



**GOVERNO DO ESTADO DO PIAUÍ  
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO PIAUÍ – UESPI  
CAMPUS HERÓIS DO JENIPAPO – CAMPO MAIOR  
CURSO DE LICENCIANTURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**



**IMPORTÂNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DO HABITAT EM RIACHOS NO  
CERRADO PARA OS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE INSETOS ÀQUATICOS**

**DANIEL ARAÚJO PAZ**

**CAMPO MAIOR - PI**

**2024**

**DANIEL ARAÚJO PAZ**

**IMPORTÂNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DO HABITAT EM RIACHOS NO  
CERRADO PARA OS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE INSETOS ÁQUATICOS**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC)  
apresentado como requisito parcial para a  
obtenção de título em Licenciatura Plena em  
Ciências Biológicas, da Universidade Estadual do  
Piauí, *Campus* Heróis do Jenipapo.

Orientadora: Dra. Ana Paula Justino de Faria

Coorientador: Dr. Lucas Costa Ramos Lima

**CAMPO MAIOR – PI**

**2024**

P348i Paz, Daniel Araújo.

Importância das características do habitat em riachos  
no Cerrado para atributos funcionais de insetos aquáticos  
/

Daniel Araújo Paz. - 2024.  
46 f.: il.

Monografia (graduação) - Universidade Estadual do Piauí  
- UESPI, Licenciatura Plena em Ciências Biológicas, Campus  
Heróis do Jenipapo, Campo Maior-PI, 2024.

"Orientadora: Profa. Dra. Ana Paula Justino de Faria".

"Coorientador: Prof. Dr. Lucas Costa Ramos Lima".

1. Insetos bioindicadores. 2. Degradação. 3. Resiliência  
ambiental. I. Faria, Ana Paula Justino de . II. Lima, Lucas  
Costa Ramos . III. Título.

CDD 595.7

**DANIEL ARAÚJO PAZ**

**IMPORTÂNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DO HABITAT EM RIACHOS NO  
CERRADO PARA OS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE INSETOS ÀQUATICOS**

Aprovado em: 17/ 12/ 2024

Banca Examinadora

---

Dra. Ana Paula Justino de Faria  
Orientadora  
Universidade Estadual do Piauí

---

MSc. Maria Fernanda Ribeiro Ferreira  
Universidade Federal do Pará - UFPA

---

MSc. Laura Almeida de Oliveira  
Universidade Federado do Oeste do Pará - UFOPA

Local de defesa: Sala do curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas da Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, que sempre esteve ao meu lado em todos os momentos, sejam eles difíceis ou tranquilos, dando-me força e sabedoria para seguir em frente. Inspirando-me diariamente com a força e a promessa contida em Isaías 43:2: *'Quando passares pelas águas, eu serei contigo; quando, pelos rios, eles não te submergirão; quando passares pelo fogo, não te queimarás, nem a chama arderá em ti.'* Este versículo foi um alento em minha jornada, lembrando-me de que nunca estive sozinho nos momentos mais difíceis."

Aos meus pais, Maria da Conceição e Romildo Barros Paz, minha maior inspiração e apoio, que sempre cuidaram de mim com amor e dedicação.

Aos amigos de longa data, Alisson e Leninha, pelas brincadeiras que trouxeram leveza aos meus dias. Aos colegas de turma Josimar, Diana, Lya e, em especial, Cássio, que tanto me ajudou nesta jornada, inclusive cedendo sua casa para que eu pudesse descansar em momentos necessários.

Dedico este trabalho à memória da minha avó Desterro, que me faz muita falta.

Expresso minha profunda gratidão à minha orientadora, Dra. Ana Paula, pelo carinho, paciência e humildade. Sem você, este trabalho não seria possível. Ao meu coorientador, Dr. Lucas Costa Ramos, agradeço pelos ensinamentos, pela generosidade e por estar sempre disposto a ajudar da melhor maneira.

Aos colegas do laboratório, Janini, Neusa e Luciele, e a todos os colaboradores do Núcleo de Pesquisa em Insetos Aquáticos, meu muito obrigado por toda a parceria e suporte.

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Atributos compilados para os gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) coletados em 25 riachos amostrados na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.....**25-26.**
- Tabela 2** - Média (Desvio Padrão) dos preditores ambientais mensurados nos riachos controle e antropizado localizado no ecótono Cerrado-Caatinga, distribuídos na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.....**28**

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Gênero de Ephemeroptera (A – *Campylocia* Eaton 1883), Plecoptera (B - Perlidae) e Trichoptera (C – *Phylloicus* Müller 1880) (EPT) amostrados em riachos no Cerrado Piauiense.....**12**
- Figura 2** - Mapa indicando os 25 riachos, sendo dez antropizados e 15 controle, amostrados na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.....**24**
- Figura 3** - Ordenação das características ambientais mensuradas nos riachos. Impac – Proximidade de Impacto Antrópico; Larg\_Prof – Razão entre Largura e Profundidade; Arv\_peq – Dossel de Árvores Pequenas; Ras\_len – Vegetação Rasteira Lenhosa; Arv\_g – Dossel de Árvores Grande; Subs\_peq – Substrato < 16 mm; OD – Oxigênio Dissolvido (mg/L).....**29**
- Figura 4** - Abundância de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) coletados em 25 riachos no ecótono Cerrado-Caatinga, distribuídos na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.....**30**

## SUMÁRIO

<b>RESUMO GERAL .....</b>	<b>8</b>
<b>1. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>9</b>
<b>2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>13</b>
<b>3. SESSÃO I .....</b>	<b>18</b>
<b>3.1 RESUMO.....</b>	<b>19</b>
<b>3.2 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>19</b>
<i>3.3.1 ÁREA DE ESTUDO .....</i>	<i>22</i>
<i>3.3.2 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DOS RIACHOS .....</i>	<i>23</i>
<i>3.3.3 COLETA DE IMATUROS DE EPT .....</i>	<i>24</i>
<i>3.3.4 ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE EPT.....</i>	<i>25</i>
<i>3.3.5 ANÁLISE DE DADOS .....</i>	<i>26</i>
<b>3.4 RESULTADOS .....</b>	<b>27</b>
<i>3.4.2 DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS .....</i>	<i>28</i>
<b>3.5 DISCUSSÃO .....</b>	<b>30</b>
<b>3.6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>32</b>
<b>3.10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>33</b>
<b>3.11 MATERIAL SUPLEMENTAR .....</b>	<b>38</b>



## RESUMO GERAL

A crescente demanda por recursos naturais, aliada ao manejo inadequado do solo em atividades agrícolas, pecuárias e de urbanização, tem causado significativa degradação nos ecossistemas aquáticos. Essas alterações impactam diretamente a estrutura física e a composição orgânica dos ambientes, resultando na redução do número de indivíduos e no desaparecimento de espécies mais sensíveis, enquanto favorecem aquelas mais tolerantes. O Cerrado, conhecido como savana tropical, destaca-se pela diversidade e reconhecimento como um hotspot de biodiversidade devido à elevada diversidade e ao endemismo de espécies, o bioma enfrenta crescente ameaça pela expansão do agronegócio, que substitui a vegetação nativa por monoculturas e intensifica a degradação ambiental. Além da vegetação, os impactos antrópicos afetam diretamente os ecossistemas aquáticos, que desempenham papel essencial na manutenção da biodiversidade. Esses ambientes, caracterizados por dinamicidade e heterogeneidade que sustentam uma ampla variedade de espécies. Entretanto, as modificações promovidas pela ação humana frequentemente reduzem a riqueza de espécies sensíveis e beneficiam organismos mais resistentes, tornando essencial o monitoramento da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são amplamente utilizados em estudos de biomonitoramento devido à sua sensibilidade a alterações ambientais e à sua importância ecológica. Esses grupos apresentam adaptações específicas, como estratégias de respiração, forrageio e construção de abrigos. Os Ephemeroptera, por exemplo, são fundamentais na cadeia alimentar e no processamento de matéria orgânica; os Plecoptera indicam a qualidade de águas bem oxigenadas; e os Trichoptera contribuem para a reciclagem de nutrientes e detritos. A funcionalidade desses insetos está intrinsecamente ligada às condições ambientais e à integridade dos riachos. A diversidade biológica e funcional dessas ordens é influenciada por fatores como a composição do substrato, a vegetação ripária e as alterações provocadas por atividades humanas, tornando-os indicadores valiosos para avaliar o estado de conservação e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

**Palavras-chave:** Biomonitoramento, EPT, Ambientes aquáticos.

## 1. REFERENCIAL TEÓRICO

O nordeste brasileiro abrange uma zona de ecótono, entre dois importantes biomas: o Cerrado e a Caatinga. Uma particularidade a respeito desse bioma, considerado áreas de contato, pois não existe aí uma vegetação característica local, e sim uma associação de dois ou mais tipos ecológicos diferentes (Cepro, 1986). O bioma Caatinga é caracterizado por uma vegetação predominantemente arbórea, com árvores de 3 a 8 metros de altura, associadas a arbustos e plantas cuja distribuição é determinada pela geologia, topografia e pelo clima em suas múltiplas inter-relações que resultam em diferentes ambientes ecológicos (Dantas; Monteiro, 2010). A vegetação da Caatinga apresenta capacidade adaptativa para as condições de déficit hídrico (Alves et al., 2013).

No Brasil, a savana é caracterizada por uma diversidade de formações vegetacionais inseridas em uma região conhecida como bioma, o Cerrado, que é delimitada de acordo com suas características vegetacionais. O Cerrado é marcado por uma variedade de fitofisionomias, que se dividem em formações florestais, savanas com árvores e arbustos dispersos, sem dossel contínuo, e campos com predominância de espécies herbáceas, além de algumas arbustivas e sem árvores (Ratter; Ribeiro; Bridgewater, 1997). As formações florestais são áreas dominadas por espécies arbóreas, onde se forma um dossel não linear, apresentando trechos constantes e outros completamente fragmentados (Ribeiro; Walter, 2008).

Entretanto, essas formações estão em processo de degradação, intensificada pelo avanço do agronegócio, que vem devastando áreas consideráveis para a expansão das fronteiras agrícolas dentro desse bioma. Isso resulta na substituição de grande parte da vegetação nativa por monocultivos, como soja e milho (Marris, 2005). Reconhecido como um hotspot de biodiversidade, o Cerrado abriga uma ampla diversidade de animais e plantas, incluindo vertebrados e invertebrados de diferentes tamanhos, além de organismos endêmicos desse bioma (Françoso et al., 2015).

A crescente demanda por recursos naturais, aliada ao uso inadequado do solo para atividades agrícolas, pecuárias e urbanização, tem levado à degradação da qualidade dos serviços prestados pelos ecossistemas aquáticos e à perda de biodiversidade em escala global (Dudgeon, 2010; Higgins et al., 2021). Os ambientes aquáticos podem ser caracterizados como um gradiente contínuo de condições dinâmicas e heterogêneas, incluindo um mosaico de micro-habitats que abriga uma diversidade de organismos (Veras et al., 2018; Faria et al., 2021). As pressões que esses ecossistemas têm sofrido devido às ações humanas, que modificam e/ou limitam os micro-habitats, resultam em um decréscimo tanto no número de indivíduos quanto

na riqueza de espécies (Pereira-Moura et al., 2021). Isso leva ao desaparecimento de espécies mais sensíveis e exigentes em condições ambientais específicas, enquanto aquelas mais tolerantes se beneficiam, aumentando sua abundância (Cunha; Juen, 2017). Assim, o estresse antrópico atua como um filtro ambiental, selecionando um conjunto de atributos das espécies que suportam as modificações no habitat, e essa medida pode ser utilizada como um indicador do estado de funcionamento do ecossistema (Poff, 1997).

A preocupação com o aumento dos processos antropogênicos é crescente, visto que mudanças na cobertura vegetal dos riachos influenciam diretamente sua estrutura física e composição orgânica (Faria et al., 2021). Entre os grupos mais afetados por essas alterações estão as assembleias das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), que têm sido utilizadas como grupos modelo em estudos ecológicos devido às suas diferentes respostas à degradação ambiental, estão entre os mais utilizados em programas de biomonitoramento. Esses organismos são considerados indicadores ecológicos eficazes de perturbações humanas, sendo os primeiros a desaparecer em decorrência de mudanças ambientais (Castro; Dolédec; Callisto, 2017; Rauro et al., 2020).

