

Efeitos do ambiente sobre a diversidade beta de percevejos semiaquáticos em riachos amazônicos sob influência de extração de bauxita

Effects of environmental variation on beta diversity of semi-aquatic bugs in Amazonian streams influenced by bauxite extraction

Vinicius Araújo da Luz^I  | Erlane José Cunha^{II}  | Alana Patricia Meguy Guterres^I  |
Gizelia Ferreira Matos Pereira^{III}  | Leandro Juen^{I,II} 

^IUniversidade Federal do Pará. Instituto de Ciências Biológicas. Laboratório de Ecologia e Conservação. Belém, Pará, Brasil

^{II}Universidade Federal do Pará. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Belém, Pará, Brasil

^{III}Mineração Paragominas S/A. Paragominas, Pará, Brasil

Resumo: A mineração de bauxita na Amazônia representa uma atividade econômica com potencial de impactar a biodiversidade aquática. Neste estudo, foram avaliados os efeitos da alteração de riachos em áreas de mineração de bauxita e pastagem sobre a diversidade de insetos semiaquáticos na Amazônia, onde foram testadas as hipóteses de que: i) a estrutura ambiental dos riachos será diferente em áreas afetadas pela pastagem e pela mineração; ii) a diversidade beta será relacionada às variáveis ambientais do *habitat* e da vegetação ripária. Nossos resultados mostraram que as variáveis ambientais dos riachos não foram diferentes entre riachos de floresta, pastagem e mineração. Contudo, a diversidade beta total e a substituição de espécies foram associadas às variáveis de *habitat*, indicando relação com a variação ambiental. A diversidade beta em riachos impactados foi mais relacionada a riachos com maiores larguras e temperaturas, enquanto riachos mais preservados apresentaram maior cobertura de dossel. Áreas de exploração de bauxita e depósito de rejeitos foram semelhantes quanto à diversidade beta. A diversidade beta de percevejos semiaquáticos é importante no estudo de áreas alteradas devido às mudanças que ocorrem no *habitat* em riachos, podendo indicar direcionamentos em políticas de conservação de riachos afetados pela mineração de bauxita na Amazônia.

Palavras-chave: Biodiversidade. Gerromorpha. Ecossistemas lóticos. Insetos aquáticos. Mineração.

Abstract: Bauxite mining represents in the Amazon an economic activity with the potential to impact aquatic biodiversity. In this study, we evaluate the effects of environmental change in areas of bauxite mining and pasture on the diversity of semiaquatic insect communities in Amazonian streams. For this, we tested the following hypotheses: i) the environmental structure of streams will differ between different land uses and cover (pasture, mining and forest), ii) beta diversity will be mainly affected by environmental variables related to habitat and riparian vegetation. Our results showed that the characteristics of the streams studied were not different between forest, pasture, and mining streams. On the other hand, the total beta diversity, and species replacement were associated with habitat variables, promoted by the environmental variation. Beta diversity in impacted streams was related to streams with greater widths and temperatures, while more preserved streams had greater canopy cover. More altered areas, such as mining, showed similar beta diversity, mainly in the area of bauxite exploration and tailings deposit. Our results indicate that the beta diversity of semiaquatic bugs contribute to the study of altered areas, in addition, could inform conservation policies in streams affected by bauxite mining in the Amazon.

Keywords: Biodiversity. Gerromorpha. Lotic ecosystems. Aquatic insects. Mining.

Luz, V.A., Cunha, E.J., Guterres, A.P.M., Pereira, G.F.M., & Juen, L. (2025). Efeitos do ambiente sobre a diversidade beta de percevejos semiaquáticos em riachos amazônicos sob influência de extração de bauxita. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, 20(2), e2025-0848. <http://doi.org/10.46357/bcnaturais.v20i2.0848>

Autor para correspondência: Leandro Juen (leandrojuen@ufpa.br).

Recebido em 13/06/2022

Aprovado em 23/10/2023

Responsabilidade editorial: Rafael Leandro de Assis



INTRODUÇÃO

A Amazônia contém inúmeros ecossistemas aquáticos com grande biodiversidade associada, mas a maioria ainda é pouco conhecida do ponto de vista ecológico. Esses sistemas são muito conectados à matriz circundante e alguns deles – como os de pequenos riachos – são dependentes da energia que é fornecida pela vegetação marginal (Juen et al., 2016). Nos últimos anos, a mudança do uso do solo em decorrência do uso de recursos pelo homem, como agricultura, pecuária, mineração e urbanização, tem gerado graves alterações nos ecossistemas aquáticos (Callisto et al., 1998; Petsch et al., 2021). Em sistemas aquáticos, a modificação da cobertura do solo impulsiona a perda de biodiversidade (Allan, 2004; Dudgeon et al., 2006; Dala-Corte et al., 2020). Os corpos d'água são afetados principalmente por mudanças na estrutura da vegetação ribeirinha, o que causa assoreamento do canal e altera as condições químicas, físicas e a qualidade da água (Fares et al., 2020). Além disso, os efeitos do uso da terra promovem a homogeneização da paisagem (Castro et al., 2018), reduzindo a quantidade de matéria orgânica alóctone dos riachos, alterando, assim, o fluxo de matéria e energia nos ecossistemas aquáticos (Juen et al., 2016). Tais efeitos prejudicam a dinâmica biológica dos pequenos riachos, visto que ambientes mais preservados, dentro do riacho, tendem a ter maior complexidade e disponibilidade de microhabitats, afetando diretamente a estrutura e a composição da biota aquática local (Dias-Silva et al., 2020a; Fares et al., 2020; Guterres et al., 2020).

Na Amazônia, embora a mineração não seja um dos usos do solo com maior amplitude no bioma, está entre os que geram impactos mais intensos, devido ao grande volume de solo removido, aos processos e substâncias utilizados e à elevada demanda por água ao longo de todas as etapas (Callisto et al., 1998; Castello & Macedo, 2015; Moura et al., 2021; Martins et al., 2022; Rivera-Pérez et al., 2023). A extração de minério envolve a modificação de extensas áreas e o uso significativo de

água em atividades como processamento, transporte, separação de minerais e resíduos, supressão de poeira, lavagem de equipamentos, entre outras, a depender do tipo de minério explorado (Kemp et al., 2010).

