

UNIVERSIDADE FEDERAL DO TRIÂNGULO MINEIRO

PAULO RICARDO DA SILVA CAMARGO

BIOLOGIA E INTERAÇÕES INTERESPECÍFICA DO MEXILHÃO DOURADO *LIMNOPERNA*
FORTUNEI (DUNKER 1857).

Uberaba

2022

PAULO RICARDO DA SILVA CAMARGO

BIOLOGIA E INTERAÇÕES INTERESPECÍFICA DO MEXILHÃO DOURADO *LIMNOPERNA FORTUNEI* (DUNKER 1857).

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências para obtenção do título de mestre.

Orientador: Afonso Pelli

Coorientador: Newton Pimentel de Ulhôa Barbosa

Uberaba

2022

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do
Triângulo Mineiro**

C181b Camargo, Paulo Ricardo da Silva
Biologia e interações interespecíficas do mexilhão dourado *Limnoperna
fortunei* (Dunker, 1857) / Paulo Ricardo da Silva Camargo. -- 2022.
69 f. : il., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Uni-
versidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2022

Orientador: Prof. Dr. Afonso Pelli

Coorientador: Prof. Dr. Newton Pimentel Ulhôa Barbosa

1. Mexilhão dourado - Identificação. 2. Mexilhão dourado - Com-
portamento. 3. Moluscos. I. Pelli, Afonso. II. Universidade Federal do
Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 594.141

PAULO RICARDO DA SILVA CAMARGO

BIOLOGIA E INTERAÇÕES INTERESPECÍFICAS DO MEXILHÃO DOURADO
LIMNOPERNA FORTUNEI (DUNKER, 1857)

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Uberaba, 20 de maio de 2022.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Afonso Pelli
Orientador - UFTM

Prof. Dr. Deusmaque Carneiro Ferreira
Membro Titular - UFTM

Prof. ^a Dr.^a. Kátia Aparecida Nunes Hiroki
Membro Titular - Ufscar





no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 87, de 17 de agosto de 2021](#).



Documento assinado eletronicamente por **DEUSMAQUE CARNEIRO FERREIRA, Professor do Magistério Superior**, em 20/05/2022, às 16:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 87, de 17 de agosto de 2021](#).



Documento assinado eletronicamente por **Kátia Aparecida Nunes Hiroki, Usuário Externo**, em 23/05/2022, às 10:47, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 87, de 17 de agosto de 2021](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.uftm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0744297** e o código CRC **1AA2EAC3**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao projeto P&D ANEEL/CEMIG GT-604 pelo provimento de bolsa. Ao Centro de Bioengenharia de Espécies Invasoras de Hidrelétricas (CBEIH) pelo apoio científico. Ao Instituto de Ciências Biológicas e Naturais pelo suporte técnico.

RESUMO

O *Limnoperna fortunei* é uma espécie exótica originária da Ásia. Os fatores que determinam a distribuição e abundância dessa espécie ainda são pouco conhecidos, visto que até o presente momento, poucas pesquisas investigaram a biologia da espécie. O entendimento dessas variáveis e interações, como as interespecíficas, a reprodução e o parasitismo devem ajudar a esclarecer os determinantes da distribuição e da abundância, no tempo e no espaço, dessa espécie. Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo geral descrever alguns aspectos da biologia e interações interespecífica da espécie, distribuído em quatro capítulos. Na primeira etapa foi realizado uma revisão bibliográfica sobre o Filo Mollusca. Na segunda etapa foi realizado cultivo do *L. fortunei* em laboratório com condições parcialmente controladas. Na terceira etapa foram realizadas coletas da macrofauna bentônica entre janeiro a dezembro 2021 em quatro pontos da Bacia do Baixo Rio Grande para avaliar a diversidade local. Nesta etapa objetivou-se compreender sobre a interação do invasor com as comunidades macrobentônicas em substratos de composição distintas. Na quarta e última etapa, foi realizado inspeções por dissecação e fotoestimulação dos moluscos em busca de potenciais parasitos. Em síntese, ficou evidente no presente trabalho que o Filo Mollusca, apresenta uma expressiva variedade biológica, ainda assim, existe escassez de trabalhos em várias áreas como por exemplo invasão biológicas que pode acarretar um declínio da diversidade nativa. Na etapa de cultivo foram encontrados organismos jovens de tamanhos reduzidos quando comparados com os demais mexilhões, sendo assim indicativos de reprodução em laboratório. Na inspeção parasitária, não foram evidenciados parasitos para os moluscos exóticos *L. fortunei*, *M. tuberculata* e *C. fluminea*, em contrapartida foram verificados presença de cercarias no molusco nativo *P. canaliculata*. Diante do que foi exposto, essas características do *L. fortunei* pode oferecer vantagens em relação a biota nativa, conseqüentemente favorecendo em seu sucesso nas bacias hidrográficas brasileira, sendo essa questão alarmante à biodiversidade nativa. Portanto, buscar compreender os aspectos da biologia de *L. fortunei* é umas das formas de construir conhecimento visando a mitigação de seu impacto, seja ambiental, social ou econômico.

Palavras-chave: espécie invasora; bivalves dulcícolas; interações ecológicas.

ABSTRACT

Limnoperna fortunei is an exotic species originating from Asia. The factors that determine the distribution and abundance of this species are still poorly understood, as little research has investigated the biology of the species to date. The understanding of these variables and interactions, such as interspecific, reproduction and parasitism should help clarify the determinants of the distribution and abundance, in time and space, of this species. In this sense, the general objective of this study is to describe some aspects of the biology and interspecific interactions of the species, distributed in four chapters. In the first stage, a literature review on the Phylum Mollusca was carried out. In the second stage, *L. fortunei* was cultured in the laboratory under partially controlled conditions. In the third stage, benthonic macrofauna was collected from January to December 2021 in four points of the Lower Rio Grande Basin to evaluate the local diversity. This step aimed to understand the interaction of the invader with the macrobenthic communities in substrates of different composition. In the fourth and last stage, inspections were performed by dissection and photostimulation of the mollusks in search of potential parasites. In summary, it was evident in the present work that the Phylum Mollusca presents an expressive biological variety, yet there is a lack of work in several areas such as biological invasion that can lead to a decline in native diversity. In the cultivation stage, young organisms were found to be small in size when compared to other mussels, thus indicating reproduction in the laboratory. In the parasite survey, no parasites were found in the exotic mollusks *L. fortunei*, *M. tuberculata*, and *C. fluminea*, while cercariae were found in the native mollusk *P. canaliculata*. In view of the above, these characteristics of *L. fortunei* may offer advantages over the native biota, consequently favoring its success in Brazilian watersheds. Therefore, seeking to understand the biology of *L. fortunei* is one way to build knowledge to mitigate its impact, whether environmental, social or economic.

Key-words: invasive species; freshwater bivalves; ecological interactions.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	7
2 DESENVOLVIMENTO	7
2.1 CAPÍTULO –I- ESTADO ATUAL DE CONHECIMENTO DAS PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS MOLUSCOS	7
2.2 CAPÍTULO II- PODE O MEXILHÃO DOURADO REPRODUZIR EM LABORATÓRIO?.....	20
2.3 CAPÍTULO III - AVALIAÇÃO DA DIVERSIDADE ALFA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEDRADOS BENTÔNICOS NO RESERVATÓRIO DE VOLTA GRANDE	34
2.4 CAPÍTULO IV - O QUE SE SABE SOBRE INTERAÇÃO PARASITÁRIA NO MEXILHÃO DOURADO <i>LIMNOPERNA FORTUNEI</i> (DUNKER, 1857) NA BACIA DO BAIXO RIO GRANDE?	56
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAL	71

1 INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente vivemos um processo de globalização sem precedentes na história da humanidade. Essa globalização por meio das atividades antrópicas pode influenciar na composição e distribuição das comunidades biológicas no espaço e tempo (BARLOW et al., 2016; SEKI et al., 2017; PECL et al., 2017). Sendo que a bioinvasão, a segunda causa do declínio da biodiversidade (THOMAZ et al., 2015; REID et al., 2018). Um exemplo disso é o *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) um bivalve nativo do Sudeste de Ásia, de hábito dulcícola que se tornou uma espécie invasora na América do Sul (PASTORINO et al., 1993). Mesmo após três décadas de sua invasão no continente Sul-americano ainda existe muitas lacunas em torno da biologia, reprodução, comportamento, preferência de habitat e interação ecológica. Diante do exposto o presente trabalho tem como objetivo levantar conhecimentos acerca de aspectos da biologia do *L. fortunei* como reprodução; interação hospedeiro e parasito e sua influência sob a comunidade macrobentônica local.

Para subsidiar as propostas do presente trabalho, foram realizadas revisão bibliográfica; coletas de sedimentos e de substratos artificiais *in loco*; identificação taxônomica da comunidade macrobentônica; cultivo de mexilhão em condição parcialmente controlada e inspeção parasitária.

Nesse contexto, para uma melhor compreensão, a dissertação foi estruturada em quatro capítulos, cada um com objetivos e propostas específicas, mas que buscam conhecer os aspectos biológicos do *L. fortunei*. O capítulo 1 é introdutório de literatura sobre o estado atual de conhecimento das principais características dos moluscos, filo no qual pertence o *L. fortunei*. O capítulo 2 refere-se à reprodução do mexilhão em laboratório. O capítulo 3 refere-se avaliação da diversidade alfa da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Reservatório de Volta Grande. O capítulo 4, sobre o que se sabe sobre a interação parasitária no *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) na Bacia do Baixo Rio Grande. Por fim, uma consideração geral da pesquisa.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 CAPÍTULO I - ESTADO ATUAL DE CONHECIMENTO DAS PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS MOLUSCOS

INTRODUÇÃO

O Filo Mollusca (do latim, *molluscus* = mole) é unanimemente aceito como um grupo monofilético (CASCON; ROCHA-BARREIRA, 2017; HASZPRUNAR, 2000). Importantes

achados despertaram o interesse em compreender melhor a evolução do grupo (TEBBLE, 1967; LOWENSTAM, 1967; WILSON et al., 2010) diante de uma expressiva diversidade fisiológica, morfológica, genética, biogeográfica, comportamental e dos distintos ambientes que o grupo conseguiu colonizar, sucessivas e independentes vezes (RUPPER et al., 2005; PASSOS et al., 2019).

Essa diversidade, pode ser ilustrada pelo *Grippina coronata* (Machado-Passos, 2015), considerado o menor molusco, medindo cerca de 2 mm de comprimento. Por outro lado, o *Mesonychoteuthis hamiltoni* (Robson, 1925) mede cerca de 14 m de comprimento, obtendo o título de maior molusco vivo (MORTON et al., 2015). Além disso, os moluscos apresentam uma ampla distribuição biogeográfica (PASSAMANECK et al.; 2004; PONDER, 2008; PASSOS et al., 2019).

