

BEATRIZ DA LUZ SILVA

INFLUÊNCIA DAS INTERAÇÕES INTERESPECÍFICAS E DO  
AMBIENTE NA ORGANIZAÇÃO DAS ESPÉCIES DE INSETOS  
SEMIAQUÁTICOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Belém/PA

2021

BEATRIZ DA LUZ SILVA

INFLUÊNCIA DAS INTERAÇÕES INTERESPECÍFICAS E DO  
AMBIENTE NA ORGANIZAÇÃO DAS ESPÉCIES DE INSETOS  
SEMIAQUÁTICOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Colegiado do Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Modalidade Biologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Biologia.

Orientador: Dr<sup>a</sup> Leandro Juen

Co-orientação: MSc. Alana Patrícia Guterres

Laboratório de Ecologia e Conservação – ICB – UFPA

Belém/PA

2021

BEATRIZ DA LUZ SILVA

INFLUÊNCIA DAS INTERAÇÕES INTERESPECÍFICAS E DO  
AMBIENTE NA ORGANIZAÇÃO DAS ESPÉCIES DE INSETOS  
SEMIAQUÁTICOS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao  
Colegiado do Curso de Bacharelado em Ciências  
Biológicas, Modalidade Biologia da Universidade  
Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção  
do grau de Bacharel em Biologia.

Orientador: Dr<sup>a</sup> Leandro Juen

Coorientação: MSc. Alana Patrícia Guterres

Laboratório de Ecologia e Conservação – ICB – UFPA

Orientador: Dr. Leandro Juen  
Laboratório de Ecologia e Conservação – ICB – UFPA

Avaliador: Dr. Fernando Geraldo Carvalho  
Laboratório de Ecologia e Conservação – ICB – UFPA

Avaliadora: Dra. Lenize Batista Calvao  
Laboratório de Ecologia e Conservação – ICB – UFPA

Belém/PA

2021

## AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento desse trabalho contou com várias pessoas as quais agradeço:

A minha família, minha mãe Patrícia da Luz que sempre foi minha força, e me incentivou desde sempre a seguir a carreira científica, mesmo sabendo de todos os obstáculos que vinham pela frente sendo mulher e defensora do meio ambiente. Ao meu pai Jair Campos, que contribuiu para a construção de minha educação tanto na ciência como na vida e na música, que me disse desde pequena que tudo o que eu preciso é amor. Ao meu irmão, Artur Nunes, que sempre me apoiou e me ensinou a conviver com as diferenças, me ensinou a compartilhar e ter paciência diariamente. A Malu e Moana por todos os aprendizados e momentos felizes, vocês são luz na minha vida e na vida da minha família. A todo o resto da família Luz e Silva, em especial, meus avós Osvaldo e Sebastiana; Teresinha e José Pessanha, meus padrinhos Valéria e Roberto, meus tios Mauro e Marilene e meus primos Heitor e Marília, que são responsáveis pelo meu crescimento e me ensinaram a ser acolhedora com todos que precisam.

As minhas amigas da Universidade, Lia, Luane e Marceli, por me acolherem e me apoiarem desde o início, por todos os trabalhos defendidos, pelo companheirismo em todos os perrengues da vida acadêmica, pelos conselhos e encorajamentos, quero ter o prazer de acompanhar a carreira acadêmica e a vida de cada uma de perto. Ao restante dos meus amigos de classe por todas as experiências incríveis que vivemos.

Aos meus amigos da vida, Melissa, Ygor, Vinicius, por todos os momentos vividos, crescimento, histórias, vivenciando experiências únicas que me fizeram ser uma pessoa melhor, mais consciente, que respeita as diferenças. Obrigada por fazerem minha vida mais alegre e feliz, levarei vocês para sempre.

As minhas afilhadas Cecília e Isabela, por me mostrarem que a felicidade está em pequenos gestos e momentos puros, me fazerem ser uma pessoa melhor a cada dia, lutar cada vez mais por um futuro melhor e que vão para sempre ter um lugar especial no meu coração.

Ao Thalles, por todo apoio, pela paciência, respeito, pela história que construímos até aqui, pelo carinho, tranquilidade e leveza de viver a vida, que me fez crescer e mudar para melhor, e sua família por terem conquistado todo meu afeto.

Aos professores orientadores, em especial ao professor Doutor Leandro Juen, por ter me aceitado no LABECO; à Alana Patrícia Meguy Guterres, pela paciência e por ter me auxiliado durante a pesquisa; ao Erlane Cunha pelo auxílio no trabalho; à Naiara Torres pela ajuda nas medidas de paisagem e ao restante dos colegas do LABECO que de alguma forma contribuíram para meu aprendizado e meu projeto.

A todos os professores que já tive, principalmente os de Ciências Biológicas, que através de seus ensinamentos permitiram que eu pudesse estar concluindo este trabalho.

A Norsk Hydro ASA pela bolsa a qual foi possível a realização dessa pesquisa.

**SUMÁRIO**

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>4</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO	4
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL E AMOSTRAGEM BIOLÓGICA	5
2.3 SELEÇÃO DE TRAÇOS E AFERIÇÃO MORFOLÓGICA	6
2.4 AFERIÇÃO E SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	7
2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	7
<b>3 RESULTADOS .....</b>	<b>9</b>
<b>4 DISCUSSÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>17</b>
<b>6 MATERIAL SUPLEMENTAR.....</b>	<b>17</b>
<b>7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>18</b>

### LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos 16 igarapés amostrados no ano de 2017 no município de Paragominas– Pará, Brasil. Riachos com mais de 60% de floresta (tratamento 1) e riachos com baixo desse valor (tratamento 2). -----	4
Figura 2. Delineamento amostral e amostragem biológica de percevejos semiaquáticos (adaptado de Peck et al., (2006) e Cunha & Juen (2017)).-----	5
Figura 3. Gráfico representativo de OMI e WITOMI nos tratamentos 1 (a) e 2 (b) respectivamente. E: Condições ambientais adequadas a sobrevivência. K: Condições disponíveis encontradas dentro de E. GK: Condição média do habitat usado pela comunidade. SR: Subnicho. SU: Unidade de amostragem.-----	13

### LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Traços funcionais e morfológicos que foram aferidos, das espécies coletadas nos 16 riachos, no município de Paragominas, Pará-Brasil. -----	6
Tabela 2. Espécies coletadas nos 16 riachos, no município de Paragominas, Pará-Brasil, e suas respectivas abundâncias estudadas na bacia do Rio Capim. -----	10
Tabela 3. Valores das análises de sobreposição morfológica. -----	12

## RESUMO

Neste trabalho avaliamos a importância do ambiente e das relações interespecíficas no padrão de organização das espécies de insetos semiaquáticos, em uma área extração de minério na Amazônia Oriental. Para isso, utilizamos as características (traços) das espécies, considerando a abundância e o dimorfismo sexual, e quantidade de vegetação ripária em cada riacho. Com isso, testamos as seguintes hipóteses: (a) o impacto ambiental causado pela atividade de mineração diminui a disponibilidade de recursos nos riachos e, por isso, as espécies tendem a ser mais diferentes entre si (divergência morfológica), para evitar a exclusão competitiva; (b) a presença de maior porção de vegetação ripária em alguns riachos modifica a organização da assembleia de insetos semiaquáticos, de modo que as espécies utilizam melhor os recursos do ambiente. Foram amostrados 16 igarapés/riachos no município de Paragominas, na Bacia do Rio Capim, no estado do Pará. Mensuramos as variáveis físico-químicas e quantidade de vegetação ripária. Não foi encontrado ação dos filtros ambientais para assembleia total, porém encontramos divergência morfológica significativa para todos os traços analisados. Por outro lado, a separação dos riachos em tratamentos com diferentes porções de vegetação ripária mostrou que há diferenças significativas entre eles, em relação ao padrão de distribuição das espécies. O tratamento com maior porção de floresta (com 60% ou mais de vegetação ripária), num raio de 500m, possui as espécies distribuídas em uma área maior, indicando que esses riachos possuem maior disponibilidade de recursos ou que as espécies conseguem utilizar esses recursos com maior eficiência. Desse modo, é possível verificar que as interações interespecíficas na assembleia de insetos semiaquáticos, está moldando a maneira que a comunidade local é organizada. Além disso, a vegetação ripária nesses riachos também é um fator importante para determinar a organização das espécies.