Mesmo ocorrendo em ambiente terrestre e/ou longe das margens dos riachos, as áreas mineradas exigem uma grande área de exposição do solo para a exploração e a construção de infraestrutura, como para o depósito de rejeitos. Assim, a quantidade de uso do solo dentro das microbacias onde ocorrem as atividades de mineração pode afetar direta ou indiretamente os padrões de biodiversidade dos sistemas aquáticos, mudando a sua dinâmica (Wang et al., 2020), pois podem afetar a disponibilidade e o nível do lençol freático. Estudos anteriores destacam aumento na turbidez, deposição de sedimentos e contaminação da água por metais pesados, fatores que degradam a qualidade física e química do *habitat*, afetando a estrutura e a distribuição da água para a comunidade (Callisto et al., 1998; Fares et al., 2020; Yadamsuren et al., 2020).

Apesar da possibilidade de causar danos à biota local, esse tipo de empreendimento permanece como força motriz na economia devido à importância que possui. Contudo, conhecer os efeitos das atividades de extração de minério sobre a diversidade local e regional das comunidades aquáticas tem se destacado como urgente, tendo em vista a importância do uso sustentável dos recursos hídricos na Amazônia (Espinosa et al., 2023; Fares et al., 2020; Faria et al., 2021; Rivera-Pérez et al., 2023).

Os macroinvertebrados aquáticos podem servir como bioindicadores para responder a conjuntos complexos de condições ambientais (Li et al., 2010), possibilitando a obtenção de uma visão ecológica do estado atual de riachos ou rios (Dias-Silva et al., 2020a), uma vez que respondem bem a variações das condições ambientais (Cunha et al., 2015; Juen et al., 2016; Li et al., 2010). Insetos aquáticos são organismos dependentes das características do ambiente, apresentando grande especificidade quanto

ao *habitat* (Li et al., 2010). Alterações na qualidade do ambiente aquático podem levar a mudanças na abundância das espécies (Giehl et al., 2015), número de espécies – diversidade alfa (α) (Cunha et al., 2015) –, estruturas da comunidade (Guterres et al., 2020, 2021), composição de espécies – diversidade beta (β) (Paiva et al., 2021) – e perda da diversidade funcional (Castro et al., 2018; Yadamsuren et al., 2020). As alterações no ambiente local e na paisagem de ecossistemas aquáticos têm grandes efeitos sobre a diversidade regional, afetando a diversidade beta (Dias-Silva et al., 2020b), além de afetarem a diversidade local, como a riqueza de espécies (Cunha et al., 2015). Dessa maneira, a substituição de espécies e a diferença na riqueza das espécies podem ser causadas por essas alterações no *habitat*, levando a uma menor diversidade beta ou mesmo a uma homogeneização biótica nesses ecossistemas (Dias-Silva et al., 2020b; Petsch, 2016).

Comunidades de percevejos semiaquáticos respondem às flutuações na variação ambiental (Giehl et al., 2015). Essas abundâncias estão relacionadas à tolerância desses organismos e também ao grau de integridade ambiental (Cunha et al., 2015; Guterres et al., 2020). O nível de preservação do *habitat* está relacionado ao fato de que a qualidade da água é diretamente influenciada pela intensificação do uso do solo (Castro et al., 2017; Guterres et al., 2021). A perda de integridade do solo implica a perda de heterogeneidade ambiental, eliminando algumas espécies e alterando indiretamente a composição de características das assembleias (Dias-Silva et al., 2020b; Cunha & Juen, 2017; Castro et al., 2018). Portanto, riachos preservados possuem melhores condições para abrigar maior diversidade de espécies por toda extensão de drenagem, devido à sua maior disponibilidade de recursos para manter espécies especialistas (Cunha et al., 2015). Em contrapartida, riachos perturbados têm menos *habitat* e condições pouco adequadas para a permanência dos organismos aquáticos (Juen et al., 2016), restringindo-o à maior abundância de espécies generalistas e/ou tolerantes (Giehl et al., 2020; Guterres et al., 2021).

O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos da alteração do ambiente aquático em áreas de atividade de mineração de bauxita e áreas de pastagem sobre a qualidade dos riachos e a diversidade beta das comunidades de insetos semiaquáticos amazônicos, utilizando variáveis de *habitat* e de qualidade da água que podem explicar os padrões de distribuição dos percevejos ao longo dos ambientes amostrados. Foram testadas as seguintes hipóteses: i) haverá diferença na variação ambiental entre riachos de floresta, pasto e mineração, uma vez que a paisagem no entorno dos riachos é importante para a estrutura do *habitat* e a qualidade da água em riachos; ii) a diversidade beta (β) de percevejos semiaquáticos será afetada pelas variáveis ambientais locais, visto que as consequentes modificações nos fatores físico-químicos da água e da estrutura do riacho afetam a heterogeneidade ambiental, essencial para a estruturação da diversidade beta dos percevejos semiaquáticos.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Paragominas, localizado no nordeste do estado do Pará. Na região, predominam planaltos amazônicos rebaixados e dissecados (Watrin & Rocha, 1992). A maior parte da região encontra-se entre 50 a 150 m acima do nível do mar (Pinto et al., 2009). De acordo com a classificação de Köppen-Geiger (Peel et al., 2007), o clima é tropical úmido do tipo Am. A região é classificada como Floresta Ombrófila de Terra Firme e a precipitação anual é de aproximadamente 2.000 mm por ano, com umidade relativa do ar de 80% (Veloso et al., 1991). A hidrografia local é constituída por duas bacias principais, pertencentes aos rios Capim e Gurupi. As coletas foram concentradas na bacia do rio Capim, que é de grande importância para o município de Paragominas, pois concentra-se em seus arredores a maior parte das atividades industriais, de mineração, extrativistas e agropecuárias

(Paca et al., 2013). As alterações da paisagem vêm ocorrendo com maior intensidade desde a década de 1960, tornando a região um mosaico com distintas atividades antrópicas, como agricultura, silvicultura (por exemplo, *Eucalyptus* spp.), agropecuária, exploração de madeira, bem como extração mineral de bauxita e caulim (Gardner et al., 2013; Oliveira-Junior et al., 2017; Paiva et al., 2021).

Foram amostrados 18 riachos, distribuídos na bacia do rio Capim, localizados em um gradiente de alteração ambiental em áreas de floresta, pastagem e mineração (Figura 1). As microbacias correspondem às áreas da empresa Norsk Hydro Brasil, responsável pela extração de bauxita na região. A Hydro Paragominas opera na região desde 2007, com produção, no ano de 2021, de 10,9 milhões de toneladas de bauxita (Hydro, 2022). As jazidas localizadas em Paragominas possuem vida útil estimada de 41 anos, localizadas a aproximadamente 70 km do centro de Paragominas, no Platô Miltônia 3.

DELINEAMENTO AMOSTRAL E VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As coletas foram realizadas em 18 riachos durante o mês de julho de 2017. Em cada riacho, foi delimitado um trecho fixo de 150 m para amostragem biológica e para aferição

das variáveis ambientais. Cada trecho foi dividido em 15 seções de 10 m, a fim de facilitar a amostragem.

