

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

KELIN CARINE RICHTER

**INTERAÇÕES MACRÓFITAS-INVERTEBRADOS AQUÁTICOS:
REDE DE INTERAÇÃO E VARIAÇÃO TEMPORAL**

SANTA HELENA

2022

KELIN CARINE RICHTER

**INTERAÇÕES MACRÓFITAS-INVERTEBRADOS AQUÁTICOS: REDE DE
INTERAÇÃO E VARIAÇÃO TEMPORAL**

**Aquatic macrophyte-invertebrate interactions: interaction network and
temporal variation**

Trabalho de Dissertação apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra em Recursos Naturais e Sustentabilidade da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Denise Lange
Coorientadora: Dr^a. Aurea Luiza Lemes da Silva

SANTA HELENA

2022



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

Esta licença permite download e compartilhamento do trabalho desde que sejam atribuídos créditos ao autor, sem a possibilidade de alterá-lo ou utilizá-lo para fins comerciais. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação nº XII

INTERAÇÕES MACRÓFITAS-INVERTEBRADOS AQUÁTICOS: REDE DE INTERAÇÃO E VARIAÇÃO TEMPORAL

por

KELIN CARINE RICHTER

Dissertação apresentada às 14 horas 00 min, do dia 25 de fevereiro de 2022 como requisito parcial para obtenção do título de MESTRA EM RECURSOS NATURAIS E SUSTENTABILIDADE, Linha de Pesquisa – Ecossistemas e Recursos Naturais, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade (Área de Concentração: Recursos Naturais e Sustentabilidade) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *Campus* Santa Helena. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo designados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Diego Vinicius Anjos Silva
UFU

Prof. Dr. Heleno Brandao
UTFPR

Prof. Dr. Leonardo Biral Dos Santos
UTFPR

Prof^a. Dr^a. Aurea Luiza Lemes Da Silva
UFSC
Coorientadora

Prof^a. Dr^a. Denise Lange
UTFPR
Orientadora

Prof. Dr. Leonardo Biral Dos Santos
Coordenador do PPGRNS

“O Termo de Aprovação, devidamente assinado, encontra-se arquivado na Coordenação do PPGRNS, conforme Norma aprovada pelo Colegiado do Programa”

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade (PPGRNS), e todos os seus docentes, que contribuíram para minha formação.

À UTFPR pelo apoio financeiro e infraestrutura.

Ao Conselho Nacional de Pesquisas (CNPq) e a Fundação Araucária pela bolsa de Iniciação Científica concedida durante a graduação, tornando possível o meu início neste projeto.

À Itaipu pelo apoio.

À minha orientadora, Prof^a. Denise Lange pela confiança em mim depositada, pelos ensinamentos, compreensão, paciência e puxões de orelha (rs). A minha imensa gratidão e admiração! À minha coorientadora Prof^a. Aurea L. Lemes da Silva pela enorme ajuda, ensinamentos, pelas contribuições e parceria na realização deste trabalho. O meu agradecimento especial!

Às pessoas que auxiliaram durante as coletas, Edson Poier, Clóvis Remor, Dilson Machado Janaina e Patricia.

Ao Prof. Leonardo Biral e a Prof^a Edicleia Bonini que nos ajudaram com as identificações das macrófitas, meu muito obrigada!

À minha família, por todo o apoio e por compreenderem a minha falta nesses últimos meses.

Aos colegas de trabalho, aos amigos de longe e de perto, obrigada pelo incentivo, pelo apoio e pelos momentos de descontração.

Por fim, a todos que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos!

RESUMO

Macrófitas são importantes componentes estruturais dos ecossistemas aquáticos tropicais. Elas desempenham papéis cruciais na dinâmica desses ecossistemas, e servem como estocagem e ciclagem de nutrientes, alimento para vários organismos, colonização, refúgio de predadores e até mesmo berçário. Esta dissertação tem dois capítulos abordando a interação entre macrófitas e invertebrados. O capítulo 1 teve como objetivo verificar a estrutura e variação temporal das interações entre macrófitas flutuantes e invertebrados associados à parte submersa de macrófitas. Seis coletas foram realizadas entre novembro de 2016 e abril de 2018 em 10 pontos no Lago de Itaipu às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena (ARIE-SH), PR, Brasil. Em cada ponto foram coletados dois indivíduos de cada espécie de planta, os quais foram ensacados e sua parte submersa lavada em laboratório para a retirada dos invertebrados para posterior triagem e identificação ao menor nível taxonômico possível. No total, foram evidenciadas oito espécies de macrófitas e 85 táxons de invertebrados distribuídos em cinco filos. Associados às 363 macrófitas coletadas, foram encontrados 129.818 invertebrados. A abundância e riqueza de invertebrados associados às macrófitas variou entre as coletas e as espécies de macrófitas. A rede de interação macrófitas-invertebrados teve conectância mediana, padrão aninhado e modularidade não significativa em todas as coletas. Foi evidenciado relação entre a massa da parte submersa das raízes e a riqueza de táxons de invertebrados. No capítulo 1 é demonstrado que a interação macrófita-invertebrado é complexa e com variação ao longo do tempo. O capítulo 2 verificou-se a existência de invertebrados bioindicadores nas partes submersas das macrófitas. Utilizou-se a mesma metodologia de coleta do capítulo 1. Do total de 129.818 invertebrados coletados, 1.271 são bioindicadores, equivalente a 0,97%. Os resultados mostram que a verificação das partes submersas das macrófitas é uma metodologia adicional para estudos de biomonitoramento, agindo como método complementar para se alcançar conclusões mais precisas sobre a qualidade da água. Este trabalho contribuiu com o levantamento da fauna de invertebrados aquáticos associados às macrófitas.

Palavras-chave: Interações ecológicas, invertebrados aquáticos, plantas aquáticas, Lago de Itaipu.

ABSTRACT

Macrophytes are important structural components of tropical aquatic ecosystems. They play crucial roles in the dynamics of these ecosystems and serve as storage and cycling of nutrients, food for various organisms, colonization, a hideaway from predators and even a nursery. This dissertation has two chapters addressing the interaction between macrophytes and invertebrates. Chapter 1 verified the structure and temporal variation of interactions between floating macrophytes and invertebrates associated with the submerged part of macrophytes. This study carried out six samplings between November 2016 and April 2018 at 10 points in Lake Itaipu on the shores of the Santa Helena Area of Relevant Ecological Interest (ARIE-SH), PR, Brazil. For this study, two individuals of each plant species were sampled at each sampling point. These plants were packed and their submerged parts washed in the laboratory to remove the invertebrates for later sorting and identification at the lowest possible taxonomic level. A total of eight species of macrophytes and 85 invertebrate taxa distributed in five phyla were evidenced. The study found 129.818 invertebrates associated with the 363 macrophytes collected. The samples showed abundance and richness of invertebrates associated with macrophytes, which varied within collections and macrophyte species. The macrophyte-invertebrate interaction network had median connectance, nested pattern and modularity no significant in all samples. This study presents the relationship between the mass of the submerged part of the roots as well as the richness of the invertebrate taxa. Chapter 1 demonstrates that the macrophyte-invertebrate interaction is complex and varies over time. Chapter 2 verified the existence of bioindicator invertebrates in the submerged parts of macrophytes. This chapter used the same sampling methodology used in Chapter 1. From 129.818 invertebrates sampled, 1.271 are bioindicators, equivalent to 0,97%. The results show that checking the submerged parts of the macrophytes is a methodology for biomonitoring studies, acting as a complementary method to reach more precise conclusions about water quality. This work contributed to the survey of the aquatic invertebrate fauna associated with macrophytes.

Keywords: Ecological interactions, aquatic invertebrates, aquatic plants, Itaipu Lake.

LISTA DE GRÁFICOS

- Figura 1 – Média e desvio padrão da abundância de indivíduos (A) e da riqueza de táxons de invertebrados (B) encontrados na porção submersa das espécies de macrófitas avaliadas. As letras no gráfico representam a diferença par-a-par entre as coletas de acordo com o teste a posteriori de Dun após teste para abundância ($H = 67,87$; $p < 0,001$) e teste a posteriori de Tukey para riqueza de táxons de invertebrados ($F = 7,824$; $p < 0,001$). O nível de significância utilizado para os testes foi de 5%......23**
- Figura 2 – Média e desvio padrão da abundância de indivíduos (A) e riqueza de táxons de invertebrados (B) encontrados nas coletas. As letras no gráfico representam a diferença par-a-par entre as coletas de acordo com o teste a posteriori de Dun ao nível de 5% de significância após teste para abundância ($H = 39,99$; $p < 0,001$) e riqueza ($H = 23,37$; $p < 0,001$)......23**
- Figura 3 - Grafos bipartidos representando a variação e estrutura das interações entre invertebrados aquáticos e macrófitas encontradas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3) e setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). À esquerda estão localizadas as espécies de macrófitas e à direita os táxons de invertebrados. A ordem dos táxons de macrófitas e de invertebrados estão na tabela 3 e 4, respectivamente.25**
- Figura 4 - Abundância total de indivíduos ET (Ephemeroptera; Trichoptera) encontrados na porção submersa das espécies de macrófitas (A), e entre as coletas (B). As letras do gráfico representam: EA = *E. azurea*, EC = *E. crassipes*, PS = *P. stratiotes*, SA = *S. auriculata*, PR= *P. repens*, LH = *L. helminthorrhiza*, LL = *L. laevigatum*, SB = *S. biloba* 54**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) das espécies de macrófitas encontradas/coletadas, média e desvio padrão da massa da porção submersa das macrófitas e seu hábito de vida. As seis coletas foram realizadas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3), setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6).	20
Tabela 2 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de invertebrados encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3) e setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). *As letras da coluna Hábitos alimentares representam: A=adulto, I= imaturo, F=filtrador, D=detritívoro, C=coletor H=herbívoro, P=predador, O=onívoro. Classificação de acordo com vários autores (DOMINGUEZ; FERNANDES, 2009; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015; HICKMAN, 2016).	18
Tabela 3 - Resultado das métricas calculadas a partir das matrizes de interação macrófitas-invertebrados para cada coleta realizada no período de novembro de 2016 a abril de 2018 às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR.	24
Tabela 4 - Rank dos táxons de macrófitas apresentadas nos quatro grafos bipartidos demonstrados na Figura 3.	26
Tabela 5 - Rank dos táxons de invertebrados apresentados nos quatro grafos bipartidos demonstrados na Figura 3.	27
Tabela 6 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de bioindicadores encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, entre as seis coletas. As letras das espécies de macrófitas estão representadas em: EA = <i>E. azurea</i> , EC = <i>E. crassipes</i> , PS = <i>P. stratiotes</i> , SA = <i>S. auriculata</i> , PR= <i>P. repens</i> , LH = <i>L. helminthorrhiza</i> , LL = <i>L. laevigatum</i> , SB = <i>S. biloba</i>	50

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
Capítulo 1: Rede de Interações Macrófitas-Invertebrados: Estrutura e Variação Temporal.....	14
1 INTRODUÇÃO	14
2 MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1 Área de estudo	16
2.2 Coleta de dados.....	17
2.3 Análises dos dados.....	17
3 RESULTADOS	19
3.1 Interação macrófita-invertebrado.....	21
3.2 Rede de interação Macrófitas-Invertebrados	24
4 DISCUSSÃO	31
4.1 Variação dos invertebrados entre as espécies de macrófitas	31
4.2 Variação temporal na interação macrófita-invertebrado.....	33
5 CONCLUSÃO	36
Capítulo 2: Método adicional de coleta de invertebrados para estudos de biomonitoramento da qualidade da água	46
1 INTRODUÇÃO	46
2 MATERIAL E MÉTODOS	47
2.1 Área de estudo.....	47
2.2 Coleta de dados.....	48
3 RESULTADOS	49
4 DISCUSSÃO	54
5 CONCLUSÃO	55
CONCLUSÃO GERAL	566

INTRODUÇÃO GERAL

O estudo das interações ecológicas faz parte da grande área da Ecologia de Comunidades. Contudo, tendo em vista a complexa dinâmica das comunidades ecológicas em função da diversidade de espécies e aos diferentes fatores ecológicos envolvidos, boa parte das pesquisas na área se concentra na avaliação de pequenos grupos de espécies. Em geral, estes trabalhos analisam a importância na sobrevivência de uma espécie para a outra, verificando o resultado da interação (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARDI, 2009). Estudos que verificam a variação temporal e espacial de interações que envolvem várias espécies, são raros, devido à dificuldade de serem executados (DÍAZ-CASTELAZO *et al.* 2010; HAGEN *et al.* 2012; LANGE; DEL-CLARO, 2014).

Em uma perspectiva recente, a partir do século XXI, estudos sobre interações ecológicas, envolvendo pequenos ou grandes grupos, têm sido utilizados para verificar a qualidade ambiental, direcionando seus resultados para a Biologia da Conservação com o objetivo de entender os efeitos antrópicos sobre a biodiversidade. (HAGEN, *et al.* 2012). Dentre esses estudos de interações ecológicas estão os que utilizam a ferramenta de redes complexas, a qual ganhou espaço a partir deste século. Esta ferramenta possibilita, além de verificar as conexões entre espécies e organismos, obter conclusões mais amplas sobre a robustez das relações estabelecidas entre os organismos e compreender melhor a estrutura de comunidades e os impactos sobre as mesmas. (BASCOMPTE, JORDANO, OLESEN, 2006).

Interações envolvendo plantas aquáticas e outros organismos têm sido o foco de diversas pesquisas (ROCHA *et al.* 2018; DE OLIVEIRA, *et al.* 2020). Vários estudos sobre invertebrados associados às macrófitas aquáticas, em especial sobre a estrutura da comunidade, têm sido desenvolvidos em diferentes ambientes aquáticos (THOMAZ *et al.* 2008; FERREIRO *et al.* 2011; OHTAKA *et al.* 2011). Estes estudos evidenciam que os invertebrados apresentam maior diversidade e abundância quando estão associados às plantas aquáticas, já que áreas com vegetação aquática normalmente criam condições mais favoráveis à sobrevivência dos organismos do que zonas de águas abertas (BAZZANTI; COCCIA; DOWGIALLO, 2010). Devido à importância deste tipo de interação, *i.e* macrófitas-invertebrados, é necessário e fundamental compreender como elas são estabelecidas, bem como entender a estrutura e dinâmica destas interações.

Variações no ambiente físico, tais como mudanças nos teores de oxigênio dissolvido,

temperatura da água e presença de habitat, impactam as interações entre organismos (RICO-GRAY *et al.* 2012; DÁTTILO *et al.* 2013). Dessa forma, os estudos têm dado cada vez mais importância para variação temporal no contexto das interações ecológicas (NUNES *et al.* 2015; PARMAR; RAWTANI; AGRAWAL, 2016; BATURINA *et al.* 2021). Esses impactos estão relacionados principalmente à biologia dos organismos.

A presente dissertação possui como objetivo contribuir para o conhecimento das interações entre macrófitas e invertebrados aquáticos. Além de sugerir uma metodologia adicional para estudos de biomonitoramento da qualidade da água. Está dividida em dois capítulos. No capítulo 1 foi verificada a estrutura e variação temporal da rede de interação macrófita-invertebrados; e no capítulo 2 a sugestão de uma metodologia de campo para coleta de invertebrados bioindicadores de qualidade da água em locais contendo macrófitas.