**ABSTRACT**

In this paper we evaluate the importance of the environment and interspecific relationships in the pattern of organization of semiaquatic insect species in a mining area in the Eastern Amazon. For this, we used the characteristics (traits) of the species, considering abundance and sexual dimorphism, and amount of riparian vegetation in each stream. With this, we tested the following hypotheses: (a) the environmental impact caused by mining activity decreases the availability of resources in the streams and, therefore, species tend to be more different from each other (morphological divergence), to avoid competitive exclusion; (b) the presence of a larger portion of riparian vegetation in some streams modifies the organization of the semiaquatic insect assembly, so that species better utilize the resources of the environment. We sampled 16 streams in the municipality of Paragominas, in the Capim River Basin, in the state of Pará. We measured the physicochemical variables and the amount of riparian vegetation. No action of environmental filters was found for the total assembly, but we found significant morphological divergence for all analyzed traits. On the other hand, the separation of the streams into treatments with different portions of riparian vegetation showed that there are significant differences between them, regarding the pattern of species distribution. The treatment with the largest portion of forest (with 60% or more riparian vegetation), within 500m, has the species distributed over a larger area, indicating that these streams have greater availability of resources or that the species can use these resources more efficiently. Thus, it is possible to verify that the interspecific interactions in the assembly of semi-aquatic insects is shaping the way the local community is organized. In addition, the riparian vegetation in these streams is also an important factor in determining the organization of species.

## 1 INTRODUÇÃO

O padrão de distribuição das espécies está diretamente relacionado às variáveis ambientais e relações interespecíficas (Guterres *et al.*, 2019; Bastos *et al.*, 2021). Entretanto, é comum que os estudos relacionem apenas um dos componentes do nicho realizado (que considera os fatores abióticos e bióticos para sobrevivência de uma espécie – Pulliam, 2000), ambiente ou relações interespecíficas, nas análises de distribuição das espécies (Karasiewicz *et al.*, 2017). Nesse âmbito, dois conceitos principais buscam explicar o padrão de distribuição e coocorrência das espécies: os filtros ambientais e a similaridade limitante. O conceito de filtros ambientais discute que a coocorrência das espécies é determinada por um conjunto de filtros abióticos, como mudanças ambientais bruscas, que facilitam a permanência de espécies com nichos similares (Kraft *et al.*, 2015). Desse modo, espécies com maior similaridade morfológica tendem a coocorrer (Kraft *et al.*, 2015). Por outro lado, quando a similaridade limitante for preponderante na estrutura da comunidade, o esperado é que as espécies coocorrentes apresentem mais diferenças morfológicas, pois essa diferenciação morfológica permite a partição de recursos e menor competição interespecífica, que evita a exclusão competitiva de uma das espécies (Hutchinson, 1959; MacArthur & Levins, 1967).

Nesse contexto, as abordagens *trait-based* (baseada em traços das espécies) têm se destacado, pois permitem associar as características das espécies (traços-características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas, que podem ter uma função relacionada diretamente ao ambiente -Arantes *et al.*, 2019; McGill *et al.*, 2006) com o funcionamento das comunidades, populações e ecossistemas (Violle *et al.*, 2014; Adler *et al.*, 2013). Recentemente, os pesquisadores têm buscado inserir nessas abordagens a variação intraespecífica (ITV), que anteriormente era ignorada, como o dimorfismo sexual (Adler *et al.*, 2013; Violle *et al.*, 2012) e a variação da abundância (Leps *et al.*, 2011). Incluir ITV contribui para aprimorar resultados (Jung *et al.*, 2010), uma vez que as interações bióticas e abióticas ocorrem a nível de indivíduo (Violle *et al.*, 2012).

Abordagens baseada em traços podem ser utilizadas tanto para trabalhos de ecologia aplicada, como para trabalhos de avaliação de impactos ambientais, quanto em ecologia teórica, que buscam avaliar a sobreposição de nicho entre pares de espécies (McGill *et al.*, 2006; Kraft *et al.*, 2008; Adler *et al.*, 2013; Guterres *et al.*, 2019). Utilizar abordagens baseada nos traços das espécies para estudos de ecologia aplicada, como analisar mudanças ambientais resultantes da ação antropogênica, é um desafio importante

em estudos de ecologia (Kraft *et al.*, 2008). Principalmente em sistemas aquáticos amazônicos, que são essenciais para a estabilidade de muitos serviços ecossistêmicos, que são extrema importância para a subsistência humana, como a geração de recursos alimentícios, fármacos, energéticos e de minérios (Espinosa *et al.*, 2020).

As atividades antrópicas na Amazônia têm causado uma série de alterações ambientais (Nepstad *et al.*, 2006), principalmente aquelas empregadas por grandes indústrias. Uma das principais consequências é a conversão do uso do solo (converter cobertura vegetal nativa em áreas de uso agrícola ou industrial), que frequentemente causa severas alterações no ambiente aquático, como destruição de substratos e alterações na qualidade da água (Costas *et al.*, 2018). A atividade de mineradora, por exemplo, pode causar distúrbios ambientais severos (Costas *et al.*, 2018), que atingem a biota aquática (Pomeranz *et al.*, 2018), o solo (Kusin *et al.*, 2018), e a vegetação ripária (Nessimian *et al.*, 2008). Particularmente, a perda de vegetação ripária afeta consideravelmente a biota aquática (Juen *et al.*, 2016), pois causa interrupção das cadeias alimentares aquáticas e mudanças associadas nos padrões de distribuição de espécies (Goular *et al.*, 2002; Larsen & Ormerod, 2013). Desse modo, realizar o monitoramento dessas áreas é importante para avaliar os danos causados na biodiversidade e no ambiente, para assim buscar medidas de preservação ou mitigação, para que espécies não sejam perdidas e ambientes naturais não sejam destruídos (Cunha *et al.*, 2015; Montag *et al.*, 2019).

Uma das maneiras de monitorar áreas degradadas é utilizando organismos sensíveis as modificações e bioindicadores de qualidade ambiental como são os insetos semiaquáticos (Heteroptera, Gerromorpha). Eles representam um grupo de predadores e necrófagos que se alimentam de presas aquáticas (Andersen, 1982) e possuem adaptações únicas para viver na superfície da água de diversos ambientes (Crumière *et al.*, 2016). Esse grupo possui características morfológicas únicas, que os diferenciam dos outros grupos de insetos aquáticos (Andersen, 1982), corpo recoberto por pelos hidrófobos (Murphey, 1971); características voltadas para o acasalamento, por exemplo os apêndices antenais (Khila *et al.*, 2012; Crumière *et al.*, 2019). Algumas espécies também possuem modificações nas pernas, tendo as pernas médias mais alongadas, permitindo maior velocidade na locomoção (Santos *et al.*, 2017). Essas distintas adaptações tornam esse grupo apto para estudos de competição devido a expressão dessas características morfológicas em ambientes de pressão seletiva (Guterres *et al.*, 2019), ideal para abordagens baseada em traços (Santos *et al.*, 2015), e demonstram a importância para

estudos de avaliação de impacto, já que eles são imprescindíveis para a ciclagem de nutrientes e apresentam relação direta com componentes do ambiente aquático (Godoy *et al.*, 2019; Dias-Silva *et al.*, 2020).