Foram mensuradas nove variáveis ambientais relacionadas à morfologia do canal, aos aspectos físico-químicos da água e à integridade física do *habitat* do riacho (Nessimian et al., 2007) (Tabela 1). Tais variáveis ambientais já se mostraram importantes para a distribuição das espécies das assembleias de Gerromorpha (Cunha et al., 2015; Juen et al., 2016; Guterres et al., 2020).

AMOSTRAGEM DAS COMUNIDADES

A amostragem dos percevejos semiaquáticos ocorreu com busca ativa ao longo de cada trecho de 150 m, limitada pelo tempo de uma hora nos diferentes *habitats* ao longo de toda superfície e margens do canal dos riachos. Os espécimes foram coletados através de uma varredura na superfície da água ao longo de cada seção, utilizando uma rede de mão (18 cm de diâmetro e malha de 1 mm) (Cunha & Juen, 2017). Os indivíduos foram identificados até o nível de espécie por meio de chaves taxonômicas especializadas (Nieser, 1994; Moreira et al., 2011; Magalhães et al., 2016; Floriano et al., 2017) e conservados em álcool 80%. Após a identificação, o material foi depositado na Coleção Zoológica do Laboratório de Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Pará (LABECO/UFGPA).

Tabela 1. Variáveis ambientais mensuradas nos 18 riachos amostrados na bacia do rio Capim, em Paragominas, Pará, Brasil.

Table 1. Environmental variables measured in the 18 streams sampled in the Capim River basin, in Paragominas, Pará, Brazil.

Variável	Unidade	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Temperatura da água	°C	24,918	1,736	22,870	29,870
pH	-	5,049	0,746	3,927	6,157
Condutividade elétrica da água	mS/cm	0,033	0,007	0,022	0,044
Oxigênio dissolvido na água	mg/L	7,144	1,402	4,153	9,120
Profundidade do canal	cm	33,229	13,302	11,419	58,109
Largura do canal	m	3,355	1,195	1,714	5,586
Declividade do trecho	cm	2,764	2,131	0,330	8,360
Dossel sobre o canal	%	86,527	10,047	64,973	97,059
Índice de Integridade do <i>Habitat</i> (IIH)	-	0,540	0,072	0,392	0,710



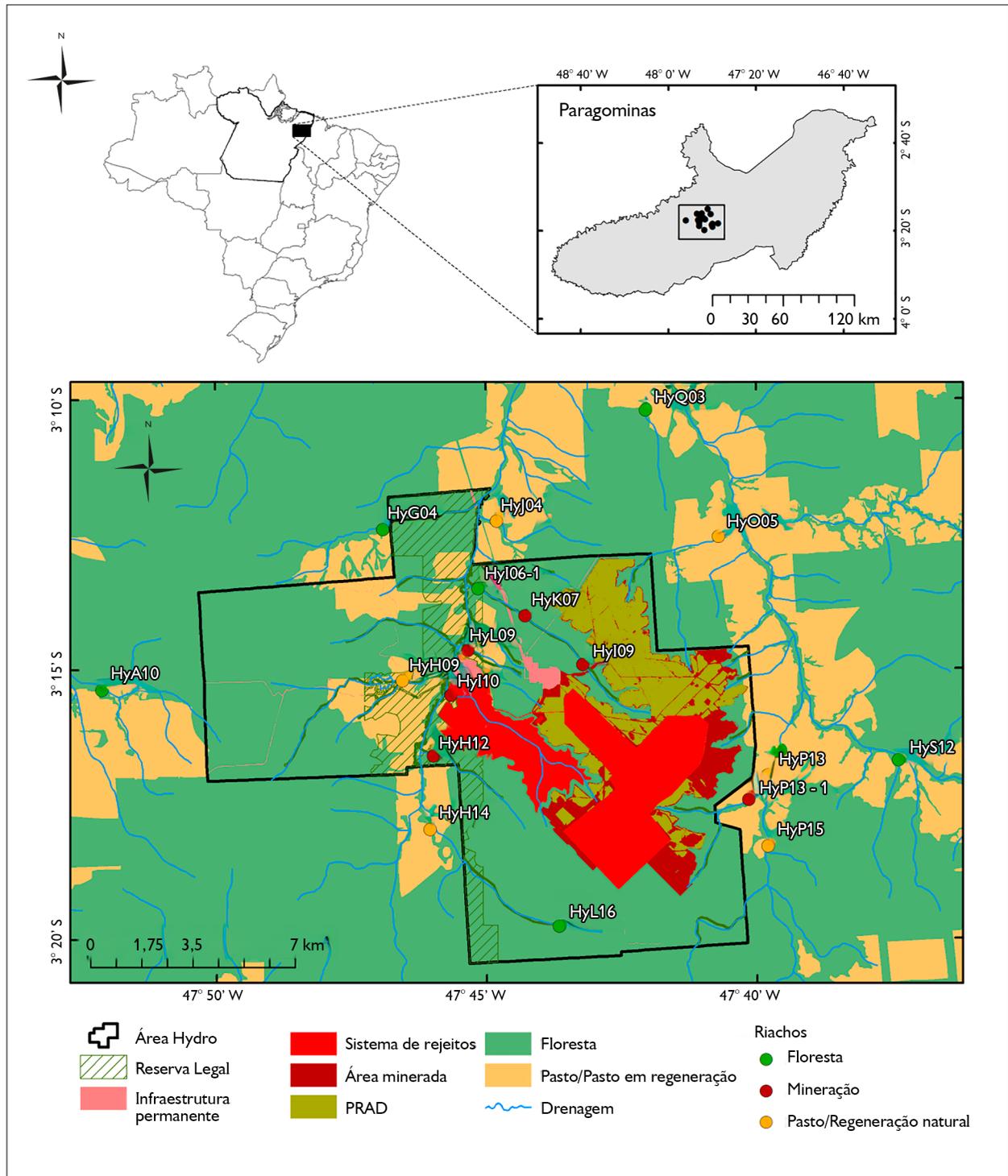


Figura 1. Localização dos riachos amostrados em Paragominas, Pará, Brasil. Mapa: editado por V. A. Luz (2025).

Figure 1. Location of sampled streams in Paragominas, Pará, Brazil. Map: edited by V. A. Luz (2025).

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Neste estudo, cada riacho é considerado uma amostra, perfazendo, portanto, um total de 18 unidades amostrais. Previamente às análises estatísticas, foram selecionadas as variáveis ambientais mensuradas, utilizando uma análise de correlação de Pearson para retirar as variáveis correlacionadas, considerando um corte de 70%. Somente as variáveis de profundidade e largura do canal apresentaram correlação significativa ($r_s = 0,723$). Portanto, a profundidade foi removida das análises em virtude da multicolinearidade com a largura.