Particularmente, esses insetos exploram os ambientes aquáticos de acordo com os atributos morfológicos, fisiológicos e ecológicos de cada grupo, relacionados, por exemplo, à respiração, abrigo contra predadores e estratégias de forrageio (Cummins; Merritt, 2005). Esses atributos refletem a capacidade dos organismos de responder às condições ambientais e desempenhar funções ecológicas importantes, como a decomposição de matéria orgânica e o transporte de nutrientes (Di Sabatino et al., 2014). Seu desenvolvimento é dependente da temperatura e da quantidade de alimento disponível, o que torna os micro-habitats essenciais para a composição e distribuição dos indivíduos (Assis; Carvalho; Nessimian, 2004).

Além disso, estudos indicam relações claras entre os atributos funcionais desses organismos e características do habitat local, como a composição do substrato (Milesi; Dolédec; Melo, 2016), variações espaciais (Lamouroux; Dolédec; Gayraud, 2004) e mudanças na paisagem (Ferreira et al., 2017; Hepp et al., 2023). Essas interações destacam como modificações no habitat podem influenciar diretamente as funções desempenhadas pelos insetos aquáticos, impactando o equilíbrio ecológico dos riachos. A ordem Ephemeroptera (Figura 1A) é considerada uma das mais antigas ordens de insetos alados, com aproximadamente 250 milhões de anos (Domínguez et al., 2006; Barber-James et al., 2008). Os indivíduos dessa ordem têm ampla distribuição, com exceção da Antártica, extremo Ártico e ilhas oceânicas (Brittain, 1982; Elouard et al., 2003; Da-Silva; Salles, 2012). São insetos anfibióticos e hemimetábolos, sendo o único grupo que apresenta dois estágios de vida adulta: o subimago e

o imago (Gullan; Cranston, 2000; Salles et al., 2004). As ninfas apresentam estratégias alimentares diversificadas, incluindo organismos filtradores, raspadores, fragmentadores, coletores e predadores, e seu ciclo de vida varia de algumas semanas a aproximadamente três anos (McCafferty; Provonsha, 1998; Salles et al., 2004; Salles, 2006). Os adultos têm vidas efêmeras e não se alimentam, utilizando esse período apenas para reprodução (McCafferty; Provonsha, 1998). Eles habitam uma variedade de ambientes lênticos e lóticos (Salles et al., 2004) e as formas imaturas também são abundantes em ambientes semilênticos, podendo apresentar riqueza significativa em riachos de médio e grande porte (Shimano et al., 2010). Além disso, são distribuídos em praticamente todos os meso-hábitats (Domínguez et al., 2009) e constituem componentes importantes na cadeia alimentar, atuando como consumidores primários de perifíton e algas, além de servirem de alimento para outros invertebrados e peixes (Brittain, 1982; Salles et al., 2004; Salles, 2006).

Os espécimes de Plecoptera (Figura 1B) são insetos hemimetábolos que possuem fases aquática e terrestre (Hamada; Silva, 2014). Os ovos e ninfas se desenvolvem na água, enquanto as formas adultas vivem na vegetação ripária ou entre pedras e detritos próximos às margens dos riachos (Stewart; Stark, 2008). As ninfas habitam locais com sedimento pedregoso, troncos, galhos e folhas caídas, tanto em corredeiras quanto em remansos (Froehlich, 2009), preferindo águas límpidas com altas concentrações de oxigênio dissolvido (Hamada; Silva, 2014). Elas são alimentos para vários organismos e desempenham um papel relevante como raspadores e predadores (Froehlich, 2012). Na Amazônia, há registro de ocorrência apenas da família Perlidae, com três gêneros: *Anacroneuria* Klapálek, *Macrogynoplax* Enderlein e *Enderleina* Jewett (Hamada; Silva, 2014).

As espécies de Trichoptera são holometábolos, surgiram no Triássico e possuem ancestral comum com Lepidoptera (Resh; Solen, 1996). Essa é uma das maiores ordens de insetos aquáticos, com ampla distribuição nos continentes, exceto na Antártida (Ward, 1992; Wiggins, 1996a; Paprocki, 2012). Apresentam alta diversidade e abundância em ambientes lóticos (Mackay; Wiggins, 1979), mas também possuem representantes marinhos (Angrisano, 1995; Wiggins, 1996b). As larvas servem de alimento para peixes e macroinvertebrados, enquanto os adultos alimentam-se de aves, morcegos, lagartos, pererecas e outros invertebrados (McCafferty, 1981; Flint et al., 1999; Angrisano; Sganga, 2009). Além disso, desempenham um papel crucial na dinâmica de nutrientes, pois transformam matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF), disponibilizando recursos alimentares para outros macroinvertebrados aquáticos (Paprocki, 2012). As larvas podem atuar como fragmentadoras, filtradoras, coletoras e predadoras (Angrisano, 1995; Wiggins, 1996a,

1996b).

Uma característica peculiar desse grupo é a capacidade das larvas de construírem abrigos ou redes de retenção de partículas alimentares. Os abrigos variam de acordo com as famílias e gêneros, podendo apresentar distinções na forma e nos substratos utilizados na construção (Angrisano, 1998). Por exemplo, o gênero *Phylloicus* Müller (Figura 1C) constrói abrigos com fragmentos de folhas, enquanto *Helicopsyche* produz abrigos em forma espiral utilizando areia. Assim, a diversidade biológica desse grupo está estreitamente relacionada à disponibilidade de detritos para a construção dos abrigos (Wiggins, 1996a). Durante seu curto período de vida como adultos (que varia de dias a poucas semanas), eles se alimentam basicamente de fluidos de plantas próximas aos riachos (Wiggins, 1996a; Angrisano, 1998; Angrisano; Sganga, 2009), obtendo a energia necessária para desempenhar unicamente a função de cópula e postura de ovos (Paprocki et al., 2004).

A variabilidade quanto às exigências nas condições ambientais, onde alguns grupos de organismos são extremamente exigentes enquanto outros persistem em sistemas alterados, faz desses organismos bons modelos para avaliar a qualidade do ambiente aquático (Buss et al., 2003). Assim, a distribuição desses organismos depende da integridade física dos locais (Hering et al., 2004) e pode ser influenciada pelas condições dos tipos de substrato (Baptista et al., 2001; Shimano et al., 2012), limitações da estrutura física dos habitats (Shimano et al., 2010; Nogueira et al., 2011), características hidráulicas (Maltchik; Florín, 2002), regime de luz e concentrações de nutrientes (Minshall, 1984).

Figura 1. Gênero de Ephemeroptera (A – *Campylocia* Eaton 1883), Plecoptera (B - Perlidae) e Trichoptera (C – *Phylloicus* Müller 1880) (EPT) amostrados em riachos no Cerrado Piauiense.

Fonte: Ephemeroptera da América do Sul<sup>a</sup>, Biotaxia<sup>b</sup> e iNaturalist<sup>c</sup>.



## 2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGRISANO, E. B. Insecta Trichoptera. In: LOPRETTO, E. C.; TELL, G (org.). **Ecosistemas de águas continentales, metodología para su estudio**. 1ª ed. Argentina: Tomo III, Ediciones Sur La Plata, Argentina. 1995. p.1199-1237.

ANGRISANO, E. B. Trichoptera. In: MORRONE, J. J.; COSCARÓN, S (org.). **Biodiversidad de artrópodos argentinos**. Argentina: Ediciones Sur. La Plata, Argentina. 1998. p. 374-384.

ANGRISANO, E. B.; SGANGA, J. V. Trichoptera. In: DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R (org.). **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos – Sistemática y biología**. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. 2009.

ASSIS, J. C. F. de; CARVALHO, A. I.; NESSIMIAN, J. L. Composição e preferência por microhabitat de imaturos de Odonata (Insecta) em um trecho de baixada do Rio Ubatiba, Maricá-RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 48, n. 2, p. 273–282, jun. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262004000200017>

ALVES, A. R. et al. Análise da estrutura vegetacional em uma área de caatinga no município de Bom Jesus, Piauí. **Revista Caatinga**, v. 26, n. 4, p. 99-106, 2013.

BRASIL, L. S. et al. Effects of environmental factors on community structure of Leptophlebiidae (Insecta, Ephemeroptera) in Cerrado streams, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 103, p. 260-265, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212013000300008>

BRASIL, L. S.; JÜEN, L.; CABETTE, H. S. R. The effects of environmental integrity on the diversity of mayflies, Leptophlebiidae (Ephemeroptera), in tropical streams of the 37 Brazilian Cerrado. *Annales de Limnologie*. - **International Journal Limnology**, v. 50, p. 325– 334, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1051/limn/2014026>

BARBER-JAMES, H. M. et al. Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. **Freshwater Animal Diversity Assessment**, p. 339- 350, 2008 DOI:10.1007/978-1-4020-8259-7\_37

BAPTISTA, D. F. et al. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, n. 2, p. 249-258, 2001. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71082001000200007>

BRITTAIN, J. E. Biology of mayflies. **Annual Review of Entomology**, v.27, p. 119-147, 1982.

BUSS, D. F. et al. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios *Cadernos de Saúde Pública*, v. 19, n. 2, p. 465-473. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2003000200013>

CASTRO, D. M. P.; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 8, p. 1472-1486, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12961>

CEPRO. **Piauí: Caracterização do quadro natural**. Teresina, PI: Fundação CEPRO, 1996. 116p.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>

CUNHA, E. J.; JUEN, L. Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. **Journal of Insect Conservation**, v. 21, n. 1, p. 111–119, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9959-1>

DANTAS, K. P.; MONTEIRO, M. do S. L. Valoração econômica dos efeitos internos da erosão: impactos da produção de soja no cerrado piauiense. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 48, p. 619-633, 2010.

DA-SILVA, E. R.; SALLES, F. F. Ephemeroptera Hyatt & Arms, 1891. In: RAFAEL, L. A. et al., **Insetos do Brasil: Diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos. 2012.

DI SABATINO, A. et al. Structure, functional organization and biological traits of macroinvertebrate assemblages from leaf-bags and benthic samples in a third-order stream of Central Apennines (Italy). **Ecological indicators**, v. 46, p. 84-91, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.005>

DUDGEON, D. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: Linking ecosystem structure and function. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5-6, p. 422-430, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.001>

DOMÍNGUEZ E. et al. **Ephemeroptera of South America**. 2<sup>a</sup> ed. Moscow: Pensoft Publ. 2006.

DOMÍNGUEZ, E.; MOLINERI, C.; NIETO, C. Ephemeroptera. In: DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. (org.). **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos – Sistemática y biología**. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. 2009.

ELOUARD, J. M.; GATTOLLIAT, J. L.; SARTORI, M. Ephemeroptera - Mayflies. In: GOODMAN, S. M.; BENSTEAD, J. P. (org.). **The Natural History of Madagascar**. Chicago: The University of Chicago Press. 2003.

FARIA, A. P. J. et al. Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, p. 1-12, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09553-6>

FARIA, A. P. J.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M. & JUEN, L. Response of aquatic insect assemblages to the activities of traditional populations in eastern Amazonia. *Hydrobiologia*, p. 1-13, 2017. DOI: [10.1007/s10750-017-3238-8](https://doi.org/10.1007/s10750-017-3238-8)

FERREIRA, W. R. et al. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 365–373, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.042>

FRANÇOSO, R. D. et al. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & conservação**, v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001>

FLINT Jr., O. S.; HOLZENTHAL, R. W.; HARRIS, S. C. Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera). Columbus, Ohio, USA: Ohio Biological Survey. 1999.

FROEHLICH, C. G. Plecoptera. In: DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ H. R. (org.). **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos – Sistemática y biología**. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. 2009.

FROEHLICH, C. G. Plecoptera Burmeister, 1839. In: RAFAEL, J. A. et al. (org.). **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos Editora. 2012.

GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. Insect systematics: phylogeny and classification. In: GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. (org.). **The Insects: An Outline of Entomology**. Oxford: Wiley-Blackwell. 2010. p. 189-222.

HAMADA, N.; SILVA, J. O. Ordem Plecoptera. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (org.). **Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA. 2014. p. 283-288.

HEPP, L. U. et al. Agriculture affects functional diversity of aquatic insects in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 35, p. e31, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2323>

HERING, D.; MOOG, O., SANDIN, L. & VERDONSHOT, P. F. Overview and application of the AQEM assessment system. **Hydrobiologia**, p. 516, 1-20, 2004.

HIGGINS, J. et al. Durable freshwater protection: A framework for establishing and maintaining long-term protection for freshwater ecosystems and the values they sustain. *Sustainability*, v. 13, n. 4, p. 1-17, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13041950>

LAMOUROUX, N.; DOLÉDEC, S.; GAYRAUD, S. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 3, p. 449-466, 2004. DOI: [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2004\)023%3C0449:BTOSMC%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2004)023%3C0449:BTOSMC%3E2.0.CO;2)

LIMA-RIBEIRO, M. de S.. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, p. 535-545, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200020>

MARRIS, E. Conservation in Brazil: the forgotten ecosystem. **Nature**, v. 437, n. 7061, p. 944–945, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/437944a>

MALTCHIK, L.; FLORÍN, M. (2002). Perspectives of hydrological disturbance as the driving force of Brazilian semiarid stream ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, n. 14, v. 14, p. 35-41. DOI: 10.4322/actalb

MCCAFFERTY, W. P.; PROVONSHA, A. V. **The fishermen's and ecologist illustrated guide to insects and their relatives: Aquatic Entomology**. Jones & Bartlett Learning. 1998. p. 448.

