condições de integridade física do
166 habitat e biológicas.

167 **Tabela 1.** Coordenadas geográficas (Datum: Sirgas, 2000) e localização dos riachos e uso do solo
168 amostrados entre novembro/dezembro de 2018 durante – período de estiagem, e
169 fevereiro/maio de 2019 durante período seca, em Barcarena, Pará.

170

Tratamento	Riachos	UTM Coordenadas	
		Longitude	Latitude
<i>Controle</i>	PC01_1	-1.573.472	-4.870.998
	PC06_1	-1.637.713	-48.669.379
	PC07_1	-1.578.694	-48.692.825
	PC06_2	-1.637.713	-48.669.379
	PC07_2	-1.578.694	-48.692.825
	PC08_2	-1.617.918	-48.698.907
	PC09_2	-1.629.492	-48.694.450
	PM04_1	-1.530.502	-48.712.773
	PM05_1	-1.525.557	-48.705.020
	PM05_3	-1.525.557	-48.705.020
<i>Sob influência do mineroduto</i>	PM01_2	-1.547.735	-48.725.863
	PM02_2	-1.541.942	-48.724.393
	PM05_2	-1.525.557	-48.705.020
	PC05_1	-1.559.770	-48.696.484
	PC03_2	-1.561.019	-48.718.920
	PC03_3	-1.561.019	-48.718.920
	PC05_3	-1.559.770	-48.696.484

171

172 *Amostragem*

173 *Variáveis biológicas*

174 As comunidades de algas perifíticas (algas aderidas às macrófitas) foram amostradas na
175 macrófita *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc. Os pecíolos de *Nymphaea amazonum* foram raspados
176 com lâmina de aço envolta em papel alumínio e jatos de água destilada, e as áreas raspadas foram

177 medidas para serem utilizadas na estimativa da densidade de algas. Os conteúdos raspados foram
 178 transferidos para frascos de vidro, fixados e conservados com solução de solução de Transeau (Bicudo
 179 and Menezes 2006).

180 As algas perifíticas foram quantificadas pelo método de Utermöhl (1958), com microscópio
 181 invertido com aumento de 400x. As contagens foram realizadas em campos aleatórios até atingir pelo
 182 menos 100 indivíduos das espécies mais comuns e até a curva de acumulação de espécies atingir uma
 183 assíntota para cada amostra (Ferragut and Bicudo 2012). A densidade de espécies foi estimada de
 184 acordo com Ros (1979) e os resultados foram expressos pelo número de indivíduos por unidade de
 185 área raspada de substrato (ind. / cm²). Seguimos o sistema de classificação de espécies proposto por
 186 Round (1971). A riqueza foi calculada pelo número de táxons identificados no conjunto de riachos,
 187 por cada tratamento.

188

189 *Variáveis ecológicas*

190 Nos mesmos locais de coletas das algas perifíticas foram mensuradas 15 variáveis
 191 correspondentes ao uso do solo, integridade ambiental, características físico-químicas e quantificação
 192 de metais pesados na água (Tabela 2).

193 **Tabela 2.** Classificação das variáveis dos múltiplos usos do solo da paisagem dos riachos, Município
 194 de Barcarena, localizado na região Norte do Pará.

195

Ambiente	Variáveis
<i>Uso do solo</i>	Mineração (%)
	Urbano (%)
	Solo exposto (%)
	Floresta (%)
	Floresta de regeneração (%)
<i>Índice de Integridade do Habitat</i>	IIH total (%)
<i>Físico e química da água</i>	Alcalinidade (H-CO ₃)
	Demanda básica de oxigênio-
	BOD (mg/L)
	Fósforo (g/cm ³)
	Nitrogênio (g/L)
	Amônia (g/L)

pH (H⁺)
Oxigênio dissolvido (mg/L)
Temperatura (°C)
Condutividade (µS/cm)

Metais pesados

Alumínio (mg/L)
Ferro (mg/L)

196

197 *Usos do solo*

198 Os dados para o cálculo das variáveis de paisagem foram coletados através de imagens de
199 satélite dos pontos amostrados considerando os períodos de amostragem (2018 e 2019). A
200 configuração da paisagem representou diferentes componentes de uso do solo, nos quais são descritos
201 pela classificação em cinco tipos de uso e cobertura do solo: floresta densa, vegetação em
202 regeneração, área urbanizada, área industrializada e solo exposto. A classificação das imagens foi
203 mensurada por imagens obtidas em mosaico do sensor óptico RapidEye Earth Imaging System -REIS
204 disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais -INPE em alta resolução e validada
205 por comparação com imagens TerraClass 2014 (Almeida et al., 2016). A classificação quanto ao uso
206 do solo foi realizada no software PCI Geomatics 2015, utilizando o módulo ATCOR Ground
207 Reflectance (Geomatics, 2013). Esse processamento digital das imagens teve como objetivo fazer uma
208 correção para classificação. Em seguida, através módulo OrtoEngine do PCI Geomatics foi gerado o
209 mosaico REIS.

210 O processamento do mosaico REIS foi realizado quanto à classificação ordenada por objetos
211 e foi usado uma área de influência para obtenção das variáveis da paisagem para os locais. Assim,
212 foram selecionadas medidas de uma coordenada geográfica central determinada em cada ponto
213 amostral, considerado 25 m do trecho. O raio determinante da área de influência foi de 150 m de
214 largura em cada margem, totalizando 300 m (Cunha et al. 2022). As variáveis finais de uso do solo
215 foram representadas pela porcentagem de cada tipo de uso e cobertura do solo dentro do buffer de 300
216 m na área.

217 *Variáveis de Integridade física do habitat – IIIH*

218 Para quantificar o aspecto físico dos riachos, seguimos o protocolo desenvolvido por
219 (Nessimian et al. 2008). Este índice foi baseado no (Protocolo ambiental, Peck et al., 1997), sendo
220 possível avaliar também a eficiência do índice na interpretação de impactos ambientais ao longo dos
221 riachos. O protocolo de Nessimian et al. (2008) mensura 12 características do habitat físico através de

222 uma avaliação visual. Cada uma dessas 12 medições visuais representa uma característica física do
223 habitat: (i) integridade do uso da terra além da zona ribeirinha; (ii) integridade da largura da mata
224 ciliar; (iii) integridade da zona ribeirinha; (iv) integridade da vegetação na zona ribeirinha até 10 m
225 do córrego; (v) integridade dos dispositivos de retenção; (vi) integridade dos sedimentos do canal;
226 (vii) integridade da estrutura do banco; (viii) integridade da área do barranco; (ix) fundo de fluxo de
227 integridade; (x) complexidade de corredeiras e piscinas; (xi) integridade da vegetação aquática; e (xii)
228 integridade dos detritos. Todas essas variáveis foram medidas *in loco*, em que um observador atribuiu
229 uma nota de 1 a 6 para cada um dos parâmetros medidos. Valores mais altos foram atribuídos para
230 riachos em que os parâmetros refletiam um habitat mais preservado (por exemplo, floresta primária
231 além da zona ciliar para o parâmetro (i); margem discreta para o parâmetro (vii); pouca vegetação
232 aquática, composta apenas por algas e musgo para o parâmetro (XI). A descrição detalhada das
233 pontuações para cada uma dessas estimativas visuais pode ser conferida em Nessimian et al. (2008).
234 Após a mensuração das características físicas do habitat, nós normalizamos as variáveis para variar
235 de 0 a 1 e fizemos a média das 12 características normalizadas para formar um único índice final de
236 integridade média de habitat (IIH). Este IIH varia de 0 a 1, em que valores mais próximos de 1 refletem
237 um ambiente mais íntegro, enquanto valores próximos de 0 indicam ambientes com menor integridade
238 ambiental (Nessimian et al., 2008).

239

240 *Variáveis limnológicas*

241 Mensuramos 11 variáveis limnológicas nos riachos. Os parâmetros físico-químicos da água
242 foram medidos usando uma sonda multiparamétrica. As variáveis foram pH, temperatura (°C),
243 condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) e sólidos totais em suspensão
244 (SST), foram medidas *in situ* com auxílio de um medidor portátil, sonda multiparâmetro (Horiba U-
245 50). As amostras de água também foram coletadas em cada riacho (1 L de água) para análises dos
246 parâmetros químicos – alcalinidade (mg/L), demanda bioquímica de oxigênio - DBO5 (mg/L), fósforo
247 total (g/cm^3), nitrato (mg/L), nitrogênio amoniacal (g/L). Todas as análises foram realizadas de acordo
248 com APHA (2017). Os metais pesados mensurados da água foram Alumínio - Al (g/cm^3) e ferro- Fe
249 (g/cm^3) mediante de espectrometria de massa.