Para verificar como é a variabilidade ambiental nos riachos amostrados, foi realizada uma análise de componentes principais (*Principal Component Analysis* - PCA) (Legendre & Legendre, 2012). Os dados ambientais foram previamente padronizados e, como critério de seleção de eixos da PCA, foi adotado o critério de *broken-stick*, que avalia se a variação observada nos eixos da PCA é diferente da variação estimada ao acaso. Em seguida, para avaliar se há diferenças ambientais entre os riachos de floresta, pastagem e mineração, uma matriz de distâncias euclidianas com as variáveis ambientais foi submetida a uma análise de variância

Tabela 2. Abundância total e frequência de ocorrência em cada igarapé referentes às espécies de percevejos semiaquáticos coletados em Paragominas, Pará, Brasil.

Table 2. Total abundance and frequency of occurrence in each stream for semi-aquatic bug species collected in Paragominas, Pará, Brazil.

Família	Espécie	Abundância	Ocorrência
Gerridae	<i>Brachymetra lata</i> Shaw, 1933	112	8
	<i>Cylindrostethus palmaris</i> Drake & Harris, 1934	145	15
	<i>Limnogonus aduncus</i> Drake & Harris, 1933	4	3
	<i>Limnogonus recurvus</i> Drake & Harris, 1930	8	3
	<i>Neogerris magnus</i> (Kuitert, 1942)	17	5
	<i>Neogerris</i> sp.	1	1
	<i>Rheumatobates minutus flavidus</i> Drake & Harris, 1942	20	6
	<i>Tachygerris adamsoni</i> (Drake, 1942)	22	4
	<i>Tachygerris celocis</i> Drake & Harris, 1931	21	5
	<i>Telmatometra fusca</i> Kenaga, 1941	54	3
	<i>Telmatometra retusa</i> Kenaga, 1941	17	4
Hydrometridae	<i>Hydrometra guianana</i> Hungerford & Evans, 1934	1	1
Mesoveliidae	<i>Mesovelia amoena</i> Uhler, 1894	9	5
	<i>Mesovelia mulsanti</i> White, 1879	4	2
Veliidae	<i>Callivelia conata</i> (Hungerford, 1929)	1	1
	<i>Rhagovelia elegans</i> Uhler, 1894	164	8
	<i>Rhagovelia evidis</i> Bacon, 1948	86	7
	<i>Rhagovelia humboldti</i> Polhemus 1997	32	4
	<i>Rhagovelia</i> sp.	10	3
	<i>Rhagovelia jubata</i> Bacon, 1948	64	7
	<i>Stridulivelia astralis</i> (Drake & Harris, 1938)	1	1
	<i>Stridulivelia quadrispinosa</i> (Hungerford, 1929)	1	1
	<i>Stridulivelia tersa</i> (Drake & Harris, 1941)	13	7



multivariada permutacional (PERMANOVA; Anderson, 2001), com significância de $\alpha < 0,05$, definida pelo teste de Monte Carlo com 9.999 permutações.

As variáveis ambientais foram selecionadas pela *forward selection* (função *forward.sel.par* – Blanchet et al., 2008), com base na matriz de abundância logaritimizada de percevejos semiaquáticos. Calculou-se a diversidade beta (β) utilizando a matriz de abundância logaritimizada ($x + 1$). Desse modo, calculou-se uma matriz de dissimilaridade D, que corresponde à diversidade beta total (β_T), e essa matriz foi decomposta em duas matrizes complementares, substituição (β_{Subs}) e diferença de abundância (β_{AbDif}) (Podani & Schmera, 2011), por meio da função *beta.div.comp* do pacote R *adespatial* (Dray et al., 2018). Além disso, foi calculada a porcentagem de colaboração de cada partição da diversidade beta (substituição e diferença de abundância). Em seguida, para testar a relação das variáveis ambientais selecionadas pelo *forward selection* com β_T , β_{Subs} e β_{AbDif} foi utilizada uma análise de redundância baseada em distância (dbRDA - Legendre & Anderson, 1999), por meio da função *capscale*, pacote *vegan*. A dbRDA é um método multivariado que permite analisar variáveis que podem não apresentar relações lineares (Legendre & Anderson, 1999).

Todas as análises feitas foram executadas no programa R (R Core Team, 2021), com uso dos pacotes *vegan* (Oksanen et al., 2020) e *adespatial* (Dray et al., 2018).

RESULTADOS

Foram coletados 807 indivíduos de Gerromorpha pertencentes a quatro famílias e 12 gêneros, distribuídos em 22 espécies. A família com maior abundância e diversidade foi Gerridae, com 423 indivíduos coletados, distribuídos em 12 espécies, seguido da família Veliidae, representada por nove espécies ($n = 370$). A família Mesoveliidae foi representada por duas espécies ($n = 7$) e a família Hydrometridae apresentou apenas um indivíduo na amostragem. A espécie mais abundante foi *Rhagovelia*

elegans Uhler, 1894 (Veliidae, $n = 164$), ocorrendo em oito riachos, contudo a espécie *Cylindrostethus palmaris* Drake & Harris, 1934 (Gerridae, $n = 145$) foi a mais frequente, ocorrendo em 15 dos 18 locais amostrados.

VARIAÇÃO DO AMBIENTE

Os dois primeiros eixos da PCA representaram 49,25% da variação do ambiente. O primeiro eixo explicou 29,8% da variação do ambiente e foi relacionado principalmente às variáveis de condutividade elétrica e dossel, mostrando maior relação com os riachos de floresta (Tabela 3, Figura 2). O segundo eixo explicou 19,5% da variação do ambiente e apresentou maior relação com as variáveis de declividade e largura do canal, mostrando relação positiva com riachos de pastagem e relação negativa com riachos em áreas de mineração (Tabela 3, Figura 2). Além disso, não houve diferenças entre os tratamentos de acordo com as características ambientais dos riachos estudados (PERMANOVA: Pseudo-F = 1,126; $R^2 = 0,131$; $p = 0,351$).

Tabela 3. Resultados das correlações entre os eixos da PCA e variáveis ambientais selecionadas para descrição dos igarapés amostrados em Paragominas, Pará, Brasil. O negrito representa correlações significativas.