MACKAY, R. J.; WIGGINS, G. B. (1979). Ecological Diversity in Trichoptera. **Annual Review of Entomology**, n. 24, p. 185-208, 1979.

MCCAFFERTY, W. P. **Aquatic Entomology**. Boston: Jones and Bartlett Publishers, INC. USA. 1981.



MILESI, S. V.; DOLEDEC, S.; MELO, A. S. Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: An experimental in situ study. **Freshwater Science**, v. 35, p. 1321-1329, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1086/688706>

MINSHALL, G. W. Aquatic insect-substratum relationships. In: RESH, V. H.; ROSENBERG, D. M (org.). The ecology of aquatic insects. New York: Praeger Publishers. 1984. p. 358-400.

NOGUEIRA, D. S. et al. Estrutura e composição da comunidade de Trichoptera (Insecta) de rios e áreas alagadas da bacia do rio Suiá-Miçu, Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 101, p.173-180, 2011.

PAIVA, C. K. S.; FARIA, A. P. J.; CALVÃO, L. B. & JUAN, L. (2017). Effect of oil palm on the Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages in streams of eastern Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.189, n.8, p.393, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6116-y>

PEREIRA-MOURA, L. et al. Environmental integrity as a modeler of the composition of the Odonata community. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 193, n. 4, p. 160, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08957-8>

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 2, p. 391–409, 1997. DOI: <https://doi.org/10.2307/1468026>

PAPROCKI, H.; HOLZENTHAL, R. W.; BLAHNIK, R. J. Checklist of the Trichoptera (Insecta) of Brazil I. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 1, p. 1-22. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000100008>

PAPROCKI, H. Trichoptera Kirby, 1813. In: RAFAEL, J. A. et al. (org.). **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. Ribeirão Preto: Holos. 2012.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M. et al. (org.) **Cerrado: Ecologia e Flora**. 1ª. ed. v. 2. Brasília: EMBRAPA-CERRADOS, 2008. p. 152-212. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/570911>

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of botany**, v. 80, n. 3, p. 223–230, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>

RUARO, R. et al. Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105862, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105862>

SALLES, F. F. et al. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica**, v.4, p. 1-34, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000200011>

SALLES, F. F. A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade. Tese (Doutorado em Ciência entomológica, Tecnologia entomológica) - Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 2006. p. 313.

STEWART, K. W.; STARK, B. P. Plecoptera. In: MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B

(org.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall: Hunt publishing company. 2008.

SHIMANO, Y. et al. Composição e distribuição da fauna de Ephemeroptera (Insecta) em área de transição Cerrado-Amazônia, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v.100, n.4, p. 301-308, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000400004>

SHIMANO, Y. et al. (2012). Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 102, n. 2, p. 187-196. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212012000200011>

VERAS, D. S. et al. Heterogeneidade espaço-temporal ambiental de igarapés em um ecótono Cerrado-Caatinga. *Acta Brasiliensis*, v. 2, n. 3, p. 84-88, 2018. DOI: <https://doi.org/10.22571/2526-433875>

WARD, J. V. **Aquatic Insect Ecology: 1 Biology and Habitat**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1992.

WIGGINS, G. B. **Larvae of the North American Caddisfly genera (Trichoptera)**. Toronto, Canada: University of Toronto Press Incorporated. 1996a.

WIGGINS, G. B. Trichoptera families. *In*: MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W (org.). **An Introduction to the aquatic insects of North America**. USA: Kendall/Hunt Publishing Company. 1996b. p. 309-385.

### 3. SESSÃO I

#### **Diversidade taxonômica e funcional de insetos aquáticos são uniformes em riachos com baixo impacto em área de ecótono Cerrado-Caatinga**

Daniel Araújo Paz<sup>1</sup>, Lucas Costa Ramos Lima<sup>2</sup>, Ana Paula Justino Faria<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

<sup>2</sup>Núcleo de Pesquisa em Insetos Aquáticos, Laboratório de Zoologia, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

<sup>2</sup>Núcleo de Pesquisa em Insetos Aquáticos, Laboratório de Zoologia, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

O artigo foi elaborado e formatado conforme as normas de publicação científica *Science of The Total Environment* disponível em: <https://www.sciencedirect.com/journal/science-of-the-total-environment/publish/guide-for-authors>

## **Diversidade taxonômica e funcional de insetos aquáticos são uniformes em riachos com baixo impacto em área de ecótono Cerrado-Caatinga**

Daniel Araújo Paz<sup>1</sup>, Lucas Costa Ramos Lima<sup>2</sup>, Ana Paula Justino Faria<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

<sup>2</sup>Núcleo de Pesquisa em Insetos Aquáticos, Laboratório de Zoologia, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

<sup>2</sup>Núcleo de Pesquisa em Insetos Aquáticos, Laboratório de Zoologia, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

### **3.1 Resumo**

O Cerrado enfrenta crescente ameaça pela expansão do agronegócio, que substitui a vegetação nativa por monoculturas e intensifica a degradação ambiental. Nosso objetivo foi avaliar como as pressões antrópicas nos ecossistemas de riachos perene no Cerrado-Caatinga afetam os atributos funcionais de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT). Espera-se que (i) os riachos em área com influência antrópica tenha a condição ambiental comprometida pela menos disponibilidade de recurso e alteração do habitat; (ii) a presença antrópica no canal dos riachos diminui a disponibilidade de alimentos e abrigos (substrato), causando diminuição na riqueza e abundância e resultando em uma composição de gêneros mais tolerantes de EPT; (iii) riachos menos impactados tem maior riqueza funcional, enquanto nos riachos sob pressão antrópica estabelece comunidades dominadas por gêneros que desempenham funções similares no ecossistema. Para isso amostramos espécimes de EPT e caracterizamos a estrutura física de 25 riachos, os quais foram categorizados em grupo controle (15) e antropizado (10). Os riachos antropizados apresentaram menor abundância média que os controle, mas sem diferença significativa. A riqueza e a composição também não diferiram entre os grupos. A influência da pressão antropogênica nos riachos explorados pode não ser totalmente detectável por meio das variáveis utilizadas, ou então, o grau de impacto pode ser insuficiente para gerar diferenças significativas nas comunidades de EPTs entre os locais entre os tratamentos, sugerindo resiliência desses organismos a essas mudanças ambientais.

**Palavras-chave:** Insetos bioindicadores, Degradação, Resiliência ambiental.

### **3.2 Introdução**

Os insetos aquáticos são organismos essenciais para a manutenção da condição ambiental dos ecossistemas de água doce, porque eles desempenham um papel fundamental nesses ecossistemas (Heino et al., 2009; Nieto et al., 2017), como a ciclagem de nutrientes

através da fragmentação da matéria orgânica em partículas menores, tornando esse recurso disponível para outros organismos na cadeia alimentar (Santos; Rodrigues, 2015). Também indica a condição ambiental do ecossistema (Faria et al., 2021), no qual algumas ordens podem estar associadas a integridade de habitat, como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (conhecido pelo acrônimo EPT) (Faria et al., 2021). Estas ordens são compostas por organismos que habitam preferencialmente riachos com alta heterogeneidade de habitats, águas limpas e oxigenadas, reduzindo expressivamente sua diversidade taxonômica em riachos alterados por distúrbios antrópicos (Muralidharan et al., 2010; Martins et al., 2017; Rauro et al., 2020; Tampo et al., 2021).

Ao longo da última década, os ecossistemas de riachos no Cerrado têm sido fortemente alterados por pressões antrópicas devido ao aumento no desmatamento da vegetação natural para estabelecimento da agropecuária (Hofmann et al., 2021). Somente entre os anos de 2021 e 2022 houve um aumento de 20% no desmatamento da savana do Cerrado de acordo com sistema de alerta de desmatamento brasileiro (SAD Cerrado; IPAM, 2022). A remoção da vegetação contribui para o acúmulo de resíduos no solo, que são carregados para os riachos e promove o assoreamento do canal, comprometendo a qualidade da água e a disponibilidade de substrato para a fauna (Krupek; Felski, 2006). Além disso, o desmatamento reduz a capacidade das florestas em regular o ciclo da água, resultando em menor disponibilidade hídrica superficial (Krupek; Felski, 2006), onde ocorre a predominância de ecossistema de riachos temporários em detrimento aos perenes. Na Caatinga, um bioma especificamente brasileiro, esses efeitos nos riachos podem ser exacerbados devido ao microclima ser mais seco e ocorrerem menos episódios de chuva ao longo do ano (Souza et al., 2015). Apesar de um clima mais severo do que o Cerrado, ainda é observado a expansão de propriedades rurais que criam caprinos, os quais usam os riachos para hidratação e amenizar o calor devido as altas temperaturas (Hofmann et al., 2021).

No contexto de ecótono Cerrado-Caatinga, esses impactos são amplificados devido à transição ecológica que caracteriza a região. O ecótono apresenta uma específica heterogeneidade do ambiente, formada pela sobreposição de condições típicas de ambos os biomas, que resulta em mosaicos vegetacionais e em uma alta variabilidade de micro-habitats. Essa heterogeneidade faz com que o ecótono funcione como um importante *driver* da diversidade de insetos aquáticos, pois combina elementos dos dois biomas, influenciando a composição e o funcionamento das comunidades biológicas nos riachos. Alterações nas condições ambientais desse ecótono, tanto por ações antrópicas quanto por variações naturais,

podem causar mudanças significativas nos padrões de distribuição de organismos aquáticos, especialmente em grupos sensíveis como os insetos aquáticos (Veras et al., 2018).

As modificações nos habitats dos riachos devido as pressões antrópicas afetam diretamente a disponibilidade de recurso para os insetos aquáticos, alterando a diversidade de organismos (Cornejo et al., 2019; Lakhrou et al., 2021) através da diminuição de sua abundância, riqueza e diferença na composição de gêneros (e.g., Faria et al., 2023). A menor diversidade de insetos aquáticos pode ter consequências negativas para o funcionamento do ecossistema, uma vez que cada espécie desempenha um papel importante na manutenção da estabilidade ecológica (Clavel et al., 2011; Firmiano et al., 2021; Paz et al., 2022).

A diversidade funcional é uma abordagem para compreender as respostas das comunidades biológicas às mudanças nos habitats, pois mede a diversidade de atributos que possuem relação com o funcionamento ecológico das comunidades (Tilman, 2001). Um atributo funcional pode ser uma característica morfológica (e.g., massa, altura, comprimento), fisiológica (hábito, metabolismo), comportamental (estratégias de forrageio) ou ecológicas (habitat de ocupação) que podem mostrar a resposta direta ou indireta dos organismos às variações ambientais e refletir a função ecossistêmica (Petchey; Gaston, 2006; Dolédec; Statzner, 2010).

A diversidade pode ser avaliada através da riqueza funcional, regularidade funcional e divergência funcional (Cadotte, Carscadden; Mirotchnick, 2011). A riqueza funcional mostra o espaço funcional ocupado pelas espécies de uma comunidade (Mason; Mouillot, 2013) independente de sua abundância (Villéger et al., 2010). A baixa riqueza funcional indica que alguns dos recursos potencialmente disponíveis não estão sendo explorados pelas espécies e podem resultar em menor produtividade do ecossistema (Mason et al., 2005, Schleuter et al., 2010). A divergência funcional descreve a irregularidade na distribuição dos atributos funcionais no espaço funcional ocupado por todas as espécies de uma comunidade (Garnier et al., 2015), ponderado pela abundância relativa das espécies (Laliberté; Legendre, 2010). Ou seja, corresponde à similaridade funcional entre as espécies dominantes de uma comunidade (Villéger et al., 2010). Assim, uma alta divergência sugere um alto grau de diferenciação de nicho em espécies dominantes, o que reduz a competição e aumenta a magnitude dos processos ecossistêmicos devido ao uso mais eficiente dos recursos (Mason et al., 2005). Por fim, a redundância funcional está relacionada ao número de espécies que desempenham de forma semelhante uma função no ecossistema (Rosenfeld, 2002). Assim, para que duas espécies sejam redundantes, elas devem ser capazes de substituir suas populações e apresentarem os mesmos intervalos de tolerância às condições ambientais (Rosenfeld, 2002).