Os moluscos ocupam diferentes nichos, desde marinhos, dulcícolas, estuarinos e terrestres. (PARKHAEV, 2017). Utilizam diferentes recursos, podendo ser predador, raspador, filtrador, herbívoro, onívoro ou detritívoro (HICKMAN et al., 2016). Essas características podem estar relacionadas com o sucesso adaptativo, sendo um dos maiores grupos animais em número de espécies (SMITH et al.; 2011).

Algumas espécies de moluscos são datadas de camadas de rochas sedimentares da Era Paleozóica, do Período Cambriano, há cerca de 540-500 milhões de anos (PARKHAEV, 2017). Há uma estimativa que as primeiras irradiações adaptativas do grupo ocorreram no Período Pré-Cambriano em torno de 650-600 milhões de anos (KANO et al., 2012).

Brusca et al. (2018) estima que o número de espécies descritas é 160.000, sendo 80.000 espécies em registros fósseis, e apenas 50% das espécies vivas foram descritas, totalizando assim 240.000 espécies, incluindo as viventes (descritas e não descritas) e fósseis.

Para que um determinado organismo seja classificado como representante do Filo Mollusca, é necessário apresentar algumas características gerais como: clivagem em espiral, ser protostomados, celomados, não segmentados, corpo bilateral e apresentar três camadas germinativas. Além disso observa-se que o celoma delimita os nefrídios, gônadas e coração. Apresentam o sistema circulatório aberto, com metanefrídeos complexos; o coração possui apenas um ventrículo; os órgãos internos estão concentrados na região dorsal envolvidos pelo manto, onde glândulas secretam depósitos calcários, frequentemente produzindo uma concha externa, ou ainda interna. Possuem o pé achatado dorso-ventralmente, em forma similar a uma língua. Possuem o odontóforo muscular, importante para sustentar a rádula, que é utilizada na alimentação. Podem possuir diferentes tipos larvais, incluindo a véliger e trocóforas. Em alguns

grupos os tentáculos são típicos (HICKMAN et al., 2016, CASCON, ROCHA-BARREIRA, 2017).

Algumas espécies são de importância econômica, sendo utilizados na gastronomia, vestuários e medicina (PONDER, 2008; COSTA et al., 2020). Também existem espécies que causam impactos negativos como o *Limnoperma fortunei* (Dunker, 1857) que se aglomeram e entopem equipamentos que utilizam água *in natura* (MANSUR et al., 2012, XU et al., 2014). O caramujo do gênero *Biomphalaria* é considerado um problema de saúde pública em vários países ao redor do mundo. O gênero pode servir de hospedeiro intermediário dos trematódeos *Schistosoma japonicum* (Katsurada, 1904), *Schistosoma haematobium* (Bilharz, 1852) e *Schistosoma mansoni* (Sambon, 1907) que infectam aproximadamente 230 a 250 milhões pessoas em todo mundo (COLLEY et al.; 2014; HOTEZ et al., 2014).

Este primeiro capítulo teve como objetivo realizar uma revisão bibliográfica das características gerais do grupo, bem como das Classes que compõem o Filo.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada foi baseada em revisão bibliográfica utilizando as bases de dados Scielo, PubMed, Google acadêmico e Periódico Capes. Apenas artigos abertos foram selecionados, sendo, na medida do possível, preteridas referências mais antigas. Para a busca do referencial teórico, utilizou-se o descritor em português e inglês “moluscos” combinando com os descritores “classes” e “origem”, utilizando o operador booleano “and”.

Não foram considerados artigos relacionados a coleções zoológicas, sendo preferidos aqueles artigos que apresentavam características gerais do grupo em pauta. Após análise preliminar da lista de referências, foram selecionados para leitura 87 trabalhos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Filo Mollusca está distribuído em oito classes, Solenogastres ou Neomeniomorpha, Caudofoveata ou Chaetodermomorpha, Polyplacophora, Bivalvia, Monoplacophora, Scaphopoda, Gastropoda e Cephalopoda (SCHRÖDL, STÖGER, 2014; HICKMAN et al, 2016). Assim, mesmo que essa proposta esteja bem aceita pela comunidade científica, ainda há discussão sobre as relações filogenéticas do grupo (CASCON; ROCHA-BARREIRA, 2017). A seguir os autores apresentam as principais e mais relevantes características das Classes.

CHAETODERMOMORPHA PELSENEER, 1906 ou CLASSE CAUDOFOVEATA BOETTGER, 1955

Já foram descritas cerca de 180 espécies de Chaetodermomorfa em todo mundo (HASZPRUNAR; WANNINGER, 2012). Os Chaetodermomorfas possuem corpo vermiforme, são desprovidos de concha, pé e olhos; sua parede corpórea apresenta uma cutícula composta por quitina e escleritos calcário. Suas brânquias estão situadas na região posterior (MIKKELSEN et al.; 2019; MIRANDA et al., 2020). Didaticamente pode ser dividido em três regiões: região anterior (mais alargada), região mediana (tronco) e posterior mais afinada.

O seu tamanho varia de 0,2 mm *Prochaetoderma radiliferum* (Kowalevsky, 1901) a mais de 14 cm de comprimento *Chaetoderma productum* (Wirén, 1892) (IVANOV; SCHELTEMA, 2007). São organismo dioicos, apresentam hábito bentônico, alimentam-se de detritos e de microrganismos como diatomáceas e foraminíferos (HASZPRUNAR; WANNINGER, 2012).

CLASSE SOLENOGASTRES GEGENBAUR, 1878 ou NEOMENIOMORPHA PELSENEER, 1906

A classe Solenogastres ou Neomeniamorpha compreende cerca de 300 espécies descritas (TODT, 2013). Os solenogastres ou neomeniomorfas, são organismos estritamente marinhos, desprovidos de concha e olhos, possui parede corpórea com presença de quitina e esclerito calcário e corpo vermiforme espiculado, normalmente com rádula. As brânquias verdadeiras estão ausentes, as trocas gasosas ocorrem por estruturas no manto pregueado denominadas de papilas respiratórias (PASSOS et al., 2019).

Conforme Cascon e Rocha- Barreira (2017), esses organismos medem de 1 mm (*Meiomenia swedmarki*) (Morse, 1979) a 20 cm de comprimento (*Epiménia babai*) (Salvini-Plawen, 1997). São organismo hermafroditos, com hábitos epibentônico. Alimentam-se de cnidários e outros pequenos invertebrados, apresenta pé, mas este não é muscular, dessa forma a locomoção ocorre por meio de cílios (PONDER; LINDEBERG, 2008; HASZPRUNAR; WANNINGER, 2012).

CLASSE MONOPLACOPHORA OBHNER, 1940

Os monoplacóforos constituem uma das classes mais antigas registradas em camadas geológicas (PARKHAEV, 2017). Esta era considerada extinta desde o período Devoniano, cerca de 400 milhões de anos, até serem encontradas alguns exemplares do gênero *Neopilina* em uma fossa no oceano Pacífico (LEMCHE, 1957; LINDEBERG, 2009).

Os monoplacóforos são representados por aproximadamente 30 espécies, são estritamente marinhos de águas profundas (2.000 a 7.000 metros), exceto a espécie *Vema hyalina* (Mclean, 1979) que é encontrada a 200 metros de profundidade, aproximadamente (KANO et al.,2012).

Esses moluscos apresentam hábitos bentônicos e não ultrapassam 4 centímetros de comprimento. São animais dioicos com reprodução externa. Sua dieta é composta por detritos. Apresentam concha em forma de capuz ou “meia concha” (WARÉN; GOFAS, 1996).

CLASSE POLYPLACOPHORA BLAINVILLE, 1816

Segundo Haszprunar e Wanninger (2012) já foram descritas 1000 espécies desses moluscos marinhos de hábitos bentônicos. Esses animais vivem nas zonas entre marés, se alojam em fendas ou qualquer espaço disponível (KASS et al., 2006; PARKHAEV, 2017).

Os polioplacóforos possuem rádula, manto espesso, pé ventral amplo, corpo achatado e alongado provido de concha dorsal dividida em oito placas imbricadas e articuladas, olhos e tentáculos ausentes (OKUSU et al.; 2003; SCHWABE; LOZOUET, 2006; CORREIA et al., 2015). Há evidência de achados fósseis de espécies com ausência de concha como a *Wiwaxia corrugata* (Mateus, 1899) (MORRIS; CANON, 2007).

Seu tamanho corporal varia entre 3 mm e 40 cm de comprimento, são animais dioicos, sendo que algumas espécies são micrófagas, alimentando-se de microalgas e perifíton, enquanto outras são carnívoras, alimentando-se de pequenos invertebrados como crustáceos (WANG et al., 2013).

CLASSE GASTROPODA CUVIER, 1795

A classe Gastropoda é a mais diversificada em relação as demais classes de moluscos, apresentam registros desde o período Cambriano (PARKHAEV, 2017; DZIK, 2019). Estão representados por 70.000 espécies viventes com uma estimativa de 100.000 espécies (HEBERT et al., 2018).

Os gastrópodes habitam diferentes nichos ecológicos, ocupando os ambientes marinhos, dulcícolas e terrestres. São providos de cabeça, olhos, tentáculos, rádula, concha única espiralada em alguns grupos e ausentes em outros, o manto tem rotação de 90 a 180° (CASPERS, 1980; HASZPRUNAR; WANNINGER, 2012).

O tamanho varia de 5 mm (Physidae) a 33,5cm de comprimento na espécie *Triplofusus giganteus* (Kiener, 1840) (TAYLOR, 2003; LYONS; LEE, 2018). A reprodução da classe é

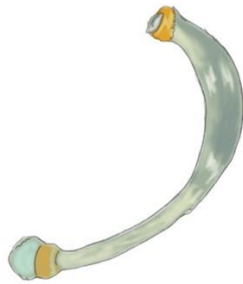
diversificada, mas normalmente são dioicos, ocorrendo hermafroditas (CASPER, 1980; SCHÄRER; ARNQVIST, 2012; SWART et al., 2020).

CLASSE CEPHALOPODA CUVIER 1797

Foram descritas cerca de 1.000 espécies viventes. Os cefalópodes apresentam um tamanho corporal diverso, medindo de 8 milímetros *Idiosepius notoides* (Berry, 1921) a 14 metros de comprimento *Mesonychoteuthis hamiltoni* (Robson, 1925) (CASCON; ROCHA-BARREIRA, 2017).

Os cefalópodes compreendem as lulas, náutilos, polvos, e tantos outros grupos extintos São marinhos, com presença cabeça, olhos, pé modificado, tentáculo, sifúnculo presente apenas nos náutilos conectando a série de câmeras de gás, concha porcelanosa, presente somente em *Nautilus* (Linnaeus 1758). Boca central/ventral com odontóforo quitinoso, cartilaginoso e muscular no formato de bico, que suporta a rádula; possuem dois pares de nefrídios, (CASPER, 1980; DZIK, 2019). De acordo com Caspers (1980), os cefalópodes são animais dioicos e predadores generalistas que ocupam a região bentônicas e pelágica de águas profundas até a região entremarés.