Table 3. Results of correlations between the PCA axes and environmental variables selected to describe the streams sampled in Paragominas, Pará, Brazil. Bold represents significant correlations.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Temperatura	0,319	-0,537
pH	0,466	-0,580
Condutividade	-0,782	-0,180
Oxigênio dissolvido	0,460	-0,465
Largura	0,544	0,661
Declividade	0,281	0,735
Dossel	-0,812	0,027
IIH	-0,522	0,158
Explicação (%)	29,77	19,48
Autovalor	2,977	1,948
<i>broken stick</i>	2,929	1,929

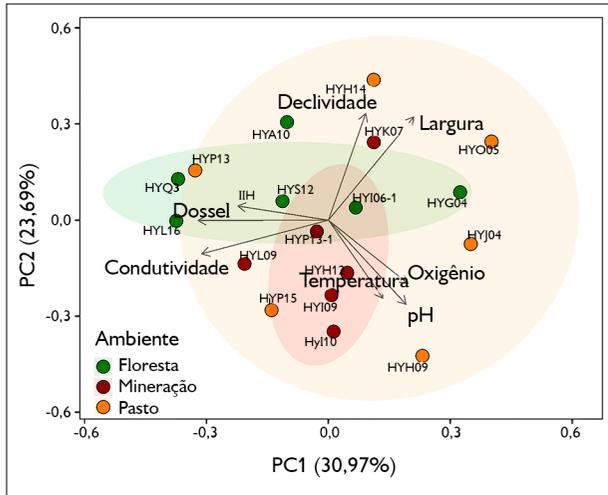


Figura 2. PCA das variáveis ambientais dos 18 riachos amostrados em Paragominas, Pará, Brasil.

Figure 2. PCA of environmental variables of 18 streams sampled in Paragominas, Pará, Brazil.

DIVERSIDADE BETA

O método *forward selection* selecionou as variáveis de largura, dossel e temperatura da água em relação à abundância de indivíduos ($\log x + 1$) (Tabela 4). Os resultados indicam que há uma alta diversidade beta na área amostrada e que é estruturada principalmente pela substituição de espécies (63%), e o restante pela diferença de abundância entre os riachos amostrados (37%). A diversidade beta total foi associada à variação do ambiente ($R^2 = 0,281$; $F = 3,219$; $p = 0,001$), mostrando uma relação entre a variação da composição total com o gradiente ambiental representado pela largura, pelo dossel e pela temperatura (Figura 3A). Em relação aos componentes da diversidade beta, a substituição de espécies também

apresentou relação com a variação do ambiente ($R^2 = 0,433$; $F = 5,332$; $p = 0,001$) (Figura 3B), contudo a diferença de abundância não foi explicada pelo ambiente ($R^2 = -0,098$; $F = 0,492$; $p = 0,726$). Além disso, riachos de floresta apresentaram diversidade beta total e substituição de espécies mais similar, além de estarem mais associados a riachos com maior cobertura de dossel. Em contrapartida, riachos de mineração com maiores impactos, como o HyI09 (áreas de exploração de bauxita) e o HyI10 (depósito de rejeitos), apresentaram diversidade beta mais similar entre si e foram mais associados a maiores temperaturas e menores coberturas de dossel.

DISCUSSÃO

Os resultados mostram uma grande variação na estrutura ambiental e biológica da região estudada, indicando como principais fatores, na estruturação dos ambientes e da comunidade, as variáveis do *habitat* de largura e dossel. A primeira hipótese deste estudo não foi corroborada, uma vez que, apesar da variação ambiental dos riachos ser explicada por fatores predominantemente do *habitat*, não houve diferenças entre os tratamentos avaliados. No entanto, a segunda hipótese foi corroborada, uma vez que a diversidade beta total e a substituição de espécies foram associadas às variáveis locais dos riachos, indicando relação com a variação ambiental. Assim, os resultados mostram que as comunidades de percevejos semiaquáticos apresentam relação com o gradiente de variação ambiental, mesmo que essa variação não seja totalmente explicada pela paisagem do entorno dos riachos (Dias-Silva et al., 2020a).

Tabela 4. Variáveis selecionadas a partir da abundância de percevejos semiaquáticos através do método *forward selection*.

Table 4. Variables selected from the abundance of semi-aquatic bugs using the *forward selection* method.

Variável resposta	Variáveis selecionadas	R ² ajustado	F	p
Abundância ($\log x + 1$)	Dossel	0,090	2,676	0,003
	Largura	0,133	1,805	0,036
	Temperatura	0,188	2,009	0,011



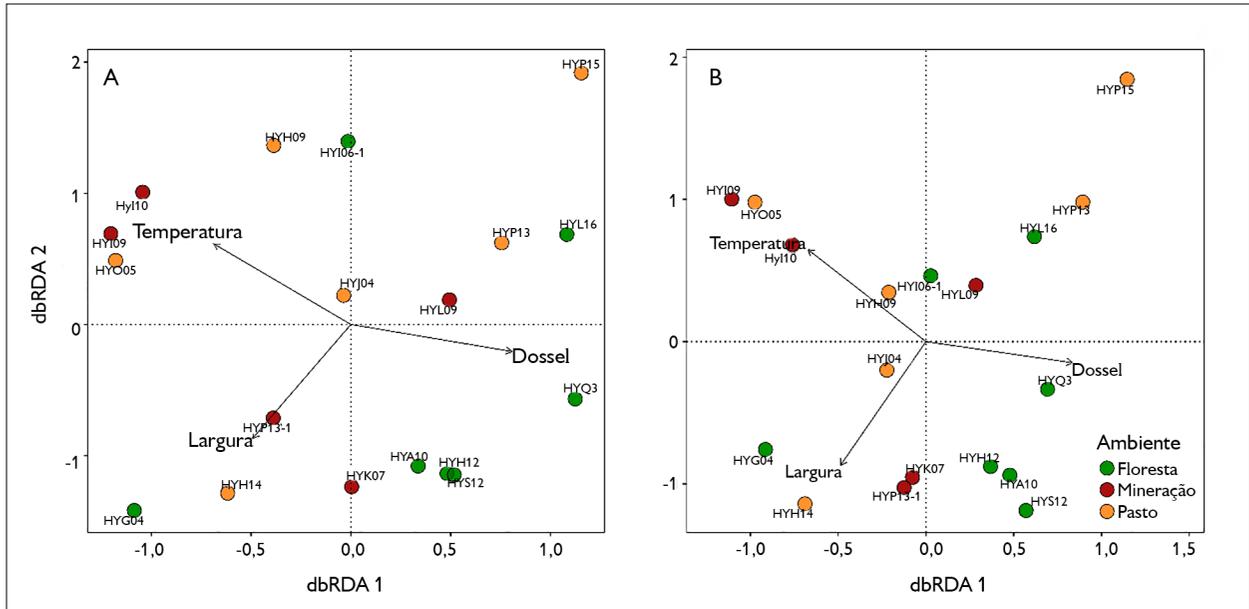


Figura 3. Ordenações geradas pelas análises de redundância baseadas em distância (dbRDA), mostrando a variação de: A) diversidade beta total (β_T); e B) componente de substituição de espécies (β_{Subst}), em função das variáveis ambientais selecionadas pelo *forward selection*.