REFERÊNCIAS

- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; OLESEN, J. M. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. **Science**, [S.I.]. v. 312, p. 431-433, 2006. DOI 10.1126/science.1123412. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/7152365_Bascomppte_J_Jordano_P_Olesen_J_M_A_symmetric_coevolutionary_networks_facilitate_biodiversity_maintenance_Science_312_431-433. Acesso em: 7 jan. 2022.
- BATURINA, M. *et al.* O. The fauna of aquatic invertebrates in the river impacted by wastewaters from the pulp and paper industry (Komi Republic). **Biodiversity Data J**, Bulgária, v. 9, n. 75362, 2021. DOI 10.3897/BDJ.9.e75362. Disponível em: <https://bdj.pensoft.net/article/75362/>. Acesso em: 8 jan. 2022.
- BAZZANTI, M.; COCCIA, C.; DOWGIALLO, MG. Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: taxonomic and functional analyses. **Limnologica**, Berlim, v. 40, p. 291-299, 2010. DOI 10.1016/j.limno.2009.10.006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.006>. Acesso em: 8 nov. 2021.
- DÁTTILO, W. *et al.* Soil and vegetation features determine the nested pattern of ant-plant networks in a tropical rainforest. **Ecol Entomol**, Oxford, v. 38, p. 374-380, 2013. DOI 10.1111/een.12029. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/een.12029>. Acesso em: 5 jul. 2021
- DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, H. M. Insect-Plant Interactions: New Pathways to a Better Comprehension of Ecological Communities in Neotropical Savannas. **Neotrop Entomol**, Londrina, v. 38, p. 159-164, 2009. DOI 10.1590/s1519-566x2009000200001. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ne/a/VTbxSt7yNNJFcmMQHZfDrQ/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 5 jul. 2021.
- DÍAZ-CASTELAZO, C. *et al.* Changes of a mutualistic network over time: reanalysis over a 10-year period. **Ecology**, Ithaca, v. 91, p. 793-801, 2010. DOI 10.1890/08-1883.1. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/002264866>. Acesso em: 5 jun. 2021.
- FERREIRO, N. *et al.* Efeitos da heterogeneidade de macrófitas e disponibilidade de alimento em parâmetros estruturais da comunidade de macroinvertebrados em um riacho pampeano. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 664, p. 199-211, 2011.
- HAGEN, M. *et al.* Biodiversity, Species Interactions and Ecological Networks in a Fragmented World. **Elsevier Ltd**. Oxford, v. 46, n. 1, p. 91-181, 2012. DOI 10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2>. Acesso em: 5 jun. 2021.
- LANGE, D.; DEL-CLARO, K. Ant-plant interaction in a tropical savanna: may the network structure vary over time and influence on the outcomes of associations? **PLoS One**, São Francisco, v. 9, 2014. DOI 10.1371/journal.pone.0105574

NUNES, P. R. A. *et al.* Aquatic insects bioindicators. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 37, n. 2, p. 230-240, 2015. DOI 10.5902/2179460X14845. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460X14845>. Acesso em: 5 jul. 2021.

OHTAKA, A. *et al.* Composição de invertebrados aquáticos associados com macrófitas no Lago Tonle Sap, Camboja. **Limnology**, v. 12, p. 137-144, 2011.

RICO-GRAY, V. *et al.* Abiotic factors shape temporal variation in the structure of an ant-plant network. **Arthropod Plant Interactions**, [S.I.]v. 6, p. 289-295, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11829-011-9170-3>. Acesso em: 7 out, 2021.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Front Life Sci**, Abingdon, v. 9, p. 110-118, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>. Acesso em: 3 dez. 2021.

ROCHA, C. M. C. *et al.* Aquatic macrophytes and trophic interactions: a scientometric analyses and research perspectives. **Braz. J. biol**, São Paulo, v. 79, p. 617-624, 2018. DOI 10.1590/1519-6984.185505. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.185505>. Acesso em: 3 dez. 2020.

THOMAZ, S. M. *et al.* Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshw Biol**, Oxford, v. 53, p. 358-367, 2008. DOI 10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x>. Acesso em: 3 dez. 2020.

Capítulo 1: Rede de Interações Macrófitas-Invertebrados: Estrutura e Variação Temporal

1 INTRODUÇÃO

As macrófitas são plantas aquáticas vasculares que apresentam partes do seu corpo submersas na água ou flutuantes na superfície. Elas são visíveis a olho nu, cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente, ou por diversos meses no ano, emersas, submersas ou flutuantes em água continental ou salobra (IRGANG; GASTAL, 1996) desempenham importante papel na estruturação e complexidade dos ecossistemas aquáticos por meio da criação de nichos ecológicos que geram diversos tipos de substrato para colonização, refúgio e berçário para alguns organismos, pois sua porção inferior forma áreas mais oxigenadas devido aos aerênquimas presentes nas raízes (LARCHER, 2000; THOMAZ *et al.* 2008). Além disso, elas são fontes diretas de alimentos para herbívoros e indireta para filtradores, pois suas raízes retêm sedimentos em suspensão na coluna d'água, aumentando a complexidade do substrato disponível (CALLISTO *et al.* 2005 a, b). A presença de macrófitas reduz a turbulência da água acumulando matéria orgânica de origem alóctone. Algumas espécies possuem raízes que absorvem os nutrientes das partes profundas do sedimento, e os liberam posteriormente para a coluna d'água por excreção ou durante a decomposição da biomassa, disponibilizando-os para outras comunidades. As macrófitas emersas possuem alta taxa de produtividade primária, que podem se constituir na principal comunidade produtora de matéria orgânica de todo o ecossistema, desempenhando um papel importante com a cadeia alimentar, principalmente ao considerar as espécies submersas e com folhas flutuantes, visto que 10% de sua biomassa pode ser consumida por herbívoros e detritívoros de muitas espécies de animais, tanto aquáticos como terrestres. (ESTEVES, 2011)

Macrófitas realizam diversos tipos de interações com inúmeros grupos de organismos, como insetos, moluscos bivalves e gastrópodes, crustáceos, oligoquetos, bactérias, protozoários, algas e peixes que se associam a estas plantas (AGOSTINHO; GOMES; JULIO, 2003; THOMAZ; SOUZA; BINI, 2003; THOMAZ *et al.* 2008). O tipo de interação realizada entre estes organismos e as macrófitas é variada e dependente da história de vida de cada espécie. Estudos evidenciam que os invertebrados apresentam maior diversidade e abundância quando estão associados a plantas aquáticas, pois áreas com vegetação normalmente criam condições mais favoráveis à sobrevivência dos organismos do que a zona de águas abertas

(BAZZANTI; COCCIA; DOWGIALLO, 2010).

Alguns invertebrados aquáticos são importantes para a decomposição de detritos, sendo amplamente utilizados como bioindicadores de qualidade da água, pois a composição destes organismos reflete mudanças na qualidade da água e na entrada de energia nos ecossistemas aquáticos (RESH; MYERS; HANNAFORD, 1996; MARCHESE; ESCURRA, 2006). Entretanto, a abundância, diversidade e a distribuição dos invertebrados aquáticos são controladas pela competição por alimento e espaço, predadores, parasitas e até mesmo propriedades físico-químicas do ambiente ocupado (THORP; ROGERS, 2011).

Interações ecológicas são estabelecidas dentro das mais diversas comunidades naturais, compostas por conjuntos de espécies que vivem juntos em uma mesma área. Conforme o ambiente varia ao longo do tempo, a composição de espécies da comunidade e suas interações também variam. Variação espacial e temporal são características inerentes de comunidades ecológicas, fazendo parte dos princípios que regem os estudos ecológicos (RICKLEFS; RELYEA, 2018). Estudos sobre interações ecológicas têm utilizado diversos métodos, possibilitando investigar fenômenos biológicos cada vez mais complexos (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARDI, 2009). Uma abordagem recente na área de ecologia de interações é o estudo da conectividade entre espécies por meio da análise de redes ecológicas. Redes de interações são representações gráficas de associações entre espécies, apresentadas por meio de matrizes ou grafos (JORDANO; BASCOMPTE; OLESEN, 2003). Métricas calculadas a partir dessas matrizes de interações permitem verificar, por exemplo, o quanto a comunidade é conectada (conectância) e quais são as espécies (ou grupos) mais e menos conectados entre si (modularidade). A utilização da análise de rede em estudos de interações ecológicas permite obter conclusões sobre diversos aspectos como robustez da comunidade, manutenção da biodiversidade e conservação de espécies, contribuindo para inferências do impacto humano sobre ecossistemas naturais (BASCOMPTE; JORDANO; OLESEN, 2006).

Estudos demonstram que a riqueza de espécies, densidade e a comunidade de invertebrados associados às espécies de macrófitas variam ao longo do tempo. Estas diferenças nas variações entre as espécies podem ser atribuídas à arquitetura da macrófita (grau de separação entre os ramos ou área de superfície foliar), à densidade e riqueza taxonômica da comunidade periférica ou detritos disponíveis para organismos raspadores e coletores, aos níveis de toxicidade produzidos pelas macrófitas, ao grau de proteção contra predadores e à profundidade do ecossistema (HUMPHRIES, 1996).

Este estudo tem como objetivo verificar a interação entre macrófitas flutuantes e

invertebrados associados às suas partes submersas, bem como avaliar através do uso de redes de interação a estrutura e variação temporal dessas interações. Para isso, será verificado em uma comunidade, (a) as espécies de macrófitas presentes e os invertebrados associados às suas partes submersas, (b) a relação entre a estrutura da parte submersa com a abundância e riqueza de invertebrados associados, e (c) como a interação macrófita e invertebrado varia ao longo do tempo. As seguintes hipóteses foram estabelecidas: (i) Uma maior abundância e riqueza de táxons de invertebrados será identificada nas macrófitas com maior massa nas partes submersas, devido a maior quantidade de nichos disponíveis, estabelecendo uma grande diversidade de tipos de interações com os invertebrados. (ii) Existirá variação temporal na rede de interação entre macrófita e invertebrados. Essa variação será verificada através da mudança dos táxons e grupos mais conectados e na composição dos módulos ao longo do tempo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no Lago de Itaipu às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena (ARIE-SH), no extremo oeste do estado do Paraná (24°51'37" S; 54°19'58" O). Localizada ao noroeste do município de Santa Helena, a ARIE-SH é uma Unidade de Conservação Municipal constituída em uma ilha artificial com uma área de 1.482,05 hectares isolados do continente por um canal deliberadamente escavado, dentro do Lago de Itaipu e pertencente à empresa Itaipu Binacional. Esta área é considerada prioritária para conservação pelo Ministério do Meio Ambiente, pois é integrante do Corredor de Biodiversidade Iguaçu-Paraná entre o Parque Nacional do Iguaçu e o Parque Nacional de Ilha Grande, os quais são importantes Unidades de Conservação de Proteção Integral que integram o Programa Paraná Biodiversidade (LIMONT, 2014).

O clima da região onde se insere a ARIE-SH, segundo classificação de Köppen, é do tipo Cfa, Subtropical Úmido e Mesotérmico com temperatura média anual de 22 °C com máximas e mínimas que chegam aos 40 °C e -2 °C, respectivamente, e precipitação anual média de 1.650 mm., sendo dezembro e janeiro os meses que apresentam as maiores precipitações médias (150 e 175 mm, respectivamente), e julho e agosto, as menores (75 e 100 mm, respectivamente) (KLIVER, 2010). Inserida na Mata Atlântica, a composição vegetal

predominante atualmente é de uma área reflorestada com espécies nativas e exóticas (CAVARZERE *et al.* 2020).

2.2 Coleta de dados

As coletas das macrófitas foram realizadas em novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3), setembro de 2017 (Coleta 4) e dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). As coletas foram feitas em 10 pontos no Lago de Itaipu, sendo cinco na margem interna (em direção ao continente) e cinco na margem externa (canal principal do Lago) da ARIE-SH, de acordo com a presença de bancos e espécies de macrófitas. A distância entre os pontos foi medida utilizando o navegador Google Earth e foi de no mínimo 300 metros para manter a independência das amostras. Em cada ponto, foi realizada uma identificação botânica *in loco* das macrófitas encontradas e foram coletados dois indivíduos de cada espécie de macrófitas flutuantes.

As macrófitas coletadas foram retiradas da água manualmente e armazenadas individualmente em sacos plásticos, devidamente identificados, para evitar a perda de invertebrados. Em laboratório, as macrófitas foram lavadas sob peneiras água corrente e os invertebrados retidos foram filtrados em uma malha de 0,5 mm. Em seguida, foram acondicionados em álcool 70% para posteriormente serem quantificados e identificados com o auxílio de um estereomicroscópio, chaves de identificação (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014, MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010, DOMINGUEZ; FERNÁNDEZ, 2009) e auxílio de especialistas. Após a retirada dos invertebrados das macrófitas, foi realizada a remoção da porção submersa das macrófitas, as quais foram secadas em estufa a 60 °C, por cerca de 60 h, e pesadas para obtenção da biomassa.

2.3 Análises dos dados

Para verificar se existe diferença na abundância total de invertebrados entre as coletas e espécies de macrófitas, e riqueza taxonômica de invertebrados entre as coletas aplicou-se teste não paramétrico Kruskal-Wallis (teste H) com teste *post hoc* de Dunn levando em consideração que as amostras eram independentes.

A análise de variância (ANOVA *One-way*) foi utilizada para verificar se existe diferença na riqueza entre as espécies de macrófitas. A influência da porcentagem de massa

seca da parte submersa das espécies de macrófitas sobre a riqueza taxonômica de invertebrados aquáticos foi testada através de análise de variância com dois fatores (ANOVA *Two-way*), nas quais os diferentes períodos de coleta e espécies de macrófitas foram considerados como variáveis categóricas prefiguras e a riqueza como variável resposta. O teste *post hoc* de Tukey foi utilizado para verificar possíveis diferenças entre os fatores e a interação.

A análise de correlação usando coeficiente de Pearson foi utilizada para verificar a relação entre a massa seca da porção submersa de macrófitas e abundância de indivíduos e a riqueza de táxons de invertebrados. As análises envolvendo a massa seca da parte submersa foram realizadas utilizando apenas os dados das coletas de novembro/dezembro (2016), abril (2017), junho (2017), dezembro (2017) e abril (2018), pois não foi possível obter a massa da parte submersa das macrófitas da quarta coleta devido um acidente ocorrido no laboratório da UTFPR. As análises foram feitas no software GraphPad Prism 5.0 após verificação da normalidade dos dados utilizando o teste Kolmogorov–Smirnov e homogeneidade das variâncias. Foi considerado o nível de 5% de significância em todas as análises e cada coleta de macrófita coletada representou a unidade amostral.