Os efeitos promovidos pelas pressões antrópicas ao trazer resíduos e detritos finos para dentro do canal comprometem a estrutura física dos riachos ao sobreporem os recursos da biota, o que compromete a ocorrência de insetos aquáticos (Castro; Dolédec; Callisto, 2017). Em geral, os táxons de EPT são litófilos, ou seja, associados a substratos rochosos, como as larvas de Canidae (Ephemeroptera), Perlidae (Plecoptera), e Hydropsychidae (Trichoptera), as quais têm preferência por substratos rochosos (Sudarso et al., 2021). Estudos afirmam que a diversidade de substrato é um importante recurso para as comunidades bentônicas, porque fornece habitat e recurso para maior riqueza e abundância de organismos (Allen; Vaughn, 2010).

O objetivo desse estudo foi avaliar como as pressões antrópicas nos ecossistemas de riachos perene distribuídos no ecótono Cerrado-Caatinga afetam a diversidade taxonômica e diversidade funcional de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (EPT). Espera-se que (i) os riachos em área com influência antrópica tenha a condição ambiental comprometida pela menos disponibilidade de recurso e alteração do habitat; (ii) a presença antrópica no canal dos riachos diminui a disponibilidade de alimentos e abrigos (substrato), causando diminuição na riqueza e abundância e resultando em uma composição de gêneros mais tolerantes de EPT; (iii) riachos mais preservados (controle) tem maior riqueza funcional, enquanto nos riachos sob pressão antrópica estabelece comunidades dominadas por gêneros que desempenham funções similares no ecossistema.

### 3.3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.3.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido em 25 riachos perenes distribuídos na bacia do rio Itapecuru (estado do Maranhão) e Parnaíba (estado do Piauí), Brasil. Os riachos estão localizados em uma área de ecótono entre dois importantes biomas brasileiros: o Cerrado e a Caatinga. No ecótono há uma combinação das características vegetacionais dos biomas, com um mosaico de vegetação gramíneas e arbórea, com vegetação porte que variam entre 3 a 8 metros de alturas na Caatinga e a presença de árvores de troncos retorcidos no Cerrado (Lima-Ribeiro, 2008; Alves et al., 2013). Apesar destas características marcantes, ainda não existe uma delimitação espacial dessa área oficializada na geografia brasileira. Similar ao que ocorre em cada bioma, a zona do ecótono tem sido devastado pelo desmatamento na última década devido a propriedades de seu solo ser propícia para o estabelecimento de cultivos agrícolas (Dantas; Monteiro, 2010).

Os 25 riachos foram classificados entre dois tratamentos (*controle* e *antropizado*) através da proporção de cobertura vegetal natural em sua área de drenagem (Figura 2). Os

riachos *controle* correspondem aqueles em que sua área de drenagem tem  $\geq 90\%$  de cobertura de formação vegetacional natural, enquanto os *antropizados* têm a presença de cultivos agrícolas e pastagem para criação de gado. A área de drenagem de cada riacho foi delineada à montante do ponto de coleta usando o modelo digital de elevação com 30m de resolução (INPE, 2023) no algoritmo *watershed* do GRASS no programa QGIS. Com os limites de cada área de drenagem do riacho foi extraída a proporção de uso e ocupação do solo a partir do *raster* matricial (pixel de 30x30m) de uso e cobertura do solo da coleção 7 do MapBiomias (MapBiomias, 2022).

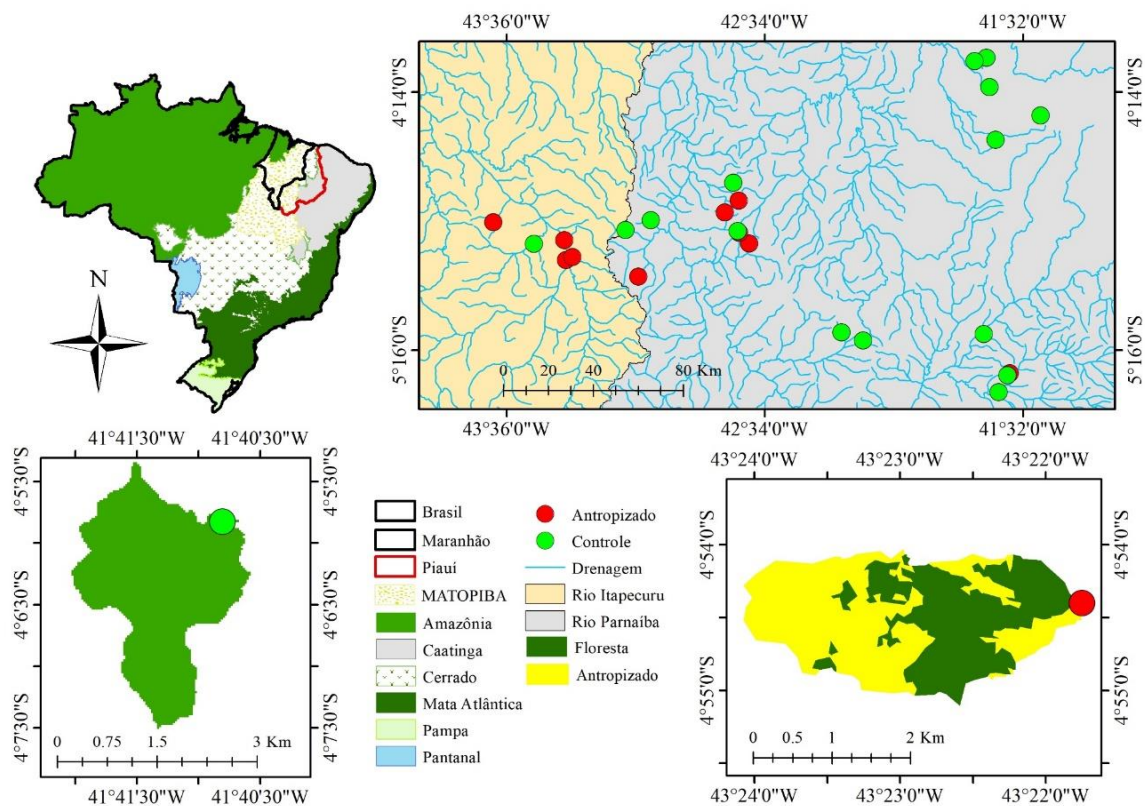


Figura 2. Mapa indicando os 25 riachos, sendo dez antropizados e 15 controle, amostrados na bacia do rio Itaipucu e Parnaíba, Brasil.

### 3.3.2 Caracterização ambiental dos riachos

A condição ambiental dos riachos foi avaliada através de um protocolo padronizado e adaptado para riachos tropicais (Peck et al., 2006; Callisto et al., 2014). Para isso, foi definido um trecho longitudinal de 100 m, subdividido em 11 seções transversais equidistantes de 10 metros. Em cada transecção foi mensurado a largura molhada, profundidade, tipos de substrato, tipos de abrigo para a biota, estrutura vertical e densidade da vegetação ripária e influência humana. A profundidade da transecção foi feita através de cinco medidas equidistantes de



profundidade. Concomitantemente, foi qualificado o tipo de substrato da transecção, como segue: rocha lisa ou rugosa, concreto/asfalto, matacão ou matacão largo, seixo, cascalho grosso, cascalho fino, areia, silte/argila/lama, argila consolidada, banco de folhas, matéria orgânica particulada, madeira, raízes, macrófitas e/ou algas.

O tipo de abrigo para a biota foi avaliado por estimativas visuais semiquantitativas da área coberta por algas filamentosas, macrófitas aquáticas, pedaços grandes de madeira (diâmetro acima de 0,3 m), pedaços pequenos de madeira ou arbustos (diâmetro abaixo de 0,3 m), banco de folhas, árvores vivas ou raízes, vegetação pendurada (a menos de 1 m da superfície da água), margens escavadas, matacão e estruturas artificiais, as quais foram determinados em uma das seguintes categorias: 0 = ausente (0%); 1 = esparsa (< 10%); 2 = médio (10-40%); 3 = denso (40-75%); 4 = muito denso (> 75%).

A estrutura vertical e a densidade da vegetação ripária foram avaliadas por estimativas visuais nas duas margens (direita e esquerda) em uma parcela de 10 x 10 metros em cada margem, considerando quatro estratos: dossel (>5 m altura), sub-bosque (0,5 até 5m de altura), vegetação rasteira (<0,5 m de altura) e solo exposto. A presença de atividades humanas nas margens foi avaliada por estimativas visuais da presença ou ausência de muro, dique, canalização, gabião, barramento, construções, estrada calçada ou cascalhada, rodovia ou ferrovia, canos para captação ou descarga, entulho, lixo, parques, gramados, plantações de grãos, pastagem, silvicultura, desmatamento e mineração. A presença humana foi incluída em categorias de acordo com a distância do impacto com a margem do canal: 0 = ausente; P = >10m; C = < 10m; B = na margem. Os preditores ambientais calculados e sumarizado seguindo orientações de Kaufmann et al. (1999).

O oxigênio dissolvido (mg/L) foi mensurado em três pontos (início, meio e fim) do trecho de 100 m através de uma Sonda Multiparâmetro AKSO 88. Os preditores ambientais usados nesse estudo foram: Proximidade de Impacto Antrópico; Razão entre Largura e Profundidade, Dossel de Árvores Pequenas, Vegetação Rasteira Lenhosa, Dossel de Árvores Grande, Substrato < 16 mm e Oxigênio Dissolvido mg/L. As correlações entre os preditores ambientais foram sempre baixas (correlação de Pearson pareada  $r$  sempre  $\leq 0,5$ ; Figura MS1), permitindo a utilização de todos os preditores nas análises.

### 3.3.3 Coleta de imaturos de EPT

A coleta de imaturos de EPT foi realizada utilizando uma rede entomológica tipo “D” com malha de 0,250  $\mu$ m. Em cada seção transversal foi coletado uma amostra de cada tipo de substrato observado no canal (e.g., macrófitas, raízes, algas, folhas, pedra e areia) com o

objetivo de maximizar a eficiência da amostragem. As amostras de substratos foram triadas separadamente e todos os indivíduos de EPT encontrados foram imediatamente colocados em microtubos de 15 ml preenchidos com solução álcool etílico a 92%. Em seguida, os espécimes coletados foram levados ao laboratório e identificados com o auxílio do estereomicroscópio com ampliação de 45 vezes e com a utilização das chaves taxonômicas específicas de Domínguez et al. (2006), Domínguez e Fernandez (2009) e Hamada et al. (2019). Em seguida foram contabilizados, tabulados, transferidos para microtubos de 5 ml e depositados na Coleção Entomológica Heróis do Jenipapo, do Laboratório de Zoologia da Universidade Estadual do Piauí (UESPI), *Campus* Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

### 3.3.4 Atributos funcionais de EPT

A matriz de atributos funcionais de EPT foi obtida a partir de estudos de Castro et al. (2017); Tomanova, Usseglio-Polatera (2007), Baptista et al. (2006), Cummins et al., (2005), Salles (2006), Polegatto e Froehlich (2003) conduzidos com espécimes da América do Sul. Para aqueles gêneros de EPT não contemplado nestes trabalhos, fez-se um extenso levantamento da literatura de imaturos de EPT da América do Sul e consulta com especialista da ordem. Os atributos correspondem a características morfológicas, fisiológicas e ecológicas de gêneros de EPT (Tabela 1). Foi evitado usar informações de gêneros a partir de ecossistemas temperados, pois a forma como o ambiente seleciona atributos pode ser dependente da macrorregião climática (Vieira et al., 2006).

Tabela 1. Tabela de atributos compilados para os gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) coletados em 25 riachos amostrados na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.

Característica	Atributo	Classificação
Morfológica	Tamanho do corpo (mm)	< 1.5
		> 1.5–2.5
		> 2.5–3.5
		> 3.5–5.0
		> 5.0–10.0
		> 10
	Forma do corpo	Simplificado
		Achatado
		Cilíndrico
		Espiralado

Fisiológica	Ciclos reprodutivos por ano	$\leq 1$
		$> 1$
	Modo de Respiração	Cutânea
		Branquial
Ecológicos	Locomoção	Escavador
		Escalador
		Rastejador
		Agarrador
		Nadador
	Hábitos alimentares	Triturador
		Fragmentador
		Raspador
		Coletor-filtrador
		Predador
	Refúgio	Vida livre
		Construtores de redes de seda
		Construtores de refúgios de areia e madeira
		Construtores de refúgios de folhas

### 3.3.5 Análise de dados

Cada riacho representa a unidade amostral nesse estudo. Primeiro, é avaliado a condição ambiental entre riachos controle e antropizado através da Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA, Anderson, 2001). Na PERMANOVA as variáveis ambientais foram padronizadas (média = 0 e desvio padrão = 1) para calcular a matriz de distância euclidiana. É usado a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para visualizar os agrupamentos de riachos. Correlação entre as variáveis ambientais e os eixos PCoA para quantificar como cada variável contribui para os eixos PCoA individuais (Legendre; Legendre, 2012).