250

251 *Diversidade beta e análise de dados*

252 Nós consideramos cada amostra como uma unidade amostral, sendo 7 unidades amostrais de
253 ambiente controle e 10 sob influência da mineração, totalizando 17 unidades amostrais. Buscando

254 visualizar as variáveis ambientais que diferiram entre riachos controle e sob influência da mineração
255 executamos uma Análise de Coordenada Principal (PCA, Legendre and Legendre 2012). As variáveis
256 ambientais representadas (Ou seja, Índice de integridade de habitat “IIH”, usos do solo “urbanização,
257 solo exposto e floresta” e físico-química “alcalinidade, oxigênio dissolvido, pH e alumínio,
258 condutividade, ferro, amônia, nitrogênio”) foram padronizadas e utilizamos como critério de parada
259 os valores de Broken Stick.

260 Para testar nossa hipótese de que haverá diferença na contribuição local para a diversidade beta
261 entre riachos com interferência da mineração e controle, inicialmente calculamos para cada riacho os
262 valores de LCBD, onde estimamos quanto cada local contribuiu para a diversidade beta total. Os
263 valores de LCBD são interpretados da seguinte forma: locais com valores de LCBD mais altos são
264 mais exclusivos em termos de composição de espécies em comparação com outros locais e, portanto,
265 contribuem mais para a diversidade beta total. Para calcular o LCBD usamos uma matriz de distância
266 de dissimilaridade "jaccard" obtida de uma matriz a partir dos dados de densidade das algas perifíticas
267 e utilizamos a função “beta.div” do pacote “adespatial” do programa R (Dray et al. 2022). Em seguida,
268 para testar as diferenças nos valores de LCBD entre os dois tratamentos (controle e sob influência da
269 mineração), utilizamos um teste de T de Student, utilizando como variável resposta os valores de
270 LCBD e como variável preditora os dois tipos de tratamentos: controle e sob influência da mineração.
271 Os pressupostos de normalidade e homogeneidade dos dados foram testados e não detectamos
272 problemas de normalidade e homocedasticidade para realizarmos as análises.

273 Para investigar como o LCBD é influenciado pelas variáveis químicas, físicas e de uso do solo,
274 realizamos regressões lineares sendo os pressupostos de normalidade e homogeneidade testados para
275 cada conjunto de variáveis, e também usando a função ‘lm’ no pacote “adespatial”. As variáveis
276 utilizadas foram selecionadas por modelo de seleção ‘forward selection’ (Wieczorek and Lei 2022).
277 Por fim, criamos gráficos de dispersão usando os valores de LCBD e as variáveis preditoras de
278 ambiente. Todas estas análises e suas representações gráficas foram conduzidas no software R versão
279 4.0.2 e R Studio versão 1.3.1093 (R Core Team, 2020), utilizando os pacotes ‘adespatial’ (Dray et al.
280 2020), ‘MASS’ (Venables and Ripley, 2002), ‘car’(Fox J et al. 2023) e ‘ggplot2’ (Wickham 2011).

281

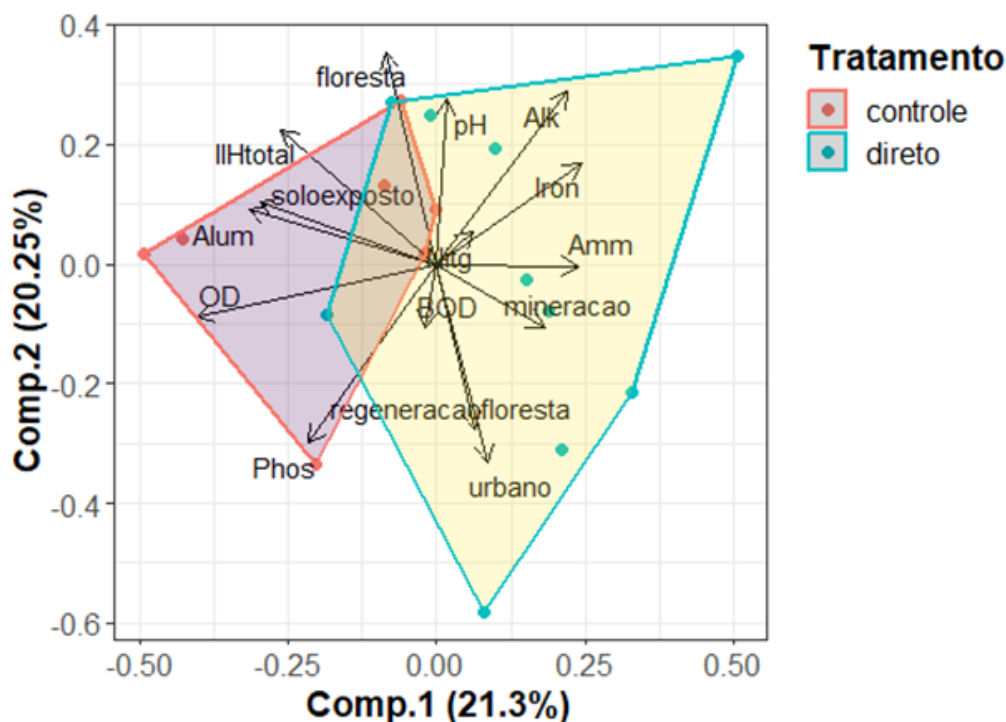
282 **Resultados**

283 *Caracterização da área de estudo*

284 Na análise de componentes principais as variáveis ambientais explicaram 41,55% da variação
285 dos dados (primeiro eixo com 20.25% e 21.30% no segundo eixo). As variáveis que mais contribuíram
286 para o primeiro eixo foram negativamente OD e alumínio, e positivamente ferro e amônia. Já para o
287 segundo eixo as variáveis que mais contribuíram negativamente foram áreas urbanas e fósforo, e
288 positivamente floresta e alcalinidade. Além disso, observamos que os riachos caracterizados como
289 controle e sob influência da mineração apresentaram relação com um conjunto diferente de variáveis
290 ambientais. Para os riachos controles as variáveis que mais tiveram relação foram floresta, Índice de
291 integridade de habitat -IIH, alumínio, oxigênio dissolvido e fósforo, enquanto para os sob influência
292 de mineração foram pH, alcalinidade, ferro, amônia, mineração e regeneração de floresta (apêndice
293 S2, Tabela 5, Fig. 1).

294

295



296

297 **Fig. 1.** Análise de componentes principais realizada entre os riachos (com interferência da mineração
298 (direto) e controle), ordenação com as variáveis de habitat, usos do solo e físico-químico utilizadas
299 para a estimativa de integridade do habitat dos riachos amostrados em Barcarena, Pará, Brasil.

300 *Caracterização da comunidade e Contribuição local para a diversidade beta*

301 Os riachos controles e sob influência de mineração compartilharam 20 espécies, sendo que o
 302 tratamento controle possui 50 espécies exclusivas e no ambiente de mineração este número cai para
 303 27 espécies exclusivas.

304 Os valores de Contribuição Local para a Diversidade Beta (LCBD) oscilaram entre 0,0412 até
 305 0,0770 com média de $0,0577 \pm 0,0130$, entre os quais, 35,29% apresentavam valores significativos
 306 estatisticamente (Tabela. 3). Houve diferença no LCBD entre os riachos controle e sob influência de
 307 mineração ($t = -5.055$; $p < 0,001$; $R^2 = 0.605$ e $Df=15$). Os maiores valores médios de LCBD (ou seja,
 308 uma maior contribuição local para diversidade beta) foram observados em riachos controle (0,071)
 309 em relação aos riachos com interferência de mineração (0,050) (Fig. 2).

310

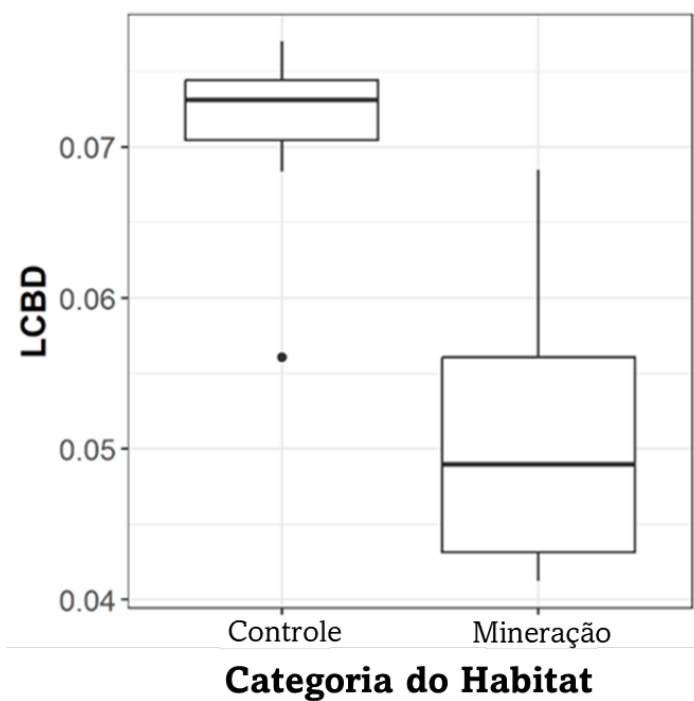
311 **Tabela 3.** Tabela com valores de contribuição Local – LCBD, de riachos controle e interferência de
 312 mineração do Município de Barcarena -Pará. (*) indica os valores de $p \leq 0,05$.