Outro ponto a se considerar nesse grupo é o dimorfismo sexual (Andersen, 1982). As fêmeas podem apresentar abdômen maior para conseguir melhor fecundidade (Preziosi & Fairbairn, 1997); machos podem apresentar antenas ou espinhos nas pernas médias para melhor agarrar a fêmea na cópula (Khila *et al.*, 2012). Todas essas características são importantes para serem analisadas em estudos de populações e comunidades (Violle *et al.*, 2012), pois esses atributos estão relacionados a ecologia, adaptação e padrão de distribuição das espécies ao longo de um determinado gradiente ambiental (Santos *et al.*, 2015). Devido a isso, os insetos semiaquáticos vêm ganhando enfoque em estudos que avaliam a influência das variáveis ambientais nas comunidades (Godoy *et al.*, 2019), em avaliações de impacto (Cunha *et al.*, 2015; Cunha & Juen, 2017) e trabalhos teóricos, que utilizam traços morfológicos e funcionais (Guterres *et al.*, 2019).

Portanto, nesse trabalho o objetivo foi avaliar a influência dos filtros ambientais e das relações interespecíficas no padrão de organização das espécies em uma área de extração de minério de bauxita na Amazônia Oriental (Barros & Rocha, 2019). Com esse fim, selecionamos traços morfofuncionais previamente relatados como elos importantes entre a assembleia e o meio ambiente (Andersen, 1982), considerando o peso da abundância e o dimorfismo sexual. Para isso, foram testadas as seguintes hipóteses:

I - O impacto local, ocasionado pela atividade de mineração diminui a disponibilidade de recursos nos riachos e por isso as espécies tendem a ser mais diferentes entre si (divergência morfológica), para explorar melhor os recursos. Nesse caso, a ação dos filtros ambientais será menos representativa.

II - A presença de maior porção de vegetação ripária em alguns riachos permite a maior disponibilidade de recursos alimentares nessas unidades. Desse modo, nos riachos com mais de 60% de floresta (raio de 500m) a assembleia de insetos semiaquáticos utiliza uma gama maior de recursos, que permite a expansão do nicho realizado.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

Foram amostrados 16 igarapés/riachos no município de Paragominas, nordeste do estado do Pará (Brasil), na Bacia do Rio Capim, no ano de 2017 (Figura 1). Paragominas é uma região de grande dinamismo econômico, a produção mineral pode atingir até dois bilhões de toneladas de bauxita em reserva (Pinto *et al.*, 2009). Nos arredores do Rio Capim estão presentes muitas atividades que movem a economia da região, como plantações agrícolas, extração de madeira e extração de minério (Motta-Paca, 2012). Os tributários do Rio Capim ocupam mais da metade da área do município Paragominas (54%) (Pinto *et al.*, 2009).

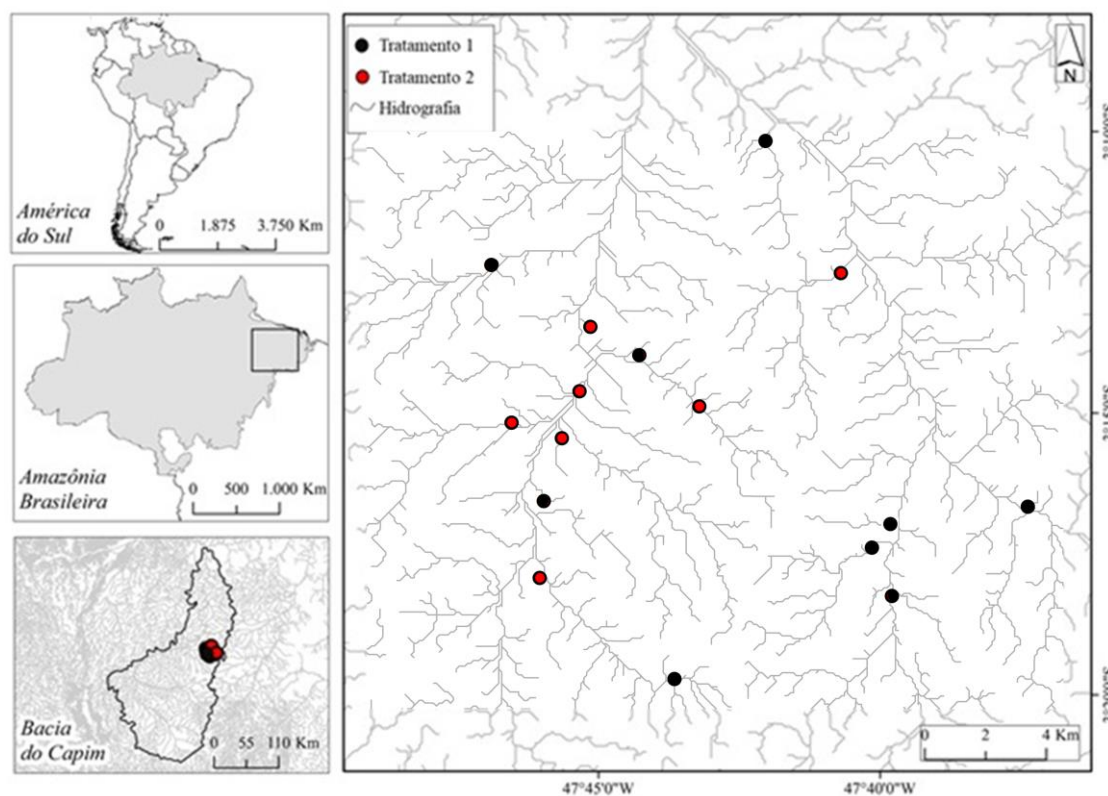


Figura 1. Localização dos 16 igarapés amostrados no ano de 2017 no município de Paragominas–Pará, Brasil. Riachos com mais de 60% de floresta (tratamento 1) e riachos com baixo desse valor (tratamento 2).

Os riachos estão localizados na área de uma empresa privada, que realiza extração de minério de bauxita desde o ano de 2007 (Barros & Rocha, 2019). Esses riachos possuem um gradiente de impacto, uma vez que possuem quantidade variável de

cobertura vegetal e estão expostos a níveis diferentes de impacto da extração mineral e de áreas de pastagem.