Foi usado o pacote (Kembel et al., 2010) no R versão 4.2 (R Core Team, 2022) para calcular quatro métricas de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), regularidade funcional (Feve), divergência funcional (FDiv) e dispersão funcional (FDis). Primeiro, foi calculado um dendrograma funcional para todas as espécies em nossos locais usando o método de grupo de pares não ponderados com média aritmética (UPGMA), um método padrão para agrupamento hierárquico (Swenson, 2014). As métricas FRic e FDiv foram calculadas

visualizando os gêneros no espaço de características multidimensionais, onde cada eixo representa uma característica diferente (ou conjunto de características correlacionadas). Um convexo de Hull foi criado, cujo perímetro é definido pelos valores mais extremos em cada eixo (ou seja, um gênero no convexo de Hull em um determinado eixo teria o valor mais extremo da(s) característica(s) representada(s) por desse eixo) (Villéger et al., 2008). FRic é o volume desse convexo de Hull e representa o volume total de espaço de atributo ocupado por EPT. FDiv é uma medida da extensão em que os gêneros mais abundantes têm os valores de característica mais extremos (ou seja, uma medida do 'centro de gravidade' dentro do espaço de característica). FDis é a distância média ponderada pela abundância das espécies com centróide do espaço de características (Laliberté; Legendre, 2010). Essa medida incorpora riqueza e divergência funcional – é influenciada tanto pela gama de valores de características quanto pela distribuição de indivíduos dentro do espaço de características – e pode, portanto, ser usada como uma medida autônoma de diversidade funcional. Um alto valor de FDis implicaria que a comunidade possui alta riqueza funcional e/ou divergência.

A diferença de FRic, FDiv, FDis, Feve entre os grupos de riachos é avaliado usando o teste T de student para amostras independentes, onde os pressupostos de homogeneidade de variância e normalidade dos resíduos foi verificado através dos testes de Shapiro-Wilk e Levene (Zar, 2010). Complementarmente, foi realizado um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição de binomial negativa para identificar qual(is) variável(is) ambientais influenciam os atributos de EPT (Zuur et al., 2009). O resíduo do modelo de GLM foi validado usando o pacote DHARMA do programa R (Hartig, 2017). Complementarmente, usamos a análise fourth-corner para investigar a relação entre os atributos de gênero de EPT com os preditores ambientais deste estudo (Dray et al., 2014).

### 3.4 RESULTADOS

#### 3.4.1 Variáveis ambientais

As características ambientais dos riachos não apresentaram diferenças significativas entre os níveis de impacto (pseudo-F: 0.143, gl = 23; p = 0.143; Figura 2). Apesar disso, algumas características do habitat mostram uma tendência interessante. Os riachos antropizados tendem a ter maior variação entre a largura e profundidade (Desvio padrão = 32.58; Tabela 2) e menor dossel de árvores grandes (DP: 19.55). Por outro lado, riachos controle tem maior proporção de substrato finos.

**Tabela 2.** Média (Desvio Padrão) dos preditores ambientais mensurados nos riachos mais conservados (Controle) e mais impactados (Antropizados) localizado no ecótono Cerrado-Caatinga, distribuídos na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.

Preditor ambiental	Controle	Antropizado
Proximidade de Impacto Antrópico	0.10 (0.17)	0.75 (0.62)
Razão entre Largura e Profundidade	32.58 (15.37)	36.48 (32.58)
Dossel de Árvores Pequenas	18.04 (7.56)	20.45 (8.54)
Cobertura de Rasteira Lenhosa	20.78 (4.59)	21.78 (4.51)
Dossel de Árvores Grande	20.53 (11.94)	19.55 (7.78)
Substrato < 16 mm	44.61 (25.87)	34.36 (24.53)
Oxigênio Dissolvido mg/L	6.79 (1.85)	6.73 (1.22)

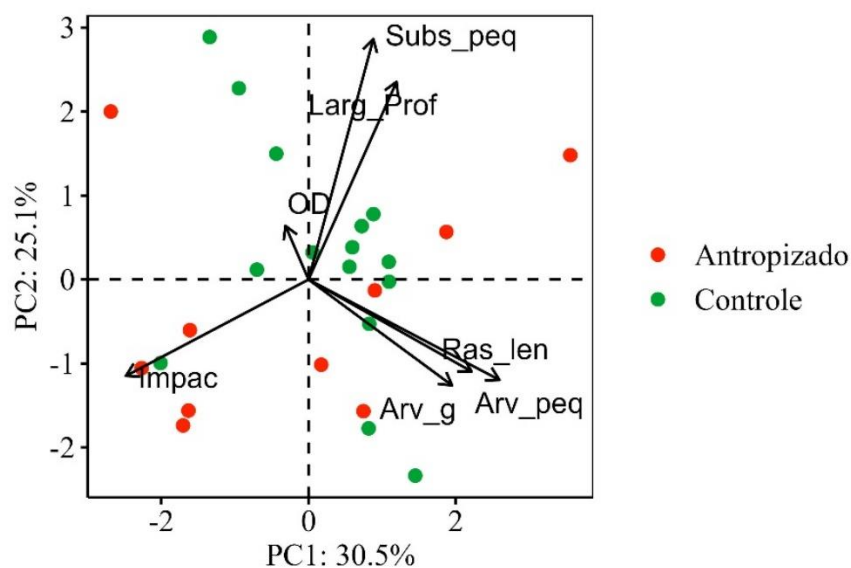


Figura 3. Ordenação das características ambientais mensuradas nos riachos. Impac – Proximidade de Impacto Antrópico; Larg\_Prof – Razão entre Largura e Profundidade; Arv\_peq – Dossel de Árvores Pequenas; Ras\_len – Vegetação Rasteira Lenhosa; Arv\_g – Dossel de Árvores Grande; Subs\_peq – Substrato < 16 mm; OD – Oxigênio Dissolvido (mg/L).

### 3.4.2 Distribuição das assembleias

Coletamos um total de 15.084 indivíduos de EPT, pertencentes a 13 famílias e 38 gêneros. A ordem com maior número de indivíduos foi Ephemeroptera, com 11.451, distribuídos em riachos antropizados (3.021) e riachos controles (7.817). Seguida por Trichoptera (4.167) indivíduos, dos quais (2.528) foram registrados em riachos antropizados (1.502) em riachos controle. A ordem Plecoptera com (214) indivíduos com cerca de (177) em riachos controle e (37) em riachos antropizados (Tabela MS1). As famílias predominantes foram Baetidae (3.937 indivíduos), Leptophlebiidae (3.436) e Leptohyphidae (2.907). Entre os gêneros mais numerosos, destacaram-se *Traverhyphes* (1.911 indivíduos) e *Callibaetis* (1.189)

(Figura 4).

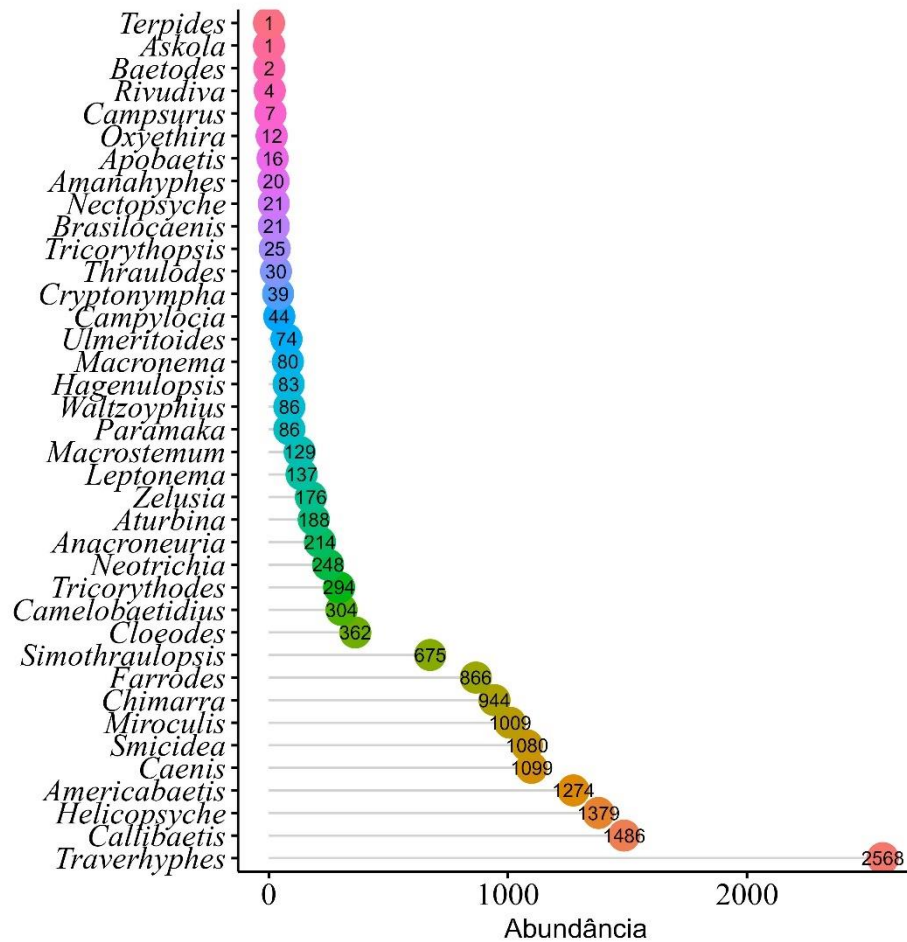


Figura 4. Abundância de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) coletados em 25 riachos no ecótono Cerrado-Caatinga, distribuídos na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.

Os riachos antropizados tem menor abundância média ( $\bar{x} = 559$ ) do que os riachos controle ( $\bar{x} = 632$ ), mas não houve diferença significativa entre os níveis de impacto ( $t = 0.391$ ;  $gl = 23$ ;  $p = 0.699$ ). A riqueza ( $t = -0.201$ ;  $gl = 23$ ;  $p = 0.843$ ) e a composição ( $pseudo-F = 1.033$ ;  $gl = 23$ ;  $p = 0.501$ ) também não diferente entre os níveis de impacto dos riachos. A riqueza funcional (FRic;  $t = -0.417$ ;  $gl = 23$ ;  $p = 0.681$ ), divergência funcional (FDiv;  $t = -0.407$ ;  $gl = 23$ ;  $p = 0.688$ ), dispersão funcional (FDis;  $t = -0.407$ ;  $gl = 23$ ;  $p = 0.688$ ) e regularidade funcional (Feve;  $t = 0.407$ ;  $gl = 23$ ;  $p = 0.688$ ) também não foi diferente entre os níveis de impactos. Apesar disto, a característica do habitat influência na diversidade taxonômica (Tabela MS2). A abundância de EPT aumenta em riacho com dossel de árvores pequena e substrato  $< 16\text{mm}$  e diminui em riacho com menor concentração de oxigênio dissolvido (Figura 5A, B e C). Por outro lado, a riqueza de EPT aumenta em riachos registrado atividade antrópica e com substrato

fino (Figura 5D e E). O habitat não influenciou a diversidade funcional (Tabela MS2) ou os atributos separadamente (Tabela MS3).