Figure 3. Ordinations generated by distance-based redundancy analysis (dbRDA), showing the variation of: (A) total beta diversity (β_T); and (B) the species replacement component (β_{Subst}), as a function of the environmental variables selected by *forward selection*.

Apesar da variação na estrutura dos riachos, tais mudanças em relação à paisagem no entorno dos riachos (floresta, pasto e mineração) foram difíceis de serem observadas. Isso ocorre principalmente pela diferença de intensidade de alteração nos riachos amazônicos (Leão et al., 2020). A maior heterogeneidade ambiental em riachos amazônicos nem sempre está relacionada a ambientes preservados, por exemplo, riachos com pastagens e de mineração podem apresentar vegetação ripária íntegra, capaz de manter a diversidade local das espécies aquáticas (Leão et al., 2020; Guterres et al., 2021; Faria et al., 2023). Contudo, a variação entre as comunidades locais (diversidade beta) pode capturar essas modificações no *habitat*, geralmente não representadas na diversidade local (diversidade alfa) (Leão et al., 2020; Bomfim et al., 2023).

A diversidade beta total e a substituição de espécies foram fortemente relacionadas a variação da largura, temperatura e dossel dos riachos. Tais elementos são frequentemente apontados em outros estudos como

importantes para a diversidade beta dos percevejos semiaquáticos (Cunha & Juen, 2017; Dias-Silva et al., 2020b) ou de outros insetos aquáticos, como as Odonata (Juen & Marco Jr., 2011). Vale ressaltar que somente as variáveis locais ligadas ao *habitat* físico dos igarapés foram importantes para a diversidade beta das comunidades de percevejos semiaquáticos, indicando que a preservação da vegetação ripária pode ser um dos principais elementos para a manutenção da diversidade nesses igarapés. Além disso, os riachos Hy109 (área de exploração de bauxita) e Hy110 (depósito de rejeitos) apresentaram menor cobertura de dossel e maiores temperaturas da água, mostrando que esses casos extremos afetaram fortemente a diversidade beta total e a substituição nesses riachos.

Apesar de não ter sido detectada uma relação entre as variáveis de largura, temperatura e dossel com a riqueza, essas características físicas influenciam na distribuição das espécies. A largura dos riachos está intimamente relacionada com o grau de integridade do *habitat*. Riachos

com maior integridade oferecem condições favoráveis para abrigar *Gerrormorpha*, pois apresentam vegetação marginal próxima, onde presas e abrigo podem ser facilmente encontrados, representando locais ideais para oviposição e forrageio (Dias-Silva et al., 2010). Além disso, o dossel reflete diretamente a preservação da vegetação ripária, essencial para a manutenção da maioria dos processos biológicos que ocorrem nos riachos, como entrada de matéria orgânica, regulação da temperatura, estabilidade das margens e entrada de sedimentos (Juen et al., 2016). Vale ressaltar que o estilo de vida (sobre a superfície da água) de *Gerrormorpha* torna-o mais susceptível aos estresses ambientais causados pela perda de integridade ambiental (Dias-Silva et al., 2013, 2020b). Por isso, a preservação da vegetação ripária é fundamental para manter estáveis gradientes físico-químicos importantes, tal como temperatura, a fim de garantir a abundância de *Gerrormorpha* (Dala-Corte et al., 2020; Guterres et al., 2021).

A substituição de espécies foi responsável por compor a maior parte da diversidade beta, o que faz sentido do ponto de vista ecológico, uma vez que a substituição de espécies está associada com a heterogeneidade ambiental, e a diversidade beta é determinada pelas variações ambientais entre os *habitats* (Dias-Silva et al., 2020b). Logo, pode-se afirmar que a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de insetos aquáticos está intimamente ligada à complexidade ambiental, visto que esta oferece uma maior disponibilidade de microhabitats. Em virtude disso, pode abrigar uma maior abundância de espécies em razão da variedade de recursos e substratos disponíveis para espécies de diferentes nichos (Cunha & Juen, 2017; Dias-Silva et al., 2020b; Juen et al., 2016). Vale destacar que a conversão da paisagem natural provoca uma diminuição na heterogeneidade ambiental (Castro et al., 2018; Cunha et al., 2015; Paiva et al., 2021).

A diversidade beta indicou maior relação da diversidade de percevejos com as variáveis locais (Cunha & Juen, 2020). Os insetos aquáticos têm uma estreita relação

com o tipo de substrato onde podem ser encontrados, em riachos, uma vez que está relacionado à preferência das espécies por microhabitats (Guterres et al., 2020). Esses cenários propiciam diferentes formas de alimentação e abrigo contra correnteza e predadores, sendo um dos principais fatores que afetam a distribuição e a abundância de *Gerrormorpha* (Dias-Silva et al., 2013). Além disso, os diferentes usos do solo na região estão causando mais efeitos nas métricas ambientais de dentro dos corpos d'água do que nas métricas de paisagem do entorno. Ampliar os estudos e tentar isolar as diferentes influências dos usos do solo são ações essenciais para minimizar a perda da biodiversidade e pensar em ações de conservação mais eficientes.

CONCLUSÃO

Em síntese, este estudo destacou como as variáveis ambientais dos riachos são importantes para a composição da comunidade de insetos aquáticos em riachos amazônicos, o que se deve ao fato de a reprodução e o desempenho de nicho de percevejos semiaquáticos dependerem das condições ambientais do *habitat*. Dessa maneira, pode-se concluir que as características do *habitat* atuam como filtros ambientais, ao passo que flutuações nos gradientes físico-químicos alteram as condições ideais para a permanência de determinadas espécies. Além disso, as variáveis selecionadas neste estudo estão intimamente ligadas à vegetação ribeirinha, salientando a importância da preservação da zona de amortecimento em riachos de cabeceira. Por fim, este estudo indicou a importância do estudo da diversidade beta de percevejos semiaquáticos por evidenciar sua relação com a variação local dos riachos. Além disso, tais respostas podem contribuir para tomadas de decisões e políticas de conservação em áreas de mineração de bauxita na Amazônia.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Mineração Paragominas, pelo financiamento dos projetos "Monitoring aquatic biota of streams on areas of Paragominas Mining SA, Pará, Brazil" e "Aquatic biota



monitoring and assessment upstream and downstream of bauxite pipeline Norsk Hydro Paragominas – Barcarena (Pará, Brazil) – an instream and riverscape approach”, através do *Biodiversity Research Consortium Brazil-Norway* (BRC), que forneceu apoio logístico e suporte para a realização de toda a pesquisa e bolsa de estudos aos autores V. A. Luz e E. J. Cunha. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de produtividade em pesquisa fornecida a L. Juen (processo nº. 304710/2019-9). Nós também agradecemos a Ana Luiza Andrade, Ana Luiza Fares, Carina Kaory Sasahara de Paiva, Calebe Maia, Gilberto Nepomuceno Salvador, Lenize Batista Calvão, Naiara Raiol Torres, Thaísa Sala Michelan e Thiago Augusto Pedroso, pela ajuda na coleta das amostras biológicas. Este manuscrito é o resultado da iniciação científica do discente V. A. Luz, desenvolvido durante o período em que foi bolsista do projeto. O manuscrito é o número BRC077 da série de publicação do BRC.