Figura 1 - Representação icnográfica das Classes do Filo Mollusca, segundo consenso, a partir da literatura.



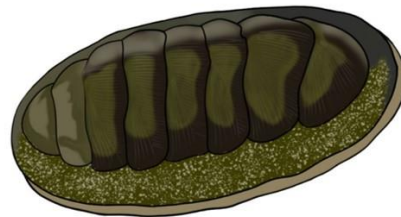
Chaetodermomorpha
Pelseneer, 1906



Solenogastres
Pelseneer, 1878



Monoplacophora
Obhner, 1940



Polyplacophora
Blainville, 1816



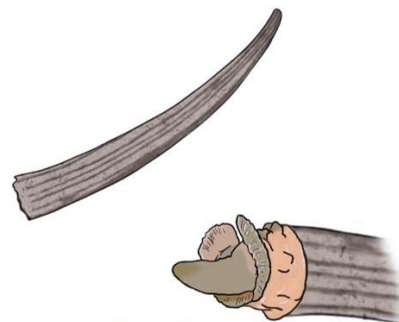
Monoplacophora
Cuvier, 1795



Cephalopoda
Cuvier, 1797



Bivalve
Linnaeus, 1758



Scaphopoda
Bronn, 1862

CLASSE BIVALVIA LINNAEUS, 1758

Os bivalves surgiram no Período Cambriano, e o seu sucesso está relacionado com as modificações corpóreas que ocorreram por meio da radiação adaptativa no Cambriano Médio (ZONG-JIE, 2006; PLAZZI et al., 2011).

A classe é representada pelos mexilhões, vieiras e ostras. São organismos marinhos, estuarinos e dulcícolas, com mais de 20.000 espécies viventes, podem ser organismos representantes da epifauna (organismo associado a substrato ou sedimentos) ou da infauna (organismo enterrado no sedimento) (BEAL et al., 2020).

Esses moluscos apresentam concha composta por duas valvas ligadas por músculos adutores, providos de pé reduzido, brânquias, dois palpos labiais ciliados, metanefrídios em forma de U, sifão e rádula ausentes. Podem medir de 1mm a 1m de comprimento (MANSUR; et al., 2012). De acordo com a mesma autora, os bivalves passam por distintas fases de vida: a primeira fase é denominada de trocófora, a seguinte fase é denominada de véliger, que já apresenta duas valvas.

A maioria dos bivalves são filtradores, se alimentam de plâncton e materiais orgânicos suspenso na água (MMA, 2020). Algumas espécies são dioicas e outras hermafroditas (BOLTOVSKOY et al., 2015 a; GIGLIO et al., 2016).

CLASSE SCAPHOPODA BRONN, 1862

A classe Scaphopoda é menos conhecido dentre as demais, mesmo assim já foram descritas cerca de 800 espécies viventes, são organismos marinhos de hábitos bentônicos (HASZPRUNAR; WANNINGER, 2012). Esses invertebrados apresentam rádulas, corpo cilíndrico, manto e concha tubular. A cabeça é rudimentar (olhos ausentes), a boca é composta por tentáculos filiformes utilizadas para capturas de presas (CAETANO et al., 2007).

A maioria das espécies apresentam tamanho de 4 mm *Pertusiconcha callithrix* (Dall, 1889) mas podem ocorrer espécies com até 15 cm. A dieta dos escafópodes é composta por foraminíferos e outros microrganismos associados ao substrato. Esses invertebrados são dioicos com reprodução externa (REINOLDS, 2002; DANTAS et al., 2016; VILELA et al., 2019).

CONCLUSÃO

O Filo Mollusca, é um dos maiores em número de espécie, apresenta uma expressiva variedade biológica, tanto em fósseis como em espécies viventes. Ainda assim, existe escassez de trabalhos em várias áreas, como biologia e história de vida, hábitos alimentares, morfologia,

biogeografia, sistemática e filogenia, genética e em outras diversas áreas da zoologia. Apesar da elevada e significativa importância como fragmentadores nos ecossistemas, exercendo a ciclagem dos nutrientes e sustentando os níveis conhecidos de produção primária e secundária, são ainda negligenciados. Esse fato pode ter relação com as limitações e dificuldades da amostragem, identificação e manutenção de equipe técnica com elevado custo. Além disso, alguns grupos ocorrem somente em águas profundas e existem poucas linhas de pesquisa nas instituições acadêmicas, voltadas para esses grupos em particular.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BEAL, B.; COFFIN, C.R.; RANDALL, S.F.; GOODENOW JR, C.A.; PEPPERMAN, K.E.; ELLIS, B.W. Interactive effects of shell hash and predator exclusion on 0-year class recruits of two infaunal intertidal bivalve species in Maine, USA. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 530-531, p. 1-15, 2020.
- BOLTOVSKOY, D.; MORTON, B.; CORREA, N.; CATALDO, N.; DAMBORENEA, C.; PENCHASZADEH, P. E.; SYLVESTER, F. Reproductive output and seasonality of *Limnoperna fortunei*. In: Boltovskoy, D. (Ed.) *Limnoperna fortunei - The Ecology, Distribution and Control of a Swiftly Spreading Invasive Fouling Mussel*. Springer. 2015a, p.77-104.
- BRUSCA, R.C.; MOORE, W.; SHUSTER, S.M. **Invertebrados**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2018. 1032 p.
- CAETANO, C.H.S.; GARCIA, N.; LODEIROS, CJM. First record of *Paradentalium infractum* (Oldhner, 1931) Mollusca, Scaphopoda, Dentaliidae) from the east coast of Venezuela. **Brazilian Journal of Biology**, v.67, n.4, p.797-798. 2007.
- CASCON, H.M.; ROCHA-BARREIRA, C.A. Mollusca. p. 267-295. In: FRANSOZO, A.; NEGREIROS-FRANSOZO, M.A. **Zoologia dos Invertebrados**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Roca, 2017.cap.18, p.267-295.
- CASPERS, H. Reproduction of Marine V4. Invertebrates. **Moluscs: Gastropods and Cephalopods**. London: Academic Press.1980. 369 p.
- COLLEY, D.G. BUSTINDUY, A.L.; SECOR, W.E.; KING, C.H. Human schistosomiasis. **The Lancet**, v. 383, p. 2253-2264. 2014.
- CORREIA, M.D.; COELHO, C.A.; SOVIERZOSKI, H.H. Polyplacophora (Mollusca) from reef ecosystems and associations with macroalgae on the Coast of Alagoas, Northeastern Brazil. **Zoologia**, v.32, n.4, p.289-295. 2015.
- COSTA, F.; CERVIÑO-OTERO, A.; IGLESIAS, Ó.; GUÉVÉLOU, E. Hatchery culture of European clam species (Family Veneridae). **Aquaculture International**, v 28, p. 1675-1708. 2020.
- DANTAS, R.J.S.; LAUT, L.L.M.; CAETANO, C.H.S. Diet of the amphi-Atlantic scaphopod *Fissidentalium candidum* in the deep waters of Campos Basin, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.97, n.6, p.1259-1266. 2016.
- DZIK, J. Decline in diversity of early Palaeozoic loosely coiled gastropod protoconchs. **Lethaia**, v. 53, n. 1, p.32-46. 2019.
- GIGLIO, M.L.; MANSUR, M.C.D.; DAMBORENEA, C.; PENCHASZADEH P.E.; DARRIGRAN, G. 2016. Reproductive pattern of the aggressive invader *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) in South America. **Invertebrate Reproduction & Development**, v.60, p.175-184. 2016.
- HASZPRUNAR, G. Is the Aplacophora monophyletic? A cladistic point of view. **American Malacological Bulletin**, v.15, n.2, p.115-130. 2000.
- HASZPRUNAR G, WANNINGER A: Molluscs. **Current Biology**, v. 22, n.13, p.510–514. 2012.
- HERBERT, D.G.; JONES, G.J.; ATKINSON, L.J. Phylum Mollusca. In: Atkinson LJ and Sink KJ (eds) **Field Guide to the Offshore Marine Invertebrates of South Africa**, Malachite Marketing and Media, Pretoria, 2018, p. 249-320.

- HICKMAN JR, C.P.; ROBERTS, L.S.; KEEN, S.; EINSENHOUR, D.J.; LARSON, A.; ANSON, H. **Princípios Integrados de Zoologia**. 16^a ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2016. 954 p.
- HOTEZ, P.J.; ALVARADO, M.; BASÁÑEZ, M.G.; BOLLIGER, I.; BOURNE R.; BOUSSINESQ, M, et al. The Global Burden of Disease Study 2010: Interpretation and Implications or the Neglected Tropical Diseases. **Neglected Tropical Disease**, v.8, n. 7, p. 1-9. 2014.
- IVANOV, D.L.; SCHELTEMA. A.H. *Chaetoderma felderi* a new giant caudofoveate species from the Gulf of Mexico (Mollusca: Aplacophora). **Ruthenica**, v.17, n. 2, p.7-12. 2007.
- KAAS, P.; VAN BELLE, R.A.; STRACK, H.L. **Monograph of Living Chitons (Mollusca: Polyplacophora)**. Leiden-Boston, E.J. Brill Press, 2006. 464 p.
- KANO, Y.; KIMURA, S.; KIMURA, T.; WARÉN, A. Living Monoplacophora: morphological conservatism or recent diversification? **Zoologica Scripta**, v. 41, n. 5, pp. 471–488. 2012.
- LEMCHE, H. A new living deep-sea mollusc of the Cambro-Devonian class Monoplacophora. **Nature**, v. 179, p. 413–416. 1957.
- LINDBERG, D. R. Monoplacophorans and the origin and relationships of mollusks. **Evolution, Education and Outreach**, v. 2, p. 191–203. 2009.
- LIONS, W.G.; LEE, H.G. *Fasciolaria gigantea* Kiener, 1840 (currently *Triplofusus giganteus*; Mollusca, Gastropoda, Fasciariidae): the correct name for the horse conch of the southeastern United States and Mexico. **Bulletin of Zoological Nomenclature**, v.75, p.195-203. 2018.
- LOWENSTAM, H. A. Recovery, behaviour and evolutionary implications of live Monoplacophora. **Nature**, v.273, p.231–232. 1978.
- MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; PEREIRA, D.; PAZ. I.C.P.; ZURITA, M.L.L.; RODRIGUEZ, M.T.M.R.; NEHRKE, M. V.; BERGONCI, P.E.A. **Molusco Límnicos Invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. 412p.
- MIKKELSEN, N. T.; TODT, C.; KOCOT, K.M.; HALANYCH, K.M.; WILLASEN, E. Molecular phylogeny of Caudofoveata (Mollusca) challenges traditional views. **Molecular Phylogenetic and Evolution**, v.132, n.138-150. 2019.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*): Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento no Brasil**. Brasília: MMA. 2020. 159 p.
- MIRANDA, M.S.; STRONG, E.E.; PASSOS, F. Type specimens of Caudofoveata (Mollusca, Aplacophora) in the molluscan collections of the Nationaal Museum of Natural History, Smithsonian Institution, and of the Museum of Comparative Zoology, Harvard University. **Zootaxa**, v, 4895, n.4, p.581-593. 2020.
- MORRIS, S.C.; CARON, J.B. Halwaxiids and the early evolution of the Lophotrochozoans. **Science**, v. 315, n. 5816, p. 1255–1258. 2007.
- MORTON, B.; MACHADO, F.M.; PASSOS, F.D. The smallest carnivorous bivalve? Biology, morphology and behaviour of *Grippina coronata* (Anomalodesmata: Cuspidarioidea: Spheniopsidea) preying on epipsammic microcrustaceans in the southwestern Atlantic of Brazil. **Journal of Mollusc Studies**, v.82, n. 2, p.244-258, 2015.
- OKUSU, A.; SCHWABE, E.; EERNISSE, D. J.; GIRIBET, G. Towards a phylogeny of chitons (Mollusca, Polyplacophora) based on combined analysis of five molecular loci. **Organisms, Diversity and Evolution**, v. 3, p. 281-302, 2003.