Para verificar a estrutura e variação da rede de interação macrófitas-invertebrados ao longo das coletas foram formadas seis matrizes de incidência, abrangendo as interações entre as espécies de macrófitas e os táxons de invertebrados encontrados, sendo uma matriz para cada coleta. Posteriormente, foram calculadas as métricas de conectância, índice de aninhamento (NODF) e modularidade. A conectância calculada mede a proporção do número de interações observadas pelo número de interações possíveis na rede. A significância do NODF foi estimada por meio do procedimento de Monte Carlo com 1.000 randomização usando o modelo nulo “Ce”, o qual durante a aleatorização mantém o valor total das linhas fixo. As métricas conectância e índice de aninhamento (NODF) variam de 0 a 100 partindo de padrões especialistas para os valores próximo de 0 e generalistas para os mais próximos de 100. A modularidade foi calculada para as seis matrizes. A modularidade foi calculada utilizando o método de Monte Carlos (*sensu* DORMANN; STRAUSS, 2014) por meio da função ComputeModules do pacote *bipartite* do programa R 4.0 (R Core Team, 2018), que usa o algoritmo QuanBioMo (Q) para matrizes de dados quantitativos. O índice de modularidade varia de 0 a 1, onde valores próximos a 0 partem de uma matriz nada modular e 1 para altamente modular. A modularidade foi testada por meio de modelos nulos para 1.000 aleatorizações usando o método r2d, que gerou valores de Z_Q , equivalentes ao escore z de uma distribuição normal. Valores de Z_Q acima de 2 representam modularidade significativa (DORMANN;

STRAUSS, 2014). A partir das seis matrizes, seis grafos bipartidos foram construídos utilizando o programa R versão 4.0.

3 RESULTADOS

No total, foram amostradas oito espécies de macrófitas, sendo elas *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, (ambas Pontederiaceae), *Salvinia auriculata* Aubl., *Salvinia biloba* Raddi (ambas Salviniaceae), *Pistia stratiotes* L. (Araceae), *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) Heine (Hydrocharitaceae), *Ludwigia helminthorrhiza* (Mart.) H. Hara (Onagraceae) e *Paspalum repens* Berg. (Poaceae). Dessas, seis espécies são flutuantes livres e duas flutuantes fixas. A abundância de indivíduos, frequência e hábitos de cada espécie de macrófitas coletadas estão demonstradas na Tabela 1. Foi observado diferença na massa da porção submersa entre as espécies de macrófitas ($F = 14,50$; $p < 0,001$) (Tabela 1). A espécie com maior massa seca foi *E. crassipes* (71,44 g) e as com menor foram *S. auriculata*, (0,01 g), *P. stratiotes* (0,01 g) e *S. biloba* (0,01 g). Não foi observado diferença no valor da massa da porção submersa das espécies entre as coletas ($F = 1,522$; $p = 0,07$).

Tabela 1 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) das espécies de macrófitas encontradas/coletadas, média e desvio padrão da massa da porção submersa das macrófitas e seu hábito de vida. As seis coletas foram realizadas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3), setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6).

Família	Espécie	Massa (Média e Desvio padrão)	Coleta 1		Coleta 2		Coleta 3		Coleta 4		Coleta 5		Coleta 6		Hábito*
			Ab.	Freq.	Ab.	Freq.	Ab.	Freq.	Ab.	Freq.	Ab.	Freq.	Ab.	Freq.	
Pontederiaceae	<i>E. azurea</i>	6,29 (\pm 3,26) ^a	6	16,6	17	39,1	20	28	16	20,5	16	25,8	18	25	Flutuante fixa
	<i>E. crassipes</i>	6,27 (\pm 6,14) ^{ab}	14	38,8	10	21,7	15	22,2	16	20,5	12	19,3	16	22,2	Flutuante livre
Salviniaceae	<i>S. auriculata</i>	0,35 (\pm 0,27) ^d	10	27,7	15	34,7	20	28	16	20,5	12	19,3	16	22,2	Flutuante livre
	<i>S. biloba</i>	0,10 (\pm 0,10) ^{cd}	0	0	0	0	2	2,7	0	0	0	0	4	5,5	Flutuante livre
Hydrocharitaceae	<i>L. laevigatum</i>	0,39 (\pm 0,30) ^{cd}	2	5,5	0	0	4	5,5	8	10,2	6	9,7	4	5,5	Flutuante livre
Onagraceae	<i>L. helminthorrhiza</i>	0,90 (\pm 0,58) ^{cd}	2	5,5	2	4,3	4	5,5	4	5,1	4	6,4	4	5,5	Flutuante livre
Araceae	<i>P. stratiotes</i>	0,51 (\pm 0,62) ^{cd}	2	5,5	0	0	6	8,3	6	7,7	2	3,2	2	2,7	Flutuante livre
Poaceae	<i>P. repens</i>	1,70 (\pm 0,86) ^{bc}	0	0	0	0	0	0	12	15,3	10	16,1	8	12	Flutuante fixa
Total			36	100	44	100	71	100	78	100	62	100	72	100	-

*Classificação de acordo com Pott, Pott (2000).

Fonte: Autoria própria (2022)

3.1 Interação macrófita-invertebrado

Associados a porção submersa das macrófitas, foram contabilizados 129.818 invertebrados distribuídos em 85 táxons, com variação entre as coletas (Tabela 2). Os organismos amostrados estão distribuídos em cinco filos (Arthropoda, Annelida, Mollusca, Nematoda e Platyhelminthes), sendo Arthropoda o mais abundante e representativo em número de táxons (Tabela 2).

Tanto a abundância de indivíduos quanto a riqueza de táxons de invertebrados associados às macrófitas foram diferentes entre as espécies de plantas ($H = 67,87$; $p < 0,001$; e $F = 7,824$; $p < 0,001$, respectivamente - Figura 1). A abundância de indivíduos e a riqueza de táxons de invertebrados associados às macrófitas variou entre as seis coletas realizadas ($H = 39,99$; $p < 0,001$; $H = 23,37$; $p < 0,001$, respectivamente – Figura 2). As maiores abundâncias de invertebrados foram observadas em *E. crassipes*, *E. azurea* e *P. stratiotes* e as maiores riquezas foram observadas em *E. crassipes*, *E. azurea* e *S. auriculata*. Em todas as macrófitas amostradas, os táxons de invertebrados que se destacaram foram Mytilidae (Mollusca), Ostracoda (Arthropoda), Chironomidae (Arthropoda) e Physidae (Mollusca).

A correlação entre massa seca da porção submersa das macrófitas e abundância de invertebrados foi considerada não significativa ($r_s = 0,088$; $p = 0,144$). Porém, a correlação entre riqueza taxonômica de invertebrados e massa seca da porção submersa das macrófitas foi significativa e positiva ($r_s = 0,231$; $p < 0,001$).

Tabela 2 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de invertebrados encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3) e setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). *As letras da coluna Hábitos alimentares representam: A=adulto, I=imaturo, F=filtrador, D=detritívoro, C=coletor H=herbívoro, P=predador, O=onívoro. Classificação de acordo com vários autores (DOMINGUEZ; FERNANDES, 2009; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015; HICKMAN, 2016).

(continua)

Filo	Classe	Ordem	Família	Coleta 1		Coleta 2		Coleta 3		Coleta 4		Coleta 5		Coleta 6		Hábito alimentar*	
				Ab.	Freq	Ab.	Freq	Ab.	Freq.	Ab.	Freq.	Ab.	Freq.	Ab.	Freq.		
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	71	0,99	44	0,26	227	0,94	102	0,46	38	0,15	41	0,12	I=D	
			Caenidae	47	0,65	23	0,14	24	0,10	25	0,11	16	0,06	65	0,19	I=D	
			Leptohiphidae	19	0,26	1	0,01	3	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	I=D	
			Leptophlebiidae	1	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	I=D	
			Não identificados	5	0,07	7	0,04	4	0,02	3	0,01	3	0,01	0	0,00	I=D	
		Diptera	Ceratopogonidae	44	0,61	25	0,15	39	0,16	39	0,17	778	3,08	24	0,07	A=H; I=F	
			Culicidae	4	0,06	1	0,01	1	0,00	8	0,04	9	0,04	2	0,01	A=H; I=O	
			Syrphidae	10	0,14	6	0,04	13	0,05	34	0,15	0	0,00	0	0,00	A=H; I=F	
			Psychodidae	0	0,00	4	0,02	8	0,03	2	0,01	0	0,00	7	0,02	I=P	
			Chironomidae	77	1,07	143	0,86	109	0,45	199	0,89	433	1,71	296	0,86	A=H; I=F	
			Chaoboridae	0	0,00	4	0,02	1	0,00	11	0,05	0	0,00	0	0,00	I=C	
			Stratiomyidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,00	0	0,00	0	0,00	I=C	
			Tabanidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	3	0,01	2	0,01	1	0,00	I=P	
			Não identificados	2	0,03	13	0,08	4	0,02	2	0,01	3	0,01	1	0,00		
			Coleoptera	Curculionidae	3	0,04	3	0,02	2	0,01	2	0,01	2	0,01	0	0,00	A=H; I=H
				Elmidae	0	0,00	0	0,00	4	0,02	0	0,00	0	0,00	0	0,00	

Tabela 2 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de invertebrados encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3) e setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). *As letras da coluna Hábitos alimentares representam: A=adulto, I=imaturo, F=filtrador, D=detritívoro, C=coletor H=herbívoro, P=predador, O=onívoro. Classificação de acordo com vários autores (DOMINGUEZ; FERNANDES, 2009; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015; HICKMAN, 2016).

(continua)

	Psephenidae	1	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	A=P; I=H
	Dytiscidae	2	0,03	5	0,03	3	0,01	14	0,06	7	0,03	5	0,01	A=P; I=P
	Hydrophilidae	17	0,24	11	0,07	12	0,05	24	0,11	42	0,17	8	0,02	A=D; I=P
	Lampyridae	1	0,01	1	0,01	1	0,00	6	0,03	4	0,02	2	0,01	A=P; I=P
	Noteridae	18	0,25	5	0,03	7	0,03	4	0,02	12	0,05	0	0,00	A=P; I=O
	Scirtidae	5	0,07	0	0,00	11	0,05	27	0,12	3	0,01	0	0,00	A=P; I=F
	Gyrinidae	0	0,00	1	0,01	0	0,00	2	0,01	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
Odonata	Coenagrionidae	16	0,22	0	0,00	3	0,01	15	0,07	0	0,00	4	0,01	A=P; I=P
	Aeshnidae	1	0,01	27	0,16	1	0,00	1	0,00	4	0,02	3	0,01	A=P; I=P
	Protoneuridae	39	0,54	32	0,19	57	0,24	82	0,37	44	0,17	56	0,16	A=P; I=P
	Libellulidae	10	0,14	38	0,23	27	0,11	48	0,21	52	0,21	11	0,03	A=P; I=P
	Dicteriadidae	0	0,00	0	0,00	1	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
	Corduliidae	0	0,00	0	0,00	2	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
	Não identificados	1	0,01	9	0,05	0	0,00	0	0,00	2	0,01	1	0,00	
Lepidoptera	Crambidae	14	0,19	1	0,01	4	0,02	33	0,15	8	0,03	11	0,03	A=H; I=H
	Pyralidae	2	0,03	0	0,00	1	0,00	8	0,04	0	0,00	0	0,00	A=H; I=H
	Noctuidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,01	0	0,00	
	Não identificados	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,00	0	0,00	0	0,00	
Trichoptera	Hydropsychidae	1	0,01	0	0,00	1	0,00	0	0,00	32	0,13	1	0,00	A=H; I=O

Tabela 2 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de invertebrados encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3) e setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). *As letras da coluna Hábitos alimentares representam: A=adulto, I=imaturo, F=filtrador, D=detritívoro, C=coletor H=herbívoro, P=predador, O=onívoro. Classificação de acordo com vários autores (DOMINGUEZ; FERNANDES, 2009; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015; HICKMAN, 2016).

														(continua)
	Hydroptilidae	183	2,54	10	0,06	66	0,27	79	0,35	37	0,15	80	0,23	A=H; I=O
	Polycentropodidae	1	0,01	3	0,02	1	0,00	3	0,01	1	0,00	0	0,00	A=H; I=O
	Xyphocentronidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,01	0	0,00	
Hemiptera	Mesoveliidae	1	0,01	7	0,04	3	0,01	34	0,15	14	0,06	4	0,01	A=P; I=P
	Naucoridae	3	0,04	0	0,00	1	0,00	1	0,00	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
	Notonectidae	0	0,00	3	0,02	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
	Saldidae	0	0,00	0	0,00	2	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	I=C
	Phoridae	0	0,00	0	0,00	1	0,00	1	0,00	0	0,00	0	0,00	
	Veliidae	0	0,00	1	0,01	0	0,00	4	0,02	9	0,04	2	0,01	A=P; I=P
	Hebridae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	6	0,03	0	0,00	0	0,00	
	Aphididae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,01	0	0,00	0	0,00	
	Pleidae	0	0,00	1	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
	Gerridae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	3	0,01	0	0,00	0	0,00	I=P
	Belostomatidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	10	0,04	0	0,00	0	0,00	I=P
	Macroveliidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,01	0	0,00	0	0,00	
	Não identificados	0	0,00	1	0,01	0	0,00	0	0,00	1	0,00	2	0,01	
Thysanoptera		3	0,04	0	0,00	1	0,00	5	0,02	0	0,00	0	0,00	A=H; I=H
Orthoptera		0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,00	2	0,01	0	0,00	
Hymenoptera	Formicidae	0	0,00	1	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	
	Não identificados	0	0,00	1	0,01	0	0,00	0	0,00	1	0,00	0	0,00	

Tabela 2 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de invertebrados encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3) e setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). *As letras da coluna Hábitos alimentares representam: A=adulto, I=imaturo, F=filtrador, D=detritívoro, C=coletor H=herbívoro, P=predador, O=onívoro. Classificação de acordo com vários autores (DOMINGUEZ; FERNANDES, 2009; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015; HICKMAN, 2016).

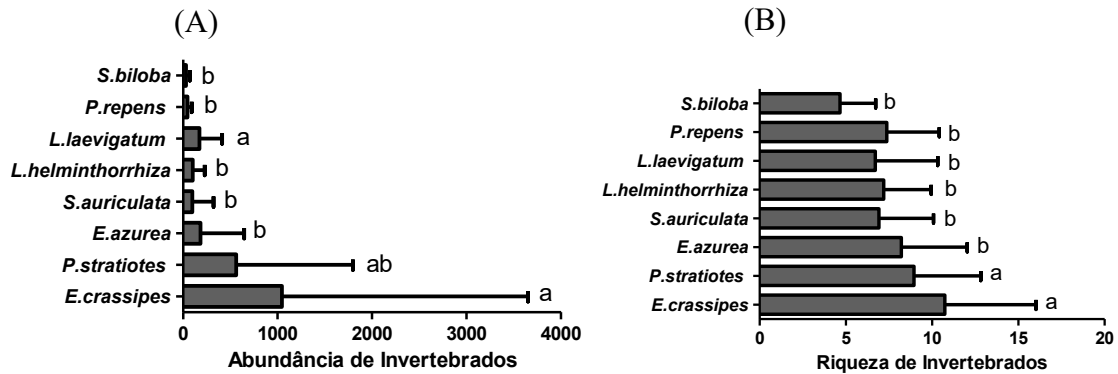
															(continua)
		Ostracoda	3.739	51,88	6.775	40,70	1.763	7,33	6.478	28,99	8.330	32,98	3.294	9,60	A=F; I=F
	Arachnida	Araneae													
		Salticidae	5	0,07	0	0,00	8	0,03	2	0,01	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
		Lycosidae	0	0,00	6	0,04	6	0,02	5	0,02	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
		Theridiidae	0	0,00	0	0,00	4	0,02	3	0,01	0	0,00	0	0,00	A=P; I=P
	Arachnida	Acari	231	3,21	151	0,91	261	1,09	492	2,20	312	1,24	610	1,78	A=P; I=P
	Malacostraca	Amphipoda													
		Hyalidae	216	3,00	7	0,04	37	0,15	792	3,54	185	0,73	57	0,17	A=D; I=D
		Não identificados	0	0,00	0	0,00	0	0,00	7	0,03	7	0,03	0	0,00	
		Decapoda													
		Palaemonidae	0	0,00	2	0,01	0	0,00	0	0,00	1	0,00	0	0,00	A=P/H; L=P
		Trichodactylidae	0	0,00	2	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	A=P/H; L=H
		Outras	0	0,00	0	0,00	2	0,01	0	0,00	0	0,00	0	0,00	
Mollusca	Gastropoda	Thiaridae	13	0,18	48	0,29	0	0,00	1	0,00	4	0,02	0	0,00	A=D; I=D
		Lymnaeidae	2	0,03	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	A=D; I=D
		Hydrobiidae	16	0,22	7	0,04	0	0,00	1	0,00	34	0,13	6	0,02	A=D; I=D
		Ancylidae	0	0,00	36	0,22	10	0,04	18	0,08	25	0,10	107	0,31	A=D; I=D
		Ampulariidae	0	0,00	3	0,02	0	0,00	4	0,02	11	0,04	4	0,01	A=D; I=D
		Physidae	137	1,90	552	3,32	444	1,85	1563	7,00	696	2,76	281	0,82	A=D; I=D
		Planorbiidae	102	1,42	186	1,12	17	0,07	191	0,85	225	0,89	72	0,21	A=H/D; I=H/D
		Outras	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	9	0,04	0	0,00	
	Bivalvia														
		Mycetopodidae	12	0,17	0	0,00	1	0,00	22	0,10	0	0,00	0	0,00	A=O; I=O
		Mytiloidea													
		Mytilidae	2.046	28,39	8.393	50,41	20.766	86,39	11.487	51,41	13.320	52,73	28.859	84,08	A=F; I=F

Tabela 2 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de invertebrados encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3) e setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). *As letras da coluna Hábitos alimentares representam: A=adulto, I=imaturo, F=filtrador, D=detritívoro, C=coletor H=herbívoro, P=predador, O=onívoro. Classificação de acordo com vários autores (DOMINGUEZ; FERNANDES, 2009; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015; HICKMAN, 2016).