## 2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL E AMOSTRAGEM BIOLÓGICA

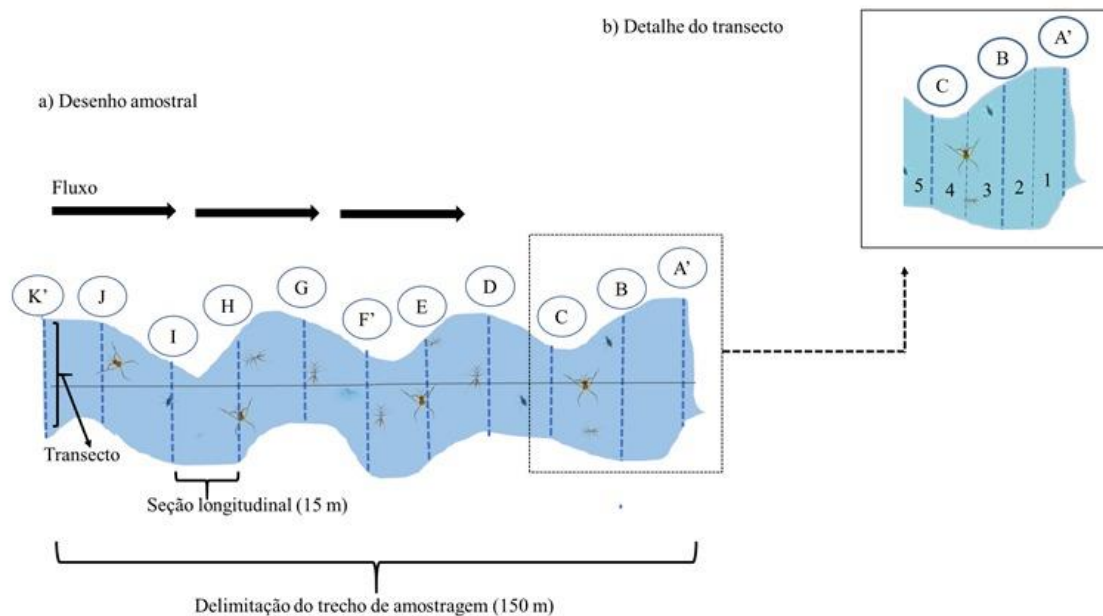


Figura 2. Delineamento amostral e amostragem biológica de percevejos semiaquáticos (adaptado de Peck *et al.*, 2006 e Cunha & Juen, 2017).

Em cada igarapé a coleta ocorreu em um trecho de 150 metros, dividido em 10 seções de 15 metros para a coleta das variáveis ambientais (Kaufmann *et al.*, 1999) (Figura 2.1). Para a amostragem biológica, as seções longitudinais foram divididas em três subseções de sete metros e meio cada, nos quais foram realizadas a coleta dos heterópteros semiaquáticos (Figura 2.2).

Para a coleta dos indivíduos em cada igarapé, fizemos uma coleta ativa na superfície da água utilizando um coador de 18 centímetros de diâmetro e malha de 1 mm delimitada pelo tempo aproximado de uma hora (Cunha & Juen, 2017) (Figura 1. 2). Os indivíduos coletados foram triados em campo e identificados em laboratório, com o auxílio de chaves dicotômicas até nível de espécie ou morfoespécie (Kenaga, 1941; Kenaga, 1942; Nieser & Mello, 1997; Moreira *et al.*, 2011; Moreira & Barbosa, 2014; Magalhães *et al.*, 2016; Floriano *et al.*, 2017).

### 2.3 SELEÇÃO DE TRAÇOS E AFERIÇÃO MORFOLÓGICA

Os traços medidos foram selecionados de acordo com a literatura (ver tabela 1), pois mostram-se importantes para interação dos organismos com o meio ambiente e com os outros indivíduos. Além disso, a abundância de cada espécie e o dimorfismo sexual presente no grupo foram considerados, como forma de incluir ITV nas análises. Dessa forma, todos os três traços foram ponderados pela abundância da respectiva espécie e as análises foram feitas para machos e fêmeas separadamente.

Todas as aferições foram feitas na lupa Zeiss, com o auxílio de uma lente micrométrica acoplada à lente do aparelho. Os indivíduos eram colocados em uma placa de petri, com álcool gel 70%, de forma que a estrutura a ser medida ficasse em paralelo, em relação à base da placa de Petri.

Tabela 1. Traços funcionais e morfológicos que foram aferidos, das espécies coletadas nos 16 riachos, no município de Paragominas, Pará-Brasil.

<b>Medidas morfológicas</b>	<b>Funções</b>	<b>Referências</b>
<b>Tamanho do corpo</b>	Dimorfismo sexual, fecundidade.	Preziosi & Fairbairn (1997).
<b>Tamanho das pernas médias</b>	Funcionam como remos propulsores, que auxiliam para manter esses animais sobre a superfície da água.	Santos <i>et al.</i> , (2015); Khila <i>et al.</i> , (2014).

## 2.4 AFERIÇÃO E SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Foram selecionadas e mensuradas 19 variáveis ambientais, que descrevem a morfologia dos riachos, profundidade, quantidade de cobertura vegetal, tipo de correnteza e variáveis limnológicas (ver material suplementar para mais detalhes). A porcentagem floresta (primária + secundária) foi definida e calculada em um buffer com raio de 500m. Os buffers foram interpostos com TerraClass (TerraClass 223/61 e 223/62 em 2014), e para a validação da reclassificação TerraClass, as imagens foram baixadas do satélite Sentinel-2a em 2 de novembro de 2017 (escala 1/25000 com resolução de 30 m). A quantidade de cobertura vegetal para cada um dos buffers classificados foi gerada em metros quadrados. Com o intuito de verificar se dentro dos riachos afetados pela mineração a vegetação ripária está minimizando os impactos da mineração, categorizamos os riachos em dois tratamentos, com base na porcentagem de vegetação ripária calculada no raio de 500m. Riachos com mais de 60% de floresta (tratamento 1- nove riachos) e riachos com floresta (%) abaixo desse valor (tratamento 2- sete riachos).

Em seguida, dentre essas variáveis, foram selecionadas as variáveis ambientais, que foram utilizadas para as análises estatísticas por meio da função *bioenv* (pacote *vegan*) (Clarke & Ainsworth, 1993; Oksanen *et al.*, 2013), com base na matriz de abundância. Essa função seleciona o melhor subconjunto de variáveis que explicam as variações encontradas na assembleia. Ao final, foram utilizadas 5 variáveis ambientais nas análises subsequentes (quantidade de substrato fino, temperatura da água, condutividade, variação do fluxo da água e porcentagem de vegetação ripária) (ver material suplementar para mais detalhes). Essas variáveis também já foram previamente relatadas como importantes para a assembleia de insetos semiaquáticos (Cunha *et al.*, 2015; Juen *et al.*, 2016).

## 2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Como amostra em nosso estudo é usado cada riacho, totalizando 16 unidades amostrais. Para testar a hipótese I, foi analisada a ação de filtros ambientais por meio de uma relação direta entre traços, variáveis ambientais e espécies, através da análise RLQ (Dray *et al.*, 2014), que é uma ordenação multivariada, que analisa três matrizes em conjunto: uma matriz de variáveis ambientais x amostra (R), uma matriz de ocorrência ou abundância x amostra (L) e uma matriz de *traits* x espécie (Q) e testa a relação entre elas. Em seguida, a função *fourth-corner* foi utilizada para testar a relação de um traço

e uma variável ambiental por vez, fazendo uma espécie de ajuste no resultado da RLQ, gerando ao final do teste um valor de significância (Dray *et al.*, 2014).

Para verificar a ação das interações interespecíficas, foi utilizado o módulo “*The Size Ratio module*” do pacote EcoSimR (Gotelli & Ellison, 2013) (função `size_null_model`), que calcula a variância nas razões de tamanho dos traços em questão. Em geral, o tamanho do efeito padronizado (SES) com valor negativo indica uma relação significativamente divergente entre as espécies (espécies mais diferentes entre si), indicando a ação predominante de competição interespecífica (Gotelli & Ellison, 2013). Ao final, o teste apresenta um valor do índice observado e um valor de significância *p*, baseado em 999 permutações.