- PARKHAEV, P.Y. Origin and the Early Evolution of the Phylum Mollusca. **Paleontological Journal**, v.51, n.6, p.663-686. 2017.
- PASSAMANECK, Y.J.; SCHANDER, C. HALANYCH, K.M. Investigation of molluscan phylogeny using large-subunit and small-subunit nuclear rRNA sequences. **Molecular Phylogenetic and Evolution**, v. 32, p.:25-38. 2004.
- PASSOS, F.D.; MIRANDA, M.S.; CORRÊA, PV.F. Synopsis of the knowledge on the Brazilian aplacophorans (Mollusca: Caudofoveata e Solenogastres). **Biota Neotropica**, v.19, n.1, p.1-6, 2019.
- PLAZZI, F.; CEREGATO, A.; TAVIANI, M.; PASSAMONTI, M. A Molecular Phylogeny of Bivalve Mollusks: Ancient Raditiond and Divergence as Revealed by Mitochondrial genes. **Plos One**, v.6, n. 11, p. 1-17. 2011.
- PONDER, W.F.; LINDBERG, D.R. **Molluscan evolution and phylogeny: an introduction, Phylogeny and Evolution of the Mollusca**. Berkeley: University California Press. 2008. 469 p.
- REYNOLDS, P.D. **The Scaphopoda**. New York: Advances in Marine Biology. 2002. 236 p.
- RUPPER, E.E.; FOX, R.S.; BARNES, R.D. **Zoologia dos Invertebrados**. 7ª ed. São Paulo: Roca: 2005. 1145 p.
- SCHÄRER, L.; ROWE, L.; ARNQVIST, G. Anisogamy, chance and the evolution of sex roles. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n. 5, p 260– 264. 2012.
- SCHRÖDL, M.; STÖGER, I. A review on deep molluscan phylogeny: old markers, integrative approaches, persistent problems. **Journal of Natural History**, v.10, n.11, p.37-41. 2014.
- SCHWABE, E.; LOZOUET, P. Chitons (Mollusca, Polyplacophora) from Rapa, the southernmost island of Polynesia. **Zoosystema**, v. 28, n. 3, p. 617-633, 2006.
- SMITH, S.A.; WILSON, N.G.; GOETZ, F.E.; FEEHERY, C.; ANDRADE, S.C.S.; ROUSE, G.W.; GIRIBET, G.; DUNN, C.W. Resolving the evolutionary relationships of molluscs with phylogenomic tools. **Nature**, v.480, p. 364-367. 2011.
- SWART, E.M.; STARKLOFF, N.C.; YPERNBURG, S.; ELLERS, J.; VAN STRAALEN, N.M. KOENE, J.M. The effect of mating on female reproduction across hermaphroditic freshwater snails. **Invertebrate Biology**, v.139, n.1, p.1-12. 2020.
- TAYLOR, D.W. Introduction to Physidae (Gastropoda: Hygrophila); biogeography, classification, morphology. **Revista de Biologia Tropical**, v.51, n.1, p.1-287. 2003.
- TEBBLE, N. A Neopilina from the Gulf of Aden. **Nature**, v. 215, p. 663–664. 1967.
- TODT, C. Aplacophoran mollusks- still obscure and difficult? **American Malacological Bulletin**, v. 31, n.1, p. 181-187. 2013.
- VILELA, P.M.S.; SOUZA, L.S.; CAETANO, C.H.S. Larval and early post-larval shell o three deep-sea Scaphopoda (Mollusca) from the southwest Atlantic. **Moluscan Research**, v.39, n.1, p.35-43. 2019.
- WANG, Q.; NEMOTO, M.; LI, D.; WEAVER, J.C.; WEDEN, B.; STEGEMEIER, J.; BOZHILOV, K.N.; WOOD, L.R.; MILLIRON, G.W.; KIM, C.S.; DIMASI, E.; KISAILUS, D. Phase transformations and Structural Developmensts in the Radular Teeth of *Cryptochiton Stelleri*. **Advanced Functional Materials**, v.23, n.23, p.2908-2917. 2013.

WARÉN, A.; GOAS, S. A new species of Monoplacophora, redescription of the genera Veleropilina and Rokopella, and new information on three species of the class. **Zoologica Scripta**, v.25, p. 215-232. 1996.

WILSON, N. G.; ROUSE, G. W.; GIRIBET, G. Assessing the molluscan hypothesis Serialia (Monoplacophora+ Polyplacophora) using novel molecular data. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v.54, p.187–193. 2010.

XU, M.; DARRIGRAN, G.; WANG, Z.; ZHAO, N.; LIN, C.C. Experimental study on control of *Limnoperna fortunei* biofouling in water transfer tunnels. **Journal of Hydro-environment Research**, v.20, p.1-11. 2014.

ZONG-JIE, F. An introduction to Ordovician bivalves of southern China, with a discussion of the early evolution of the bivalvia. **Geological Journal**, v.7, n.41, p.303-328. 2006.

2.2 CAPÍTULO II- PODE O MEXILHÃO DOURADO REPRODUZIR EM LABORATÓRIO

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) vem ganhando espaço ao redor do mundo. No continente Sul-Americano não foi diferente (DARRIGRAN, 2002; RICCIARDI, COHEN, 2007; BARBOSA et al., 2016). Esse bivalve é nativo de ambientes continentais do Sudeste asiático (OHTAKA et al., 2011). Sua presença em novos ambientes, pode acarretar pressões ambientais sobre as comunidades nativas (DARRIGRAN; DAMBORENEA, 2011).

Esses animais podem influenciar a composição e estrutura das comunidades biológicas, como as planctônicas (FRAU; MOLINA; MAYORA, 2016) e bentônicas (LINARES; CALLISTO; MARQUES, 2017). A presença do *L. fortunei* pode favorecer a abundância relativa de determinados grupos, como Oligochaeta e Chironomidae (DUCHINI; BOLTOVSKOY; SYLVESTER, 2018).

Esse bivalve vive em colônias, processo denominado de incrustação, que pode acarretar corrosão e obstrução de superfícies e tubulações (ZHAO et al., 2019). Desta forma podem promover impacto econômico em plantas industriais que usam água *in natura*. Esse tipo de impacto é muito frequente em usinas hidroelétricas, especialmente em trocadores de calor. Nestes equipamentos, a vazão reduz paulatinamente, determinando redução da eficácia e consequente necessidade de manutenção. Os prejuízos somam milhões de dólares anuais (REBELO et al., 2018).

O *L. fortunei* está presente em águas brasileiras desde a década de 90 e atualmente sua ocorrência é registrada nas regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste (BARBOSA et al., 2016; MMA, 2020; HERMES-SILVA et al., 2021; LEAL et al., 2021).

Sua alta capacidade de dispersão pode estar associada à sua fase larval que é livre natante, juntamente a condições ambientais favoráveis (BOLTOVSKOY, 2015; AMO et al., 2021). Atividades antrópicas, como navegações que conectam distintas bacias hidrográficas, também contribuem na dispersão do bivalve (MANSUR et., 2012).

Os únicos trabalhos, que nosso grupo de pesquisa teve acesso, sobre história de vida, dinâmica de populações e em especial biologia reprodutiva de *L. fortunei*, foram: Morton (1977); Morton (1982); Choi, Kim (1985); Iwasaki, Uriu (1998); Boltovskoy, Cataldo (1999); Darrigran, Penchaszadeh, Damborenea (1999); Maroñas et al. (2003); Cataldo et al. (2005); Guimarey et al. (2011); Mansur et al. (2012) e Giglio et al. (2016). Alguns autores relatam a biologia e fases

de desenvolvimento, desde a reprodução sexuada até a fixação do animal ao substrato, passando pela fase livre natante/planctônica (CATALDO et al., 2005; MANSUR et al., 2012).

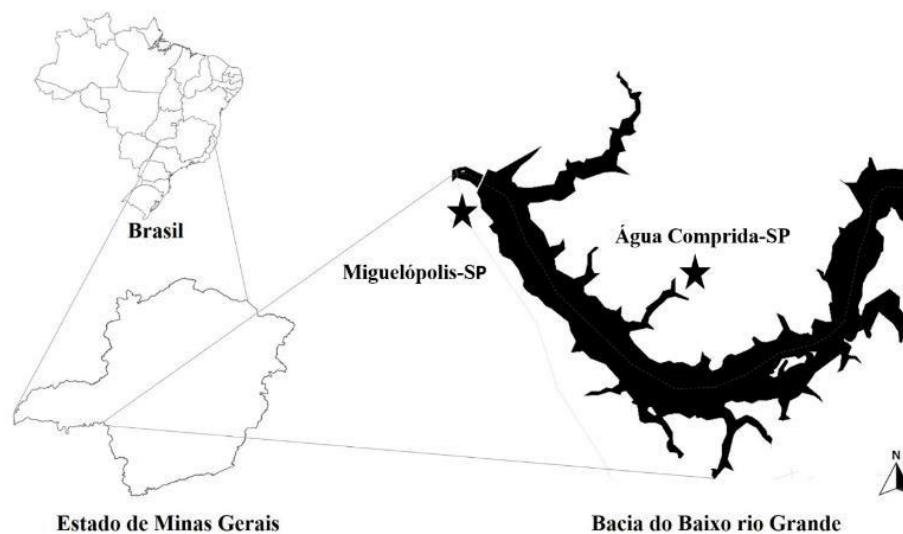
Manter populações viáveis de *L. fortunei*, em laboratório é viável, desde que os pré-requisitos mínimos sejam atendidos. Para outros moluscos essa etapa foi vencida (CAMARGO et al., 2021a). Porém, não existe um protocolo para induzir a reprodução de *L. fortunei*, de forma controlada. Esta etapa, caso venha a ser superada, irá constituir importante passo no conhecimento da biologia e história de vida da espécie. O cultivo em laboratório também irá viabilizar a realização de novas abordagens experimentais com a espécie, incluindo a fase de larva.