REFERÊNCIAS

- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, *26*(1), 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- 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. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Blanchet, F. G., Legendre, P., & Borcard, D. (2008). Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, *89*(9), 2623-2632. <https://doi.org/10.1890/07-0986.1>
- Bomfim, F. F., Fares, A. L. B., Melo, D. G. L., Vieira, E., & Michelan, T. S. (2023). Land use increases macrophytes beta diversity in Amazon streams by favoring amphibious life forms species. *Community Ecology*, *24*, 159-170. <https://doi.org/10.1007/s42974-023-00139-5>
- Callisto, M., Gonçalves, J. F., & Fonseca, J. J. L. (1998). Benthic macroinvertebrates of four Amazonian streams influenced by bauxite mining (Brazil). *SIL Proceedings*, *26*(3), 983-985. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900865>
- Castello, L., & Macedo, M. N. (2015). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, *22*(3), 990-1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>
- Castro, D. M., Doledec, S., & Callisto, M. (2017). Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshwater Biology*, *62*(8), 1472-1486. <https://doi.org/10.1111/fwb.12961>
- Castro, D. M., Doledec, S., & Callisto, M. (2018). Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*, *84*, 573-582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>
- Cunha, E. J., Montag, L. F. A., & Juen, L. (2015). Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteroptera (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators*, *52*, 422-429. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.024>
- Cunha, E. J., & Juen, L. (2017). Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *Journal of Insect Conservation*, *21*(1), 111-119. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9959-1>
- Cunha, E. J., & Juen, L. (2020). Environmental drivers of the metacommunity structure of insects on the surface of tropical streams of the Amazon. *Austral Ecology*, *45*(5), 586-595. <https://doi.org/10.1111/aec.12873>
- Dala-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., Pes, A. M., Magalhães, A. L. B., Godoy, B. S., Leal, C. G., Monteiro-Júnior, C. S., Stenert, C., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Lima-Junior, D. P., Gubiani, É. A., Massariol, F. C., Teresa, F. B., Becker, F. G., . . . Roque, F. O. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, *57*(7), 1391-1402. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>
- Dias-Silva, K., Cabette, H. S., & Juen, L. (2010). The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Zoologia (Curitiba)*, *27*(6), 918-930. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000600013>
- Dias-Silva, K., Cabette, H. S., Giehl, N. F. S., & Juen, L. (2013). Distribuição de Heteroptera aquáticos (Insecta) em diferentes tipos de substratos de Córregos do Cerrado matogrossense. *EntomoBrasilis*, *6*(2), 132-140. <https://doi.org/10.12741/ebrazilis.v6i2.302>
- Dias-Silva, K., Brasil, L. S., Juen, L., Cabette, H. S. R., Costa, C. C., Freitas, P. V., & De Marco, P. (2020a). Influence of local variables and landscape metrics on Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) assemblages in Savanna streams, Brazil. *Neotropical Entomology*, *49*(2), 191-202. <https://doi.org/10.1007/s13744-019-00748-8>
- Dias-Silva, K., Brasil, L. S., Veloso, G. K. O., Cabette, H. S. R., & Juen, L. (2020b). Land use change causes environmental homogeneity and low beta-diversity in Heteroptera of streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, *56*, 9. <https://doi.org/10.1051/limn/2020007>



- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N., & Wagner, H. H. (2025). *adespatial: multivariate multiscale spatial analysis. R package version 0.2-0* [Software]. Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://cran.r-project.org/web/packages/adespatial/index.html>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, *81*(2), 163-182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Espinosa, A. C. E., Cunha, E. J., Shimano, Y., Rolim, S., Mioli, L., Juen, L., & Dunck, B. (2023). Functional diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in streams in mining areas located in the Eastern Amazon. *Hydrobiologia*, *850*(4), 929-945. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05134-x>
- Fares, A. L. B., Calvão, L. B., Torres, N. R., Gurgel, E. S. C., & Michelan, T. S. (2020). Environmental factors affect macrophyte diversity on Amazonian aquatic ecosystems inserted in an anthropogenic landscape. *Ecological Indicators*, *113*, 106231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106231>
- Faria, A. P. J., Paiva, C. K. S., Calvão, L. B., Cruz, G. M., & Juen, L. (2021). Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. *Environmental Monitoring Assessment*, *193*, 763. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09553-6>
- Faria, A. P. J., Ligeiro, R., Calvão, L. B., Giam, X., Leibold, M. A., & Juen, L. (2023). Land use types determine environmental heterogeneity and aquatic insect diversity in Amazonian streams. *Hydrobiologia*, *851*, 281-298. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05190-x>
- Floriano, C. F. B., Moreira, F. F. F., & Bispo, P. C. (2017). South American species of *Stridulivelia* (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae): identification key, diagnoses, illustrations, and updated distribution. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, *199*(1), 24-46. <https://doi.org/10.4289/0013-8797.119.1.24>
- Gardner, T. A., Ferreira, J., Barlow, J., Lees, A. C., Parry, L., Vieira, I. C. G., Berenguer, E., Abramovay, R., Aleixo, A., Andretti, C., Aragão, L. E. O., Araújo, I., Ávila, W. S., Bardgett, R. D., Batistella, M., Begotti, R. A., Beldini, T., Blas, D. E., Braga, R. F., Zuanon, J. (2013). A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *368*(1619), 20120166–20120166. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0166>
- Giehl, N. F., Fonseca, P. V., Dias-Silva, K., Brasil, L. S., & Cabette, H. S. (2015). Efeito de fatores abióticos sobre *Brachymetra albinervis* (Heteroptera: Gerridae). *Iheringia, Série Zoologia*, *105*(4), 411-415. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151054411415>
- Giehl, N. F. S., Cabette, H. S. R., Dias-Silva, K., Juen, L., Moreira, F. F. F., Castro, L. A., Ferreira, V. R. S., & Batista, J. D. (2020). Variation in the diversity of semiaquatic bugs (Insecta: Heteroptera: Gerromorpha) in altered and preserved veredas. *Hydrobiologia*, *847*(16), 3497-3510. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04364-1>
- Guterres, A. P., Cunha, E. J., Godoy, B. S., Silva, R. R., & Juen, L. (2020). Co-occurrence patterns and morphological similarity of semiaquatic insects (Hemiptera: Gerromorpha) in streams of Eastern Amazonia. *Ecological Entomology*, *45*(1), 155-166. <https://doi.org/10.1111/een.12785>
- Guterres, A. P., Cunha, E. J., & Juen, L. (2021). Tolerant semiaquatic bugs species (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to pasture and conventional logging in the Eastern Amazon. *Journal of Insect Conservation*, *25*(4), 555-567. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00316-9>
- Hydro. (2022). *Hydro Annual Report 2021*. <https://www.hydro.com/globalassets/06-investors/reports-and-presentations/annual-report/rdmar21/annual-report-2021-eng.pdf>
- Juen, L., & Marco Jr., P. (2011). Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conservation and Diversity*, *4*(4), 265-274. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00130.x>
- Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Ferreira, M. C., Begot, T. O., Andrade, A. L., Shimano, Y., Leão, H., Pompeu, P. S., & Montag, L. F. A. (2016). Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. *River Research and Applications*, *32*(10), 2081–2094. <https://doi.org/10.1002/rra.3050>
- Kemp, D., Bond, C. J., Franks, D. M., & Cote, C. (2010). Mining, water and human rights: making the connection. *Journal of Cleaner Production*, *18*(15), 1553-1562. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.06.008>
- Leão, H., Siqueira, T., Torres, N. R., & Montag, L. F. A. (2020). Ecological uniqueness of fish communities from streams in modified landscapes of Eastern Amazonia. *Ecological Indicators*, *111*, 106039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106039>
- Legendre, P., & Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, *69*(1), 1-24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, *2*, 1510-1524. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>