														(conclusão)	
		Outras	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	2	0,01	0	0,00	
Annelida		Hirudinidae	5	0,07	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	A=H; I=H
		Glossiphoniidae	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	5	0,02	0	0,00	
	Hirudinida	Oligochaeta	55	0,76	34	0,20	39	0,16	180	0,81	408	1,62	209	0,61	A=D; I=D
		<i>Pristina</i> sp.	0	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	71	0,28	99	0,29	I=C
Platyhelminthes		Planaridae	27	0,37	7	0,04	36	0,15	257	1,15	34	0,13	68	0,20	A=P; I=P
Nematoda			0	0,00	1	0,01	1	0,00	1	0,00	2	0,01	0	0,00	I=P
Morfotipo			0	0,00	0	0,00	0	0	0	0,00	18	0,07	31	0,09	
Total		-	7.207	100,00	16.648	100,00	24.037	100	22.343	100	25.260	100	34.324	100	-

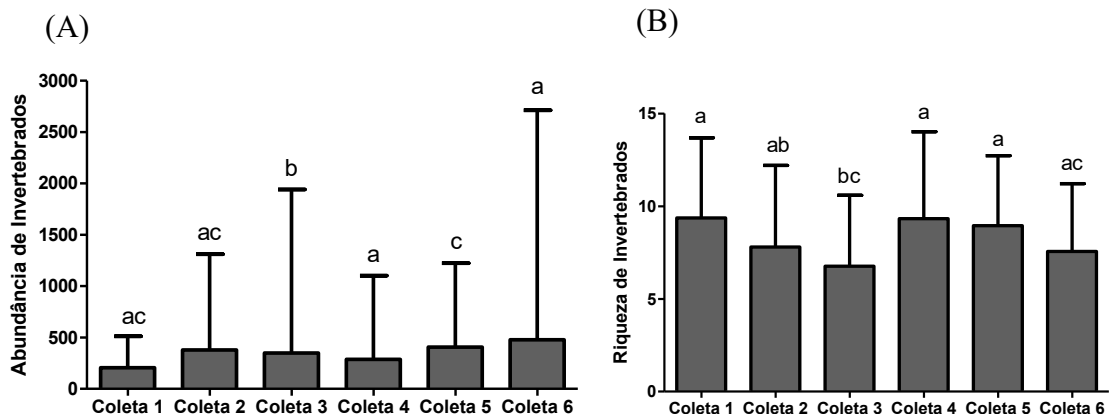
Fonte: Aatoria própria (2022)

Figura 1 – Média e desvio padrão da abundância de indivíduos (A) e da riqueza de táxons de invertebrados (B) encontrados na porção submersa das espécies de macrófitas avaliadas. As letras no gráfico representam a diferença par-a-par entre as coletas de acordo com o teste a posteriori de Dun após teste para abundância ($H = 67,87$; $p < 0,001$) e teste a posteriori de Tukey para riqueza de táxons de invertebrados ($F = 7,824$; $p < 0,001$). O nível de significância utilizado para os testes foi de 5%.



Fonte: Aatoria própria (2022)

Figura 2 – Média e desvio padrão da abundância de indivíduos (A) e riqueza de táxons de invertebrados (B) encontrados nas coletas. As letras no gráfico representam a diferença par-a-par entre as coletas de acordo com o teste a posteriori de Dun ao nível de 5% de significância após teste para abundância ($H = 39,99$; $p < 0,001$) e riqueza ($H = 23,37$; $p < 0,001$).



Fonte: Aatoria própria (2022)

3.2 Rede de interação Macrófitas-Invertebrados

A rede de interação macrófitas-invertebrados teve conectância com valor mediano em todas as coletas e pouca variação temporal (Tabela 3). As redes tiveram modularidade não significativa para todas as coletas (Tabela 3). A rede de interação macrófitas-invertebrados teve padrão aninhado nas seis coletas (Figura 3).

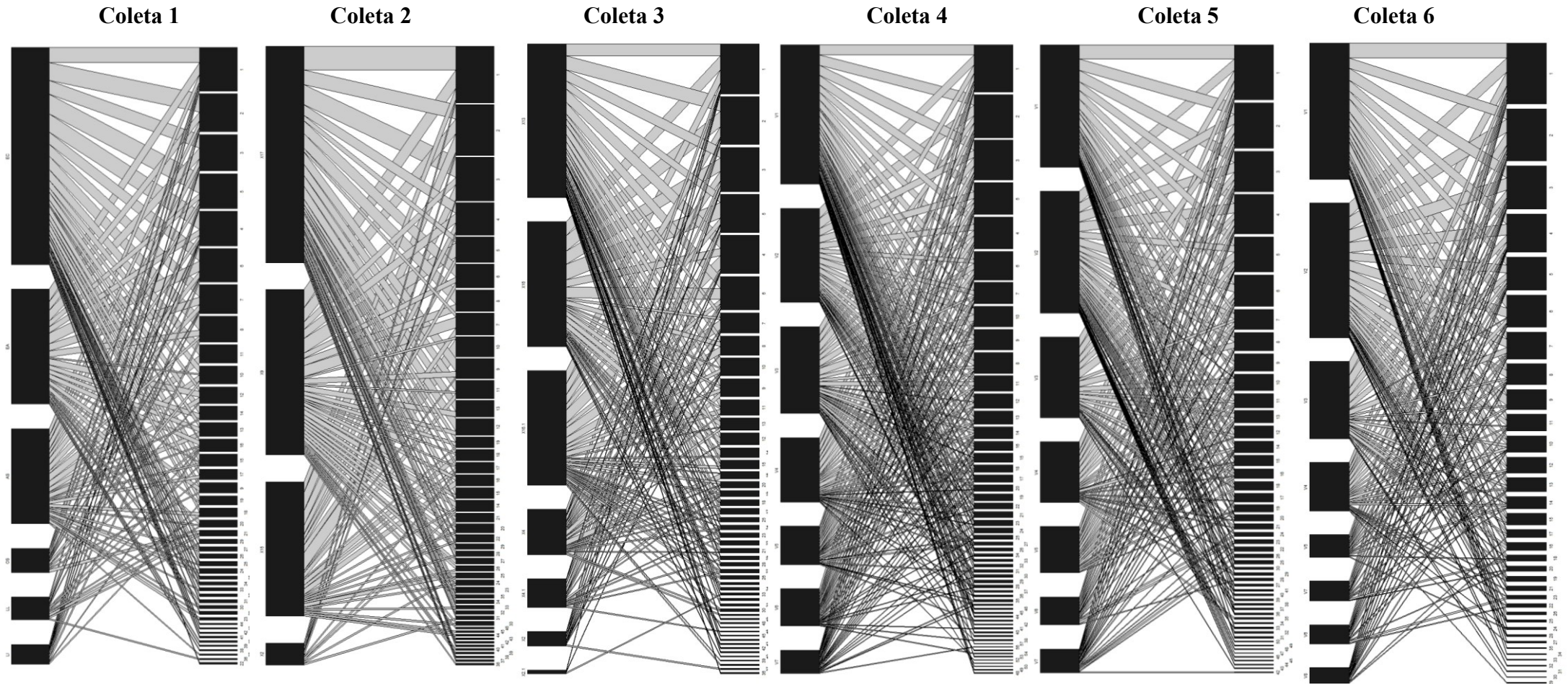
A interação mais abundante das seis coletas foi estabelecida entre Mytilidae (Mollusca) e *E. crassipes* (62.131 invertebrados em 69 macrófitas). No total, seis táxons de invertebrados foram considerados raros (com apenas um indivíduo em uma espécie de planta): Pleidae, Formicidae, Dicteriadidae, Psephenidae, Stratiomyidae, Leptophlebiidae. A identidade dos táxons presentes na figura 3 está identificada na tabela 4 e 5.

Tabela 3 - Resultado das métricas calculadas a partir das matrizes de interação macrófitas-invertebrados para cada coleta realizada no período de novembro de 2016 a abril de 2018 às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR.

Métricas da rede	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5	Coleta 6
Conectância (%)	45,07	56,38	41,73	51,87	47,42	52,14
Modularidade	0,16	0,19	0,16	0,13	0,15	0,13
Índice Z_Q da modularidade	1,70	1,39	0,05	-0,44	-0,08	-0,54
Aninhamento (índice NODF)	52,27	58,21	50,57	58,44	54,32	59,59
p-valor do NODF	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Fonte: Autoria própria (2022)

Figura 3 - Grafos bipartidos representando a variação e estrutura das interações entre invertebrados aquáticos e macrófitas encontradas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, nos meses de novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3) e setembro de 2017 (Coleta 4), dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). À esquerda estão localizadas as espécies de macrófitas e à direita os táxons de invertebrados. A ordem dos táxons de macrófitas e de invertebrados estão na tabela 3 e 4, respectivamente.



Fonte: Autoria própria (2022)

Tabela 4 - Rank dos táxons de macrófitas apresentadas nos quatro grafos bipartidos demonstrados na Figura 3.

Classe	Ordem	Família	Rank das espécies de macrófitas					
			Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5	Coleta 6
Equisetopsida	Commelinales	Pontederiaceae	1° <i>Eichhornia crassipes</i>	1° <i>E. crassipes</i>	1° <i>E. crassipes</i>	1° <i>E. crassipes</i>	1° <i>E. crassipes</i>	1° <i>E. crassipes</i>
			2° <i>Eichhornia azurea</i>	2° <i>E. azurea</i>	2° <i>E. azurea</i>	3° <i>E. azurea</i>	3° <i>E. azurea</i>	2° <i>E. azurea</i>
	Salviniales	Salviniaceae	3° <i>Salvinia auriculata</i>	3° <i>S. auriculata</i>	4° <i>S. auriculata</i>	4° <i>S. auriculata</i>	5° <i>S. auriculata</i>	3° <i>S. auriculata</i>
					7° <i>Salvinia biloba</i>			8° <i>S. biloba</i>
	Alismatales	Araceae	4° <i>Pistia stratiotes</i>		3° <i>P. stratiotes</i>	2° <i>P. stratiotes</i>	2° <i>P. stratiotes</i>	7° <i>P. stratiotes</i>
		Hydrocharitaceae	6° <i>Limnobium laevigatum</i>		5° <i>L. laevigatum</i>	6° <i>L. laevigatum</i>	4° <i>L. laevigatum</i>	4° <i>L. laevigatum</i>
			4° <i>L.</i>			6°	6°	
Myrtales	Onagraceae	5° <i>Ludwigia helminthorrhiza</i>	<i>helminthorrhiza</i>	6° <i>L. helminthorrhiza</i>	7° <i>L. helminthorrhiza</i>	<i>L. helminthorrhiza</i>	<i>L. helminthorrhiza</i>	
Poales	Poaceae				5° <i>P. repens</i>	7° <i>P. repens</i>	5° <i>P. repens</i>	

Fonte: Autoria própria (2022)

Tabela 5 - Rank dos táxons de invertebrados apresentados nos quatro grafos bipartidos demonstrados na Figura 3.

(continua)

Filo	Classe	Ordem	Rank dos táxons de invertebrados						
			Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4	Coleta 5	Coleta 6	
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	9° Baetidae	8° Baetidae	5° Baetidae	10° Baetidae	14° Baetidae	15° Baetidae	
			11° Caenidae	16° Caenidae	14° Caenidae	19° Caenidae	21° Caenidae	12° Caenidae	
			15° Leptohyphidae	38° Leptohyphidae	32° Leptohyphidae				
			37° Leptophlebiidae						
				25° Sp	21° Sp	26° Sp	40° Sp	35° Sp	
		Diptera	12° Ceratopogonidae	15° Ceratopogonidae	10° Ceratopogonidae	17° Ceratopogonidae	3° Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	17°
			29° Culicidae		37° Culicidae	34° Culicidae	24° Culicidae	28° Culicidae	
			23° Syrphidae	26° Syrphidae	16° Syrphidae	15° Syrphidae			
			8° Chironomidae	6° Chironomidae	6° Chironomidae	7° Chironomidae	5° Chironomidae	5° Chironomidae	
				30° Psychodidae	21° Psychodidae	49° Psychodidae		21° Psychodidae	
				31° Chaoboridae	40° Chaoboridae	25° Chaoboridae			
						43° Tabanidae	44° Tabanidae	34° Tabanidae	
						57° Stratiomyidae			
				33° Sp	17° Sp	23° Sp	29° Sp	40° Sp	31° Sp
			Coleoptera	30° Curculionidae	32° Curculionidae	36° Curculionidae	46° Curculionidae	39° Curculionidae	
		34° Dytiscidae		28° Dytiscidae	29° Dytiscidae	24° Dytiscidae	28° Dytiscidae	23° Dytiscidae	
		17° Hydrophilidae		18° Hydrophilidae	17° Hydrophilidae	20° Hydrophilidae	13° Hydrophilidae	20° Hydrophilidae	
		39° Lampyridae		40° Lampyridae	43° Lampyridae	33° Lampyridae	33° Lampyridae	30° Lampyridae	
		16° Noteridae		29° Noteridae	22° Noteridae	36° Noteridae	29° Noteridae		
		26° Scirtidae			18° Scirtidae	18° Scirtidae	36° Scirtidae		
				41° Gyrinidae		47° Gyrinidae			
		38° Psephenidae							
					51° Dryopidae				

Tabela 5 - Rank dos táxons de invertebrados apresentados nos quatro grafos bipartidos demonstrados na Figura 3.