O presente capítulo objetivou, relatar prováveis episódios de reprodução de *L. fortunei* em condições laboratoriais parcialmente controladas.

MATERIAIS E MÉTODOS

As amostras de *L. fortunei* são provenientes de oito campanhas que ocorreram de janeiro a agosto de 2021, em dois trechos da Bacia do Baixo rio Grande, sendo um trecho localizado no município de Água Comprida/MG, nas coordenadas 20°05'33''S e 48°06'18''W; e outro no município de Miguelópolis/SP nas coordenadas 20°02'57''S e 48°13'12''W (Figura 2).

Figura 2 - Bacia do Baixo Rio Grande destacando os pontos de amostragem do Mexilhão Dourado no Reservatório da UHE de Volta Grande.



Fonte: Do Autor, 2021

As coletas ocorreram dentro de um transecto de 100 m, em intervalos de 10 m entre os pontos. Com auxílio de concha de mão (método de Dipping), foram coletadas rochas com incrustações de *L. fortunei*. As amostras de rochas foram recolhidas em sacos plásticos com água do próprio ambiente, depositadas em baldes e transportadas para o laboratório de Ecologia e Evolução Nico Nieser da Universidade Federal do Triângulo Mineiro.

Todas as amostras que chegaram do campo foram lavadas com água corrente clorada potável, e depositadas em três tipos de ambientes distintos: aquário de vidro; estante com aquários de plástico e caixa d'água. Aqui são descritos separadamente os três experimentos.

EXPERIMENTO 1

As amostras dos meses de janeiro; fevereiro; março; maio e junho foram aclimatadas em sala climatizada, a 24°C, fechada. Para manter as amostras foram utilizados aquários de vidro com capacidade de 30 L, com temperatura não controlada e fotoperíodo artificial com 7 lâmpadas halógenas brancas mornas com 60W de potência, com 12 horas de claro/escuro. Também foram utilizadas lâmpadas artificiais brancas frias do tipo LED. Em cada aquário foi depositada uma rocha com incrustação de mexilhão. Foi utilizado aerador isento de óleo com pedra porosa nos aquários, com vazão estimada de 1 litro por minuto. Neste experimento ocorreram troca de água dos aquários, uma vez por semana, sempre antes da avaliação dos parâmetros físico-químicos.

EXPERIMENTO 2

Uma amostra de 23 de abril de 2021 foi lavada em laboratório com água corrente, clorada e potável. Os mexilhões foram arrancados do substrato, lavados e depositados em oito aquários, de uma estante, composta por doze aquários, com volume individual de 14L, mais um filtro com capacidade de 30 L, totalizando, aproximadamente 198 L. A água de todos os aquários era drenada por um vertedouro superior central e direcionada diretamente para o filtro na parte inferior. A água neste filtro era bombeada por moto bomba para os doze aquários, retornando por gravidade. A circulação estimada do sistema foi de 500 litros por hora (Figura 3).

O experimento ocorreu em uma sala climatizada a 24 °C. A temperatura nos aquários foi mantida por termostatos e aquecedores regulados para acionamento apenas com temperatura da água inferior a 24°C. Os organismos foram expostos a fotoperíodo natural, pois a sala

possuiu pequena janela (80 cm x 120 cm) e; fotoperíodo artificial com 3 lâmpadas halógenas brancas mornas com 60W de potência, com 12 horas de claro/escuro. Foi utilizado aerador isento de óleo com pedra porosa nos aquários, com vazão estimada de 1 litro por minuto/aquário.

Foram introduzidos moluscos coletados nos locais citados na Figura 1, pertencentes aos gêneros *Pomacea*, *Physa*, *Melanoïdes*, *Corbicula* e *L. fortunei*. Os mexilhões introduzidos no sistema possuíam mais de 1,5 cm, garantido assim a maturidade sexual dos animais (Maroñas et al., 2003).

O propósito da introdução de diferentes grupos de moluscos é que sirvam de controle positivo. Estes animais iriam indicar se o ambiente está adequado ou não para moluscos dulcícolas.

Foi adicionada uma fêmea grávida de peixe da espécie *Poecilia sphenops* (Valenciennes, 1846), nos aquários 1 a 4. Essa espécie é utilizada em estudos experimentais e aquariofilia, vulgarmente denominada de Molinésia. Nos aquários 1 e 3 nasceram 4 alevinos; enquanto nos aquários 2 e 4 nasceu 1 animal. Estes foram utilizados por serem considerados bons bioindicadores de qualidade da água, incluindo toxicidade e oxigenação.

Caso a reprodução dos moluscos tivesse êxito, esses aquários também poderiam servir de unidades experimentais quanto a eventual invasão de moluscos, já que nesses aquários estes não foram introduzidos.

Rochas coletadas nos ambientes naturais, incrustadas com mexilhões foram lavadas com escovas e deixadas de molho em solução aquosa de hipoclorito de sódio 5%. Após uma semana, o procedimento foi repetido e as amostras de rochas foram então depositadas como eventual substrato, para os mexilhões, nos aquários. Em seis aquários foram utilizados tijolos novos furados para construção civil e, nos demais aquários, substratos naturais previamente preparados e limpos.

Após a introdução dos moluscos e peixes, foram realizadas coletas de plâncton selvagem, com rede de arrasto com abertura de malha de 47 µm; do tipo “international standard net” cônica, sem sistema de fechamento. O plâncton selvagem foi utilizado como inóculo para a estante.

Figura 3 - Estante com doze aquários interligados e filtro, totalizando 198 litros, aproximadamente. Sistema montado com condições ambientais parcialmente controlados, em Uberaba/MG, no Laboratório da Disciplina de Ecologia & Evolução Nico Nieserepresentação icnográfica das Classes do Filo Mollusca, segundo consenso, a partir da literatura.



Fonte: Do Autor, 2021

Foram realizadas coletas em dois ambientes distintos, sendo um ambiente lótico, de pequeno porte, próximo a Uberaba e outro no Reservatório da UHE de Volta Grande.

Aparentemente os moluscos e peixes se adaptaram aos aquários, o que pode ser considerado indicativo de estabilidade do ambiente e qualidade de água.

Vale ressaltar que o monitoramento ambiental pode ser realizado por princípios diferentes, incluindo parâmetros físico-químicos, que retratam o ambiente instantaneamente; por bioindicadores, pelas comunidades biológicas e por testes de toxicidade. No presente estudo são conciliados três princípios distintos: parâmetros físico-químicos, bioindicadores e comunidade malacológica. Para aumentar a alcalinidade total, foram disponibilizados carbonatos e bicarbonatos, através da adição de casca de ovo desidratada, seca até peso constante a 100°C e triturada.

Na saída de água de cada aquário, foi utilizada uma tela de sombrite, com 1 mm entre nós.

EXPERIMENTO 3

Amostras de abril e maio foram acondicionadas em caixas d'água com capacidade total de 500 l, em local externo. Em cada caixa foi colocada aeração, com 1 litro por minuto e um aquecedor com termostato. As caixas permaneciam parcialmente tampadas, expostas à temperatura ambiente. A temperatura no local não foi controlada, mas a oscilação foi

amenizada pelo termostato Boyu[®], com potência de 25 W.

Neste tipo de ambiente a possível desova não foi visualizada, o que não indica quão tenha ocorrido.

ALIMENTAÇÃO

De janeiro a junho foi ofertada alimentação nos três ambientes, composta por 0,15g de ração, seis dias por semana. Foi utilizada ração para peixes de fundo, baseada em proteína texturizada de soja; farinha de trigo; farinha de peixe; leveduras; fibra vegetal; óleo de soja refinado; fécula de mandioca; espirulina desidratada; mistura vitamínica mineral (0,56 %), antioxidantes (Etoxiquin, Propilgalato, Ácido Cítrico e HidroxitoluenoButilano).

Para o Experimento 2 também foi ofertada pequena porção de alface verde três vezes por semana e ração farelada 55% de proteína da Guabi[®] *ad libitum* para os molinésia.

De julho a agosto de 2021, além da ração foram adicionados na dieta dos mexilhões alga *Chorella* spp. Nos aquários com capacidade de 30 L foi oferecida 1 g de alga diluída em 500 ml de água. Para os Experimentos 2 e 3 foram adotadas 3 g de alga diluído em 500 ml de água do sistema. As porções de *Chorella* spp. foram pesadas em balança de precisão Shimadzu[®], modelo AX200.

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos da água foi realizado semanalmente. No Experimento 1, o monitoramento da qualidade da água, baseado em parâmetros físico-químicos, foi realizado no dia anterior à troca de água. Para essa análise foi utilizada a Sonda multiparâmetro HORIBA U50[®]. Os parâmetros analisados foram temperatura; pH; potencial de oxirredução; condutividade elétrica; turbidez; oxigênio dissolvido; sólidos totais dissolvidos e salinidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

EXPERIMENTO 1

Em janeiro e março foi observado o aparecimento de substâncias brancas nos aquários. De acordo com MANSUR et al. (2012) esse material se assemelha à desova do mexilhão dourado (Figura 4). Porção da amostra foi coletada e montada em lâmina, a fresco, para observação em microscopia óptica de luz (Figuras 5 e 6).

Figura 4 – Substância branca filamentosa observada nos aquários com mexilhõesdourados.