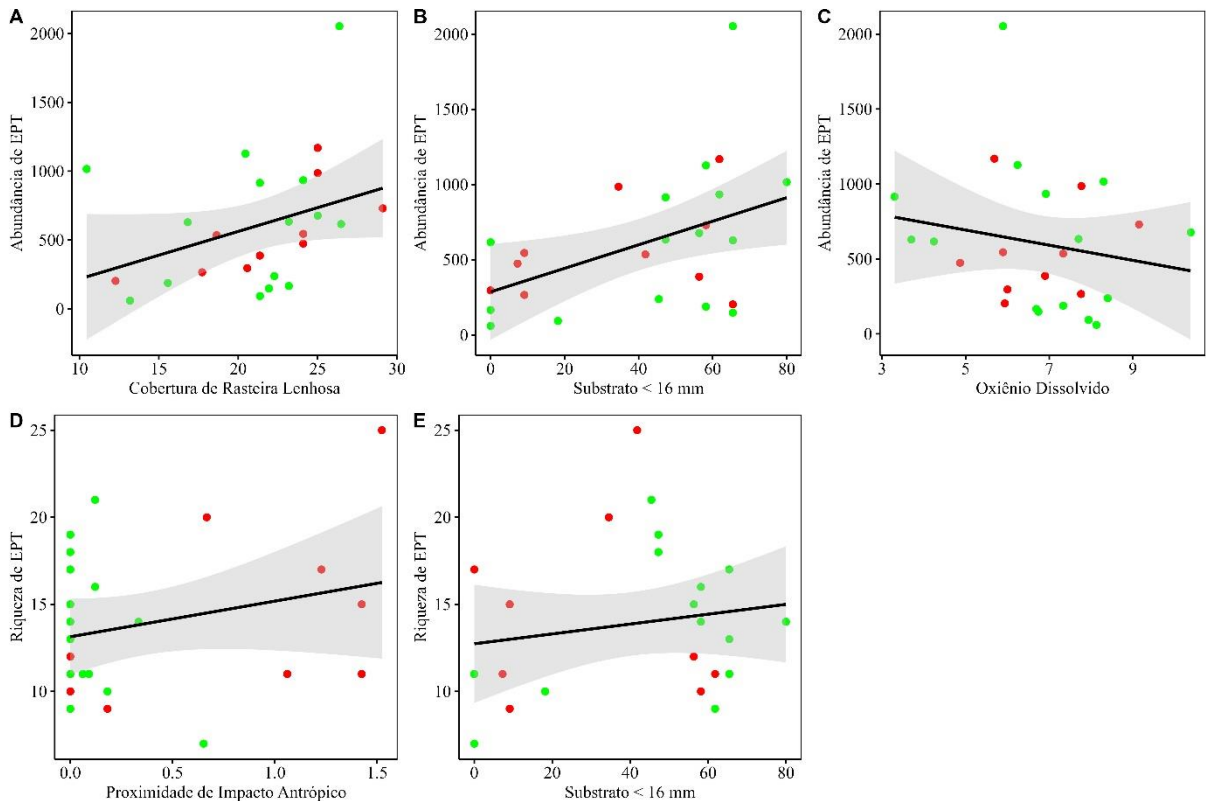


Figura 5. Efeito das características ambientais na abundância e riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera coletado 25 riachos no ecótono Cerrado-Caatinga, distribuídos na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.

### 3.5 Discussão

Nosso estudo indicou que as análises realizadas das características dos EPTs entre os riachos mais conservados (controle) e os mais impactados (antropizados) não revelaram diferenças significativas na condição do habitat. Esse resultado contradiz as expectativas iniciais das hipóteses (i) e (ii), que previam uma influência evidente da condição dos riachos na diversidade das assembleias de insetos aquáticos. Apesar de se esperar que os impactos decorrentes de atividades de lazer, como a balneabilidade, pudessem afetar a qualidade ambiental e, consequentemente, a composição das assembleias.

A hipótese (iii) foi corroborada, uma vez os organismos responderam de forma semelhante entre os tratamentos sendo similar a frequência desses gêneros, o que evidencia para uma redundância funcional. O que aponta para distribuição proporcional da entrada de energia nos riachos, influenciada pela estrutura vegetal circundante com transição do Cerrado-

Catinga, torna um fator relevante para explicar a ausência de diferenças significativas na composição das assembleias de (EPTs) entre os riachos controle e antropizados.

A integridade ambiental dos riachos afeta a composição de gêneros e cria pontos de mudança na abundância e frequência de cada táxon, o que influencia diretamente a estruturação das comunidades de macroinvertebrados (Carvalho et al., 2013; Calvão et al., 2018). Mudanças em um gradiente ambiental podem alterar toda a estrutura de uma comunidade, como a redução da mata ciliar, que consequentemente leva à perda ou redução da cobertura do dossel (Van Praet et al., 2012; Giehl et al., 2020; Marques et al., 2021; Moy et al., 2022).

A ausência de correlação encontrada no presente estudo pode estar associada a outros fatores ambientais que não foram capturados pelas variáveis analisadas, como a qualidade do substrato, a disponibilidade de habitats específicos ou o aporte de nutrientes. Além disso, foi percebido um grande acúmulo de sedimentos finos em riachos na categoria mais impactados (antropizado) tais características são fatores que molda a composição de macroinvertebrados pela perda de substrato (Ferreira et al. 2014).

As variáveis relacionadas à hidromorfologia do canal riachos, não apresentaram uma influência significativa na composição do conjunto de EPT. Parâmetros hidromorfológicos são tradicionalmente considerados como importantes estressores em ecossistemas lóticos, ao passo que, o estresse influencia diretamente na composição das comunidades aquáticas correlacionadas as modificações do tamanho do canal, profundidade, largura molhada o principal fator da influência da quantidade de habitat lótico aquático (Vaughan et al., 2009).

Características do fundo são frequentemente citadas como os principais parâmetros que controlam a composição de macroinvertebrados (Raben et al., 2005; Jones et al., 2012). A vegetação das margens desempenha um papel essencial ao controlar tanto a quantidade de matéria orgânica alóctone (como folhas e galhos) que entra no riacho, quanto a incidência de luz solar, que afeta a produção primária autóctone (algas e macrófitas aquáticas).

Essa similaridade na composição das assembleias de EPTs entre riachos antropizados e controle sugere que a variação na estrutura vegetacional não foi suficiente para alterar de maneira significativa as fontes de energia disponíveis para esses organismos. Isso pode indicar que, apesar das diferenças no uso do solo e no grau de antropização, a estrutura vegetacional e a consequente entrada de energia nos riachos foram capazes de sustentar assembleias de EPTs semelhantes nos dois tratamentos.



Outro fator a ser considerado é a adaptação das comunidades de EPTs a condições ambientais inerentes a esse bioma ainda pouco conhecido. Em riachos onde a estrutura vegetal é alterada, os organismos podem ajustar sua composição e abundância de acordo com as mudanças na disponibilidade de alimentos e na complexidade do habitat. Assim, a distribuição proporcional da entrada de energia, influenciada pela vegetação ripária, pode não ter sido o principal determinante das diferenças esperadas nas assembleias o que aponta para a necessidade de considerar outros fatores ambientais e bióticos.

É importante destaca-se que este estudo representa uma investigação pioneira sobre os padrões de distribuição da biodiversidade em riachos perenes dentro dessa zona de ecótono. Essa originalidade reforça a necessidade de ampliar os esforços de pesquisa nesse ambiente, considerando sua relevância para a manutenção da conectividade ecológica entre biomas e traçar informações que ajudem a entender como essas comunidades interagem com essas transições de estrutura vegetal, clima e aporte de alimentos.

### 3.6 Conclusão

Dessa forma, a influência da pressão antropogênica nos riachos analisados pode não ser totalmente detectável por meio das variáveis utilizadas, ou então, o grau de impacto pode ser insuficiente para gerar diferenças significativas nas comunidades de EPTs entre os locais controle e antropizados. É possível que esses organismos apresentem certa resiliência às mudanças ambientais avaliadas, o que explicaria a similaridade encontrada entre as assembleias dos diferentes riachos.

### 3.7 Declaração de contribuição de autoria

**Daniel Araújo Paz:** Escrita – rascunho original, Visualização, Validação, Metodologia, Investigação, Análise formal, Curadoria de dados, Conceitualização. **Lucas Ramos Costa Lima:** Escrita – revisão e edição, Supervisão, Aquisição de financiamento. **Ana Paula Justino Faria:** Escrita – Revisão e Edição, Supervisão, Administração de projeto, Curadoria de dados, Análise formal e Conceitualização.

### 3.8 Declaração de conflito de interesses

Os autores declaram que não têm interesses financeiros ou relacionamentos pessoais que possam influenciar o trabalho relatado neste estudo.

### 3.9 Agradecimentos

Agradecemos à equipe do Laboratório de Zoologia (Universidade Estadual do Piauí - UESPI, Campus Heróis do Jenipapo) e ao grupo de pesquisa NUPEIA (Núcleo de Pesquisa em Insetos Aquáticos) pelo incentivo e apoio logístico. Apoio financeiro parcial foi recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) para bolsa de produtividade ao LRCL (processo número: 310205/2021-2) e para bolsa de pós-doutorado à APJF (processo número: 306103/2022-2); e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Piauí (FAPEPI) pelo financiamento do Projeto científico (Processo nº. 00110.000138/2022-85) e bolsa de Iniciação Científica do DAP. Agradecemos ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio pelas licenças de coleta (75174-1, 75174-2, 75174-3 e 49860-7).

### 3.10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, AR, Ribeiro, IB, Sousa, JRL, Barros, SS, Sousa, PS, 2013. Análise da estrutura vegetacional em uma área de caatinga no município de Bom Jesus, Piauí. *Caatinga*. 26 (4), 99-106, DOI: <http://periodicos.ufersa.edu.br/index.php/sistema>
- Allen, DC, Vaughn, CC, 2010. Complex hydraulic and substrate variables limit freshwater mussel species richness and abundance. *Journal of the North American Benthological Society*. 29 (2), 383-394. DOI: <https://doi.org/10.1899/09-024.1>
- Anderson, MJ, 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. 26, 32-46. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Alves, JJA et al. 2009. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Caatinga*. 22, (3), 126-135. DOI: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=237117837020>
- Cadotte, MW, Carscadden, K., Mirotnick, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*. 48 (5), 1079-1087. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Castro, DMP, Dolédec, S., Callisto, M, 2017. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshwater Biology*. 62 (8), 1472-1486. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12961>
- Callisto, M., Alves, CBM, Lopes, JM, Castro, MA, 2014. Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos. CEMIG, Belo Horizonte.
- Craig, DA, Galloway, MM, 1987. Hydrodynamics of larval black flies. In: *Blackflies: Ecology, Population Management, and Annotated World List*. Edited by K. C. Kim and R. W. Merritt. Pennsylvania State University, University Park. pp. 171-185.
- Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V., 2011. Worldwide decline of specialist species: towards a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 9 (4), 222-228. DOI: <https://doi.org/10.1890/080216>

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

Dantas, KP, Monteiro, MSL, 2010. Valoração econômica dos efeitos internos da erosão: impactos da produção de soja no cerrado piauiense. *Economia e Sociologia Rural*. 48, 619-633. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-20032010000400006>

Dolédéc, S., Statzner, B., 2010. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. *Journal of the North American Benthological Society*. 29 (1), 286-311. DOI: <https://doi.org/10.1899/08-090.1>

Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, ML, Hubbard, MD, Nieto, C., 2006. *Ephemeroptera of South America*, Pensoft. segunda edição. Moscow.

Domínguez, E., Fernández, HR, 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. primeira edição. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Dray, S., Choler, P., Dolédéc, S., Peres-Neto, P. R., Thuiller, W., Pavoine, S., & ter Braak, C. J. (2014). Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*, 95(1), 14-21.

Faria, APJ, Paiva, CKS, Calvão, LB, Cruz, GM, Juen, L., 2021. Response of aquatic insects to an environmental gradient in Amazonian streams. *Environmental Monitoring and Assessment*. 193, 1-12. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09553-6>

Faria, APJ, Ligeiro, R., Calvão, LB, Giam, X., Leibold, MA, Juen, L., 2023. Land use types determine environmental heterogeneity and aquatic insect diversity in Amazonian streams. *Hydrobiologia*. 851, 281-298. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05190-x>

Ferreira, WR., Ligeiro, R., Macedo, DR, Hughes, RM, Kaufmann, PR, Oliveira, LG, Callisto, M., 2014. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science*, 33, 860–871. DOI: <https://doi.org/10.1086/676951>

Firmiano, KR, Castro, DMP, Linares, MS, Callisto, M., 2021. Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Science of the total environment*. 753, 141865. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141865>

Hofmann, GS, Cardoso, MF, Alves, RJV, Weber, EJ, Barbosa, AA, Toledo, PM, Pontual, FB, Salles, LO, Hasenack, H., Cordeiro, JLP, Aquino, FE, Oliveira, LFB, 2021. The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. *Global Change Biology*. 27 (17), 4060-4073. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15712>

Heino, J., 2009. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. *Freshwater Reviews*. 2 (1), 1-29. DOI: <https://doi.org/10.1608/FRJ-2.1.1>

Hartig, F., 2016. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package. version 0.1.2. <https://github.com/florianhartig/DHARMA>

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Plataforma Terra Brasilis. <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>. Acesso em: 05/05/2023.

Lakhloufi, MY, Lamchouri, F., El Haissoufi, M., Boulfia, M., Zalaghi, A., Toufik, H., 2021. Evaluation of anthropic activities impact through the monitoring of aquatic fauna on Oued Lârbâa in Taza City of Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*. 193 (153). DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08938-x>

Lima-Ribeiro, MS, 2008. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 22, 535-545. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200020>

Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*. 91 (1), 299-305. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2014. FD: measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology.

Legendre, P; Legendre, L. F. 2012. *Numerical ecology*. Elsevier.