313

Tratamento	Riacho	LCBD	p-valor	p-Adj R ²
<i>Controle</i>	PC01_1	0,074	0,002*	0,03
	PC03_2	0,048	0,001*	0,02
	PC03_3	0,041	0,018*	0,20
	PC05_1	0,069	0,001*	0,02
	PC05_3	0,051	0,750	1,00
	PC06_1	0,073	0,001*	0,02
	PC06_2	0,073	0,001*	0,02
	PC07_1	0,068	1,000	1,00
	PC07_2	0,056	1,000	1,00
	PC08_2	0,077	0,557	1,00
<i>Sob influência do mineroduto</i>	PC09_2	0,075	0,977	1,00
	PM01_2	0,050	0,501	1,00
	PM02_2	0,059	1,000	1,00
	PM04_1	0,041	0,015*	0,18
	PM05_1	0,045	0,997	1,00
	PM05_2	0,043	1,000	1,00
	PM05_3	0,058	0,963	1,00

Média	0,06
DP	0,01

314



315

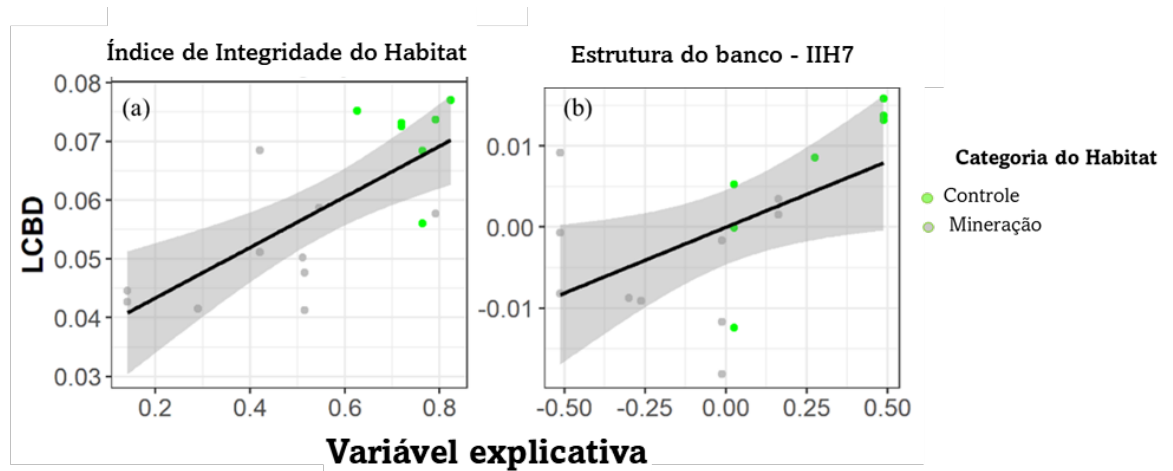
316 **Fig. 2.** Boxplot representando a Contribuição local da diversidade beta (LCBD) nos riachos controle
 317 e com interferência da mineração.

318

319 *Efeito do uso do solo e integridade ambiental sobre o LCBD*

320 As variáveis do uso do solo da escala de paisagem (ou seja, urbanização, solo exposto e
 321 floresta) não tiveram efeito sobre a contribuição local para a diversidade beta dos riachos ($p > 0.05$).
 322 Considerado os valores de integridade, o LCBD respondeu positivamente ao índice de integridade de
 323 habitat – IIH total ($R^2 = 0.53$; $p = 0.009$ e $b = 0.043$, Fig. 3a). De forma similar, a variável estrutura do
 324 banco (IIH7) foi determinante na variação para o índice de LCBD das algas perifíticas, gerando um
 325 efeito positivo ($R^2 = 0.531$; $p < 0.005$ e $b = 0.043$, Fig. 3, b).

326



327

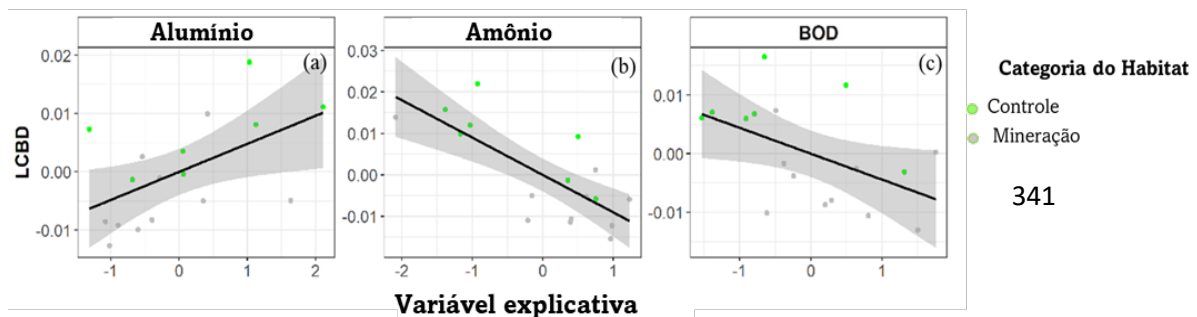
328 **Fig. 3.** Gráficos de dispersão representando a variação nas características físicas, (a) Habitat Integrity
 329 Index, (b) estrutura do banco (IIH7), de riachos preservados (pontos verdes) e de mineração (pontos
 330 cinzas). A linha preta indica a direção das associações, enquanto a nuvem cinza indica o intervalo de
 331 confiança da associação. Os valores no eixo dos gráficos representam os valores brutos das variáveis
 332 explicativas e de resposta (a) e (b) os valores parciais.

333

334 *Efeito das variáveis químicas sobre o LCBD*

335 As variáveis químicas dos riachos como a demanda biológica de oxigênio (BDO), amônia e
 336 o alumínio tiveram relação com a contribuição local do índice LCBD ($Adj-R^2 = 0.676$; $p = 0.001$),
 337 onde a amônia e BDO tiveram um efeito negativo ($b = -0.009$; $p = 0.0009$, $b = -0.004$; $p = 0.005$)
 338 sobre a contribuição local para a diversidade beta dos riachos, enquanto a concentração de alumínio
 339 teve um efeito positivo ($b = 0.004$; $p = 0.037$) (Fig. 4 a, b, c).

340



343

344

345 **Fig. 4.** Gráficos de dispersão representando os efeitos das variáveis (a) aluminium; (b) Ammonium e
346 (c) Demanda biológica de oxigênio químicas e sobre a Contribuição Local (ou seja, LCBD). Os pontos
347 verdes representam amostras de riachos preservados, enquanto os pontos cinzas são riachos na área
348 de mineração. A linha preta indica a direção das associações, enquanto a nuvem cinza indica o
349 intervalo de confiança. Os valores no eixo dos gráficos representam os valores brutos das variáveis
350 explicativas e de resposta.

351

352 **Discussão**

353 *Sumarização e diferenças entre riachos com interferência da mineração e controle*

354 Nossos resultados indicaram que existe uma maior contribuição local– LCBD de algas
355 perifíticas nos riachos controle quando comparado aos riachos com interferência da mineração, e que
356 as áreas de mineração reduziram a contribuição local para a diversidade beta (LCBD) do perifiton,
357 corroborando a nossa hipótese. Ao avaliarmos área com baixa intensidade de ações antrópicas e áreas
358 impactadas por mineração, descobrimos que os habitats com maior integridade ambiental
359 contribuíram com mais espécies singulares para a diversidade total de algas perifíticas. No entanto, as
360 variáveis da paisagem como os múltiplos usos que usamos em nosso modelo estatístico não tiveram
361 efeito sobre LCBD, incluindo o uso do solo por mineração. Já a integridade física do habitat teve um
362 efeito positivo na diversidade local - LCBD, junto com algumas características, como IIIH – Estrutura
363 do banco, e as variáveis físico-químicas DBO e amônia tiveram um efeito negativo, enquanto que o
364 alumínio teve efeito positivo sobre LCBD. Dessa forma, nossos resultados demonstraram associações
365 positivas da contribuição local para a diversidade beta com as características físicas e limnológicas
366 dos habitats, e revelamos que os habitats preservados com maior banco de substratos são capazes de
367 contribuir positivamente para o aumento da contribuição local para a diversidade beta de algas
368 perifíticas em riachos amazônicos. Nosso estudo pondera informações importantes que contribuem
369 para o entendimento ecológico dos riachos na Amazônia e pode contribuir para melhorar a gestão de
370 áreas sob impacto de mineração.