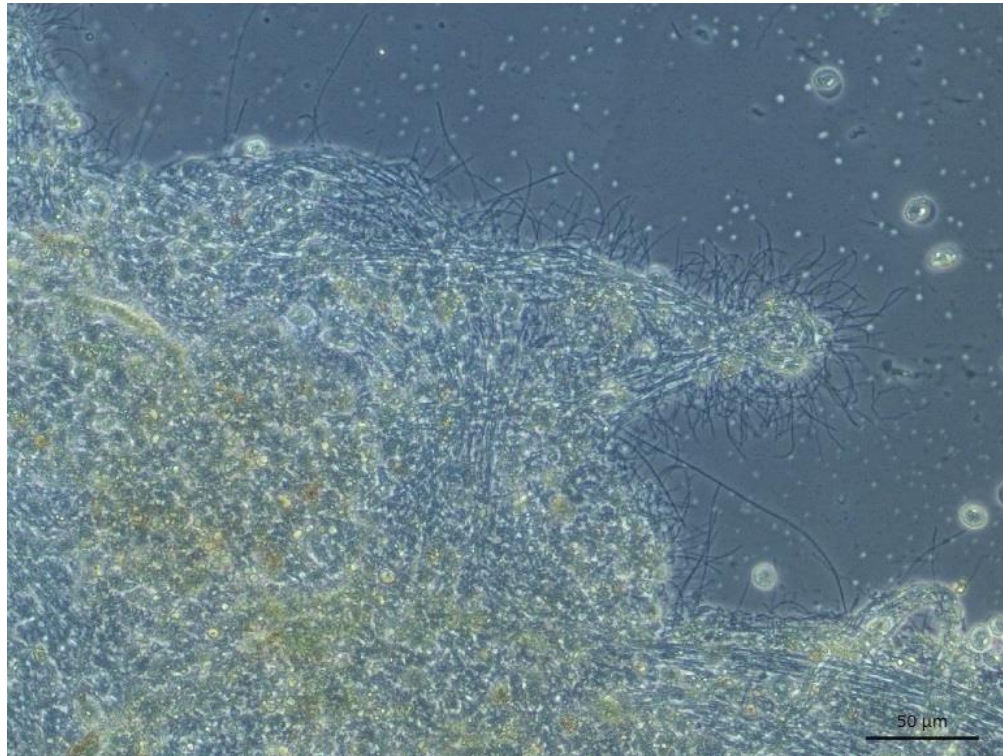
Fonte: Do Autor, 2021

Figura 5 – Coleta de amostra da suposta desova do mexilhão dourado, no dia 14 de julho de 2021, em laboratório, com condições parcialmente controladas, em Uberaba/MG, no Laboratório da Disciplina de Ecologia & Evolução Nico Nieser.



Fonte: Do Autor, 2021

Figura 6 – Microscopia óptica de luz de amostra considerada desova do *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), o mexilhão dourado. Imagem obtida em Microscópio Óptico Zeiss AXIO VERT. A1, com magnificação de 100x. Desova obtida em condições de laboratório, parcialmente controladas, em Uberaba/MG, no Laboratório da Disciplina de Ecologia & Evolução Nico Nieser.



Fonte: Do Autor, 2021

No aquário com amostra de março, em junho, foram identificados três animais pequenos, com tamanhos entre 4 e 5,5 mm. Esses organismos eram menores que os demais e, portanto, pode ser um indicativo de recrutamento (Figura 6).

Figura 7 – Eventuais recrutas, com tamanhos entre 4 e 5,5 mm, identificados em aquários, parcialmente controlados, em Uberaba/MG, no Laboratório da Disciplina de Ecologia & Evolução Nico Nieser.



Fonte: Dos autores, 2021

Em agosto, no aquário com amostra de junho, foram encontrados alguns organismos de mexilhão, relativamente pequenos, comparado aos demais da mesma amostra, com 1,4 mm a 2,2 mm (Tabela 1).

EXPERIMENTO 2

Cinco dias após a transferência dos animais para a estante, foi observada a liberação de substância branca filamentosa. Material esse considerado como compatível com a descrição de desova do mexilhão dourado, segundo Mansur et al. (2012).

Após montado, o experimento foi acompanhado e avaliado durante 4 meses. O alimento fornecido e os manejos realizados conforme a necessidade. Entre os manejos estão incluídos apenas completar o nível da água semanalmente e limpeza das telas de sombrite. As telas foram utilizadas nas saídas de água de cada aquário. Dessa forma animais maiores que 1 mm não teriam acesso ao recipiente inferior e, conseqüentemente, aos demais aquários.

Considerando a data da provável desova e a idade dos animais, os autores consideraram os animais menores como eventuais recrutas (Tabela 1).

Neste delineamento experimental, o número total de indivíduos recrutas foi maior que nos aquários individuais; e superior às três caixas d'água, que totalizam 1.500 litros de água. Os autores acreditam que o efeito sinérgico de variáveis deve ter favorecido o observado. Entre eles citam 1) a recirculação de água pode promover melhores condições ambientais; 2) a casca de ovo triturada adicionada ao sistema favoreceu o desenvolvimento de sistema tampão e elevou ligeiramente o pH, propiciando a formação da concha; 3) o plâncton selvagem utilizado como inóculo propiciou alimento de qualidade aos mexilhões; 4) não trocar a água do sistema impede a perda de formas jovens livres e, 5) a circulação de água propiciou melhor qualidade de água e o desenvolvimento de plâncton em maior densidade.

EXPERIMENTO 3

A área externa apresentou pouca manutenção, sendo o nível da água repostado a cada duas semanas devido a evaporação. Para evitar a uma possível proliferação de larvas de dípteros foi utilizada em cada caixa dois exemplares de *Poecilia reticulata* Peters 1859.

Em agosto, após inspeção foram observados possíveis recrutas nas amostras dos meses de abril e maio, de ambos os locais de amostragem. Os novos recrutas apresentaram tamanhos que variavam de 0.1 mm a 6.0 mm (Tabela 1).

Em relação aos parâmetros físico-químicos, não foram evidenciadas variações

significativas entres os três experimentos. A temperatura média oscilou entre 21 e 23°C; o pH entre 7,5 e 8,4 e a turbidez entre 13 e 33 NTU.

Sabe-se que os organismos apresentam distintas estratégias durante a história de vida. Alguns como os mamíferos possuem um tamanho definido na fase adulta. Outros como os peixes e moluscos podem continuar a crescer, mesmo depois de atingir a maturidade sexual (RELYEA, RICKLEFS, 2021).

Os moluscos, por sua vez, possuem alguns atributos que, dependendo das condições ambientais podem ser considerados como grandes trunfos. O crescimento compensatório, também observado em peixes, pode ser definido como um período de grande ganho de biomassa, após fase de êxtase no crescimento. Apenas organismos que não possuem elevada taxa metabólica, possuem essa capacidade. A necessidade de aclimação, à baixa taxa metabólica, é um pré-requisito para desempenhar crescimento compensatório. Os moluscos, em condições inadequadas, com alimentação deficitária, podem reduzir a taxa metabólica e simplesmente não crescer. Dessa forma apenas o reduzido tamanho não garante que os animais sejam realmente novos recrutas (Oliveira et al., 2020; Souza et al., 2021). Crescer, mesmo em moluscos, está diretamente relacionado a atingir a maturidade sexual. Essa fase da história de vida pode ter importante impacto na dinâmica de populações do *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), o Mexilhão Dourado (SILVA, PELLI, 2019).

A reprodução sexuada envolve elevado custo energético, sendo um processo dispendioso aos indivíduos (RELYEA; RICKLEFS, 2021). O armazenamento de energia para essa finalidade é uma estratégia utilizada pelos organismos, incluindo animais sésseis com fertilização externa (MENDO et al., 2016). Nesse caso o custo é um pouco mais elevado, pois requer elevada produção de ambos os gametas. De acordo com Mendo et al. (2016), os organismos gonocóricos ou dióicos, também necessitam de condições ambientais favoráveis para obter sucesso. O resultado da fertilização externa depende sobretudo do sincronismo dos organismos dentro das populações (LEVITAN, 1995).

Mesmo que as condições laboratoriais sejam diferentes do ambiente natural, elas foram suficientes para que os mexilhões tivessem algum sucesso na desova. Entre as variáveis consideradas, os autores apontam para os parâmetros físico-químicos da água e a alimentação (BOLTOVSKOY et al., 2015; GIGLIO et al., 2016). De acordo com Cataldo et al. (2005) em condições laboratoriais a mortalidade das larvas de *L. fortunei* pode ser superior a 90%; o que deve estar associado com o baixo número de recrutas encontrados neste trabalho.

Tabela 1 – Número, comprimento e idade aproximada (dias) de mexilhões encontrados nas unidades experimentais, em condições parcialmente controladas de laboratório.

Origem	Exp	Idade (dias)	Nº de Indiv.	Comp. (média + DP) mm
Água Comprida	1	93	3	4,0 a 5,5 (4,8)
Água Comprida	1	97	10	(4,1)
Água Comprida	1	63	5	1,4 a 2,2 (1,8)
Água Comprida	2	125	20	3,4 a 10,9 (6,5 ± 2,5)
Miguelópolis	3	===	10	0,1 a 6,0 (1,1)

Fonte: Elaborador pelo Autor, 2021

CONCLUSÃO

As substâncias brancas visualizadas em laboratório apresentam características semelhantes com às descritas na literatura para a desova do mexilhão dourado. As características do ambiente foram compatíveis com os ambientes naturais e aparentemente, propiciaram as condições mínimas necessárias para a reprodução da espécie.

Os recrutas, de tamanho reduzido, são compatíveis com as taxas de crescimento apontadas pela literatura.

Considera-se pertinente a replicação do experimento, preferencialmente sem renovação da água, mantendo as condições físico-químicas estáveis e, dentro de faixa considerada razoável; fornecendo alimento de qualidade e substratos adequados.

Considerando o impacto e custo associado com a introdução mexilhão dourado, buscar compreender o ciclo reprodutivo é umas das formas de construir conhecimento, visando a mitigação de impactos, sejam ambiental, social ou econômico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMO, V.E.; ERNANDES-SILVA, J.; MOI, D.A.; MORMUL, R.P. Hydrological connectivity drives the propagule pressure of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in a tropical river-floodplain system. **Hydrobiologia**, p. 1-12, 2021.
- BARBOSA, N.P.U., SILVA, F.A., OLIVEIRA, M.D., SANSTOS NETO, M.A., CARVALHO, M.D.; CARDOSO, A.V. 2016. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae): first record in the São Francisco River basin, Brazil. **Check List**, v. 12, n. 1, p. 1842-1846, 2016.
- BOLTOVSKOY D, MORTON B, CORREA N, CATALDO D, DAMBORENEA C, PENCHASZADEH PE, SYLVESTER F. 2015. Reproductive output and seasonality of *Limnoperna fortunei*. In: BOLTOVSKOY D. (Ed). *Limnoperna fortunei*. The ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel. New York, Springer, 2015. p. 77–103.
- BOLTOVSKOY, D. Distribution and Colonization of *Limnoperna fortunei*: Special Traits of an Odd Mussel. In: Boltovskoy, D. (Ed) *Limnoperna fortunei*. Springer, Berlin, 2015.p. 301-311.
- BOLTOVSKOY, D.; CATALDO, D. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). **Biofouling**, v. 14, p. 255-263, 1999.
- BOLTOVSKOY, D.; SYLVESTER, F.; OTAEGUI, A.; LEYTES, V.; CATALDO, D. Environmental modulation of the reproductive activity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* in South America. **Austral Ecology**, v. 34, p.719–730, 2009b.
- BRUGNOLI, E.; DABEZIES, M.J.; CLEMENTE, J.M.; MUNIZ, P. *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) en el sistema de embalses del Rio Negro, Uruguay. **Oecologia Australis**, v. 15, p. 576–592, 2011.
- CATALDO, D.; BOLTOVSKOY, D.; HERMOSA, J.L.; CANZI, C. Temperature-dependent rates of larval development in *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae). **Journal of Molluscs Studies**, v.71, n.1, p.41-46, 2005.
- CHOI, S.S.; KIM, J.S. Studies on the metamorphosis and the growth of larva in *Limnoperna fortunei*. **The Korean Journal of Malacology**, v. 1, p.13-18, 1985.
- DARRIGRAN, G. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. **Biological Invasions**, v. 4, p. 145–156, 2002.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. Ecosystem engineering impact of *Limnoperna fortunei* in South America. **Zoological Science**, v. 28, p. 1–7, 2011.
- DARRIGRAN, G.; PENCHASZADEH, P.; DAMBORENEA, M. C. The life cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) from a Neotropical temperate locality. **Journal of Shellfish Research**, v. 18, p. 361-365, 1999.