Martins, RT, Couceiro, SRM, Melo, AS, Moreira, MP, Hamada, n., 2017. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological indicators*. 73, 480-491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>

Mason, NWH, Mouillot, D., Lee, WG, Wilson, JB, 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*. 111 (1), 112-118. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

Mason, NWH, Mouillot, D., 2013. "Functional diversity measures." In *Encyclopedia of Biodiversity*, 597–608. Elsevier. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00356-7>

Garnier, E., Navas, M-L, Grigulis, K., 2015. *Plant functional diversity: organism traits, community structure, and ecosystem properties*. First edition. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press. DOI: <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198757368.001.0001>

PROJETO MAPBIOMAS – Coleção [versão 7.1] da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, acessado em 2022 através do link: [https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama\\_set\\_language=pt-BR](https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR)

Dharan, M., Chellappa, S., Sundar, S., Raja, M., 2010. Macroinvertebrates as potential indicators of environmental quality. *Ind. J. Biotechnol*. 9, 23-28.

Nieto, C., Ovando, XMC, Lyola, R., Izquierdo, A., Romero, F., Molineri, C., Rodriguez, J., Martín, PR, Fernández, H., Manzo, V., Miranda, MJ, 2017. The role of macroinvertebrates for conservation of freshwater systems. *Ecology and evolution*. 7 (14), 5502-5513. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.3101>

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

- Peck, DV, Lazorchak, JM, Klemm DJ, 2006. Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Waters: Western Pilot Study field operations manual for wadeable streams, - 275, Environmental Protection Agency, Washington.
- Petchey, OL, Gaston, KJ, 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol. Lett.* 5, 402–411. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- Paz, LE, Rodriguez, M., Gullo, B., Capítulo, AR, 2022. Impacts of urban and industrial pollution on functional traits of benthic macroinvertebrates: Are some traits advantageous for survival? *Science of The Total Environment.* 807, 150650. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150650>
- Petchey, OL, Gaston, KJ, 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters.* 9 (6), 741-758. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Ruaro, R., Hughes, RM, Gubiani, ÉA, Mormul, RP, 2020. Global trends and challenges in multimetric indices of biological condition. *Ecological Indicators.* 110, 105862. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105862>
- Rosenfeld, JS, 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos.* 98 (1), 156-162. DOI: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- Souza, BI, Artigas, RC, Lima, VER, 2015. Caatinga e desertificação. *Mercator (Fortaleza).* 14, 131-150. DOI: <https://doi.org/10.4215/RM2015.1401.0009>
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., Argillier, C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological monographs.* 80 (3), 469-484. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>
- Sudarso, J., Suryono, T., Yoga, GP, Samir, O., 2021. The impact of anthropogenic activities on benthic macroinvertebrates community in the Ranggeh River. *Journal of Ecological Engineering*, v. 22, n. 5, p. 179-190. DOI: <http://dx.doi.org/10.12911/22998993/135773>
- Swenson, NG, 2014. *Functional and Phylogenetic Ecology in R.* Springer Science & Business Media, New York, N.Y.
- Santos, IGAD, Rodrigues, GG, 2015. Colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em um riacho de primeira ordem na Floresta Atlântica do nordeste brasileiro. *Iheringia. Série Zoologia.* 105, 84-93. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4766201510518493>
- Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, EH, Ouéda, A., Bawa, LM, Djaneye-Boundjou, G., 2021. Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: their sensitivity to the water quality and human disturbances in a tropical river. *Frontiers in Water.* 3, 662765. DOI: <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>
- Krupek, RA, Felski, G., 2006. Avaliação da cobertura ripária de rios e riachos da Bacia Hidrográfica do Rio das Pedras, Região Centro-Sul do Estado do Paraná. *RECEN-Revista Ciências Exatas e Naturais.* 8 (2), 179-188. DOI: <https://revistas.unicentro.br/index.php/RECEN/article/view/179>
- Kaufmann, PR, Levine, P., Peck, DV, E. G.; Robison, EG, 1999. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. United States. Environmental Protection Agency. Environmental

Monitoring and Assessment Program, Environmental Monitoring and Assessment Program, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency.

Peck, DV, Lazorchak, JM, Klemm, DJ, 2006. Environmental Monitoring and Assessment Program Surface Waters: Western Pilot Study field operations manual for wadeable streams, - 275, Environmental Protection Agency, Washington.

Kembel, SW, Cowan, PD, Helmus, MR, Cornwell, WK, Morlon, H., Ackerly, DD, Blomberg, SP, 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*. 26, 1463–1464. DOI: <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq166>

Villéger, S., Mason, NWH, Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*. 89 (8), 2290-2301. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>.

Vieira, NKM, Poff, NLR, Carlisle, DM, Moulton II, SR, Koski, ML, Kondratieff, BC, 2006. A database of lotic invertebrate traits for North America. US Geological Survey Data Series. 187, 1-15. DOI: <https://doi.org/10.3133/ds187>

Veras, DS, Medeiros-França, LC, Azêvedo, CAS, 2018. Heterogeneidade espaço-temporal ambiental de igarapés em um ecótono Cerrado-Caatinga. *Acta Brasiliensis*. 2 (3), 84-88. DOI: <https://doi.org/10.22571/2526-433875>

Vaughan, IP, Diamond, M., Gurnell, AM, Hall, KA, Jenkins, A., Milner, NJ, Naylor, LA, Sear, DA, Woodward, G., Ormerod, SJ, 2009. Integrating ecology with hydromorphology: A priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 113–125. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.895>

Zar, JH, 2008. Biostatistical analysis. quinta edição. New Jersey: Prentice-Hall Press.

Zuur, A., Ieno, ENW, Saveliev A., Smith, G., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R.

### 3.11 Material Suplementar

#### Diversidade taxonômica e funcional de insetos aquáticos são uniformes em riachos com baixo impacto em área de ecótono Cerrado-Caatinga

Daniel Araújo Paz<sup>1</sup>, Lucas Costa Ramos Lima<sup>2</sup>, Ana Paula Justino Faria<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

<sup>2</sup>Núcleo de Pesquisa em Insetos Aquáticos, Laboratório de Zoologia, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

<sup>2</sup>Núcleo de Pesquisa em Insetos Aquáticos, Laboratório de Zoologia, Universidade Estadual do Piauí, Campus Heróis do Jenipapo, Campo Maior, Piauí, Brasil.

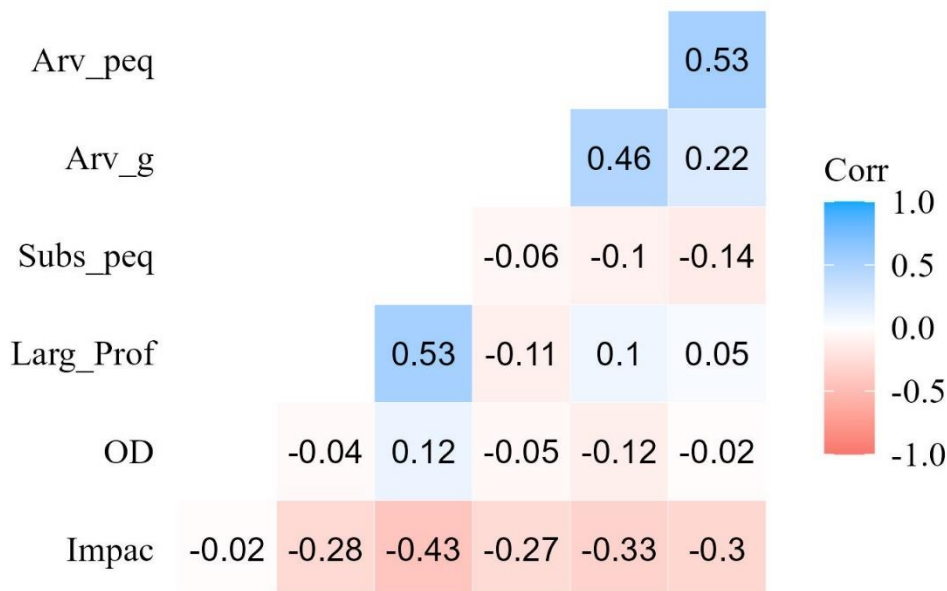


Figura MS1. Correlação de Pearson mostrando que a correlação entre as variáveis ambientais foram todas baixas a moderadas. As siglas representam: IPIT – Proximidade de Impacto Antrópico; Larg\_Prof – Razão entre Largura e Profundidade; Arv\_peq – Dossel de Árvores Pequenas; Ras\_Len – Vegetação Rasteira Lenhosa; Arv\_G – Dossel de Árvores Grande; Subs\_Fin – Substrato < 16 mm; Abrig - Média Abrigo Total.

Tabela MS1. Abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) coletados nos riachos amostrados na bacia do rio Itapecuru e Parnaíba, Brasil.

COMPOSIÇÃO DE EPT	CONTROLE ANTROPIZADO
<b>EPHEMEROPTERA</b>	
BAETIDAE Leach, 1815	

<i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	985	289
<i>Apobaetis</i> Day, 1955	10	6
<i>Aturbina</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996	165	23
<i>Baetodes</i> Needham & Murphy, 1924	2	
<i>Callibaetis</i> Eaton, 1881	1194	300
<i>Camelobaetidius</i> Demoulin, 1966	290	14
<i>Cloeodes</i> Traver, 1938	332	30
<i>Cryptonympha</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	15	24
<i>Rivudiva</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998		4
<i>Waltzoyphius</i> McCafferty & Lugo-Ortiz, 1995	36	50
<i>Zelus</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	150	26
<b>CAENIDAE</b> Newman, 1853		
<i>Brasilocaenis</i> Puthz, 1975	18	3
<i>Caenis</i> Stephens, 1835	401	698
<b>EUTHYPLOCIIDAE</b> Lestage, 1921		
<i>Campylocia</i> Needham & Murphy, 1924	44	
<b>LEPTOHYPHIDAE</b> Edmunds & Traver, 1954		
<i>Amanahyphes</i> Salles & Molineri, 2006	19	1
<i>Traverhyphes</i> Molineri, 2001	1911	649
<i>Tricorythodes</i> Ulmer, 1920	108	186
<i>Tricorythopsis</i> Traver, 1958	14	11
<b>LEPTOPHLEBIIDAE</b> Banks, 1900		
<i>Askola</i> Peters, 1969		1
<i>Farrodes</i> Peters, 1971	517	349
<i>Hagenulopsis</i> Ulmer, 1920	61	22
<i>Miroculis</i> Edmunds, 1963	701	308
<i>Paramaka</i> Savage & Domínguez, 1992	86	
<i>Simothraulopsis</i> Demoulin, 1966	657	18
<i>Terpides</i> Demoulin, 1966		1
<i>Thraulodes</i> Ulmer, 1920	29	1
<i>Ulmeritoides</i> Traver, 1959	70	4
<b>POLYMITARCYIDAE</b> Banks, 1900		
<i>Campsurus</i> Eaton, 1868	4	3
<b>PLECOPTERA</b>		
<b>PERLIDAE</b> Latreille, 1802		
<i>Anacroneuria</i> Klapálek, 1909	177	37
<b>TRICHOPTERA</b>		
<b>HELICOPSYCHIDAE</b> Ulmer, 1906		
<i>Helicopsyche</i> von Siebold, 1856	400	979
<b>HYDROPSYCHIDAE</b> Curtis, 1835		
<i>Leptonema</i> Guérin-Méneville, 1843	76	61
<i>Macronema</i> Pictet, 1836	71	9
<i>Macrostemum</i> Kolenati, 1859	45	84
<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	526	554



HYDROPTILIDAE Stephens, 1836		
<i>Neotrichia</i> Morton, 1905	41	207
<i>Oxyethira</i> Eaton, 1873	10	2
LEPTOCERIDAE Leach, 1815		
<i>Nectopsyche</i> Müller, 1879	8	13
PHILOPOTAMIDAE Stephens, 1829		
<i>Chimarra</i> Stephens, 1829	325	619
<b>Total</b>	<b>9448</b>	<b>5586</b>

24 Tabela MS2. Resultados do modelo linear generalizado binomial para riqueza, abundância,  
 25 Riqueza funcional (FRic) Regularidade funcional (Feve), Dispersão funcional (FDis)e  
 26 Divergência funcional (FDiv) de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) modelado por  
 27 sete preditores ambientais mensurados em 25 riachos no Cerrado. \*Relação significa está em  
 28 negrito.