Para testar a hipótese II, foi utilizada a análise de WitOMI (*Within outlying mean indexes*) (Karasiewicz *et al.*, 2017), que é um refinamento de Índice médio periférico (OMI) (Dolédec *et al.*, 2000). Essa análise define o nicho (baseado no conceito de hipervolume de nicho multidimensional -Hutchinson, 1959) e o subnicho das espécies, com base nas variáveis ambientais inseridas no modelo. Nesse caso, o subnicho é definido como sendo um subconjunto formado pelas variáveis ambientais e a forma como cada espécie utilizada essas condições disponíveis no hábitat. Nessa análise é possível comparar os subnichos das espécies em cada um dos tratamentos, produzindo uma descrição mais acurada e precisa da distribuição do nicho da assembleia sob uma mudança ambiental (Karasiewicz *et al.*, 2017). Basicamente esta análise decompõe o espaço ambiental médio, calculado com base nos valores médios das variáveis ambientais, em espaço ambiental realizado (**E**- representa as condições adequadas à sobrevivência de uma determinada espécie), condições disponíveis dentro de E (**K**- condições ótimas para a sobrevivência dentro de E), nicho realizado dentro de E (**NR**- representa a junção das condições abióticas e as interações bióticas,) e interações bióticas das espécies (NRE). Ao final calcula-se a marginalidade das espécies (OMI), tendo um valor associado de probabilidade para cada tratamento, sendo possível determinar a amplitude de nicho realizado de toda a assembleia. O índice foi testado usando Monte Carlo (Manly, 1991), com 999 permutações

Todas as análises foram feitas considerando um intervalo de confiança de 95%, cada riacho como um ponto amostral e realizadas no programa R development, versão 4.0.2. (Karasiewicz *et al.*, 2017).

### 3 RESULTADOS

Foram coletados um total de 618 indivíduos, pertencentes a três famílias (Gerridae, Mesoveliidae e Veliidae), 12 gêneros e 22 espécies. Dentre esses a espécie mais abundante foi *Rhagovelia elegans* Uhler (1894), com 118 indivíduos e os menos abundantes foram *Stridulivelia astralis* Drake & Harris (1938); *Paravelia conata*, Hungerford (1929); *Hydrometra guianana* Hungerford & Evans (1934) e *Neogerris.sp* Matsumura (1913) com 1 indivíduo cada (Tabela 2). Para as análises relacionadas aos traços morfofuncionais, nós mensuramos um total de 523 indivíduos, 143 machos e 380 fêmeas.

As análises de RLQ+*fourth-chorner* indicam que não há efeito dos filtros ambientais para assembleia total (machos + fêmeas) (inercia: 0.1383;  $p= 0.6332$ ). Da mesma forma, não houve efeito de filtros ambientais para machos (inercia= 11.28,  $p=0.4823$ ) e fêmeas (inercia= 6.725  $p=0.6283$ ) quando considerados separadamente.

Por outro lado, as análises de sobreposição morfológica mostraram que há uma divergência morfológica significativa para todos os traços analisados, tanto para a assembleia total, quanto para machos e fêmeas (Tabela 3). O tamanho do efeito padronizado (SES) com valores negativos indica divergência de traços ocorrendo na assembleia. Esses resultados corroboram a nossa primeira hipótese.

A marginalidade média das espécies foi significativa ( $p = 0,010$ ; permutações de Montecarlo 999), indicando um efeito das condições ambientais na assembleia de Gerromorpha. Das 22 espécies, ou morfoespécies, avaliadas pela análise WitOMi, 7 representaram a marginalidade de nicho média, que foi significativa ( $p <0,050$ ). Os tratamentos 1 e 2 foram estatisticamente diferentes do espaço ambiental realizado ( $p <0,001$  e  $p <0,001$ , respectivamente), ordenando o subnicho realizado (SR) das espécies (nicho em cada um dos grupos) em um padrão disjunto (Figura 3). o que nos fez aceitar a segunda hipótese.

Tabela 2. Espécies coletadas nos 16 riachos, no município de Paragominas, Pará-Brasil, e suas respectivas abundâncias estudadas na bacia do Rio Capim.

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Gerridae</b>	<i>Brachymetra lata</i> Shaw, 1993	107
	<i>Cylindrostethus palmaris</i> Drake and Harris, 1934	89
	<i>Limnogonus aduncus</i> Drake & Harris, 1932	4
	<i>Lminogonus recurvus</i> Drake & Harris, 1930	8
	<i>Neogerris magnus</i> Kuitert, 1942	15
	<i>Neogerris sp</i>	1
	<i>Rheumatobates minutus flavidus</i> Drake & Harris, 1942	9
	<i>Tachygerris adamsoni</i> Drake, 1942	22
	<i>Tachygerris celocis</i> Drake & Harris, 1931	16
	<i>Telmatometra fusca</i> Kenaga, 1941	11
<i>Telmatometra retusa</i> Kenaga, 1941	17	
<b>Hydrometridae</b>	<i>Hydrometra guianana</i> Hungerford & Evans, 1934	1
<b>Mesoveliidae</b>	<i>Mesovelia amoena</i> Uhler, 1894	7
	<i>Mesovelia mulsanti</i> White, 1879	4
<b>Veliidae</b>	<i>Paravelia conata</i> Hungerford, 1929	1
	<i>Rhagovelia elegans</i> Uhler, 1894	118
	<i>Rhagovelia evidis</i> Bacon, 1948	72

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Abundância</b>
<b>Veliidae</b>	<i>Rhagovelia hambletoni</i> Drake & Harris, 1933	6
	<i>Rhagovelia humboldti</i> Polhemus, 1997	32
	<i>Rhagovelia jubata</i> Bacon, 1948	64
	<i>Stridulivelia astralis</i> Drake & Harris, 1938	1
	<i>Stridulivelia tersa</i> Drake & Harris, 1941	13

Tabela 3. Valores das análises de sobreposição morfológica, das espécies coletadas nos 16 riachos, no município de Paragominas, Pará-Brasil. Os valores em negrito indicam os valores estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ). Corpo: Tamanho total do corpo; PMD: Tamanho da perna média direita; PME: Tamanho da perna média esquerda. SES: Tamanho do efeito padronizado.

	<b>Traços</b>	<b>Valor do índice</b>	<b>Média do índice</b>	<b>Variância do índice</b>	<b>SES</b>	<b><i>p</i></b>
<b>Fêmeas</b>	Corpo	0,00551	0,05781	0,00071	-1,95791	<b>&lt;0,001</b>
	PMD	0,00551	0,05912	0,00072	-1,99638	<b>&lt;0,001</b>
	PME	0,01179	0,07722	0,00110	-1,97586	<b>&lt;0,001</b>
<b>Machos</b>	Corpo	0,02630	0,13720	0,00337	-1,91073	<b>&lt;0,001</b>
	PMD	0,01818	0,13259	0,00327	-2,00114	<b>&lt;0,001</b>
	PME	0,01688	0,12904	0,00268	-2,16709	<b>&lt;0,001</b>