371 Variáveis locais (físico-químicas) e espaciais (uso do solo, porcentagem de florestas) podem
372 contribuir significativamente com os padrões de distribuição das comunidades de riachos (Zhou et al.
373 2020). Considerando os baixos valores de espécies exclusivas das áreas com interferência da
374 mineração, em relação às áreas preservadas, podemos afirmar que as áreas com interferência da
375 mineração têm poder de exclusão de espécies de algas perifíticas. Estudos tem demonstrado que os
376 impactos em riachos por meio de atividades antropogênicas, por exemplo, a mineração, o

377 desmatamento, entre outros estressores ambientais têm alto poder de destruição de habitats (Miranda
378 dos Santos et al. 2023), reduzem a disponibilidade de recursos para as comunidades aquáticas e
379 refletem em mudanças nas comunidades periféricas alcançando baixos de nível de diversidade nestes
380 locais (Allan 2004, Dunck et al. 2015). E que riachos preservados apresentam maior variação nas
381 condições físicas (ou seja, fluxo de água e composição do substrato) (Heino et al. 2013), o que pode
382 favorecer maior contribuição local para a diversidade beta. Vários fatores, por exemplo, maior
383 heterogeneidade e integridade ambiental, podem favorecer os riachos preservados a serem mais únicos
384 na contribuição local da diversidade beta. Os riachos podem ser particularmente sensíveis ao
385 desmatamento, em função de alguns impactos, como à remoção da vegetação ripária e, portanto,
386 apresentar maior risco de ocorrer uma homogeneização ambiental. Essa variação pode ocorrer tanto
387 nas condições limnológicas, quanto nas características físicas, e na morfologia dos riachos (Tromboni
388 et al. 2019). Por exemplo, estudos demonstraram que a demanda básica de oxigênio e temperatura
389 variam em riachos maiores e com a margem do canal degradado, enquanto em riachos menores, ocorre
390 variação do fluxo, largura e profundidade que podem afetar diretamente também nos fatores físico-
391 químicos locais (Kiffney et al. 2003).

392 Ambientes de mineração apresentaram predomínio de espécies do gênero *Eunotia* sp.,
393 demonstrando ser um táxon capaz de sobreviver nestes riachos. Este gênero geralmente é encontrado
394 em ambientes com baixa transparência da água e baixos teores de nitrogênio (Algarte et al. 2016,
395 Faustino et al. 2016), e em rios impactados por barragens (Adame et al. 2018, Lorena et al. 2021,
396 Zorzal-Almeida et al. 2021), condições similares aos ambientes que amostramos. Nossas descobertas
397 sugerem que a proteção das áreas de riachos pode ser uma maneira eficiente de minimizar as perdas
398 da biodiversidade, particularmente diante das mudanças de habitat.

399 *Efeito do uso do solo e integridade ambiental sobre o LCBD*

400 Não encontramos efeito da paisagem como os múltiplos usos do solo sobre LCBD, o que
401 divergiu com resultados encontrados na escola de habitat para o LCDB na composição de espécies. Já
402 integridade física do habitat teve um efeito positivo na diversidade local (LCBD), junto com a variável
403 estrutura do banco (IIH7), que avalia a integridade da área do barranco relacionado à margem do
404 riacho. Nossos resultados corroboram com o padrão que esperávamos em relação ao efeito da
405 integridade na contribuição local para a contribuição local para a diversidade beta (LCBD). O LCBD
406 apresentou relações significativas com a integridade de habitat e a estrutura do banco (IIH7), que é
407 uma variável importante para estruturação das comunidades biológicas, pois fornece uma maior
408 disponibilidade de matéria orgânica local em riachos (Stevenson et al, 1996). A presença de matéria

409 orgânica no riacho favorece o aumento de nutrientes (e.g. amônia) e isto reflete positivamente na
410 comunidade de algas perifíticas (Niederlehner and Cairns 1990, Stevenson et al. 1996). Diante dos
411 nossos resultados, evidenciamos que impactos antropogênicos, como intensificação da perda de
412 habitat e características físicas locais dos riachos foram mais importantes que a paisagem na
413 estruturação das comunidades de algas perifíticas, levando a uma composição taxonômica
414 homogênea.

415 *Efeito das variáveis físico-químicas sobre o LCBD*

416 Observamos em nossos resultados uma relação positiva entre os valores de alumínio dos
417 riachos e os valores de LCBD. Em riachos amazônicos pode ser encontrado alumínio de forma natural
418 ou induzida (Miranda dos Santos et al. 2023). A dinâmica do alumínio em riachos pode ser detectada
419 a longo ou curto prazo nas comunidades aquáticas, seja por sua toxicidade sendo um elemento químico
420 não essencial causado por atividades antropogênicas, (por exemplo, intensificação de extração de
421 bauxita para refinamento de alumina), e/ou por sua biodisponibilidade (Hagvall et al, 2015). Algumas
422 algas, como diatomáceas e cianobactérias filamentosas, não utilizam o alumínio para o
423 desenvolvimento fisiológico, e, portanto, isso pode comprometer a diversidade de algas presente em
424 locais onde esse componente químico é encontrado em grandes concentrações (Stevenson et al, 1997).
425 Entretanto alguns grupos de algas são mais resistentes a essa variável química, pois possuem a
426 capacidade metabólica de absorver a toxicidade do metal (Stevenson et al. 1997) explicando os
427 resultados que encontramos em que o alumínio se encontra positivamente correlacionado com LCBD.

428 Estudos com outros grupos biológicos demonstraram um efeito negativo do alumínio em
429 comunidades aquáticas de riachos, como na diversidade e abundância de peixes em locais com alto
430 teor de alumínio (Zdasiuk et al. 2022), o que evidencia que o alumínio afeta de forma diferente alguns
431 táxons. É evidente que o alumínio em sua diversificação se torna uma preocupação ambiental, uma
432 vez que tem sido demonstrado que as concentrações elevadas de formas solúveis desse metal têm
433 efeitos negativos no crescimento de plantas e efeitos tóxicos em peixes de riachos (Hagvall et al. 2015,
434 Aswir and Misbah 2018), além das algas que são afetadas negativamente quanto expostas a alta
435 concentrações (Claesson 1988, Stevenson et al. 1997). Porém, estudos sobre o efeito do alumínio
436 sobre o plâncton e algas, especificamente sobre as algas perifíticas em riachos amazônicos são
437 necessários, e alguns existentes demonstram que este metal pode alterar pos padrões dessas
438 comunidades perifíticas, levando ao aumento da densidade e variação da riqueza de espécies
439 (Lindemann et al. 1990, Gebara et al. 2020), e até mesmo mudanças na fisiologia (i.g, decomposição
440 celular) por bioacumulação do alumínio, quando expostas a altas concentrações combinadas a outras
441 variações limnológicas. Embora nossos resultados demonstrem maior contribuição local para a

442 diversidade beta associada a maiores valores de alumínio, percebemos que esses riachos também
443 apresentam maior integridade e assim, mais matéria orgânica natural. Essas variações físico-química
444 presentes em riachos podem resultar em diferentes padrões ecológicos para as algas perifíticas, pois
445 o alumínio dissolvido pode ser encontrado em fluxo de água doce como ocorre em riachos tropicais
446 (Miranda dos Santos et al. 2023), geralmente em concentrações mais baixas. Porém, uma série de
447 fatores limnológicas pode fazer com que a composição química do alumínio tenha maiores variações.

448 Essa relação se justifica no ambiente, pois a matéria orgânica natural pode formar fortes
449 complexos com alumínio, e é abundante na maioria solos e riachos (Ferro-Vázquez et al. 2014). A
450 relação alumínio e habitat foi fortemente evidenciada em nossos resultados de LCBD, o que justifica
451 a biodisponibilidade do alumínio em ambientes mais íntegros e singular.

452 Maiores concentração de amônia no ambiente diminuiram a contribuição local para a
453 diversidade beta de algas perifíticas. Este resultado, contradiz alguns estudos encontrados na literatura
454 que mostram que a amônia é um substrato importante para proliferação de algas (Cairns et al. 1990,
455 Stevenson et al. 1996). No entanto, acreditamos que isso pode ter ocorrido devido a ocorrências de
456 grupos mais resistentes a esses afeitos, como as diatomáceas. Contrariamente em nosso estudo, a
457 amônia e demanda básica de oxigênio selecionaram espécies mais resistentes (em nossos resultados,
458 o grupo de algas perifíticas que mais predominou foram as diatomáceas), correlacionadas
459 negativamente em concentrações maiores dessas variáveis nos riachos. Com isso, ambientes
460 preservados tendem a apresentar maior variação ambiental e essa característica faz com que haja uma
461 diferença na composição e por isso temos maior contribuição desses locais preservados. Estudos
462 anteriores descobriram que os valores de LCBD são geralmente correlacionados negativamente com
463 a riqueza de espécies entre os locais (Heino and Grönroos 2017, Vilmi et al. 2017). Esse efeito
464 negativo da amônia sugere um *trade-off* entre a diversidade de espécies e ambiente a ser considerada
465 no planejamento da conservação, o que significa que as comunidades com poucas espécies
466 provavelmente fazem grandes contribuições para a contribuição local para a diversidade beta.