(continua)

Arthropoda	Insecta	Odonata	18° Coenagrionidae		27° Coenagrionidae	23° Coenagrionidae		25° Coenagrionidae		
			43° Aeshnidae	14° Aeshnidae	39° Aeshnidae	51° Aeshnidae	32° Aeshnidae	27° Aeshnidae		
			13° Protoneuridae	13° Protoneuridae	8° Protoneuridae	11° Protoneuridae	12° Protoneuridae	14° Protoneuridae		
			24° Libellulidae	9° Libellulidae	13° Libellulidae	13° Libellulidae	11° Libellulidae	19° Libellulidae		
			42° Sp	20° Sp			37° Sp	33° Sp		
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	20° Crambidae	42° Crambidae	28° Crambidae	16° Crambidae	27° Crambidae	18° Crambidae		
			35° Pyralidae		47° Pyralidae	27° Pyralidae				
								42° Noctuidae		
						53° Sp				
		Trichoptera	41° Hydropsychidae					18° Hydropsychidae		
			5° Hydroptilidae	19° Hydroptilidae	7° Hydroptilidae	12° Hydroptilidae	15° Hydroptilidae	9° Hydroptilidae		
			40° Polycentropodidae	33° Polycentropodidae	46° Polycentropodidae	42° Polycentropodidae	50° Polycentropodidae		45° Xyphocentronidae	
		Hemiptera				52° Sp				
			44° Mesoveliidae	22° Mesoveliidae	33° Mesoveliidae	14° Mesoveliidae	22° Mesoveliidae	26° Mesoveliidae		
			31° Naucoridae		45° Naucoridae	54° Naucoridae				
	44° Pleidae									
	34° Notonectidae									
	45° Veliidae				39° Veliidae	26° Veliidae	35° Veliidae			
	43° Sp					47° Sp	29° Sp			
				48° Phoridae	56° Phoridae					
			30° Elmidae							
			34° Corduliidae							
			38° Saldidae							
					26° Belostomatidae					
					32° Hebridae					

Tabela 5 - Rank dos táxons de invertebrados apresentados nos quatro grafos bipartidos demonstrados na Figura 3.

(continua)

					41° Gerridae		
					48° Macroveliidae		
					45° Aphididae		
	Thysanoptera	32° Sp		50° Sp	31° Sp		
	Orthoptera				38° Sp	43° Sp	
		1° Ostracoda	2° Ostracoda	2° Ostracoda	2° Ostracoda	2° Ostracoda	2° Ostracoda
Branchiopoda	Araneae	27° Salticidae		25° Salticidae	50° Salticidae		
Arachnida				31° Therididae	45° Theridiidae		
			27° Lycosidae	24° Lycosidae	35° Lycosidae		
	Hymenoptera		47° Sp			48° Sp	
			46° Formicidae				
	Acari	3° Acari	5° Acari	4° Acari	5° Acari	7° Acari	3° Acari
Arachnida	Amphipoda	4° Hyalidae	23° Hyalidae	11° Hyalidae	4° Hyalidae	9° Hyalidae	13° Hyalidae
Malacostraca			37° Trichodactylidae				
					28° Sp	30° Sp	
		21° Thiaridae	7° Thiaridae		58° Thiaridae	34° Thiaridae	
Mollusca	Gastropoda	36° Lymnaeidae					
		19° Hydrobiidae	24° Hydrobiidae		52° Hydrobiidae	16° Hydrobiidae	22° Hydrobiidae
			36° Palaemonidae			49° Palaemonidae	
			35° Ampularidae		37° Ampularidae	23° Ampularidae	24° Ampularidae
		6° Physidae	3° Physidae	3° Physidae	3° Physidae	4° Physidae	5° Physidae
		7° Planorbidae	4° Planorbidae	15° Planorbidae	8° Planorbidae	8° Planorbidae	10° Planorbidae
						25° Sp	
	Bivalvia	22° Mycetopodidae		44° Mycetopodidae	21° Mycetopodidae		
			10° Sp			38° Sp	

Tabela 5 - Rank dos táxons de invertebrados apresentados nos quatro grafos bipartidos demonstrados na Figura 3.

								(conclusão)
				19° Ancilidae	22° Ancilidae	19° Ancilidae	7° Ancilidae	
	Mytiloidea	2° Mytilidae	1° Mytilidae	1° Mytilidae	1° Mytilidae	1° Mytilidae	1° Mytilidae	
Annelida	Oligochaeta	10° Oligochaeta	12° Oligochaeta	9° Oligochaeta	9° Oligochaeta	6° Oligochaeta	6° Oligochaeta	
						10° <i>Pristina sp.</i>	8° <i>Pristina sp.</i>	
	Hirudinida					31° Glossiphoniidae		
		28° Sp						
Nematoda			48° Sp	12° Sp	55° Sp	41° Sp		
Platyhelminthes		14° Sp	25° Sp	12° Sp	6° Sp	17° Sp	11° Sp	
				35° Crustacea		46° Crustacea		
				41° Dicteriadidae				
				42°			32°	
				Hydropsychodidae			Hydropsychodidae	
	Morfotipo					20° Sp	16° Sp	

Fonte: Aatoria própria (2022)

4 DISCUSSÃO

Os resultados mostram uma grande quantidade de invertebrados associados a porção submersa das macrófitas flutuantes. Observou-se que a abundância e riqueza de invertebrados variou entre as espécies de macrófitas. Também foi observado que a massa da parte submersa das macrófitas não está relacionada com a abundância de indivíduos de invertebrados, mas sim, embora de forma fraca, com a riqueza de táxons. Esses resultados corroboram parcialmente a hipótese inicial de que macrófitas com maior massa na parte submersa estabelecerão mais interações com invertebrados. Os resultados demonstram variação temporal na interação macrófita-invertebrados, seja na abundância e na riqueza de invertebrados.

4.1 Variação dos invertebrados entre as espécies de macrófitas

A variação nas interações entre as espécies de macrófitas e seus invertebrados associados encontrada neste estudo pode estar relacionada à complexidade estrutural das espécies de plantas. De acordo com Trivinho-Strixino e Strixino (1991), a morfologia das macrófitas aquáticas compõe um dos principais fatores determinantes da abundância e riqueza taxonômica da fauna associada, quanto maior a complexidade da arquitetura destas, maior é o número de invertebrados (TANIGUCHI *et al.* 2003). No caso da espécie que mais teve invertebrados associados, *E. crassipes*, o seu sistema radicular é do tipo fasciculado, possuindo raízes fibrosas que permitem o aumento da área de habitat e também o aumento de nichos para a colonização. Além disso, a cor algumas vezes arroxeada e com zona pilífera bem pronunciada das raízes de *E. crassipes*, pode interferir na interação entre plantas e invertebrados aquáticos, servindo de atrativo para colonização de invertebrados (SILVA, 2008; MARTINS, 2009). Por outro lado, há trabalhos na literatura que relataram impacto negativo da presença de *E. crassipes* sobre a abundância de invertebrados. Masifwa *et al.* (2001) e Coetzee *et al.* (2014) verificaram que houve uma redução acentuada significativa na abundância e diversidade de invertebrados devido ao declínio na concentração de oxigênio dissolvido à medida que a profundidade aumenta em função do tamanho da raiz. Esse fato pode ter interferido na abundância de invertebrados na parte submersa com maior massa, fazendo com que não fosse evidenciado relação positiva entre essas duas variáveis. Em contrapartida, os indivíduos da família Mytilidae

do filo Mollusca possuem a capacidade de se adaptar e estabelecer densas populações até mesmo em ambientes caracterizados por níveis de oxigênio dissolvido baixos, e até mesmo com alta densidade de poluentes (SANTOS, 2005), o que explica a grande abundância e frequência desses indivíduos.

Ao estudar a importância do sistema radicular de *E. crassipes* e *S. auriculata* para verificar sua colonização pela macrofauna, Silva e Henry (2020) concluíram que o volume, o tamanho e a biomassa das raízes não são suficientes para explicar esse tipo de relação ecológica e que provavelmente outros fatores, como a liberação de compostos químicos pelas plantas, podem ser cruciais para presença dos invertebrados associados às macrófitas. Existe diferença na composição química de *E. crassipes* e *S. auriculata* que podem atrair ou repelir táxons de invertebrados relacionados que buscam alimento além de refúgio. O conteúdo de polifenóis armazenados em tecidos de plantas aquáticas é um fator na redução da predação por herbívoros (LODGE, 1991; NACHTRIEB *et al.* 2011), na *Eichhornia* sp. são registrados valores mais elevados deste composto orgânico, quando comparados às do gênero *Salvinia* sp. o que pode explicar o número baixo de herbívoros presentes nas partes submersas das macrófitas em relação a outros hábitos alimentares.

O tempo de decomposição das espécies vegetais também pode interferir direta e/ou indiretamente na densidade de macroinvertebrados que irão colonizá-las (SILVA *et al.* 2011; SILVEIRA *et al.* 2016), pois a decomposição da matéria orgânica vegetal irá fornecer alimento direto para os organismos colonizadores. Os detritos de decomposição liberados fornecem recursos alimentares para a cadeia detritívora. Durante o processo de degradação, ocorre uma redução imediata nas quantidades de polifenóis armazenados nos tecidos da *E. azurea* e a matéria vegetal restante torna-se mais palatável para os invertebrados (STRIPARI; HENRY, 2002). Porém, para se ter mais conhecimento a respeito do tempo de decomposição das macrófitas, é necessário analisar os diferentes compostos químicos em suas estruturas, as características da água, e microrganismos decompositores.

O possível efeito alelopático pode ocasionar uma diminuição na competição por recursos entre *E. crassipes* e outras espécies vegetais aquáticas e algas. Esta espécie, foi a terceira mais abundante no somatório de todas as coletas realizadas nesta pesquisa, juntamente com a espécie *E. azurea*.

Salvinia auriculata foi a terceira espécie de macrófita flutuante mais encontrada no local da pesquisa. Quanto à riqueza de invertebrados associados à parte submersa, também apresentou o terceiro maior número. Apesar de apresentar um sistema radicular menor do que

as espécies do gênero *Eichhornia* sp., *S. auriculata* possui um teor de oxigênio relativamente alto e proporciona uma maior penetração de luz, fatores que podem suportar uma maior biomassa de perifiton que serve de alimento para os invertebrados (FERNANDES *et al.* 2015).

Pistia stratiotes, conhecida vulgarmente como alface-d'água, pertence à família Araceae e é encontrada em quase todas as regiões tropicais e subtropicais (DOLABELA, 2015). Seu sistema raiz-caulinar é ramificado e bem desenvolvido, característica que oferece condições de sobrevivência para a fauna aquática, por proporcionar abrigo, refúgio contra predadores, diversificação de alimentos e local de oviposição (TRIVINHO-STRIXINO *et al.* 1997). Apesar desta espécie ter capacidade de rápida multiplicação vegetativa, sua taxa de abundância foi baixa e nenhum representante foi encontrado na segunda coleta desta pesquisa. No entanto, em relação à interação com invertebrados, apresentou a terceira maior abundância, ficando atrás apenas das macrófitas do gênero *Eichhornia* sp.

4.2 Variação temporal na interação macrófita-invertebrado

Os resultados do presente estudo demonstram que as interações macrófitas – invertebrados aquáticos são complexas, ou seja, compostas por vários táxons. Além disso, verificou-se que essas interações variam ao longo do tempo por meio da variação da abundância e riqueza dos táxons envolvidos nas interações. As interações principalmente com táxons de artrópodes tendem a ser complexas devido a sua grande abundância de indivíduos e riqueza de espécies. Arthropoda é o filo com maior riqueza de espécies e abundância de organismos existentes, sendo eles onipresentes em todos os ambientes, estabelecendo diversos tipos de interações ecológicas (HICKMAN, 2016).

Embora Arthropoda tenha sido o filo mais representativo em abundância e riqueza de invertebrados neste estudo, indivíduos da família Mytilidae do filo Mollusca foram os mais abundantes em cinco das seis coletas realizadas. Acredita-se que a maioria desses organismos sejam da espécie *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), conhecido como mexilhão dourado, que provavelmente tenha sido introduzido através de água de lastro de navios oriundos da Coreia e de Hong Kong (DARRIGRAN; PASTORINO, 1995) sendo uma espécie invasora reconhecida como uma grande ameaça para a biodiversidade em represas (CLAVERO; GARCIA-BERTHOU, 2005). O mexilhão dourado estabeleceu mais interações com *E. crassipes* que é uma espécie popularmente conhecida por possuir uma grande capacidade invasora (LU *et al.*

2007). Esta espécie já invadiu ecossistemas em todos os continentes e é capaz de impactar a comunidade nativa presente sob elas reduzindo a disponibilidade de nutrientes, oxigênio e luz para espécies nativas da comunidade (JANSE; VAN PUIJENBROEK, 1998).

Os táxons de invertebrados encontrados em maior abundância, Ostracoda e Mytilidae, são organismos filtradores e se associam às raízes das macrófitas devido ao maior acúmulo de matéria orgânica nesses locais. A sua interação com as macrófitas pode ser considerada mutualística, pois acabam diminuindo a turbidez da água, fazendo com que os raios solares penetrem mais no ambiente aquático aumentando a produção primária pela fotossíntese nas raízes e eventuais caules submersos. Para os Ostracoda a proximidade de vegetação aquática é sinônimo tanto de abrigo quanto de alimento. Matsuda *et al.* (2015) também encontraram diferença na abundância de ostrácodes de acordo com a espécie de macrófita, por exemplo, entre *E. crassipes* (com maior complexidade estrutural) e *E. azurea* (menor complexidade).

Higuti *et al.* (2010) investigando a associação de Ostracoda com as macrófitas *E. azurea*, *E. crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia* sp., também verificaram que entre as diferentes espécies de plantas aquáticas, a fauna mais rica e abundante foi registrada junto ao sistema radicular de *E. crassipes*.

Além dos organismos filtradores, que foram os mais abundantes na rede macrófitas-invertebrados aquáticos, também foram observados organismos com outros hábitos alimentares neste estudo, como os predadores. Segundo Heino (2000), a elevada diversidade de grupos predadores pode ser atribuída à alta complexidade estrutural do habitat gerada pela presença de plantas aquáticas, as quais conferem abrigo, refúgio e alimento para inúmeros invertebrados aquáticos. Segundo esse mesmo autor, a abundância e riqueza de táxons está correlacionada com a quantidade de vegetação, resultando desta forma, em um provimento maior de presas aos predadores invertebrados. Ou seja, a alta densidade de herbívoros pode interferir na presença de predadores. Entretanto, são necessários estudos mais aprofundados para a comprovação do mesmo no sistema avaliado neste estudo.

A existência de relação entre abundância de indivíduos e riqueza de táxons de invertebrados e a porção submersa das macrófitas pode estar relacionada ao espaço que elas oferecem para nidificação desses invertebrados. Albertoni *et al.* (2006) afirmam que a biomassa e densidade das macrófitas aquáticas influenciam diretamente na densidade e composição da comunidade de invertebrados associados, pois, segundo Friday (1987) há uma relação direta entre quantidade e riqueza de macrófitas aquáticas e a fauna associada. Portanto, tal relação deve ser investigada para constatar como ocorre essa relação e quais os fatores envolvidos numa

possível preferência dos invertebrados por um determinado nicho com macrófitas que tenham maiores ou menores raízes.