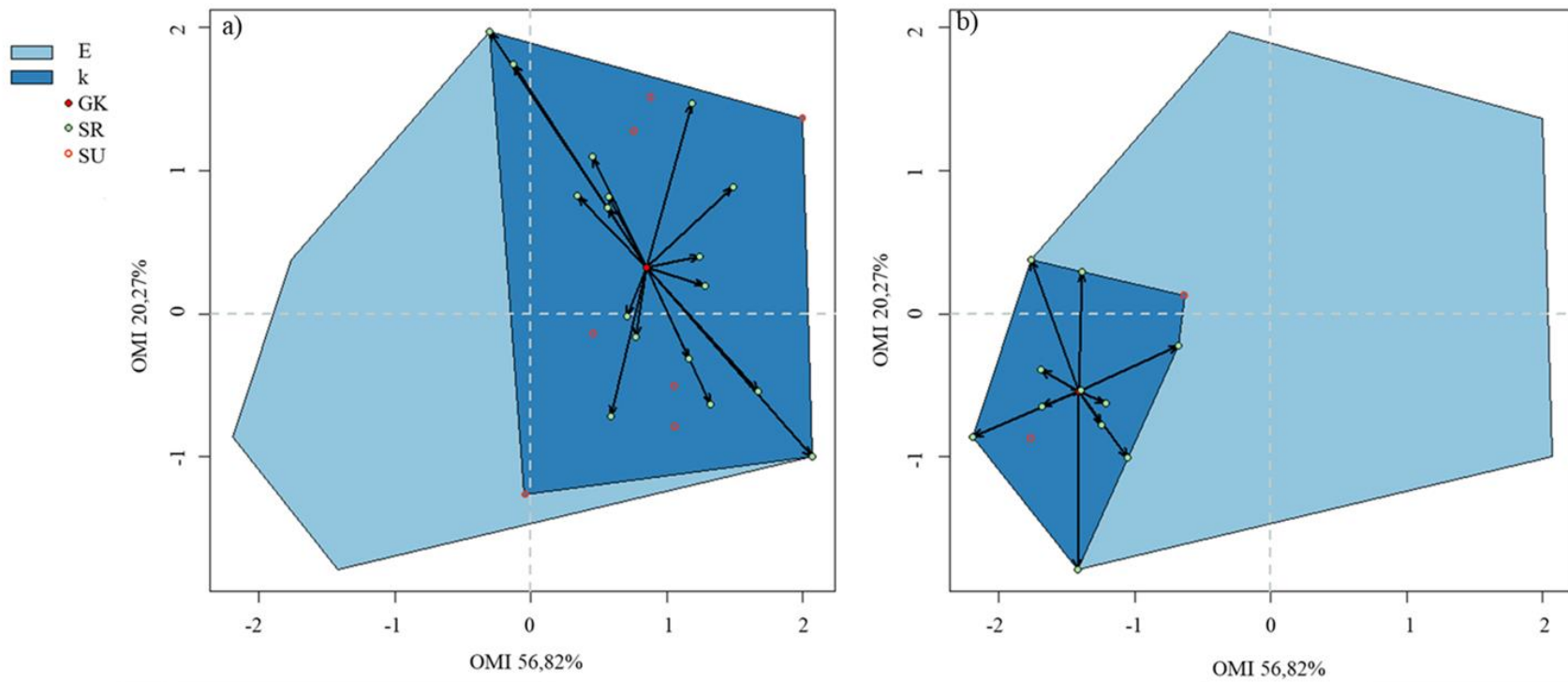


Figura 3. Gráfico representativo de WITOMI nos tratamentos 1 (a) com mais de 60% de floresta e 2 (b) abaixo de 60% respectivamente. E: Condições ambientais adequadas a sobrevivência. K: Condições disponíveis encontradas dentro de E. GK: Condição média do habitat usado pela comunidade. SR: Subnicho. SU: Sobreposição

## 4 DISCUSSÃO

Nesse trabalho não detectamos a ação de filtros ambientais atuando sobre a organização das espécies na assembleia local de insetos semiaquáticos. Por outro lado, as análises de sobreposição morfológica mostraram que há uma divergência morfológica significativa para todos os traços analisados, para machos e fêmeas, corroborando a nossa primeira hipótese. Também vimos que a manutenção de maior porção de vegetação ripária em riachos impactados pela mineração auxilia na maior preservação do ambiente e de potenciais recursos para a assembleia de insetos semiaquáticos.

Trabalhos anteriores já haviam relacionado traços funcionais e morfológicos de *Gerromorpha* a questões ambientais (Santos *et al.*, 2015; Guterres *et al.*, 2019; Dias-Silva *et al.*, 2020), e utilizado efeitos bióticos e abióticos para identificar a montagem de comunidades (Kraft *et al.*, 2008; Guterres *et al.*, 2019). A interação que *Gerromorpha* tem com diferentes ambientes e sua diversidade morfológica faz com que esses trabalhos também sirvam como modelo para estudos posteriores (Santos *et al.*, 2015). A variação morfológica das espécies mostrou ser essencial para a interação delas com a comunidade, principalmente para competição, locomoção e perpetuação desses indivíduos (Crumière *et al.*, 2016; Baek *et al.*, 2020), ratificando a importância de se utilizar cada vez mais esses artrópodes em análises ecológicas. Por outro lado, considerar machos e fêmeas separadamente nas análises baseadas em traços também é um ponto crucial para avaliar o efeito de ITV no padrão de organização da assembleia (Violle *et al.*, 2012).

Em relação ao dimorfismo sexual, aqui encontramos respostas similares para ambos os sexos. Apesar disso, é necessário ratificar que as fêmeas apresentam características morfológicas e funcionais diferente dos machos (Teder & Tammaru, 2005) e por isso considerar o dimorfismo sexual em análises baseadas em traço é importante (Preziosi & Fairbairn, 1997). Crumière *et al.* (2019), relata que o conflito sexual sobre a taxa de acasalamento gera dimorfismo sexual por meio de traços secundários desenvolvidos no gênero *Rhagovelia*, essa variação antagônica influencia diretamente na aptidão física de ambos os sexos. Baek *et al.* (2020), infere que apenas as fêmeas de *Gerris latiabdominis* apresentam modificações nas pernas para saltos devido a percepção do peso corporal no momento da cópula. Portanto, é possível que em outros locais, considerando outros fatores e comparando tratamentos diferentes, as fêmeas tenham uma reposta distinta dos machos, já que os padrões de crescimento para machos e fêmeas diferem, assim como suas adaptações as condições ambientais (Teder & Tammaru, 2005).

Embora outros estudos tenham demonstrado que o ambiente é um fator primordial para a montagem das comunidades de insetos semiaquáticos (Cunha *et al*, 2015; Cunha & Juen, 2020; Guterres *et al*, 2019), não detectamos a ação de filtros ambientais nos riachos estudados. Ou seja, não há a seleção de traços específicos na assembleia estudada, o que demonstra uma composição morfofuncional similar entre todos os riachos. Em relação a divergência morfológica encontrada nos traços, essa pode estar atrelada a outros mecanismos ecológicos (Kraft *et al*, 2015), como a competição (Adler *et al*, 2013). Apesar da competição ser um mecanismo difícil de se mensurar (Mouillot *et al.*, 2013), acreditamos que tal mecanismo deva ser imprescindível para o padrão de coocorrência das espécies (Hutchinson, 1959). A divergência morfológica entre espécies coocorrentes possibilita que um mesmo recurso possa ser utilizado de maneiras distintas por espécies diferentes, evitando a exclusão de espécies localmente (Hutchinson, 1959).

Indivíduos do gênero *Rhagovelia* por exemplo, apresentam modificações nas pernas médias (além de outras características), que lhes permite ter rápida movimentação na superfície da água (Santos *et al*, 2017). Indivíduos do gênero *Stridulivelia*, não apresentam tais modificações, e mesmo assim habitam os mesmos riachos que *Rhagovelia*, porém há uma diferença de nicho entre eles. Já que os *Stridulivelia* passam a maior parte do tempo parados nas folhas das plantas e raramente utilizam a estratégia de impulso de velocidade (Santos *et al*, 2017). Logo, ainda que indivíduos de ambos os gêneros coocorram no mesmo ambiente, ambos conseguem persistir no ambiente, pois apresentam estratégias e morfologias diferentes, que proporcionam a diferenciação de utilização de recursos (Crumière *et al.*, 2016).