<b>Abundância de EPT</b>				
Preditor ambiental	Estimado	Erro Padrão	Valor de Z	Valor de p
Intercepto	4.71	0.83	5.66	0.00
Proximidade de Impacto Antrópico	0.10	0.26	0.39	0.70
Razão entre Largura e Profundidade	0.00	0.01	0.14	0.89
Dossel de Árvores Grande	-0.02	0.01	-1.65	0.10
Dossel de Árvores Pequenas	0.00	0.02	0.27	0.79
<b>Cobertura de Rasteira Lenhosa</b>	<b>0.09</b>	<b>0.03</b>	<b>3.11</b>	<b>0.00</b>
<b>Substrato &lt; 16 mm</b>	<b>0.02</b>	<b>0.01</b>	<b>3.57</b>	<b>0.00</b>
<b>Oxigênio Dissolvido mg/L</b>	<b>-0.13</b>	<b>0.06</b>	<b>-2.00</b>	<b>0.05</b>
<b>Riqueza de EPT</b>				
Preditor ambiental	Estimado	Erro Padrão	Valor de Z	Valor de p
Intercepto	2.141	0.428	4.999	0.000
<b>Proximidade de Impacto Antrópico</b>	<b>0.300</b>	<b>0.127</b>	<b>2.361</b>	<b>0.018</b>
Razão entre Largura e Profundidade	-0.005	0.003	-1.646	0.100
Dossel de Árvores Grande	0.001	0.006	0.112	0.911
Dossel de Árvores Pequenas	0.011	0.009	1.203	0.229
Cobertura de Rasteira Lenhosa	0.001	0.015	0.079	0.937
<b>Substrato &lt; 16 mm</b>	<b>0.007</b>	<b>0.003</b>	<b>2.563</b>	<b>0.010</b>
Oxigênio Dissolvido mg/L	-0.004	0.033	-0.111	0.912
<b>Riqueza funcional (FRic)</b>				
Preditor ambiental	Estimado	Erro Padrão	Valor de Z	Valor de p
Intercepto	-15.15	780.87	-0.02	0.99
Proximidade de Impacto Antrópico	1.22	186.66	0.01	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	-0.03	6.76	0.00	1.00
Dossel de Árvores Grande	-0.05	27.31	0.00	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	0.08	31.09	0.00	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	0.02	27.04	0.00	1.00
Substrato < 16 mm	0.03	5.26	0.01	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	0.15	59.46	0.00	1.00
<b>Regularidade funcional (Feve)</b>				

Preditor ambiental	Estimado	Erro Padrão	Valor de Z	Valor de p
Intercepto	-1.07	2.20	-0.49	0.63
Proximidade de Impacto Antrópico	-0.01	0.70	-0.01	0.99
Razão entre Largura e Profundidade	0.00	0.01	-0.07	0.95
Dossel de Árvores Grande	0.00	0.03	0.01	0.99
Dossel de Árvores Pequenas	0.01	0.05	0.13	0.90
Cobertura de Rasteira Lenhosa	0.00	0.07	0.01	1.00
Substrato < 16 mm	0.00	0.01	0.14	0.89
Oxigênio Dissolvido mg/L	0.03	0.17	0.18	0.86

**Dispersão funcional (FDis).**

Preditor ambiental	Estimado	Erro Padrão	Valor de Z	Valor de p
Intercepto	-2.26	4.52	-0.50	0.62
Proximidade de Impacto Antrópico	0.20	1.34	0.15	0.88
Razão entre Largura e Profundidade	0.00	0.03	-0.12	0.90
Dossel de Árvores Grande	0.00	0.06	0.06	0.96
Dossel de Árvores Pequenas	0.01	0.10	0.14	0.89
Cobertura de Rasteira Lenhosa	-0.01	0.16	-0.06	0.95
Substrato < 16 mm	0.00	0.03	0.07	0.94
Oxigênio Dissolvido mg/L	0.00	0.35	-0.01	0.99

**Divergência funcional (FDiv)**

Preditor ambiental	Estimado	Erro Padrão	Valor de Z	Valor de p
Intercepto	-0.21	1.78	-0.12	0.91
Proximidade de Impacto Antrópico	0.01	0.54	0.01	0.99
Razão entre Largura e Profundidade	0.00	0.01	-0.20	0.84
Dossel de Árvores Grande	0.00	0.02	-0.01	0.99
Dossel de Árvores Pequenas	0.00	0.04	-0.05	0.96
Cobertura de Rasteira Lenhosa	0.00	0.06	0.04	0.97
Substrato < 16 mm	0.00	0.01	0.08	0.94
Oxigênio Dissolvido mg/L	0.00	0.14	0.04	0.97

- 29 Tabela MS3. Feito de variável ambiental para casa trabalho de Ephemeroptera, Plecoptera,  
 30 Trichoptera coletados em 25 riachos no ecótono Cerrado-Caatinga, distribuídos na bacia do rio  
 31 Tapecuru e Parnaíba.

Preditor ambiental		Atributos	r	Erro	Alter	Valor de p
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	SK	-0.05	-0.54	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	SK	-0.04	-0.43	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	SK	0.02	0.23	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	SK	-0.05	-0.46	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	SK	-0.03	-0.33	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	SK	0.04	0.46	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	SK	0.01	0.07	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	BH	0.05	0.54	two-sided	1.00

Razão entre Largura e Profundidade	vs	BH	0.04	0.43	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	BH	-0.02	-0.23	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	BH	0.05	0.46	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	BH	0.03	0.33	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	BH	-0.04	-0.46	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	BH	-0.01	-0.07	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	<1.5	-0.09	-0.75	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	<1.5	-0.09	-0.81	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	<1.5	0.12	1.05	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	<1.5	0.00	0.08	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	<1.5	0.01	0.06	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	<1.5	0.04	0.31	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	<1.5	0.01	0.01	two-sided	1.00
		$\geq 1.5 - \leq$				
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	2.5	-0.01	-0.11	two-sided	1.00
		$\geq 1.5 - \leq$				
Razão entre Largura e Profundidade	vs	2.5	0.04	0.31	two-sided	1.00
		$\geq 1.5 - \leq$				
Dossel de Árvores Grande	vs	2.5	-0.07	-0.44	two-sided	1.00
		$\geq 1.5 - \leq$				
Dossel de Árvores Pequenas	vs	2.5	-0.18	-1.13	two-sided	0.96
		$\geq 1.5 - \leq$				
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	2.5	-0.08	-0.63	two-sided	1.00
		$\geq 1.5 - \leq$				
Substrato < 16 mm	vs	2.5	-0.01	-0.08	two-sided	1.00
		$\geq 1.5 - \leq$				
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	2.5	0.02	0.20	two-sided	1.00
		$\geq 2.5 - \leq$				
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	3.5	-0.05	-0.41	two-sided	1.00
		$\geq 2.5 - \leq$				
Razão entre Largura e Profundidade	vs	3.5	0.32	2.19	two-sided	0.57
		$\geq 2.5 - \leq$				
Dossel de Árvores Grande	vs	3.5	0.04	0.43	two-sided	1.00
		$\geq 2.5 - \leq$				
Dossel de Árvores Pequenas	vs	3.5	0.11	0.88	two-sided	1.00
		$\geq 2.5 - \leq$				
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	3.5	0.11	0.84	two-sided	1.00
		$\geq 2.5 - \leq$				
Substrato < 16 mm	vs	3.5	0.05	0.32	two-sided	1.00
		$\geq 2.5 - \leq$				
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	3.5	0.06	0.51	two-sided	1.00
		$\geq 3.5 - \leq$				
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	5.0	0.01	0.18	two-sided	1.00
		$\geq 3.5 - \leq$				
Razão entre Largura e Profundidade	vs	5.0	0.10	0.99	two-sided	1.00
		$\geq 3.5 - \leq$				
Dossel de Árvores Grande	vs	5.0	0.11	0.91	two-sided	1.00
		$\geq 3.5 - \leq$				
Dossel de Árvores Pequenas	vs	5.0	0.24	1.63	two-sided	0.90

Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	$\geq 3.5 - \leq 5.0$	0.07	0.64	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	$\geq 3.5 - \leq 5.0$	0.04	0.32	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	$\geq 3.5 - \leq 5.0$	-0.06	-0.56	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	$\geq 5.0 - \leq 10.0$	0.01	0.11	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	$\geq 5.0 - \leq 10.0$	-0.15	-1.06	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	$\geq 5.0 - \leq 10.0$	-0.13	-1.02	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	$\geq 5.0 - \leq 10.0$	-0.04	-0.37	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	$\geq 5.0 - \leq 10.0$	0.00	-0.02	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	$\geq 5.0 - \leq 10.0$	0.02	0.20	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	$\geq 5.0 - \leq 10.0$	-0.02	-0.16	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	>10.0	0.12	1.55	two-sided	0.90
Razão entre Largura e Profundidade	vs	>10.0	-0.13	-0.88	two-sided	0.96
Dossel de Árvores Grande	vs	>10.0	0.09	1.25	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	>10.0	0.05	0.74	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	>10.0	-0.06	-0.76	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	>10.0	-0.14	-1.42	two-sided	0.96
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	>10.0	0.00	-0.04	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	SL	-0.07	-0.44	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	SL	-0.09	-0.56	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	SL	-0.27	-1.88	two-sided	0.69
Dossel de Árvores Pequenas	vs	SL	-0.31	-1.98	two-sided	0.66
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	SL	-0.08	-0.52	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	SL	0.15	1.02	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	SL	0.05	0.32	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	FT	-0.05	-0.51	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	FT	-0.19	-1.29	two-sided	0.96
Dossel de Árvores Grande	vs	FT	0.19	1.25	two-sided	0.96
Dossel de Árvores Pequenas	vs	FT	0.07	0.64	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	FT	0.05	0.50	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	FT	-0.16	-1.36	two-sided	0.95
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	FT	-0.09	-0.81	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	CL	0.16	1.43	two-sided	0.91
Razão entre Largura e Profundidade	vs	CL	-0.06	-0.60	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	CL	-0.12	-1.02	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	CL	-0.11	-0.99	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	CL	-0.08	-0.79	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	CL	-0.03	-0.24	two-sided	1.00

Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	CL	0.09	0.78	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	SP	-0.08	-0.51	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	SP	0.41	4.66	two-sided	0.57
Dossel de Árvores Grande	vs	SP	0.20	1.40	two-sided	0.91
Dossel de Árvores Pequenas	vs	SP	0.37	3.83	two-sided	0.57
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	SP	0.12	0.84	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	SP	0.09	0.53	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	SP	-0.06	-0.35	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	BW	-0.08	-0.69	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	BW	0.05	0.40	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	BW	-0.01	-0.03	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	BW	-0.04	-0.34	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	BW	0.12	1.02	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	BW	0.01	0.10	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	BW	0.03	0.24	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	CB	0.02	1.10	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	CB	0.01	0.58	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	CB	-0.05	-0.55	two-sided	0.97
Dossel de Árvores Pequenas	vs	CB	-0.05	-0.47	two-sided	0.97
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	CB	-0.02	-0.19	two-sided	0.97
Substrato < 16 mm	vs	CB	0.00	0.26	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	CB	0.00	0.22	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	SW	-0.03	-0.20	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	SW	0.09	0.62	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Grande	vs	SW	0.31	2.12	two-sided	0.57
Dossel de Árvores Pequenas	vs	SW	0.32	2.10	two-sided	0.57
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	SW	0.03	0.22	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	SW	-0.01	-0.14	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	SW	-0.12	-0.87	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	CLG	0.08	0.73	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	CLG	0.15	1.07	two-sided	0.96
Dossel de Árvores Grande	vs	CLG	0.01	0.13	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	CLG	0.12	0.98	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	CLG	0.12	1.07	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	CLG	-0.04	-0.30	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	CLG	0.09	0.81	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	SWM	0.01	0.03	two-sided	1.00
Razão entre Largura e Profundidade	vs	SWM	-0.20	-1.32	two-sided	0.96
Dossel de Árvores Grande	vs	SWM	-0.22	-1.43	two-sided	0.96
Dossel de Árvores Pequenas	vs	SWM	-0.28	-1.73	two-sided	0.69
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	SWM	-0.18	-1.16	two-sided	1.00
Substrato < 16 mm	vs	SWM	0.03	0.21	two-sided	1.00
Oxigênio Dissolvido mg/L	vs	SWM	0.00	0.01	two-sided	1.00
Proximidade de Impacto Antrópico	vs	CG	-0.13	-0.94	two-sided	1.00

Razão entre Largura e Profundidade	vs	CG	0.19	1.31	two-sided	0.96
Dossel de Árvores Grande	vs	CG	0.05	0.47	two-sided	1.00
Dossel de Árvores Pequenas	vs	CG	0.06	0.52	two-sided	1.00
Cobertura de Rasteira Lenhosa	vs	CG	0.07	0.54	two-sided	1.00

32

33