467

468 **Conclusão**

469 Foi possível observar que ambientes com maior integridade de habitat apresentaram maior
470 contribuição local para diversidade beta de espécies singulares de algas perifíticas. Também
471 identificamos que o LCBD foi altamente relacionado com uma variável-chave da integridade de
472 habitat, a estrutura do banco (IIH7) e com as variáveis limnológicas amônia e fósforo, e por isso o
473 habitat foi mais importante que a paisagem e usos do solo na estruturação da contribuição local para

474 a diversidade beta de algas perifíticas nos riachos amazônicos. Dessa forma, concluímos que a
475 manutenção da biodiversidade por meio das florestas tropicais torna-se importante para a conservação
476 de locais com espécies singulares de algas perifíticas, e conseqüentemente para a manutenção dos
477 processos ecossistêmicos, como a produtividade primária nestes ambientes.

478

479 **Referências**

480

481 Adame, K. L., B. Dunck, and L. C. Rodrigues. 2018. Periphytic algal community in lentic
482 environments of the Upper Paraná River floodplain: seasonal and spatial variation. *Acta*
483 *Limnologica Brasiliensia* 30.

484 Adame, K. L., L. Colares, L. Rodrigues, and B. Dunck. 2021. Dispersal increases beta diversity in
485 periphytic algae communities of subtropical floodplain lakes. *Revista Brasileira de Botânica*
486 44:273–285.

487 Albuquerque, L. G., F. de Oliveira Roque, F. Valente-Neto, R. Koroiva, D. F. Buss, D. F. Baptista, L.
488 U. Hepp, M. L. Kuhlmann, S. Sundar, A. P. Covich, and J. O. P. Pinto. 2021. Large-scale
489 prediction of tropical stream water quality using Rough Sets Theory. *Ecological Informatics* 61.

490 Algarte, V. M., B. Dunck, A. Bichoff, and L. Rodrigues. 2015. First record of pithophora oedogonia
491 (Montagne) wittrock (pithophoraceae) in the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Check List*
492 11:11–14.

493 Algarte, V. M., B. Dunck, J. A. Leandrini, and L. Rodrigues. 2016. Periphytic diatom ecological guilds
494 in floodplain: Ten years after dam. *Ecological Indicators* 69:407–414.

495 Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems.
496 *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:257–284.

497 Almeida, C. A. de, A. C. Coutinho, J. C. dalla M. Esquerdo, M. Adami, A. Venturieri, C. G. Diniz,
498 N. Dessay, L. Durieux, and A. R. Gomes. 2016. High spatial resolution land use and land cover
499 mapping of the Brazilian legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta*
500 *Amazonica* 46:291–302.

501 APHA (2017). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 22st edn. (Ed. W.E.F.
502 American Public Health Association, American Water Works Association), Washington, DC.

503 Ardente, N. C., Á. C. Ferreguetti, D. Gettinger, P. Leal, A. C. Mendes-Oliveira, F. Martins-Hatano,
504 and H. G. Bergallo. 2016. Diversity and impacts of mining on the non-volant small mammal
505 communities of two vegetation types in the brazilian amazon. *PLoS ONE* 11:1–16.

506 Arroyo-Rodríguez, V., M. Rös, F. Escobar, F. P. L. Melo, B. A. Santos, M. Tabarelli, and R. Chazdon.
507 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: Testing floristic homogenization and
508 differentiation hypotheses. *Journal of Ecology* 101:1449–1458.

509 Baselga, A. 2013. *Methods Ecol Evol - 2013 - Baselga - Separating the two components of abundance-*
510 *based dissimilarity balanced changes in.pdf.*

511 Biggs, B. J. F. 1996. Patterns in Benthic Algae of Streams. *Algal Ecology* 31–56.

512 Biggs, B. J. F., and C. Kilroy. 2000. *Monitoring Manual Stream Periphyton. Network.*

513 Bleich, M. E., M. T. F. Piedade, A. F. Mortati, and T. André. 2015. Autochthonous primary production

- 514 in southern Amazon headwater streams: Novel indicators of altered environmental integrity.
515 *Ecological Indicators* 53:154–161.
- 516 Bleich, M. E., M. T. F. Piedade, A. F. Mortati, and T. André. 2015. Autochthonous primary production
517 in southern Amazon headwater streams: Novel indicators of altered environmental integrity.
518 *Ecological Indicators* 53:154–161.
- 519 Cairns, J., B. R. Niederlehner, and J. R. Pratt. 1990. Evaluation of joint toxicity of chlorine and
520 ammonia to aquatic communities. *Aquatic Toxicology* 16:87–100.
- 521 Castro Solar, R. R., J. Barlow, J. Ferreira, E. Berenguer, A. C. Lees, J. R. Thomson, J. Louzada, M.
522 Maués, N. G. Moura, V. H. F. Oliveira, J. C. M. Chaul, J. H. Schoereder, I. C. G. Vieira, R. Mac
523 Nally, and T. A. Gardner. 2015. How pervasive is biotic homogenization in human-modified
524 tropical forest landscapes? *Ecology Letters* 18:1108–1118.
- 525 Claesson, A., 1988. THE TOXICITY OF ALUMINIUM TO TWO ACIDO-TOLERANT GREEN
526 ALGAE. *Water Resources Research* 22: 977–983.
- 527 Cunha, E. J., G. M. Cruz, A. P. J. Faria, J. N. De Oliveira, and L. Juen. 2022. Urban development and
528 industrialization impacts on semiaquatic bugs diversity: A case study in eastern Amazonian
529 streams. *Water Biology and Security*.
- 530 Dunck, B., E. Lima-Fernandes, F. Cássio, A. Cunha, L. Rodrigues, and C. Pascoal. 2015. Responses
531 of primary production, leaf litter decomposition and associated communities to stream
532 eutrophication. *Environmental Pollution* 202:32–40.
- 533 Dunck, B., L. F. Colares, L. Rodrigues, F. Cássio, and C. Pascoal. 2022. Functional Diversity and
534 Primary Production Predict Future Patterns of Periphyton Productivity after Species Extinction.
535 *Hydrobiology* 1:483–502.
- 536 Faustino, S. B., L. Fontana, E. C. R. Bartozek, C. E. de M. Bicudo, and D. de C. Bicudo. 2016.
537 Composition and distribution of diatom assemblages from core and surface sediments of a water
538 supply reservoir in Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 16.
- 539 Ferragut, C., and D. de C. Bicudo. 2012. Effect of N and P enrichment on periphytic algal community
540 succession in a tropical oligotrophic reservoir. *Limnology* 13:131–141.
- 541 Ferro-Vázquez, C., J. C. Nóvoa-Muñoz, M. Costa-Casais, J. Klaminder, and A. Martínez-Cortizas.
542 2014. Metal and organic matter immobilization in temperate podzols: A high resolution study.
543 *Geoderma* 217–218:225–234.
- 544 Fox J, S. W, B. P, and Et al. 2023. Car: Companion to Applied Regression. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=car)
545 [project.org/package=car](https://CRAN.R-project.org/package=car) 58:7250–7257.
- 546 Gebara, R. C., L. de O. G. Alho, G. S. Rocha, A. da S. Mansano, and M. da G. G. Melão. 2020. Zinc
547 and aluminum mixtures have synergic effects to the algae *Raphidocelis subcapitata* at
548 environmental concentrations. *Chemosphere* 242:125231.
- 549 Geomatics, P.C.I. 2013. OrthoEngine User Guide. Richmond Hill, Ontario, Canada.
- 550 Geomatics, P.C.I. 2013. OrthoEngine User Guide. Richmond Hill, Ontario, Canada.
- 551 Hagvall, K., P. Persson, and T. Karlsson. 2015. Speciation of aluminum in soils and stream waters:
552 The importance of organic matter. *Chemical Geology* 417:32–43.
- 553 Heino, J., and M. Grönroos. 2017. Exploring species and site contributions to beta diversity in stream
554 insect assemblages. *Oecologia* 183:151–160.
- 555 Hill, W. R., M. G. Ryon, J. G. Smith, S. M. Adams, H. L. Boston, A. J. Stewart, J. N. Murdock, F. D.
556 Shields, R. E. Lizotte, E. C. R. Bartozek, R. W. Lambrecht, S. Zorzal-Almeida, M. R. Auricchio,