DUCHINI, D.; BOLTOVSKOY, D.; SYLVESTER, F. The invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in South America: multiannual changes in its predation and effectson associated benthic invertebrates. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 431-446, 2018.

FRAU, D.; MOLINA, F.R.; MAYORA, G. Feeding selectivity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a natural phytoplankton assemblage: what really matters? **Limnology**, v.17, p.47-57, 2016.

GIGLIO, M.L.; MANSUR, M.C.D.; DAMBORENEA, C.; PENCHASZADEH, P.E.; DARRIGRAN, D. Reproductive pattern of the aggressive invader *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) in South America. **Invertebrate reproduction and Development**, p. 1-10, 2016.

GIGLIO, M.L.; MANSUR, M.C.D.; DAMBORENEA, C.; PENCHASZADEH, P.E.; DARRIGRAN, G. Reproductive Pattern of the Aggressive Invader *Limnoperna Fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) in South America. **Invertebrate Reproduction & Development**, v. 60.n. 3, p. 175-84, 2016.

GUIMAREY, P.C.; DARRIGRAN, G.A.; DAMBORENEA, M.C.; PENCHASZADEH, P.E. Assessment of gonadal follicle size in the invading bivalve *Limnoperna fortunei* (Mytilidae). **Biocell**, v. 35, n. 2, p. 59-62, 2011.

HERMES-SILVA, S.; RIBOLLI, J.; ÁVILA-SIMAS, S.; ZANIBONI-FILHO, E.; CARDOSO, G.F.M.; NUÑER, A.P.O. *Limnoperna fortunei* - Updating the geographic distribution in the Brazilian watersheds and mapping the regional occurrence in the Upper Uruguay River basin. **Biota Neotropica**, 21, n. 3, p. 1-6, 2021.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Mexilhão-Dourado (*Limoneperna fortunei*) no Brasil**. Brasília, DF: IBAMA, 2020. Disponível em: <[http://www.ibama.gov.br/phocadownload/biodiversidade/mexilhaodourado/2020/2020-11-10-Plano Mexilhao Dourado.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/biodiversidade/mexilhaodourado/2020/2020-11-10-Plano%20Mexilhao%20Dourado.pdf)>. Acesso em: 30 jun 2021.

IWASAKI, K.; URIU, Y. Life cycle of a freshwater mytilidae mussel, *Limnoperna fortunei*, in Uji River, Kyoto. **Venus**, v. 57, p. 105-113, 1998.

LEAL, M.F.; SIMONE, L.R.L.; LACERDA, A.C.F.; SILVA, E.L.; PINHEIRO, T.G. Current distribution of the invasive mollusk *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) (Bivalvia, Cyrenidae) in Brazil, including a new record from the state of Piauí. **CheckList**, v. 17, n. 1, p. 151-157, 2021.

LEVITAN, D.R. The ecology of fertilization in free spawning invertebrates. In: McEdward L (Ed) **Ecology of marine invertebrate larvae**. CRC Press, Boca Raton, 1995. p. 123–156.

LINARES, M.S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J.C. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 279-285, 2017.

MANSUR, M.C.D et al. **Molusco Límnico Invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012.

MARONÑAS, M.E.; DARRIGRAN, G.A.; SENDRA, E.D.; BRECKON, G. Shell growth of the golden mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), in the Río de la Plata, Argentina. **Hydrobiologia**, v. 495, p. 41-45, 2003.

MENDO, T.; SEMMENS, J.M.; LYLE, J.M.; TRACEY, S.R, MOLTSCHANIWSKYJ, N. Reproductive strategies and energy sources fueling reproductive growth in a protracted spawner. **Marine Biology**, v. 163, n. 1, p. 2-11, 2016.

MORTON, B. The populations dynamics of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia: Mytilacea) in Plover Cove reservoir, Hong Kong. **Malacologia**, v. 16, p. 165-182, 1977.

MORTON, B. The reproductive cycle in *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) fouling Hong Kong's raw water supply system. **Oceanologia et Limnologia Sinica**, v.13, p. 312-325, 1982.

OHTAKA A.; NARITA, T.; KAMIYA, T.; KATACURA, H.; ARAKI, Y.; IM, S.; CHHAY, R.; TSUKAWAKI, S. Composition of aquatic invertebrates associated with macrophytes in Lake Tonle Sap, **Cambodia**. **Limnology**, v. 12, p. 137–144, 2011.

OLIVEIRA, G.R.; GEMAQUE, T.C; MELO, K.D.M; SILVA, S.R; OLIVEIRA, A.V; FREATO, T.A; COSTA, D.P. Restrição alimentar na piscicultura: fisiologia, metabolismo e sustentabilidade. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 5, p. 28224-28244, 2020.

OLIVEIRA, M.D.; CALHEIROS, D.F.; JACOBI, C.M.; HAMILTON, S.K. Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. **Biological Invasions**, v.13, n.3, p. 717-729, 2011.

REBELO, M.F.; AFONSO, L.F.; AMERICO, J.A.; SILVA, L.; NETO, J.L.B; DONDERO, F.; ZHANG, Q. A sustainable synthetic biology approach for the control of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*). **PeerJ Preprints**. 2018. Acesso em; < <https://peerj.com/preprints/27164.pdf>>. 25 maio 2021.

RELYEA, R.; RICKLEFS, R.E. 2021. **A Economia da Natureza**. 8ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2021.

RICCIARDI, A.; COHEN, J. The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. **Biological Invasions**, v. 9, p. 309–315, 2007.

SOUZA, D.M; GARCIA, L.W.; FONSECA, J.P.; MENDONÇA, G.; COSTA, C.M.; BALLESTER, E.L.C.; ROBALDO, R.B. Compensatory growth of tilapias (*Oreochromis niloticus*) reared in earthen ponds in Southern Brazil. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 2, p. 1895-1901, 2021.

ZHAO, N.; XU, M.; BLANCKAERT, K.; QIAO, C.; ZHOU, H.; NIU, X. Study of factors influencing the invasion of Golden Mussels (*Limnoperna fortunei*) in water transfer projects. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, p. 1-9, 2019.

2.3 CAPÍTULO III - AVALIAÇÃO DA DIVERSIDADE ALFA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO RESERVATÓRIO DE VOLTA GRANDE

INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados bentônicos por definição são organismos invertebrados que habitam substratos de fundo de diversos ambientes aquáticos (CUMMINS, 1996; FRANZOZO; FRANZOZO, 2017; BRUSCA; MOORE; SHUSTER, 2018). Esses organismos podem ser vistos a olho nu, apresentam um tamanho corporal que variam de milímetros a centímetros (MERRIT; (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). São representados por organismos de distintos grupos taxonômicos como crustáceos, anelídeos moluscos e insetos hexápodes (MERRIT; CUMMINS, 1998; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2012; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2015).

Os macroinvertebrados são compostos por organismos sensíveis a mudanças ambientais como Ephemeropteros; Trichopteros e Plecópteros denominados de EPT e por organismos mais resistentes (HAMADA, NESSIMIAN, QUERINO, 2014). Os Organismos mais resistentes ocupam as vezes ambientes com maior grau de impacto antrópico como é o exemplo das larvas de dípteros, mais especificamente a família Chironomidae (CAMARGO; SOUZA; BURANELLO, 2019). Nesse sentido, esses invertebrados são utilizados no mundo todo como uma ferramenta de biomonitoramento ambiental (SOUZA et al., 2014; LAINI et al., 2018; MELLADO-DÍAZ et al., 2019).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos são de suma importância para a manutenção dos sistemas aquáticos por meio de biorrevolvimento do sedimento; fragmentação e decomposição de material orgânico; realizando dessa maneira a ciclagem de nutrientes, além de ser fonte alimentar da cadeia trófica de outros organismos (SCHMERA et al., 2015).

No entanto, as atividades antrópicas influenciam a composição estrutural e distribuição das comunidades de macroinvertebrados (SOUZA et al., 2013; CAMARGO; SOUZA; BURANELLO, 2019), podendo levar a diversidade ecológica local ao declínio. A diversidade de espécies local foi denominada por Whittaker (1960) de diversidade Alfa (α).

O conceito de diversidade com viés em comunidades biológicas foi introduzido por Fisher, Corbet e Williams (1943). Esse conceito leva em consideração dois parâmetros, a riqueza (S), que nada mais é do que o número de espécie propriamente dita, presente em um determinado local ou amostra, e a abundância relativa, que compreende ao número de indivíduos representantes de uma determinada espécie (PIANKA, 1994; MORENO, 2001).

A diversidade de espécie é utilizada para caracterizar as comunidades biológicas e ecossistemas (DEJONG, 1975). Para avaliar a diversidade de espécie foram criados alguns índices, sendo os índices de Shannon-Wiener (H') e Simpson (D') os mais utilizados (WHITTAKER, 1960; REZENDE et al, 2019). O índice de Shannon-Wiener (H') baseia no quão difícil seria prever corretamente a espécie do próximo indivíduo a ser coletado, ou seja, é uma medida da quantidade de incerteza presente na amostra, quanto maior o valor do índice de Shannon-Wiener (H'), maior a incerteza e maior a diversidade de espécies (H mais próximo de 1). Esses índice é calculado por meio da fórmula $H' = -\sum_1^s(pi \cdot \ln pi)$ onde pi: frequência de cada espécie, para i variando de 1 a S (Riqueza) (SHANNON; WEAVER, 1949; MARGALEF, 1958; DEJONG, 1975). O índice de Shannon-Wiener (H') dá um peso maior para as espécies raras no local ou amostra.