Também observamos que os riachos com menor porção de vegetação ripária apresentam um padrão de distribuição diferente do encontrado em riachos com maior porção de vegetação. Por oferecer uma proteção essencial para os riachos (Lees & Peres, 2008), a maior presença de vegetação ripária permite que haja maior preservação de substratos e maior disponibilidade de recursos, mesmo em riachos impactados pela atividade mineradora. Por esse motivo, os riachos com mais de 60% de vegetação apresentaram um espaço ambiental médio e a distribuição das espécies maior. Segundo Nessimian *et al.* (2008), as alterações na vegetação ripária têm um impacto considerável sobre a comunidade de insetos semiaquáticos, o que sugere um subnicho realizado restrito, com menor disponibilidade de recursos ou a subutilização desses. Esse resultado

indica que nos riachos com maior porção de vegetação ripária há maior disponibilidade de recursos, sugerindo que as espécies consigam explorar melhor esse ambiente, com condições abióticas mais apropriadas ou menos restrições por interações bióticas, apresentando um subnicho realizado expandido (Karasiewicz *et al.*, 2017).

Esses resultados coadunam com Espinosa *et al.* (2020) que notou que mesmo riachos impactados pela mineração, apresentam maior heterogeneidade ambiental quando comparados a riachos mais preservados, devido a presença de vegetação ripária. Obviamente não se pode afirmar que riachos impactados apresentam melhores condições ambientais, porém com esse resultado podemos observar que mesmo impactados, esses riachos com mais vegetação são um pouco melhores as comunidades. Cunha *et al.* (2015), afirma que a exposição dos riachos ao sol devido à falta de vegetação ripária contribui para a alteração dos riachos, como temperatura por exemplo, e que essas alterações influenciam diretamente a comunidades de insetos semiaquáticos. Ratificando nossos resultados de que a presença de vegetação ripária em riachos tem forte influência na distribuição das espécies.

## **5 CONCLUSÃO**

Aqui vimos que as interações biológicas são cruciais para a organização das espécies e que alteração ambiental, causada pela atividade da mineradora, reduz a disponibilidade de recursos. Por outro lado, embora não tenhamos visto a ação de filtros ambientais, a vegetação ripária mostrou-se importante para minimizar efeitos negativos da extração mineradora na assembleia de insetos semiaquáticos, sendo uma boa medida de compensação de impactos que poderia ser utilizada pelas autoridades para áreas similares. Em relação aos filtros ambientais, outros mecanismos ecológicos como, competição, heterogeneidade do habitat, divisão de recursos, são fatores importantes que podem ser agregados em estudos futuros.

## **6 MATERIAL SUPLEMENTAR**

Os dados complementares a esse trabalho estão disponíveis no link a seguir: [https://drive.google.com/drive/folders/19ejSTF-\\_Hb5clTNxYhAc6ilAkja2F6IL?usp=sharing](https://drive.google.com/drive/folders/19ejSTF-_Hb5clTNxYhAc6ilAkja2F6IL?usp=sharing)

## 7 REFERÊNCIAS

- Adler, P. B.; Fajardo, A.; Kleinhesselink, A. R. & Kraft, N. J. (2013). Trait-based tests of coexistence mechanisms. **Ecology letters**, **16** (10), 1294-1306.
- Andersen, N.M. (1982) The semiaquatic bugs (Hemiptera: Gerromorpha). Phylogeny, adaptations, biogeography and classification. **Brill Academic**, Leinden.
- Arantes, C. C.; Fitzgerald, D. B.; Hoeninghaus, D. J. & Winemiller, K. O. (2019). Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, **37**, 28–40. doi: 10.1016/j.cosust.2019.04.009.
- Baek, M.; Lawin, K. M.; Codden, C. J.; Lim, H.; Yang, E.; Kim, H. Y. & Jablonski, P. G. (2020). Water strider females use individual experience to adjust jumping behaviour to their weight within physical constraints of water surface tension. **Scientific reports**, **10**(1), 1-12.
- Barros, A. T. & Rocha, I. (2019). Comunicando riscos ambientais e tecnológicos na região Amazônica: uma análise de caso do vazamento da mineradora Hydro Alunorte. **Temática, João Pessoa**, **15**(1), 143-160.
- Bastos, R. C.; Brasil, L. S.; Oliveira-Júnior, J. M. B.; Carvalho, F. G.; Lennox, G. D.; Barlow, J. & Juen, L. (2021). Morphological and phylogenetic factors structure the distribution of damselfly and dragonfly species (Odonata) along an environmental gradient in Amazonian streams. **Ecological Indicators**, **122**, 107257.
- De Castro, D.M.; Dolédec, S. & Callisto, M. (2017). Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. **Freshwater biology**, **62**, 1472-1486. DOI: 10.1111/fwb.1296.
- Clarke, K. R & Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Marine Ecology Progress Series**, **92**, 205–219.
- Costas, N.; Pardo, I.; Méndes-Fernández, L.; Martínez-Madrid, M. & Rodríguez, P. (2018). Sensitivity of macroinvertebrate indicator taxa to metal gradients in mining areas in Northern Spain. **Ecological Indicators**, **93**, 207-218.
- 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.

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.

Crumière, A. J. J.; Santos, M. E.; Sémon, M.; Armisen, D.; Moreira, F. F. F. & Khila, A. (2016). Diversity in Morphology and Locomotory Behavior Is Associated with Niche Expansion in the Semi-aquatic Bugs. **Current Biology**, **26**(24), 3336–3342. doi: 10.1016/j.cub.2016.09.061.

Crumière, A. J. J.; Armisen, D.; Vargas-Lowman, A.; Kubarakos, M.; Moreira, F. F. F. & Khila, A. (2019). Escalation and morphological constraints of antagonistic armaments in water striders. **Frontiers in Ecology and Evolution**, **7**, 215.

Dias-Silva, K.; Brasil, L. S.; Juen, L.; Cabette, H. S. R.; Costa, C. C.; Freitas, P. V. & De Marco, P. (2020). Influence of local variables and landscape metrics on Gerromorpha (Insecta: Heteroptera) assemblages in Savanna streams, Brazil. **Neotropical entomology**, **49**(2), 191-202.

Ditrich, T. & Papáček, M. (2010). Effect of population density on the development of *Mesovelia furcata* (Mesoveliidae), *Microvelia reticulata* and *Velia caprai* (Veliidae)(Heteroptera: Gerromorpha). **European Journal of Entomology**, **107**(4), 579.

Dolédec, S.; Chessel, D. & Gimaret-Carpentier, C. (2000). Niche separation in community analysis: a new method. **Ecology**, **81**(10), 2914-2927.

Dray, S.; Choler, P.; Dolédec, S.; Peres-Neto, P.R.; Thuiller, W.; Pavoine, S. *et al.* (2014) Combining the fourth corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. **Ecology**, **95**, 14–21.

Santos, M. E.; Berger, C. S.; Refki, P. N. & Khila, A. (2015). Integrating evo-devo with ecology for a better understanding of phenotypic evolution. **Briefings in functional genomics**, **14**(6), 384-395.

Santos, M. E.; Le Bouquin, A.; Crumière, A. J.; Khila, A. (2017). Taxon-restricted genes at the origin of a novel trait allowing access to a new environment. **Science**, **358**(6361), 386-390.