As extensas raízes fasciculadas de *E. azurea* podem promover uma grande retenção de matéria orgânica particulada e acúmulo de detritos, que favorece a presença de invertebrados coletores (TRIVINHO-STRIXINO *et al.* 2000), porém o número de indivíduos coletores foi baixo. Esses invertebrados servem de alimento para predadores, que foi mais frequente e abundante em relação aos coletores. A baixa frequência e abundância de indivíduos coletores pode estar relacionada com a presença numerosa de predadores ou a baixa disponibilidade de matéria orgânica no local.

A variação temporal da interação macrófitas-invertebrados aquáticos foi demonstrada neste estudo por meio da variação na abundância de indivíduos, riqueza de táxons de invertebrados e na alteração interna na estrutura da rede, com variação nos valores das métricas entre as coletas realizadas. Variações temporais são inerentes às interações ecológicas, pois estão diretamente relacionadas à história natural dos organismos. Algumas espécies de invertebrados aquáticos possuem ciclo de vida com alternância de ambiente aquático para o terrestre. Essas alternâncias podem fazer com que o tamanho das populações varie entre ambientes ao longo do tempo, refletindo nas interações com a porção submersa das macrófitas. As alterações decorrentes dessas alternâncias podem influenciar nas populações de organismos, que vivem somente no ambiente aquático. Além disso, o ciclo de vida desses organismos totalmente aquáticos, também podem alterar o seu comportamento, fazendo que eles se desprendam das raízes e se tornem bentônicos. Com a diversidade encontrada neste estudo, inúmeros cenários poderiam ser descritos para justificar a variação temporal. Entretanto, para que se tenha conclusões precisas, seria necessário conhecer as espécies desses grupos e também a história de vida. A história de vida pode ser definida a partir de estudos observacionais dos organismos em seu ambiente. Ela estabelece as conexões entre espécies, habitats e ecossistemas, bem como os fatores abióticos e bióticos (BARROWS, MURPHY-MARISCAL, HERNANDEZ, 2016).

Os resultados relacionados à conectância mediana encontrados neste estudo, devem-se à grande quantidade de táxons de invertebrados encontrados na porção submersa das macrófitas. Segundo Jordano, Bascompte e Olesen (2003), a conectância diminui com o aumento de táxons na rede, diminuindo as chances de as interações serem estabelecidas. Com isso, redes muito grandes tendem a ter conectância mais baixa. Embora a conectância tenha

variado entre as coletas neste estudo, sempre foram evidenciados valores medianos corroborando outros estudos (POISOT; GRAVEL, 2014) que também avaliaram redes grandes.

Nesse estudo, embora tenha-se observado quatro a cinco módulos nas redes, a modularidade não foi significativa. Esse resultado significa que a rede não possui módulos bem estabelecidos e a conexão entre as espécies dos módulos, embora sejam mais evidentes, não são tão mais fortes (em quantidade), que as demais interações. Esse fato reforça o padrão generalista desse tipo de interação macrófita-invertebrados.

O padrão generalista observado nas redes e o grau de aninhamento, embora baixo e significativo, é um indicativo de que as interações são robustas em relação à perda de espécies. Isso porque espécies com muitas conexões dão suporte às espécies com menos interações, as quais estão conectadas àquelas com muitas interações. Esse padrão é conhecido por aninhado (BASCOMPTE; JORDANO; OLESEN, 2006).

5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstra a complexidade das interações macrófitas-invertebrados, a existência de variação dessa interação entre as espécies de macrófitas e ao longo do tempo. A variação da interação entre as macrófitas foi evidenciada por meio da diferença na abundância de indivíduos e riqueza de táxons de invertebrados entre as espécies e na relação, mesmo que fraca, entre a riqueza de táxons de invertebrados e a massa da parte submersa das macrófitas. A variação temporal foi demonstrada por meio da diferença na abundância de indivíduos de invertebrados e de macrófitas e da riqueza de táxons de invertebrados associados às macrófitas entre as coletas. A variação temporal da interação também foi mostrada por meio da composição das redes de interação. Esses resultados são relevantes para o entendimento da estrutura e variação das interações ecológicas em rios/lagos. É o primeiro estudo que verifica essas interações a nível de comunidade e utilizando a metodologia de redes complexas.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Braz. J. biol.**, São Paulo, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008. DOI 10.1590/S1519-69842008000500019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>. Acesso em: 4 mai. 2020.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JULIO, JR. H. F. Relações entre macrófitas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 261-279.
- AGUIAR, F. C. *et al.* Effects of a large irrigation reservoir on aquatic and riparian plants: a history of survival and loss. **Water**, [S.I.] v. 11, 2019. DOI 10.3390/w11112379.
- ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas flutuantes em canais urbanos de escoamento pluvial (Balneário Cassino, Rio Grande, RS). **Neotrop Biol Conserv**, Bulgária, v.1, n. 2, p. 90-100, 2006. Disponível em: <http://repositorio.furg.br/handle/1/75>. Acesso em: 4 mai 2020.
- BARROWS, C. W.; MURPHY-MARISCAL, M. L.; HERNANDEZ, R. R. At a crossroads: the nature of natural history in the twenty-first century. **BioScience**, Oxford, v. 66, n. 7, p. 592-599, 2016. DOI 10.1093/biosci/biw043. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/biosci/biw043>. Acesso em: 4 mai. 2020.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; OLESEN, J. M. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. **Science**, [S.I.]. v. 312, p. 431-433, 2006. DOI 10.1126/science.1123412. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/7152365_Bascomppte_J_Jordano_P_Olesen_J_M_Asymmetric_coevolutionary_networks_facilitate_biodiversity_maintenance_Science_312_431-433. Acesso em: 7 jan. 2022.
- BATISTA-SILVA, V. F. *et al.* Invertebrates associated to *Eichhornea azurea* Kunth in a lagoon of the Upper Paraná River: composition, community attributes and influence of abiotic factors. **Acta Limnol Bras**, Rio Claro, v. 23, p. 376-385, 2011. DOI 10.1590/S2179-975X2012005000016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000016>. Acesso em: 5 mai. 2020.
- BATURINA, M. *et al.* O. The fauna of aquatic invertebrates in the river impacted by wastewaters from the pulp and paper industry (Komi Republic). **Biodiversity Data J**, Bulgária, v. 9, n. 75362, 2021. DOI 10.3897/BDJ.9.e75362. Disponível em: <https://bdj.pensoft.net/article/75362/>. Acesso em: 8 jan. 2022.
- BAZZANTI, M.; COCCIA, C.; DOWGIALLO, MG. Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: taxonomic and functional analyses. **Limnologica**, Berlim. v. 40, p. 291-299, 2010. DOI 10.1016/j.limno.2009.10.006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.006>. Acesso em: 8 nov. 2021.

- BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, Palo Alto, v. 8, p. 255-283, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.08.110177.001351>. Acesso em: 15 mai. 2020.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4.ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 740 p.
- BEYRUTH, Z.; DOS SANTOS LIMA PEREIRA, H. A. The isolation of Rio Grande from Billings reservoir, São Paulo, Brazil: effects on the phytoplankton. **Bol. Inst. Pesca**, Sao Paulo v. 28, p. 111-123, 2002.
- BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to Cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 424 p. 51-65, 2000. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1003944726346>. Acesso em 15 mai. 2020.
- BLÜTHGEN, N., MENZEL, F.; BLÜTHGEN, N. Measuring specialization in species interaction networks. **BMC Ecology**, v. 6, 2006. DOI: 10.1186/1472-6785-6-9. Disponível em: <http://www.biomedcentral.com/1472-6785/6/9>. Acesso em: 16 abr. 2020.
- CALLISTO, M. *et al.* Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil). **Braz. J. biol**, São Paulo, v. 65, p. 229-240, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000200006>. Acesso em: 4 mai. 2020.
- CALLISTO, M. *et al.* Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brasil. **Braz. J. biol**, São Paulo, v. 64, n. 2, p. 743-755, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000500003>. Acesso em 4 mai. 2020.
- CAVARZERE, V. *et al.* Ações de extensão e pesquisa realizadas na Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, Estado do Paraná, Brasil. **Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent.** João Pessoa, v. 7, n. 16, p. 589-604, 2020. DOI: 10.21438/rbgas(2020)071609
- CECILIO, E. B. *et al.* Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Rev. Bras. Zool**, São Paulo, v. 14, p. 1-14, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-81751997000100001>. Acesso em 6 jun. 2020.
- CLAVERO, M.; GARCIA-BERTHOU, E. Espécies invasoras são uma das principais causas de extinção de animais. **Tendências Ecol Evol**, [S.I.] v. 20, p. 110-119, 2005. DOI: 10.1016/j.tree.2005.01.003. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.01.003>. Acesso em 6 jun. 2020.
- COETZEE, J. A.; JONES, R. W.; HILL, M. P. Water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae), reduces benthic macroinvertebrates diversity in a protected subtropical lake in South Africa. **Biodivers. Conserv.** Londres, v. 23, p. 1319-1330, 2014. DOI: 10.1007/s10531-014-0667-9
- DÁTTILO, W. *et al.* Soil and vegetation features determine the nested pattern of ant-plant networks in a tropical rainforest. **Ecol Entomol**, Oxford, v. 38, p. 374-380, 2013. DOI

10.1111/een.12029. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/een.12029>. Acesso em: 5 jul. 2021.

DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. The recent introduction of a freshwater Asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. **Veliger**, Santa Bárbara, v. 38, n. 2, p. 171-175, 1995.

DE OLIVEIRA, L. S. *et al.* Bancos de macrófitas aquáticas como locais de desenvolvimento das fases iniciais de peixes em várzea do Baixo Amazonas. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 3, p. 644-660, 2020. DOI 10.4257/OECO.2020.2403.09. Disponível em: <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2403.09>. Acesso em: 5 jul. 2020.

DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, H. M. Insect-Plant Interactions: New Pathways to a Better Comprehension of Ecological Communities in Neotropical Savannas. **Neotrop Entomol**, Londrina, v. 38, p. 159-164, 2009. DOI 10.1590/s1519-566x2009000200001. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ne/a/VTbxSt7yNNJFcmtMQHZfDrQ/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 5 jul. 2021.

DÍAZ-CASTELAZO, C. *et al.* Changes of a mutualistic network over time: reanalysis over a 10-year period. **Ecology**, Ithaca, v. 91, p. 793-801, 2010. DOI 10.1890/08-1883.1. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/002264866>. Acesso em: 5 jun. 2021.

DOLABELA, M. F. Uma revisão bibliográfica sobre Araceae com foco nos gêneros *Pistia*, *Philodendron* e *Montrichardia*: aspectos botânicos, fitoquímicos e atividades biológicas. **Ver. Fitos Eletr**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 2, p. 79-93, 2015. DOI 10.5935/1808-9569.20130006.

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: Sistemática y Biología**. 1.ed. Tucumán: Fund. Miguel Lillo, p. 659, 2009.

DORMANN, C. F.; STRAUSS, R. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. **Methods Ecol. Evol.**, v. 5, p. 90-98, 2014.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**, Rio de Janeiro: Interciência, 3.ed. 2011.

FERNANDES, U. L.; OLIVEIRA, E. C. C. D.; LACERDA, S. R. Role of macrophyte life forms in driving periphytic microalgal assemblages in a Brazilian reservoir. **J. Limnol. Pallanza**, v. 75, n. 1, 2015. DOI 10.4081/JLIMNOL.2015.1071, Disponível em: <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2015.1071>

FERREIRO, N. *et al.* Efeitos da heterogeneidade de macrófitas e disponibilidade de alimento em parâmetros estruturais da comunidade de macroinvertebrados em um riacho pampeano. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 664, p. 199-211, 2011.

FONSECA, C. R.; JOHN, J. L. Connectance: a role for community allometry. **Oikos**, [S.I.]v. 77, n. 2, p. 353-358, 1996. DOI 10.2307/3546077. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3546077>. Acesso em: 5 mai 2020.

- HAGEN, M. *et al.* Biodiversity, Species Interactions and Ecological Networks in a Fragmented World. **Elsevier Ltd.** Oxford, v. 46, n. 1, p. 91-181, 2012. DOI 10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2>. Acesso em: 5 jun. 2021.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. 1^a.ed. Manaus: Editora do INPA. p. 349-376, 2014.
- HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório. **Interciência**, Caracas, v. 23, n. 5, p. 299-305, 1998.
- HEINO, J. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 418, p. 229–242, 2000. DOI 10.1023/A:1003969217686
- HENRY, R. **Ecologia dos reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Fapesp fund bio, 1999, p. 800.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidades de uso de suas biomassas. **Naturalia**, São Paulo, v. 25, p. 111-125, 2000.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) 69 utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, p. 519-526, 2002.
- HENRY-SILVA, G. G. *et al.* Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 13, p. 11-17, 2001.
- HICKMAN, C. *et al.* **Princípios Integrados de Zoologia**. 16.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2016.
- HIGUTI, J.; DECLERCK, S. A. J.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; MARTENS, K. Variation in ostracod (Crustacea, Ostracoda) communities in the alluvial valley of the upper Paraná River (Brazil) in relation to substrate. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 644, p. 261-278, 2010. DOI 10.1007/s10750-010-0122-1. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0122-1>. Acesso em: 10 mai. 2020.
- HUMPHRIES, P. Aquatic macrophytes, macroinvertebrate associations and water levels in a lowland Tasmanian river. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 321, p. 219-233, 1996. DOI 10.1007/BF00143752. Acesso em: 10 mai. 2020.
- FRIDAY, L. E. The diversity of macro invertebrate and macrophyte communities in ponds. **Freshw Biol**, Oxford, v. 18, p. 87–104, 1987. DOI 10.1111/j.1365-2427.1987.tb01297.x. Acesso em: 11 mai. 2020.
- IRGANG, B. E.; GASTAL, JR. C. V. S. **Plantas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul**. 1.ed. Porto Alegre: edição dos autores, p. 290, 1996.

JELLYMAN, P.G.; HARDING, J.S. The role of dams in altering fresh water fish communities in New Zealand. **N Z J Mar Freshwater Res**, Nova Zelândia, v. 46, p. 475-189, 2012. DOI 10.1080/00288330.2012.708664.

JORDANO, P.; BASCOMPTE, J.; OLESEN, J. Invariant properties in coevolutionary networks of plant–animal interactions. **Ecol Lett**, Oxford, v. 6, p. 69-81, 2003. DOI 10.1126/science.1123412

KLIVER, S. M. Plano de manejo Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena ARIE-SH Refúgio Biológico Santa Helena RBSH. **Natural Engenharia Ambiental**, Santa Helena, 2010.

KRAJENBRINK, H. J.; ACREMAN, M.; DUNBAR, M. J.; HANNAH, D. M.; LAIZÉ, C. L. R.; WOOD, P. J. Macroinvertebrate community responses to river impoundment at multiple spatial scales. **Sci. Total Environ**. v. 650, p. 2648–2656, 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.09.264

LANGE, D.; DEL-CLARO, K. Ant-plant interaction in a tropical savanna: may the network structure vary over time and influence on the outcomes of associations? **PLoS One**, São Francisco, v. 9, 2014. DOI 10.1371/journal.pone.0105574. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105574>. Acesso em: 5 jul, 2021.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos: Rima Artes e Textos. p. 531, 2000.

LIMONT, M. O papel da Rede Gestora no planejamento do Corredor de Biodiversidade do Rio Paraná. Curitiba. 2014.