- 557 and C. K. Peres. 2010. Periphyton responses to nutrient and atrazine mixtures introduced through
558 agricultural runoff. *Hydrobiologia* 849:3031–3039.
- 559 Hill, W. R., S. E. Fanta, and B. J. Roberts. 2009. Quantifying phosphorus and light effects in stream
560 algae. *Limnology and Oceanography* 54:368–380.
- 561 Kiffney, P. M., J. S. Richardson, and J. P. Bull. 2003. Responses of periphyton and insects to
562 experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of Applied
563 Ecology* 40:1060–1076.
- 564 Legendre, P., and L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology-Developments in Environmental Modelling*.
565 Elsevier Science BV, Amsterdam, Amsterdam.
- 566 Legendre, P., and L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology-Developments in Environmental Modelling*.
567 Elsevier Science BV, Amsterdam, Amsterdam.
- 568 Legendre, P., and M. De Cáceres. 2013. IDEA AND Beta diversity as the variance of community
569 data : dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* (8):951–53.
- 570 Lindemann, J., E. Holtkamp, and R. Herrmann. 1990. The impact of aluminium on green algae
571 isolated from two hydrochemically different headwater streams, Bavaria, Germany.
572 *Environmental Pollution* 67:61–77.
- 573 Lopes, P. M., L. M. Bini, S. A. J. Declerck, V. F. Farjalla, L. C. G. Vieira, C. C. Bonecker, F. A.
574 Lansac-Toha, F. A. Esteves, and R. L. Bozelli. 2014. Correlates of zooplankton beta diversity in
575 tropical lake systems. *PLoS ONE* 9:167–177.
- 576 Marques, N. C. S., K. J. Jankowski, M. N. Macedo, L. Juen, A. Luiza-Andrade, and L. A. Deegan.
577 2021. Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in
578 lowland Amazonian streams. *Hydrobiologia* 848:3503–3520.
- 579 Miranda dos Santos, C. C., A. Rodrigues Nauar, J. Azevedo Ferreira, C. da Silva Montes, F. Rovasi
580 Adolfo, G. Leal, G. Moraes Reis, J. Lapinsky, L. Machado de Carvalho, and L. L. Amado. 2023.
581 Multiple anthropogenic influences in the Pará River (Amazonia, Brazil): A spatial-temporal
582 ecotoxicological monitoring in abiotic and biotic compartments. *Chemosphere* 323.
- 583 Miranda dos Santos, C. C., A. Rodrigues Nauar, J. Azevedo Ferreira, C. da Silva Montes, F. Rovasi
584 Adolfo, G. Leal, G. Moraes Reis, J. Lapinsky, L. Machado de Carvalho, and L. L. Amado. 2023.
585 Multiple anthropogenic influences in the Pará River (Amazonia, Brazil): A spatial-temporal
586 ecotoxicological monitoring in abiotic and biotic compartments. *Chemosphere* 323.
- 587 Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. De Marco, M. Gordo, L. Fidelis, J. D’arc Batista,
588 and L. Juen. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central
589 Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117–131.
- 590 Niederlehner, B. R., and J. Cairns. 1990. Effects of ammonia on periphytic communities.
591 *Environmental Pollution* 66:207–221.
- 592 Olden, J. D., and N. L. R. Poff. 2003. Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic
593 Homogenization. *American Naturalist* 162:442–460.
- 594 Ouchi-Melo, L. S., B. do Amaral, D. A. Tavares, E. C. R. Bartozek, J. E. de Souza, L. H. G. Pereira,
595 M. R. Auricchio, M. X. da Silva, N. P. Toyama, P. H. Nunes, R. W. Lambrecht, and C. K. Peres.
596 2021. Brazilian vs. Paraguayan streams: Differences in water quality in a cross-border
597 subtropical region. *Limnologia* 90:125904.
- 598 Petsch, D. K. 2016. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems.
599 *International Review of Hydrobiology* 101:113–122.

- 600 Petsch, D. K., F. Schneck, and A. S. Melo. 2017. Substratum simplification reduces beta diversity of
601 stream algal communities. *Freshwater Biology* 62:205–213.
- 602 Pillsbury, R. W., and R. L. Lowe. 1999. The response of benthic algae to manipulations of light in
603 four acidic lakes in northern Michigan. *Hydrobiologia* 394:69–81.
- 604 Quiroz-Vázquez, P., D. C. Sigee, and K. N. White. 2010. Bioavailability and toxicity of aluminium in
605 a model planktonic food chain (*Chlamydomonas*-*Daphnia*) at neutral pH. *Limnologia* 40:269–
606 277.
- 607 Ripley, B., Venables, B., Bates, D.M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., Ripley, M.B., 2002.
608 Package ‘MASS’. <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/index.html>.
- 609 Ros, J., 1979. *Prácticas de ecología* Editorial Omega.
- 610 Round, F. E. 1971. *The biology of algae*. Edward Arnold (Publishers) Ltd.
- 611 Schneck, F., L. M. Bini, A. S. Melo, D. K. Petsch, V. S. Saito, S. Wengrat, and T. Siqueira. 2022.
612 Catchment scale deforestation increases the uniqueness of subtropical stream communities.
613 *Oecologia* 199:671–683.
- 614 Silva, P. G., M. Hernández, I. Medina, and J. Heino. 2018. Disentangling the correlates of species and
615 site contributions to beta diversity in dung beetle assemblages. *Diversity and Distributions*
616 24:1674–1686.
- 617 Sor, R., P. Legendre, and S. Lek. 2018. Uniqueness of sampling site contributions to the total variance
618 of macroinvertebrate communities in the Lower Mekong Basin. *Ecological Indicators* 84:425–
619 432.
- 620 Stevenson, R. J., M. L. Bothwell, R. L. Lowe, and J. H. Thorp. 1996. *Algal ecology: Freshwater
621 benthic ecosystem*. (A. Press., Ed.).
- 622 Stevenson, R. J., M. L. Bothwell, R. L. Lowe, and J. H. Thorp. 1997. *Algal Ecology: Freshwater
623 Benthic Systems*. *Phycologia* 36:331–332.
- 624 Tromboni, F., C. Lourenço-Amorim, V. Neres-Lima, S. A. Thomas, M. Silva-Araújo, R. Feijó-Lima,
625 E. F. Silva-Júnior, T. Heatherly, T. P. Moulton, and E. Zandonà. 2019. Conversion of tropical
626 forests to agriculture alters the accrual, stoichiometry, nutrient limitation, and taxonomic
627 composition of stream periphyton. *International Review of Hydrobiology* 104:116–126.
- 628 Vadeboncoeur, Y., and A. D. Steinman. 2002. Periphyton function in lake ecosystems.
629 *TheScientificWorldJournal* 2:1449–1468.
- 630 Vilmi, A., S. M. Karjalainen, and J. Heino. 2017. Ecological uniqueness of stream and lake diatom
631 communities shows different macroecological patterns. *Diversity and Distributions* 23:1042–
632 1053.
- 633 Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. *Journal of Phycology* 37:1006.
- 634 Wickham, H. 2011. *Ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*.
- 635 Wieczorek, J., and J. Lei. 2022. Model selection properties of forward selection and sequential cross-
636 validation for high-dimensional regression. *Canadian Journal of Statistics* 50:454–470.
- 637 Zdasiuk, B. J., C. Y. Chen, S. D. McCormick, K. H. Nislow, J. G. Singley, and J. T. Kelly. 2022.
638 Evaluating acid-aluminum stress in streams of the Northeastern U.S. at watershed, fish
639 community and physiological scales. *Ecological Indicators* 144:109480.
- 640 Zhou, S., N. Wu, M. Zhanga, W. Peng, F. He, K. Guo, S. Yan, Y. Zou, and X. Qu. 2020. Local
641 environmental, geo-climatic and spatial factors interact to drive community distributions and

642 diversity patterns of stream benthic algae, macroinvertebrates and fishes in a large basin,
643 Northeast China. *Ecological Indicators* 117.

644 Zorzal-Almeida, S., E. C. R. Bartozek, and D. C. Bicudo. 2021. Homogenization of diatom
645 assemblages is driven by eutrophication in tropical reservoirs. *Environmental Pollution*
646 288:117778.

647

648

649

650

651

652

653

654

655

656

657

658

659

660

661

662

663

664

665

666

667

668

669

670

671

672

673

Habitat is more important than landscape in the beta diversity of periphytic algae in

674

Amazonian streams

675

Supplementary Material

676

Apêndice S1, Tabela 1 - Composição de espécie de algas perifíticas e suas densidades totais entre os

677

riachos amostrados. Tratamentos: Controle (sem interferência) e direto (com interferência de

678

mineração).