- Magalhães, O. M., Moreira, F. F. F., & Galvão, C. (2016). A new species of *Rhagovelia* Mayr, 1865 (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae) from Pará State, with an updated key to Brazilian species of the *robusta* group. *Zootaxa*, 4171(3), 586-594. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4171.3.12>
- Martins, W. B. R., Rodrigues, J. I. M., Oliveira, V. P., Ribeiro, S. S., Barros, W. S., & Schwartz, G. (2022). Mining in the Amazon: Importance, impacts, and challenges to restore degraded ecosystems. Are we on the right way? *Ecological Engineering*, 174, 106468. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106468>
- Moreira, F. F., Alecrim, V., Ribeiro, J. R., & Nessimian, J. L. (2011). Identification key to the Gerridae (Insecta: Heteroptera: Gerromorpha) from the Amazon River floodplain, Brazil, with new records for the Brazilian Amazon. *Zoologia (Curitiba)*, 28(2), 269-279. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000200018>
- Moura, A., Lutter, S., Siefert, C. A. C., Netto, N. D., Nascimento, J. A. S., & Castro, F. (2021). Estimating water input in the mining industry in Brazil: A methodological proposal in a data-scarce context. *The Extractive Industries and Society*, 9, 101015. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2021.101015>
- Nessimian, J. L., Venticinqu, E. M., Zuanon, J., Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J. D., & Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 614(1), 117-131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>
- Nieser, N. (1994). A new species and a new status in *Neogerris* Matsumura (Heteroptera: Gerridae) with a key to American species. *Storkia*, 3, 27-37.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira-Junior, J. M. B., Junior, P. D. M., Dias-Silva, K., Leitão, R. P., Leal, C. G., Pompeu, P. S., & Juen, L. (2017). Effects of human disturbance and riparian conditions on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. *Limnologia*, 66, 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.04.007>
- Paca, V. H. M., Lopes, D. F., & Lima, J. B. M. (2013). Recursos hídricos superficiais. In X. S. J. João, S. G. Teixeira, & D. D. F. Fonseca (Eds.), *Geodiversidade do estado do Pará* (pp. 75-88). CPRM/Serviço Geológico do Brasil.
- Paiva, C. K. S., Faria, A. P. J., Calvão, L. B., & Juen, L. (2021). The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848, 1073-1085. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Petsch, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*, 101(3-4), 113-122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>
- Petsch, D. K., Blowes, S. A., Melo, A. S., & Chase, J. M. (2021). A synthesis of land use impacts on stream biodiversity across metrics and scales. *Ecology*, 102(11), e03498. <https://doi.org/10.1002/ecy.3498>
- Pinto, A., Amaral, P., Souza Jr., C., Veríssimo, A., Salomão, R., Gomes, G., & Balieiro, C. (2009). *Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas. Relatório Técnico*. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon). <https://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/outros/iagnostico-socioeconomico-e-florestal-do.pdf>
- Podani, J., & Schmera, D. (2011). A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence - absence data. *Oikos*, 120(11), 1625-1638. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x>
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rivera-Pérez, J. M., Shimano, Y., Luiza-Andrade, A., Pinto, N. S., Dias, L. G., Ferreira, K. S., Rolim, S., & Juen, L. (2023). Effect of mining on the EPT (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) assemblage of Amazonian streams based on their environmental specificity. *Hydrobiologia*, 850, 645-664. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05111-4>
- Veloso, H. P., Rangel-Filho, A. L. R., & Lima, J. C. A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Wang, Z., Lechner, A. M., Yang, Y., Baumgartl, T., & Wu, J. (2020). Mapping the cumulative impacts of long-term mining disturbance and progressive rehabilitation on ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 717, 137214. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137214>
- Watrín, O. S., & Rocha, A. M. A. (1992). *Levantamento da vegetação natural e do uso da terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/Landsat* (Boletim de Pesquisa, 124). EMBRAPA/CPATU. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/379420>
- Yadamsuren, O., Morse, J. C., Hayford, B., Gelhaus, J. K., & Adler, P. H. (2020). Macroinvertebrate community responses to land use: a trait-based approach for freshwater biomonitoring in Mongolia. *Hydrobiologia*, 847(8), 1887-1902. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04220-2>



CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

V. A. Luz contribuiu com conceituação, investigação, curadoria de dados e escrita (rascunho original); E. J. Cunha com metodologia, conceituação, análise formal e escrita (edição); A. P. M. Guterres com metodologia, conceituação, análise formal e escrita (edição); G. F. M. Pereira com metodologia e visualização; e L. Juen com conceituação, administração de projeto, aquisição de financiamento, recursos, supervisão, coleta de dados e escrita (revisão e edição).