LODGE, D. M. Herbivory on freshwater macrophytes. **Aquatic Botany**, Amsterdã, v. 41, p. 195- 224, 1991. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90044-6](https://doi.org/10.1016/0304-3770(91)90044-6)

LOPES, T. J.; XAVIER, M. F.; QUADRI, M. G. N.; QUADRI, M. B. Antocianinas: uma breve revisão das características estruturais e da estabilidade. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 13, p. 291-297. 2007. DOI 10.18539/CAST.V13I3.1375

LU, J. *et al.* Water Hyacinth in China: A Sustainability Science-Based Management Framework. **Environ Manage**, Denver, v. 40, p. 823–830, 2007. DOI 10.1007/s00267-007-9003-4.

MAGALHÃES, C. Diversity, distribution, and habitats of the macro-invertebrate fauna of the Río Paraguay and Río Apa, Paraguay, with emphasis on Decapod Crustaceans. **RAP Bulletin of Biological Assessment**, [S.I.] v. 19, p. 68-72, 2001.

MARCHESE, M.; ESCURRA DE DRAGO, I. Bentos como Indicadores de Condiciones Tróficas del Río Paraná Médio. In: TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T.; GALLI, C. S. (Eds.). Eutrofização na América do Sul: Causas, Consequências e Tecnologias de Gerenciamento e Controle, p. 339-362, 2006

MARCON, T. R. *et al.* T. Guia ilustrado de Leguminosae Juss. Arbóreas do Corredor de Biodiversidade Santa Maria – PR. **Biota Neotrop**, São Paulo, v. 13, p. 350-373, 2010. DOI 10.1590/S1676-06032013000300035

MARÇO, P. H.; POPPI, R. J.; SCARMINIO, I. S. Procedimentos analíticos para identificação de antocianinas presentes em extratos naturais. **Quím Nova**, São Paulo, v. 31, p. 1218-1223.

2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000500051>. Acesso em: 22 jul 2021.

MARTINS, A. T. Diquat no manejo de aguapé *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms e seu impacto sobre fatores limnológicos. (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2009.

MASIFWA, W. F.; TWONGO, T.; DENNY, P. The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern lake Victoria, Uganda. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 452, p. 79-88, 2001. DOI 10.1023/A:1011923926911

MATSUDA, J. T. *et al.* Association of body size and behavior of freshwater ostracods (Crustacea, Ostracoda) with aquatic macrophytes. **Aquat Ecol**, Dordrecht, v. 49, p. 321– 331, 2015. DOI 10.1007/s10452-015-9527-2.

MCGILL, B. J. *et al.* Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. **Ecol Lett**, Oxford, v. 10, p. 995–101, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01094.x>. Acesso em: 22 jul. 2021.

MOR, J. R. *et al.* Dam regulation and riverine food-web structure in a Mediterranean river. **Sci. Total Environ**. Amsterdã, v. 625, p. 301–310, 2018. DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.12.296. Acesso em: 22 jul. 2021.

MORMUL, R. P. *et al.* Aquatic macrophytes in large sub-tropical reservoir (Itaipu). **Braz J Biol**, São Carlos, v. 58, p. 1437-1452, 2010. DOI 10.15517/rbt.v58i4.5422.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. 3.ed. Rio de Janeiro: Technical Books. 2010.

NACHTRIEB, J. G.; GRODOWITZ, M. J.; SMART, R. M. Impact of invertebrates on three aquatic macrophytes: American pondweed, Illinois pondweed, and Mexican water lily. **J Aquat Plant Manag**, Washington, v. 49, p. 32-36, 2011.

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2.ed. Rima, 2006.

NUNES, P. R. A. *et al.* Aquatic insects bioindicators. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 37, n. 2, p. 230-240, 2015. DOI 10.5902/2179460X14845. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460X14845>. Acesso em: 5 jul. 2021.

OHTAKA, A. *et al.* Composição de invertebrados aquáticos associados com macrófitas no Lago Tonle Sap, Camboja. **Limnology**, Tokyo, v. 12, p. 137-144, 2011.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. **J Fish Aquat Sci**, Faisalabad, v. 62, p. 714-724, 2005. DOI 10.1139/F05-015.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Front Life Sci**, Abingdon, v. 9, p. 110-118, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>. Acesso em: 3 dez. 2021.

POISOT, T.; GRAVEL, D. When is an ecological network complex? Connectance drives degree distribution and emerging network properties. **PeerJ**, v. 2, n. 251, 2014. DOI 10.7287/peerj.preprints.50v4. Disponível em: <https://peerj.com/articles/251/>. Acesso em: 3 dez. 2021.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. 1º ed. Brasília, DF: Ed EMBRAPA, p. 404, 2000.

R Core Team R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Version 4.0. 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 8 jan. 2021.

RESH, V. H.; MYERS, M.; HANNAFORD, M. J. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality, In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). **Methods in Stream Ecology**. Academic Press, San Diego. p. 647-667, 1996.

RIBEIRO-FILHO, R. A. *et al.* Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. **Braz J Biol**, São Carlos, v. 71, p. 889-902, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000500010>. Acesso em: 12 fev. 2021.

RICO-GRAY, V. *et al.* Abiotic factors shape temporal variation in the structure of an ant-plant network. **Arthropod Plan Interact**, Dordrecht, v. 6, p. 289-295, 2012. DOI 10.1007/s11829-011-9170-3.

ROCHA, C. M. C. *et al.* Aquatic macrophytes and trophic interactions: a scientometric analyses and research perspectives. **Braz J Biol**, São Carlos, v. 79, p. 617-624, 2018. DOI 10.1590/1519-6984.185505. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.185505>. Acesso em: 3 dez. 2020.

SANTOS, C. P. Avaliação da densidade e crescimento populacional do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em suas diferentes fases de vida no lago Guaíba, município de Porto Alegre, RS, como subsídios ao controle do bivalve invasor- Dissertação de Mestrado- Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

SCHEFFER, M. *et al.* Floating plant dominance as a stable state. **Proc Natl Acad Sci**, Washington, v. 100, p. 4040–4045, 2003. DOI 10.1073/pnas.0737918100

SHEPHERD, S.; DEBINSKI, D. M. Evaluation of isolated and integrated prairie reconstructions as habitat for prairie butterflies. **Biol Cons**, [S.I.]v. 126, p. 51–61, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.021>. Acesso em: 11 mai. 2021.

STRIPARI, NL.; HENRY, R. Colonização de invertebrados durante a decomposição de *Eichhornia azurea* Kunth em um lago lateral na zona da foz do rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil). **Braz J Biol**, São Carlos, v. 62, n. 2, p. 293-310, 2002. DOI 10.1590/ S1519-69842002000200014.

SILVA, D. S.; CUNHA-SANTINO, M. B. DA; MARQUES. E. E. Decomposição e dinâmica de liberação de nitrogênio e fósforo de frações vegetais de *Salvinia auriculata* Aubl. em um reservatório da Amazônia legal. **Acta Sci Biol Sci**. Maringá, v. 33, p. 21-29, 2011. DOI 10.4025/ACTASCIBIOLSCI.V33I1.5630.

SILVA, R.S. Influência da temperatura e de cargas de nutrientes no crescimento da macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms cultivada em água enriquecida artificialmente. 31f. (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

SILVA, C. V.; HENRY, R. Aquatic macroinvertebrate assemblages associated with two floating macrophyte species of contrasting root systems in a tropical wetland. **Limnology**, Tokyo, v. 21, p. 107–118, 2020. DOI 10.1007/s10201-019-00588-w

SILVEIRA, L. S.; MARTINS, R. T.; ALVES, R. G. Invertebrate Colonization During Leaf Decomposition of *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth (Commelinales: Pontederiaceae) and *Salvinia auriculata* Aubl. (Salvinales: Salviniaceae) in a Neotropical Lentic System. **Entomo Brasilis**, Vassouras, v. 9, p. 10-17, 2016.

TANIGUCHI, H.; NAKANO, S.; TOKESHI, M. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 718-728, 2003. DOI 10.1046/J.1365-2427.2003.01047.X.

THOMAZ, S. M.; CUNHA, E. R. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.22, p. 218-236, 2010.

THOMAZ, S. M.; DIBLLE, E. D.; EVANGELISTA, L. R.; HIGUTI, J.; BINI, L. M. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshw Biol**, Oxford, v. 53, p. 358-367, 2008. DOI 10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01898.x>. Acesso em: 3 dez. 2020.

THOMAZ, S. M.; MORMUL, R. P.; MICHELAN, T. S. Propagule pressure, invasibility of freshwater ecosystems by macrophytes and their ecological impacts: a review of tropical freshwater ecosystems. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 746, p. 39-59, 2015. Acesso em: 3 dez. 2020.

THOMAZ, S. M.; SOUZA, D. C.; BINI, L. M. Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the influence of limnology and morphometry. **Hydrobiologia**, [S.I.] v. 505, p. 119-128, 2003. DOI 10.1023/B:HYDR.0000007300.78143.e1. Acesso em: 3 dez. 2020.

THORP, J. H.; ROGERS, D. C. **A Primer on Ecological Relationships among Freshwater Invertebrates**. Field Guide to Freshwater Invertebrates of North America, p. 37–46, 2011. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123814265000041>. Acesso em: 3 dez. 2020.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados a *Pontederia lanceolata* Nuttall. **Braz J Biol**, São Carlos, v. 53, p. 103-111, 1991.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; GESSNER, F. A.; CORREIA, L. 1997. Macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas das lagoas marginais da estação ecológica de Jataí (Luiz Antônio-SP). **Anais do Seminário Regional de Ecologia**, v. 8, p. 1189-1198.

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos Insetos: Tradução da 7a edição de Borror and Delong's introduction to the study of insects**. 2.ed. São Paulo: Cengage Learning. p. 761, 2015.

TUNDISI, J. G. Theoretical basis for reservoir management. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 25, p. 1153-1156, 1993.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

YOSHIDA, K.; MORI, M.; KONDO, Blue Flower Color Development by Anthocyanins: From Chemical Structure to Cell Physiology. **J Cheminform**, Londres, v. 26, p. 857-964, 2009. DOI 10.1002/CHIN.200944264.

Capítulo 2: Método adicional de coleta de invertebrados para estudos de biomonitoramento da qualidade da água

1 INTRODUÇÃO

Os bioindicadores aquáticos são parâmetros biológicos que podem ser espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas, cujas características morfológicas, presença, distribuição e abundância, (CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2005) são alterados de acordo com a presença ou variação de algum componente físico ou químico da água. Mudanças na estrutura da comunidade de insetos aquáticos (i.e. aumento na abundância de grupos tolerantes e redução na diversidade de grupos sensíveis) em diferentes escalas de espaço e tempo têm sido utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental permitindo detectar, analisar e avaliar os impactos nos ecossistemas aquáticos (RESH; MYERS; HANNAFORD, 1996; MARCHESE; ESCURRA, 2006).

A utilização de invertebrados aquáticos como bioindicadores é considerada mais vantajosa em relação aos métodos tradicionais (análises físicas e químicas da água), uma vez que eles expressam as condições ecológicas dos ecossistemas aquáticos que habitam (HEPP; RESTELLO, 2007). São considerados bons bioindicadores, pois são organismos comuns e abundantes em todos os sistemas aquáticos; facilmente amostrados devido à sua natureza sedentária, pois vivem de semanas a alguns meses no sedimento, são bastante sensíveis a modificações em seu habitat possuem ciclo de vida longa, são de fácil visualização e identificação, são sensíveis a contaminantes não detectáveis por metodologias físico-químicas e o estudo não requer equipamentos sofisticados e caros (MERRITT; CUMMINS, 1996; MARQUES; BARBOSA, 1997; JUNQUEIRA *et al.* 2000; KUHLMANN *et al.* 2001; FIGUEROA *et al.* 2003; BUSS *et al.* 2003).

Grupos de invertebrados são potencialmente indicadores são representados pelos Filos: Platyhelminthes, Annelida, Mollusca e Arthropoda (PAULA, 2008). Larvas de Chironomidae e outros Diptera e grande parte de oligoquetos, são invertebrados aquáticos resistentes à poluição, podendo viver em condições com pouco oxigênio dissolvido e até mesmo se beneficiar do excesso de matéria orgânica. Táxons sensíveis à poluição, são representados principalmente pelas ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, que necessitam de altas concentrações de oxigênio dissolvido na água, deixando de existir em ambientes com pouco ou grande impacto (GOULART; CALLISTO, 2010). Outros organismos considerados tolerantes

às mudanças ambientais são das ordens Coleoptera e Odonata e que são abundantes nos ambientes aquáticos.

O uso formal de invertebrados como indicadores da qualidade de ecossistemas aquáticos começou no início do século XX, desde então vários métodos foram desenvolvidos (CAIRNS; PRATT, 1993). Pesquisas recentes sobre o procedimento de coleta de amostras em campo e o material utilizado mostram o quanto dependem da natureza do corpo hídrico estudado. O método de coleta utilizada em riachos é diferente daquela de rios, visto que as condições hidrológicas são diversas, as variações sazonais influenciam a estrutura da comunidade. A incorporação dos bioindicadores nos programas de vigilância e controle da contaminação ambiental do meio aquático proporciona um conhecimento mais preciso da qualidade ambiental.

Ramirez (2010) em seu trabalho descreve vários métodos utilizados em coleta de invertebrados em regiões de alto mar, rios e córregos, como o amostrador do tipo Surber, rede entomológica de mão e rede do tipo D que são considerados comuns para estudos de biomonitoramento. Entretanto, nenhum desses métodos utiliza a coleta de raízes ou partes submersas de macrófitas para verificar a existência de bioindicadores.

Desse modo, o presente capítulo teve como objetivo principal verificar se a porção submersa de macrófitas flutuantes possuem insetos bioindicadores da qualidade de água, principalmente de três ordens, Trichoptera, Plecoptera e Ephemeroptera. Sendo assim, propor um método adicional de coleta de invertebrados aquáticos para estudos de biomonitoramento como instrumento de avaliação ambiental, principalmente de ecossistemas lênticos, como lagos represados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no Lago de Itaipu às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, no extremo oeste do estado do Paraná (24°51'37" S; 54°19'58" O). Localizada ao noroeste do município de Santa Helena, a ARIE-SH é uma Unidade de Conservação Municipal constituída em uma ilha artificial com uma área de 1.482,05 ha isolados do continente por um canal deliberadamente escavado, dentro do Lago de Itaipu e pertencente

à empresa Itaipu Binacional. Esta área é considerada prioritária para conservação pelo Ministério do Meio Ambiente, pois é integrante do Corredor de Biodiversidade Iguaçu-Paraná entre o Parque Nacional do Iguaçu e o Parque Nacional de Ilha Grande, os quais são importantes Unidades de Conservação de Proteção Integral que integram o Programa Paraná Biodiversidade (LIMONT, 2014).

O clima da região onde se insere a ARIE-SH, segundo classificação de Köppen, é Subtropical Úmido e Mesotérmico com temperatura média anual é de 22° C com máximas e mínimas que chegam aos 40° C e -2° C, respectivamente, e precipitação anual média de 1.650 mm., sendo dezembro e janeiro os meses que apresentam as maiores precipitações médias (150 e 175 mm, respectivamente), e julho e agosto, as menores (75 e 100 mm, respectivamente) (KLIVER, 2010). Inserida na Mata Atlântica, a composição vegetal predominante atualmente é de uma área reflorestada com espécies nativas e exóticas (CAVARZERE *et al.* 2020).