<i>Espécie</i>	<i>Controle</i>	<i>Direto</i>	<i>Densidade Total</i>
<i>Achnanthes</i> sp.1	0	4262,49	4262,49
<i>Achnanthidium minutissimum</i>	0	35495,02	35495,02
<i>Actinella</i> sp.1	0	497,9482894	497,9482894
<i>Actinella</i> aff. <i>brasiliensis</i>	33092,65	0	33092,65
<i>Actinella</i> sp.1	0	13023,6023	13023,6023
<i>Actinella</i> sp.2	44123,53	0	44123,53
<i>Actinella</i> sp.3	19855,59	0	19855,59
<i>Actinella</i> sp.4	0	19855,59	19855,59
<i>Aphanocapsa</i> aff. <i>conferta</i>	132370,58	215255,88	347626,46
<i>Aphanocapsa</i> sp.	0	193513,19	193513,19
<i>Aphanocapsa</i> sp.1	0	32462,32	32462,32
<i>Aphanothece clathrata</i>	92659,41	0	92659,41
<i>Aulacoseira granulata</i> var. 1	0	350,1078325	350,1078325
<i>Aulacoseira granulata</i> var. 2	0	93,9832242	93,9832242
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	0	4262,49	4262,49
<i>Bulbochaete</i> sp.1	2206,18	0	2206,18
<i>Chlorella</i> aff. <i>vulgaris</i>	0	4727,52	4727,52
<i>Chlorophyceae</i> sp.	330926,47	83834,71	414761,18
<i>Closterium</i> sp.1	0	6654,827815	6654,827815
<i>Colacium</i> sp.1	0	15758,4	15758,4
<i>Cosmarium pseudoconnatum</i>	0	4826,264329	4826,264329
<i>Cosmarium</i> sp.1	36,33306799	4727,52	4763,853068
<i>Cosmarium</i> sp.2	0	160,5043223	160,5043223
<i>Cosmarium</i> sp.3	0	87,86695385	87,86695385
<i>Cyanophyceae</i> sp.1	5449,433892	4730,50875	10179,94264
<i>Cyanophyceae</i> sp.2	0	26,50675912	26,50675912
<i>Cyanophyceae</i> sp.3	0	175,7339077	175,7339077
<i>Cyclotella</i> sp.1	0	31968,7	31968,7
<i>Euastrum</i> sp.1	0	175,7339077	175,7339077
<i>Eunotia camelus</i> (sp.2)	0	351,4678154	351,4678154
<i>Eunotia</i> cf. <i>bilunaris</i>	11030,88	343365,4356	354396,3156
<i>Eunotia</i> cf. <i>flexuosa</i>	0	789,954629	789,954629
<i>Eunotia</i> cf. <i>pseudoserra</i>	0	606,2324409	606,2324409
<i>Eunotia</i> cf. <i>zygodon</i>	33092,65	0	33092,65
<i>Eunotia didyma</i> var. <i>inflata</i>	66185,29	24267,94	90453,23

<i>Eunotia flexuosa</i>	33092,65	0	33092,65
<i>Eunotia incisa</i>	1838,48	123612,29	125450,77
<i>Eunotia lagenula</i>	2206,18	0	2206,18
<i>Eunotia naegelii</i>	26474,12	0	26474,12
<i>Eunotia rabenhorstiana</i>	26474,12	0	26474,12
<i>Eunotia</i> sp.1	21562,11481	51066,71597	72628,83078
<i>Eunotia</i> sp.11	0	87,86695385	87,86695385
<i>Eunotia</i> sp.13	12229,49188	0	12229,49188
<i>Eunotia</i> sp.14	216,9614473	0	216,9614473
<i>Eunotia</i> sp.3	41879,24649	57937,85161	99817,0981
<i>Eunotia</i> sp.4	5848,997878	61331,06402	67180,0619
<i>Eunotia</i> sp.5	0	7877,202447	7877,202447
<i>Eunotia</i> sp.6	22016,96258	25067,75056	47084,71314
<i>Eunotia</i> sp.7	7825,96837	10212,80604	18038,77441
<i>Eunotia</i> sp.8	2590,478207	3046,089951	5636,568158
<i>Eunotia zygodon</i>	0	3707,09	3707,09
<i>Fragilaria</i> sp.1	0	28365,13	28365,13
<i>Fragilaria</i> sp.2	0	9455,04	9455,04
<i>Frustulia rhomboides</i>	0	2194,630219	2194,630219
<i>Frustulia saxonica</i>	8457,01	14182,56	22639,57
<i>Frustulia</i> sp.1	0	49168,52	49168,52
<i>Gomphonema affine</i>	13237,06	0	13237,06
<i>Gomphonema lagenula</i>	24358,61174	9695,175887	34053,78763
<i>Gomphonema parvulum</i>	0	6858,77	6858,77
<i>Gomphonema</i> sp.1	14071,54038	12381,62642	26453,1668
<i>Gomphonema</i> sp.2	88247,06	93,9832242	88341,04322
<i>Gomphonema</i> sp.3	0	187,9664484	187,9664484
<i>Haplotaenium</i> sp.1	0	702,9356308	702,9356308
<i>Hyaloteca</i> sp.1	0	87,86695385	87,86695385
<i>Lagynium aff. delicatulum</i>	0	9455,04	9455,04
<i>Leiblenia</i> sp.1	0	37820,17	37820,17
<i>Lyngbya</i> sp.2	0	87,86695385	87,86695385
<i>Mougeotia</i> sp.1	22061,76	0	22061,76
<i>Navicula</i> sp.1	4874,742677	38006,53448	42881,27716
<i>Navicula</i> sp.2	10208,80596	8587,9008	18796,70676
<i>Navicula</i> sp.3	26474,12	0	26474,12
<i>Navicula</i> sp.4	0	25574,96	25574,96
<i>Nitzchia palea</i>	0	4727,52	4727,52
<i>Nitzchia</i> sp.1	0	8918,693224	8918,693224
<i>Oedogonium</i> sp.1	2055,959928	24612,84461	26668,80454
<i>Oedogonium</i> sp.2	7353,92	0	7353,92
<i>Peridinium</i> sp.1	183848,04	0	183848,04
<i>Perinotia</i> sp.1	6618,53	0	6618,53

<i>Pinnularia acrosphaeria</i>	0	9455,04	9455,04
<i>Pinnularia cf. acrosphaeria</i>	0	93,9832242	93,9832242
<i>Pinnularia cf. hudsonii</i>	0	4412,35	4412,35
<i>Pinnularia mayeri</i>	0	4412,35	4412,35
<i>Pinnularia microstauron</i> var. <i>brasiliensis</i>	0	4727,52	4727,52
<i>Pinnularia subgibba</i>	0	9455,04	9455,04
<i>Pleurotaenium</i> sp.1	0	3151,68	3151,68
<i>Pseudoanabaena cf. limnetica</i>	0	14918,72	14918,72
<i>Pseudoanabaena</i> sp.1	0	42547,69	42547,69
<i>Pseudoanabaena</i> sp.2	144,8137916	0	144,8137916
<i>Rodophyceae</i> sp.1	0	93,9832242	93,9832242
<i>Spirogyra</i> sp.1	0	9936,552967	9936,552967
<i>Spirogyra</i> sp.2	22061,76	408,8755985	22470,6356
<i>Staurastrum</i> sp.1	0	87,86695385	87,86695385
<i>Stauroidesmus</i> sp.1	0	4727,52	4727,52
<i>Surirella</i> sp.2	0	87,86695385	87,86695385
<i>Trachelomonas</i> sp.2	0	1099,954084	1099,954084
<i>Xantidium</i> sp.2	0	87,86695385	87,86695385

679

680

681

682

683

684

685

686

687

688

689

690

691

692

693

694

695

696

697 **Apêndice S2, Tabela 2.** PCA com valores, **explicação dos eixos, auto valores e broken-stick,**
 698 **valores dos scores** em cada eixo da PCA utilizando o bloco variável dos aspectos físico-químicos
 699 dos riachos. A DBO é "demanda bioquímica de oxigênio"; Fósforo é "fósforo"; NO3- é "nitrato";
 700 Amm é "amônio"; DO é "oxigênio dissolvido"; Alumínio é "alumínio"; Alk é "Alcalinidade" e "pH".
 701 Variáveis de uso do solo "floresta regeneração"; "solo exposto"; "floresta" e "Mineração". Variáveis
 702 físicas do habitat "IIH_Total".