Espinosa, A. C. E.; Shimano, Y.; Rolim, S.; Maioli, L., Juen, L. & Dunck, B. (2020). Efeitos da mineração e redução da rotatividade de Ephemeroptera (Insecta) em riachos da Amazônia Oriental brasileira. **Journal of Insect Conservation**, **24** (6), 1061-1072.

Floriano, C.F.B.; Paladini, A. & Cavichioli, R.R. (2016) Systematics of the South American species of *Cylindrostethus* Mayr, 1865 (Hemiptera: Heteroptera: Gerridae), with a new species from Amazonian Brazil and Peru. **Invertebrate Systematics**, **30**, 431–462.

Godoy, B. S.; Faria, A. P. J.; Juen, L.; Sara, L. & Oliveira, L. G. (2019). Taxonomic sufficiency and effects of environmental and spatial drivers on aquatic insect community. **Ecological Indicators**, **107**, 105624.

Gotelli, N.; Hart, E.; Ellison, A. & Hart, M. E. (2015). Package ‘EcoSimR’. **R Packag.**

Goulart M, De Melo AL, Callisto M (2002) Qual a relação entre variáveis ambientais e a diversidade de heterópteos aquáticos em nascentes de altitude? **Bios** **10**:63–76.

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.

Hutchinson, G. E. (1959). Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? **The American Naturalist**, **93**(870), 145-159.

Juen, L.; Cunha, E.J.; Carvalho, F.G.; Ferreira, M.C.; Begot, T.O.; Andrade, A.L. *et al.* (2016) Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in eastern Amazon. **River Research and Applications**, **32**, 2081–2094.

Jung, V.; Violle, C.; Mondy, C.; Hoffmann, L. & Muller, S. (2010). Intraspecific variability and trait-based community assembly. **Journal of ecology**, **98**(5), 1134-1140.

Karasiewicz, S.; Dolèdec, S. & Lefebvre, S. (2017). Within outlying mean indexes: refining the OMI analysis for the realized niche decomposition. **PeerJ**, **5**, e3364.

Kaufmann, P.R.; Levine, P.; Robinson, G.E.; Seeliger, C. & Peck, D.V. (1999) Quantifying physical habitat in wadeable streams. **U.S Environmental Protection Agency**, Whashington, D.C.

Kenaga, E.E. (1941) The genus *Telmatometra Bergroth* (Hemiptera-Gerridae). **University of Kansas**, **17**, 169-183.

Kenaga, E.E. (1942) A new genus in the Holobatinae (Gerridae-Hemiptera). **Journal of the Kansas Entomological Society**, **15**, 136-141.

Khila, A.; Abouheif, E. & Rowe, L. (2012). Function, developmental genetics, and fitness consequences of a sexually antagonistic trait. **Science**, **336**(6081), 585-589.

Khila, A.; Abouheif, E. & Rowe, L. (2014). Comparative functional analyses of ultrabithorax reveal multiple steps and paths to diversification of legs in the adaptive radiation of semi-aquatic insects. **Evolution**, **68**(8), 2159-2170.

Kraft, N. J.; Valencia, R. & Ackerly, D. D. (2008). Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. **Science**, **322**(5901), 580-582.

Kraft, N. J.; Adler, P. B.; Godoy, O.; James, E. C.; Fuller, S. & Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional ecology**, **29**(5), 592-599.

Kusin, F. M., Azani, N. N. M., Hasan, S. N. M. S., & Sulong, N. A. (2018). Distribution of heavy metals and metalloid in surface sediments of heavily mined area for bauxite ore in Pengerang, Malaysia and associated risk assessment. **Catena**, **165**, 454-464.

Larsen, S., & Ormerod, S. J. (2014). Anthropogenic modification disrupts species co-occurrence in stream invertebrates. **Global change biology**, **20**(1), 51-60.

Lees, A. C.; Peres, C. A.; (2008). Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conserv Biol** **22**: 439-449.

MacArthur, R. & Levins, R. (1967). The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The american naturalist**, **101**(921), 377-385.

Magalhaes, O.M.; Moreira, F.F.F. & Galvao, C. (2016) A new species of Rhagovelia Mayr, 1865 (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae) from Para state, with an updated key to Brazilian species of the robusta group. **Zootaxa**, **4171**, 586–594.

Manly, B. F. J. 1991. Randomization and Monte Carlo Methods in Biology. **New York: Chapman & Hall.**

McGill, B. J.; Enquist, B. J.; Weiher, E. & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, **21**(4), 178-185.

Montag, L.F.A.; Leao, H.; Benone, N.L.; Monteiro-Junior, C.S.; Faria, A.P.J.; Nicacio, G. *et al.* (2019) Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the eastern Amazon. **Hydrobiologia**, **826**, 263–277.

Moreira, F.F.F. & Barbosa, J.F. (2014) A new *Rhagovelia* (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae) from the Brazilian Amazon, with a key to species of the robusta group known from the country. **Zootaxa**, **3790**, 595–600.

Moreira, F.F.F.; Alecrim, V.P.; Ribeiro, J.R.I. & 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**, **28**, 269-279.

Mouillot, D.; Graham, N. A.; Villéger, S.; Mason, N. W. & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, **28**(3), 167-177.

Murphey, R. K. (1971). Sensory aspects of the control of orientation to prey by the waterstrider, *Gerris remigis*. *Zeitschrift für vergleichende Physiologie*, **72**(2), 168-185.

Nepstad, D.; Schwartzman, S.; Bamberger, B.; Santilli, M.; Ray, D.; Schlesinger, P.; ... & Rolla, A. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. **Conservation biology**, **20**(1), 65-73.

Nessimian, J. L.; Venticinque, E. M.; Zuanon, J.; De Marco, P.; Gordo, M.; Fidelis, L.; ... & Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, **614**(1), 117-131.

Nieser, N. & Melo, A.L. (1997) Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha. Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais, Belo Horizonte.

Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P. R.; O'hara, R. B.; ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. **Community ecology package, version**, **2**(9), 1-295.

Peck, D.V.; Herlihy, A.T.; Hill, B.H.; Hughes, R.M.; Kaufmann, P.R.; Klemm, D.J.; Lazorchak, J.M.; McCormick, F.H.; Peterson, S.A.; Ringold, P.L.; Magee, T. & Cappaert, M.R. (2006). Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams. **U.S. Environmental Protection Agency: Washington**

Pinto, A.; Amaral, P.; Souza Jr., C.; Verissimo, A.; Salomão, R.; Gomes, G. & Balieiro, C. (2009). Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas. Belém: **Imazon**.

Pomeranz, J. P.; Warburton, H. J. & Harding, J. S. (2019). Anthropogenic mining alters macroinvertebrate size spectra in streams. **Freshwater biology**, **64**(1), 81-92.

Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. **Ecology letters**, **3**(4), 349-361.

Preziosi, R. F. & Fairbairn, D. J. (1997). Sexual size dimorphism and selection in the wild in the waterstrider *Aquarius remigis*: lifetime fecundity selection on female total length and its components. **Evolution**, **51**(2), 467-474.

Teder, T. & Tammaru, T. (2005). Sexual size dimorphism within species increases with body size in insects. **Oikos**, **108**(2), 321-334.

Violle, C.; Enquist, B. J.; McGill, B. J.; Jiang, L. I. N.; Albert, C. H.; Hulshof, C.; ... & Messier, J. (2012). The return of the variance: intraspecific variability in community ecology. **Trends in ecology & evolution**, **27**(4), 244-252.

Violle, C.; Reich, P. B.; Pacala S. W.; Enquist, B. J. & Kattge, J. (2014). The emergence and promise of functional biogeography. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, **111**(38), 13690-13696.