2.2 Coleta de dados

As coletas das macrófitas foram realizadas em novembro e dezembro de 2016 (Coleta 1), abril de 2017 (Coleta 2), junho de 2017 (Coleta 3), setembro de 2017 (Coleta 4) e dezembro de 2017 (Coleta 5) e abril de 2018 (Coleta 6). As coletas foram feitas em 10 pontos no Lago de Itaipu, sendo cinco na margem interna (em direção ao continente) e cinco na margem externa (canal principal do Lago) da ARIE-SH, de acordo com a presença de bancos e espécies de macrófitas. A distância entre os pontos foi medida utilizando o navegador Google Earth e foi de no mínimo 300 metros para manter a independência das amostras. Em cada ponto, foi realizada uma identificação botânica *in loco* das macrófitas encontradas e foram coletados dois indivíduos de cada espécie de macrófitas flutuantes.

As macrófitas coletadas foram retiradas da água manualmente e armazenadas individualmente em sacos plásticos, devidamente identificados, para evitar a perda de invertebrados. Em laboratório, as macrófitas foram lavadas em sob peneiras água corrente e os invertebrados retidos foram filtrados em uma malha de 0,5 mm. Em seguida, foram acondicionados em álcool 70% para posteriormente serem quantificados e identificados com o auxílio de um estereomicroscópio, chaves de identificação (Hamada; Nessimian; Querino, 2014, Mugnai; Nessimian; Baptista, 2010, Dominguez; Fernández, 2009) e auxílio de especialistas. Após a retirada dos invertebrados das macrófitas, foi realizada a remoção da

porção submersa das macrófitas, as quais foram secadas em estufa a 60 °C, por cerca de 60 h, e pesadas para obtenção da biomassa.

3 RESULTADOS

No total, foram encontrados em 363 macrófitas com 129.818 indivíduos de invertebrados distribuídos em 85 táxons. As espécies de macrófitas flutuantes encontradas foram *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, (ambas Pontederiaceae), *Salvinia auriculata* Aubl., *Salvinia biloba* Raddi (ambas Salviniaceae), *Pistia stratiotes* L. (Araceae), *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) Heine (Hydrocharitaceae), *Ludwigia helminthorrhiza* (Mart.) H. Hara (Onagraceae) e *Paspalum repens* Berg. (Poaceae). A mais abundante foi *E. azurea*, seguida por *S. auriculata*, *E. crassipes* e *P. repens*. Dos invertebrados, o grupo mais abundante foi Mytilidade. Pleidae, Formicidae, Dipterididae, Psephenidae, Stratiomyidae, Leptophlebiidae táxons de invertebrados foram os menos abundantes.

Dentre os bioindicadores mais utilizados em biomonitoramento foram encontrados Ephemeroptera com 763 indivíduos e Trichoptera com 508 indivíduos no total entre as seis coletas. Eles foram mais frequentes nas coletas 1 e 3, e nas espécies de macrófitas *E. crassipes* e *E. azurea* (Figura 4). A abundância e a frequência relativa de invertebrados encontrados em cada espécie de macrófita estão evidenciadas na tabela 4.

Tabela 6 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de bioindicadores encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, entre as seis coletas. As letras das espécies de macrófitas estão representadas em: EA = *E. azurea*, EC = *E. crassipes*, PS = *P. stratiotes*, SA = *S. auriculata*, PR = *P. repens*, LH = *L. helminthorrhiza*, LL = *L. laevigatum*, SB = *S. biloba*.

(continua)

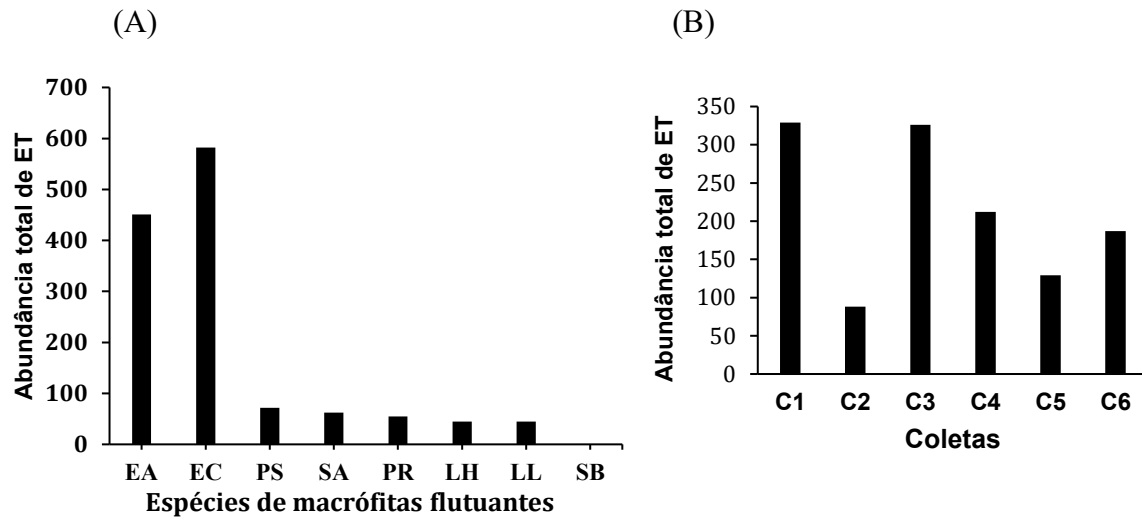
	Mesoveliidae	18	0,023	21	0,08	14	0,186	2	0,048	4	0,197	0	0	3	0,226	0	0
	Aphididae	0	0	0	0	0	0	1	0,024	0	0	0	0	1	0,075	0	0
	Phoridae	0	0	0	0	0	0	1	0,024	1	0,049	0	0	0	0	0	0
	Outras	1	0,001	1	0,004	0	0	0	0	0	0	1	0,01	1	0,075	0	0
Thysanoptera		3	0,004	0	0	1	0,013	1	0,024	4	0,197	0	0	1	0,075	0	0
Orthoptera		1	0,001	4	0,015	1	0,013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hymenoptera	Formicidae	0	0	0	0	1	0,013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Outras	1	0,001	0	0	1	0,013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ostracoda		15651	20,215	8097	30,87	2149	28,535	1812	43,853	989	48,767	535	5,288	659	49,549	41	23,164
Araneae	Salticidae	3	0,004	1	0,004	3	0,04	0	0	2	0,099	1	0,01	0	0	0	0
	Theridiidae	2	0,003	0	0	2	0,027	0	0	2	0,099	0	0	1	0,075	0	0
	Lycosidae	2	0,003	4	0,015	4	0,053	0	0	4	0,197	2	0,02	1	0,075	0	0
Acari		1.122	1,449	248	0,946	317	4,209	204	4,937	22	1,085	59	0,583	53	3,985	13	7,345
Amphipoda	Hyalidae	753	0,973	156	0,595	127	1,686	21	0,508	26	1,282	167	1,651	31	2,331	1	0,565
	Outras	7	0,009	0	0	2	0,027	2	0,048	0	0	0	0	1	0,075	0	0
Decapoda	Palaemonidae	3	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Trichodactylidae	1	0,001	1	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thiaridae	47	0,061	18	0,069	0	0	1	0,024	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lymnaeidae	0	0	2	0,008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Physidae	2.039	2,634	1186	4,522	83	1,102	112	2,711	75	3,698	32	0,316	139	10,451	0	0
	Planorbidae	613	0,792	117	0,446	15	0,199	27	0,653	4	0,197	2	0,02	14	1,053	0	0
	Ampullariidae	12	0,015	6	0,023	0	0	0	0	1	0,049	1	0,01	2	0,15	0	0
	Hydrobiidae	58	0,075	2	0,008	0	0	0	0	4	0,197	0	0	0	0	0	0
	Outros	0	0	8	0,031	1	0,013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Mycetopodidae	31	0,04	0	0	1	0,013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ancylidae	51	0,066	125	0,477	15	0,199	2	0,048	0	0	1	0,01	2	0,15	0	0

Tabela 6 - Abundância de indivíduos e frequência relativa (%) de bioindicadores encontrados associados à porção submersa das macrófitas em bancos às margens da Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena, PR, entre as seis coletas. As letras das espécies de macrófitas estão representadas em: EA = *E. azurea*, EC = *E. crassipes*, PS = *P. stratiotes*, SA = *S. auriculata*, PR = *P. repens*, LH = *L. helminthorrhiza*, LL = *L. laevigatum*, SB = *S. biloba*.

																	(conclusão)
Mytiloida	Mytilidae	54.700	70,65	14.812	56,472	3.474	46,129	1.678	40,61	732	36,095	8.965	88,613	139	10,451	107	60,452
	Outros	1	0,001	1	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Glossiphoniidae	1	0,006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	<i>Pristina</i> sp	445	0,075	82	0,313	1	0,013	13	0,315	0	0	3	0,03	12	0,902	1	0,565
	Planaridae	218	0,575	214	0,816	61	0,81	56	1,355	26	1,282	66	0,652	52	3,91	2	1,13
	Nematoda	5	0,282	93	0,355	34	0,451	13	0,315	23	1,134	35	0,346	12	0,902	1	0,565
	Morfotipo	0	0,001	3	0,011	1	0,013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Morfotipo	58	0	1	0,004	0	0	22	0,532	0	0	0	0	26	1,955	0	0
	Crustacea	1	0,001	0	0	1	0,013	0	0	0	0	1	0,01	0	0	0	0
	Total	-	77.424	100	26.229	100	7.531	100	4.132	100	2.028	100	10.117	100	1330	100	177

Fonte: Autoria própria (2022)

Figura 4 - Abundância total de indivíduos ET (Ephemeroptera; Trichoptera) encontrados na porção submersa das espécies de macrófitas (A), e entre as coletas (B). As letras do gráfico representam: EA = *E. azurea*, EC = *E. crassipes*, PS = *P. stratiotes*, SA = *S. auriculata*, PR = *P. repens*, LH = *L. helminthorrhiza*, LL = *L. laevigatum*, SB = *S. biloba*



Fonte: Autoria própria (2022)

4 DISCUSSÃO

Nem todos os organismos aquáticos podem ser tomados como bioindicadores, adaptações evolutivas, diferentes condições ambientais e limites de tolerância a uma determinada alteração dão as características a certos grupos que podem ser considerados como organismos sensíveis (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) por não suportarem variações na qualidade da água, (ROLDÁN, 1999).

Todas as macrófitas e pontos de coletas apresentaram as ordens ET. Dentre os insetos aquáticos, o papel das ordens de ET, como bioindicadores de qualidade de água, deve-se à sua presença em um ambiente aquático, sua abundância na estrutura das comunidades, e contribuição à diversidade de espécies (CALLISTO *et al.* 2001).

Não foi evidenciado nenhum indivíduo pertencente a ordem Plecoptera, acredita-se que é devido ao organismo possuir hábitos bentônicos e não ser observado em ambientes lenticos. Além disso a abundância e frequência relativa de ET se demonstrou baixa, isso pode

ser devido ao fato de que Ostracoda e Mytilidade possuem abundâncias muito maiores comparado com qualquer um dos táxons encontrados.

5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que a utilização do método de coleta de partes submersas de macrófitas flutuantes auxilia na coleta de invertebrados bioindicadores de qualidade da água, sendo um método adicional para estudos de biomonitoramento visto que, a coleta de invertebrados bioindicadores em grandes rios/reservatórios, é muito mais trabalhosa. Os bioindicadores foram evidentes na porção submersa das macrófitas, mas em uma abundância e frequência muito baixa, quando comparados com os grupos de invertebrados mais abundantes deste estudo. Para isso são necessários mais estudos que verifiquem quais variáveis interferem na abundância e frequência desses indivíduos.

CONCLUSÃO GERAL

Os resultados demonstraram a complexidade e estrutura das interações macrófitas-invertebrados, bem como a existência de fatores moldadores ainda desconhecidos que influenciam na variação da interação entre esses dois grupos. Este estudo demonstra a importância da presença de macrófitas para a existência de uma riqueza e diversidade de invertebrados aquáticos, os quais dependem deste substrato para seu habitat e nicho ecológico.

Os resultados obtidos neste estudo foram úteis para o avanço do estado de conhecimento das populações de invertebrados aquáticos associados às macrófitas, além de serem utilizados como ferramenta importante na avaliação da saúde e integridade dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, P. *et al.* Influência do habitat e uso da terra nas montagens de efêmero, plecoptera e trichoptera em córregos neotropicais. **J Insect Sci**, Tucson. 2015. DOI 10.1093/jisesa/iev042. Acesso em: 8 jan. 2022
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, p. 645-473, 2003. DOI 10.1590/S0102-311X2003000200013. Acesso em: 8 jan. 2022
- CAIRNS, JR., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (Ed.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: **Chapman & Hall**, p. 10-27. 1993. Acesso em: 12 jan. 2022.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES J. F.; MORENO, P. **Invertebrados aquáticos como bioindicadores**. In: GOULART, E. M. A. (Org.) *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais: Proj. Manuelzão*. Belo Horizonte: Coopmed, p. 555-567, 2005.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Rev Bras Rec Híd**, Porto Alegre, v. 6, p. 71-82, 2001. DOI:10.21168/RBRH.V6N1.P71-82. Acesso em: 12 jan. 2022.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. *Biomonitoramento de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental*. 2010.
- FIGUEROA, R. *et al.* O. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de calidad de agua de ríos Del sur de Chile. **Rev Chil Hist Nat**, Valparaiso, v. 76, p. 275-285, 2003. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2003000200012>. Acesso em: 12 jan. 2022.
- HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares / organização de Sônia Balvedi Zakrzewski**. Erechim, RS: EdiFapes, 2007.
- JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C.F. S., FRANÇA, E. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 12, p. 73-87, 2000.
- KLIVER, S. M. **Plano de manejo Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena ARIE-SH Refúgio Biológico Santa Helena RBSH**. Santa Helena: Natural Engenharia Ambiental, 2010.
- KUHLMANN, M. L. *et al.* **Invertebrados bentônicos como indicadores de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais**. In: MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (org.) *Indicadores ambientais: conceitos e aplicações*. São Paulo: EDUC, p. 237-248, 2001.

MARCHESE, M.; ESCURRA DE DRAGO, I. **Bentos como Indicadores de Condiciones Tróficas del Río Paraná Médio.** In: TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T.; GALLI, C. S. (Eds.). Eutrofização na América do Sul: Causas, Consequências e Tecnologias de Gerenciamento e Controle, p. 339-362, 2006.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R. Eficiência de alguns parâmetros da comunidade de macroinvertebrados utilizados na avaliação da qualidade de água. **Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia**, v. 8, p. 113-126, 1997.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3ª.ed. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Comp, 1996.

PAULA, P. M. S. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG).** Tese de Doutorado em Ecologia - Universidade Federal de Minas Gerais. 2008.

RAMIREZ, Alonso. Capítulo 2: Métodos de recolección. **Rev Biol Trop**, San José, v. 58, p. 41-50, 2010. Disponível em:
<http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800002&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 10 de fevereiro 2022.

RESH, V. H.; MYERS, M.; HANNAFORD, M. J. **Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality**, In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Eds.). *Methods in Stream Ecology*, San Diego. p. 647-667, 1996.

ROLDÁN, G. Los Macroinvertebrados y su Valor como Indicadores de la Calidad de Agua. **Rev Acad Colomb Cienc**, Medellín, v. 23, p. 375-387. 1999.