703

704

<i>Variáveis ambientais</i>	<i>Eixo1</i>	<i>Eixo2</i>
<i>Alk</i>	0.2658	0.3461
<i>BOD</i>	-0.0250	-0.1288
<i>Phos</i>	-0.2594	-0.3595
<i>Nitg</i>	0.0752	0.0641
<i>Amm</i>	0.2873	-0.0038
<i>pH</i>	0.0219	0.3320
<i>OD</i>	-0.4862	-0.1062
<i>Alum</i>	-0.3813	0.1085
<i>Iron</i>	0.2946	0.2023
<i>IIHtotal</i>	-0.3157	0.2695
<i>floresta</i>	-0.1042	0.4259
<i>regeneracaofloresta</i>	0.0783	-0.3321
<i>soloexposto</i>	-0.3590	0.1252
<i>urbano</i>	0.1033	-0.3996
<i>mineracao</i>	0.2182	-0.1266
Explicação	21.3	20.25
Eigenvalue	3.195	3.036
Broken-stick	2.829	2.629

722

723

724

725

726

727

728

729

730

731

732

733

CONCLUSÕES GERAIS

CONCLUSÕES GERAIS

Nesta pesquisa de tese evidenciamos dois estudos desenvolvidos sobre a ecologia de algas perifíticas em riachos amazônicos. Neste estudo, nós observamos como as mudanças da integridade ambiental, paisagem e interferência de mineração afetaram as propriedades físicas, químicas e biológicas do perifíton de riachos controle (preservados) e riachos com interferência de mineração da Amazônia brasileira. Acreditamos avançar sobre o entendimento de como a integridade ambiental e os usos do solo estruturam a comunidade de algas perifíticas com destaque para os padrões de riqueza, densidade e a contribuição local para a diversidade beta nesses ambientes.

Conforme os resultados apresentados na *primeira Sessão*, presente aos efeitos do habitat e dos múltiplos usos do solo, fornecemos conhecimento-base voltado a sua conservação, através das respostas: (i) Descobrimos que a mudança no uso da terra não afetou o perifíton do riacho de várias maneiras, ligadas à disponibilidade de luz e nutrientes; (ii) A integridade ambiental afetou negativamente a riqueza de perifíton em riachos (ii) Riachos preservados e de mineração são diferentes fisicamente e que riachos preservados são mais íntegros fisicamente (iii) Apesar desta diferença física entre os riachos, não conseguimos capturar nenhuma diferença nas condições químicas e de paisagem entre riachos preservados e em áreas de mineração e (v) nitrato e fosforo influenciaram a riqueza e densidade, apesar de não haver diferença nas variáveis químicas entre os ambientes. Para preservar ecossistemas de riachos íntegros e sustentáveis, precisamos entender de forma abrangente como as atividades antropogênicas alteram esses ecossistemas.

Neste estudo, buscamos desvendar os efeitos do uso do solo e do habitat na comunidade perifíticas, ou seja, riqueza, densidade e limitação de nutrientes em riachos tropicais. Já os resultados expostos na *segunda sessão* foram possíveis comprovaram que na Amazônia, os quatro principais impulsionadores da degradação de riachos respectivamente são o desmatamento, a poluição, a construção de grandes projetos como, a extração de minérios potencializa os impactos na comunidade de algas, e no ambiente local.

No entanto, o desmatamento generalizado, levando principalmente à poluição a algumas fontes, afeta riachos menores que são conectados as cabeceiras aos canais principais, e esses atuam como elementos importantes conectando os sistemas terrestres e aquáticos. Assim, possivelmente encontramos uma resposta complexa da comunidade de perifíton com relação a essas mudanças, como observamos na *seção 2*: (i) presença de metal, principalmente o alumínio relacionado ao LCBD e aumento da amônia da estrutura dos riachos. A composição do perifíton foi fortemente afetada pela adição de nutrientes e pelo aumento da integridade nos riachos controle, enquanto a estrutura dos riachos foi de grande importância para a abundância do perifíton em riachos em que os valores de

LCBD foram maiores, quando as condições ambientais eram adversas para o crescimento do perifiton. Por outro lado, a composição da comunidade de perifiton foi significativamente influenciada pelas interações entre nutrientes e metal (Al), independente do tratamento. Nossos resultados sugerem que o efeito do aumento de luz na abundância e composição de perifiton nos diferentes ambientes variou com o estado de nutrientes e metal na água, e é provável que resultados semelhantes ocorram em riachos naturais. Os resultados das regressões múltiplas indicaram que as variáveis ambientais afetaram a riqueza e densidade das espécies de perifiton. Constatamos que diferenças encontradas entre os dois riachos se devem principalmente aos distintos períodos de amostragem, e que as diferenças entre os igarapés controle, os igarapés com interferência de mineração se devem principalmente às diferenças abióticas entre esses ecossistemas aquáticos. A relação entre os atributos dessas comunidades (riqueza e densidade) respondeu as variáveis limnológicas.

PRODUÇÃO CIENTÍFICA (2019 -2023)

A. *Artigos publicados em revistas científicas*

Fernandes, U. L.; Casas, G.; Lopes, T. M.; **Palheta, L.**; Rodrigues, L.; Dunck, B. Eating at the edges: the feeding mode and the interaction networks of a caracid fish on the periphyton. ACTA LIMNOLOGICA BRASILIENSIA (ONLINE), v. 32, p. 1-17, 2020;

Palheta, L. R., Urbietta, G. L., Brasil, L. S., Dias-Silva, K., Da Silva, J. B., Graciolli, G., & Vieira, T. B. (2020). The effect of urbanization on bats and communities of bat flies (Diptera: Nycteribiidae and Streblidae) in the Amazon, northern Brazil. *Acta Chiropterologica*, 22(2), 403-416.

Castro, L. S., de Souza Lopes, A. A., Colares, **L.**, **Palheta, L.**, de Souza Menezes, M., Fernandes, L. M., & Dunck, B. (2021). Dam promotes downriver functional homogenization of phytoplankton in a transitional river-reservoir system in Amazon. *Limnology*, 22, 245-257.

Pena, S. A., Alencastre-Santos, A. B., da Silva, J. B., Correia, L. L., Urbietta, G. L., Graciolli, G., **L. Palheta** & Vieira, T. B. (2022). Bats (Mammalia, Chiroptera) and bat flies (Diptera, Streblidae) from the Cazumbá-Iracema and Chico Mendes Reserve, Western Brazilian Amazon. *Parasitology Research*, 1-9.

Da Silva, I. G., Colares, L. F., **Palheta, L.**, Gadelha, E., Dunck, B. Taxonomical and functional homogenization of zooplankton after River damming in central Brazil. *Freshwater Biology*, v. 68, p. 1776-1788, 2023.

Vieira, Thiago Bernardi; Correia, Letícia Lima; Pena, Simone Almeida; Gomes-Almeida, Brenda k.; Urbietta, Gustavo Lima; Graciolli, Gustavo; **Palheta, Leandra Rose**; Caçador, Antônio Wesley Barros; M S Aguiar, Ludmilla. Bats (Mammalia, Chiroptera) and bat flies (Diptera, Streblidae) found in the largest sandstone cave of Brazil. *MAMMALIA*, v. 1, p. 1-2, 2023.

B- *Artigos submetidos*

Idelina Gomes da Silva, **Leandra Palheta**, Bárbara Dunck. Antes e depois do barramento da UHE Estreito no rio Tocantins, Brasil: mudanças do fitoplâncton e suas implicações. (Submetido Brazilian Journal of Botany em 2023).

C- *Artigos em preparação*

Idelina Gomes Da Silva, Leandra Palheta, Ellen Guimaraes, Bárbara Dunck. Estruturação de Comunidades de Fitoplâncton na Amazônia Oriental: Efeitos de Fatores Ambientais e Espaciais em Igarapés Preservados das RESEX'S - Chico Mendes e Cazumbá na Amazônia oriental, Brasil (Em preparação).

D- Resumos publicados em congressos

PALHETA, Leandra, Gomes Da Silva, Idelina e DUNCK, BÁRBARA. Efeito da integridade de habitat sobre as algas perifíticas em riachos da Amazônia Oriental. XVIII Congresso Brasileiro de Limnologia (CBLimno), promovido pela Associação Brasileira de Limnologia (ABLimno), 2022.

Gomes Da Silva, Idelina, **PALHETA, Leandra, Rodrigues, Luzia Cleide, DUNCK, BÁRBARA** “reservatórios em cascata e sua relação com a comunidade fitop, lanctônica”, XVIII Congresso Brasileiro de Limnologia (CBLimno), promovido pela Associação Brasileira de Limnologia (ABLimno), 2022.

E- Resumos publicados em eventos

PALHETA, Leandra¹; PENA, Simone², ALENCASTRE-SANTOS, Ana³; SILVA, Jennifer⁴; CORRÊIA, Leticia⁵; DUNCK, Bárbara⁶ e VIEIRA, Thiago⁶. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) e moscas ectoparasitas da Reserva Extrativista Chico Mendes e Cazumba-Iracema, Sul do Acre, Brasil. II SIMECO 2020. II SIMPÓSIO EM ECOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE SIMPÓSIO VIRTUAL- Área temática: Seminários PROCAD-Amazônia NOVEMBRO DE 2020.

Leandra Palheta¹; Idelina Gomes da Silva² e Bárbara Dunck³. Fitoplâncton em riachos amazônicos na Reserva de Chico Mendes e Kazumba –Iracema – Acre. II SIMECO 2020. II SIMPÓSIO EM ECOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE SIMPÓSIO VIRTUAL- Área temática: Seminários PROCAD-Amazônia NOVEMBRO DE 2020.a