Já o índice de Simpson (D') enfatiza o componente de dominância da diversidade, onde expressa a probabilidade de que dois organismos amostrados aleatoriamente de um determinado local ou amostra sejam da mesma espécie (MAGURRAN, 1988). Os valores variam de 0 a 1, quanto mais distante de zero, maior a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie, isto é, maior a dominância e conseqüentemente menor a diversidade (SIMPSON, 1949). Para o cálculo, utiliza-se a fórmula $\lambda = \sum_1^s p_i^2$ onde pi : proporção de cada espécie, para i variando de 1 a S (Riqueza), e pi : frequência da espécie i.

Conhecer a diversidade local é o primeiro passo para a conservação das comunidades biológicas, sendo esses dois índices, uma ferramenta adequada para tal (RICCOTA, 2005). Diante do que foi explanado aqui, este capítulo tem como objetivo verificar a diversidade de espécies local (diversidade alfa) da comunidade de macroinvertebrados em dois trechos da Bacia do Baixo Rio Grande.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo ocorreu de janeiro a dezembro de 2021 em um trecho da Bacia do Baixo do Rio Grande (Figura 8).

COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS NOS SEDIMENTOS

Sendo uma campanha amostral a cada mês. O ponto está localizado no município de Água Comprida-MG. Para as amostragens das comunidades macrobentônicas nos sedimentos foi realizado um quadrante na margem de 100 m² e realizado 5 amostras aleatória de sedimentos nesse espaço delimitado. A profundidade do local não ultrapassa de 60 cm. Os sedimentos

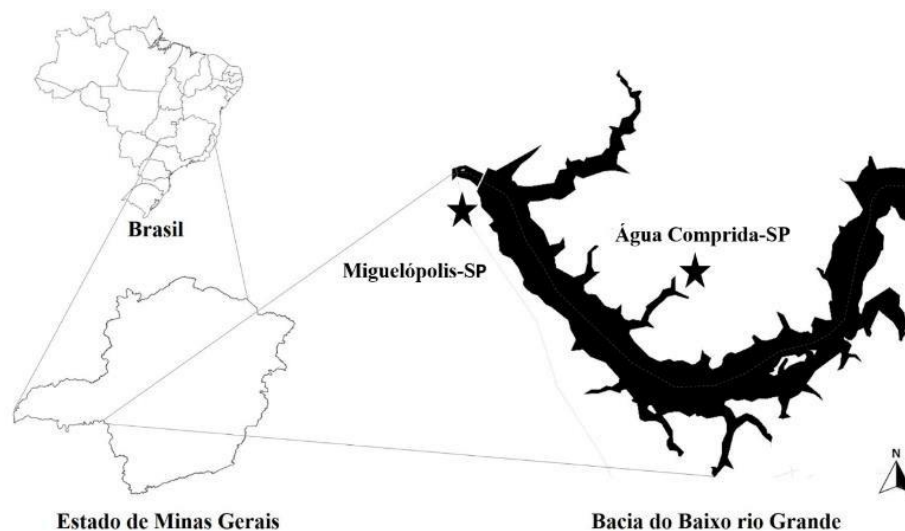
foram coletados com concha de mão com um raio de 7 cm (método dipping). Cada amostra foi acondicionada em sacos plásticos com 50 ml de paraformaldeído 34% e transportados ao laboratório.

Em laboratório, os sedimentos e os substratos artificiais foram lavados em tamises de 2, 1 e 0,5 mm. Em seguida o material foi transferido a placas de petri e submetido ao estereomicroscópio Bel Photonics com magnificação máxima de 100 X. A identificação dos moluscos ocorreram a nível de espécies (MANSUR et al., 2012). Crustáceo e demais representantes macrobentônicos ocorreram a nível de família conforme Mugnai; Nessimian e Baptista (2012), Merrit e Cummins (1998).

COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS NOS SUBSTRATOS ARTIFICIAIS

Foram instalados doze substratos artificiais (tijolos de 6 furos) numa profundidade de 60 cm aproximadamente e foram retirados um por mês. O substrato artificial foi acondicionado em saco plástico com 50 ml de paraformaldeído 34% e transportado ao laboratório. As instalações dos tijolos ocorreram um mês antes do início da pesquisa. A triagem e identificação taxonômica ocorreu nos mesmos moldes que a amostragem das comunidades macrobentônicas nos sedimentos.

Figura 8 – Bacia do Baixo Rio Grande. A estrela em preto refere-se ao local das amostragens das comunidades biológicas.



Fonte: Do Autor, 2022

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

Ponto 1 se encontra em uma propriedade rural privada no município de Água Comprida-MG. O local apresenta atividade agropecuária e avicultura e com forte presença de monocultura

como cana-de-açúcar. Localizado nas coordenadas S 20°05'33''; W 48°06'18''. O ponto ocorre em um braço na margem direita do rio Grande, com ausência de mata ciliar nativa, sendo a vegetação ocupada por árvores frutíferas (*Mangifera indica* e *Morus nigra*) e algumas palmáceas. Presença de casas e currais a 50 m do Rio Grande. O local ainda é utilizado como área de lazer nos finais de semana. A região é predominantemente composta por um leito arenoso (Figura 9).

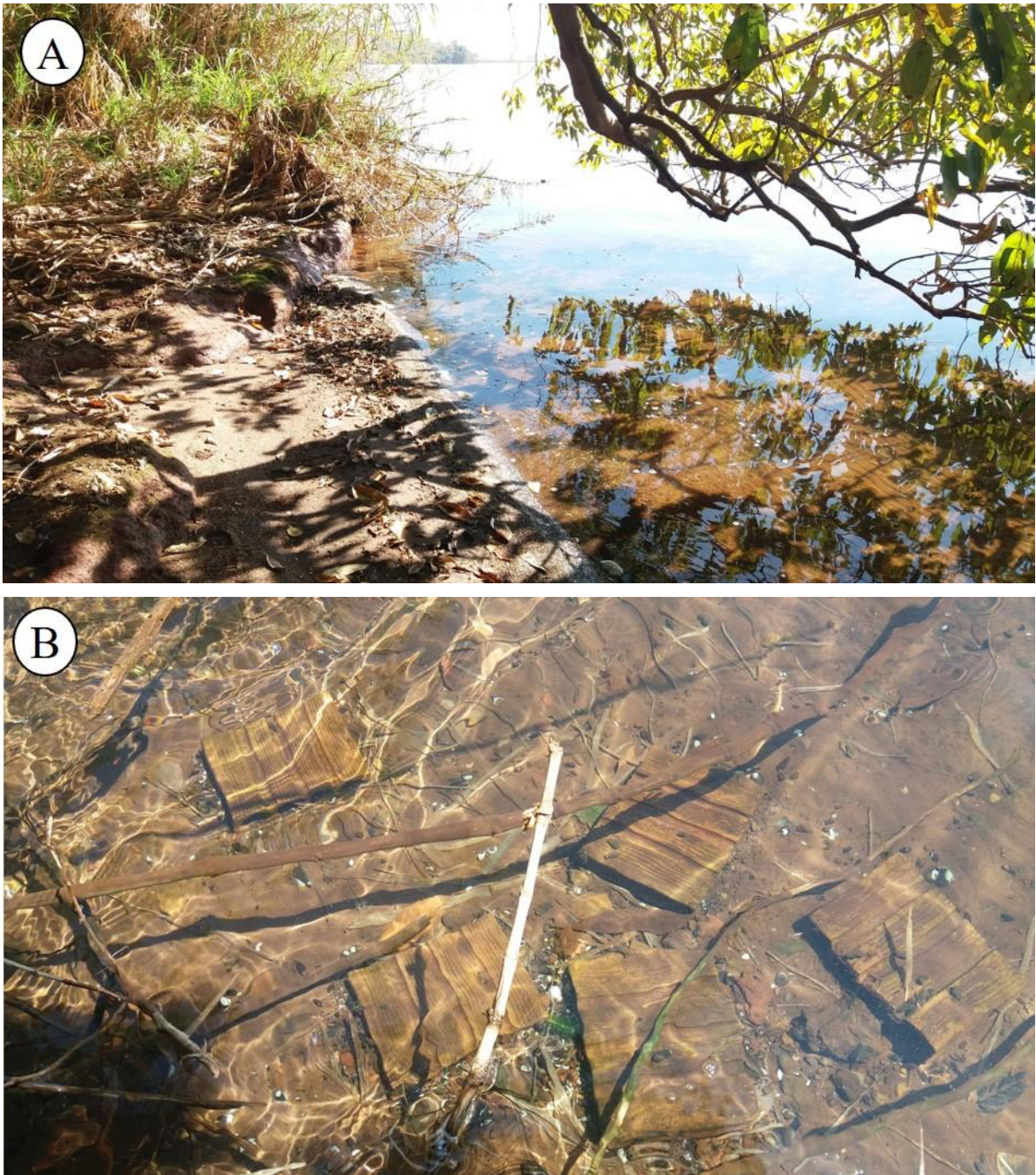
Figura 9 – Local das coletas de sedimentos (Ponto 1- Água Comprida-MG).



Fonte: Do autor, 2022

O ponto 2 está localizado a 1.500 metros da Usina de Volta Grande no município de Miguelópolis-SP, o ponto está aproximadamente a 2 km da rodovia SP-413 nas coordenadas S 20°02'57''; W 48°13'12''. O local de estudo se encontra na margem esquerda de um trecho largo do Rio Grande (Figura 10). O local apresenta vestígios de atividades humanas como acampamentos aos finais de semana. A região litorânea desse ponto apresenta o leito com o solo vermelho (óxido de ferro) mais sedimentado com ausência de areia com uma profundidade de 60 cm. Foi observada a presença de milhares de mexilhões aderidos ao próprio leito e em algumas rochas. Embora a região seja ocupada por cana-de-açúcar, uma estreita de mata ciliar margeia o reservatório.

Figura 10- Vista do local da instalação dos substratos artificiais (A). Detalhes dos Substratos artificiais (B) (Ponto 2- Miguelópolis-SP).



Fonte: Do Autor, 2022

TRATAMENTO DOS DADOS

Comunidade macrobentônicas nos sedimentos

A análise de diversidade da comunidade biológica ocorreu em dois blocos analíticos, (1): comparação de todos os períodos de coletas (janeiro a dezembro), (2): comparação entre o período chuvoso e de estiagem. O regime de chuva compreende os meses de outubro a março.

Por meio dos dados da identificação taxonômica foi montado uma matriz no *software* PAST® (HAMMER et al., 2001) onde foi calculado o índice de diversidade para os seguintes parâmetros, riqueza (S), abundância, dominância, diversidade de Shannon-Wiener (H'), diversidade de Simpson (D') e equitabilidade (J) para cada mês amostrado, totalizando doze meses. Em posse dos resultados dos índices de diversidade foram realizados testes de normalidade de Shapiro-Wilk para todos os parâmetros. Os dados não atingiram uma distribuição normal, exceto para diversidade de Shannon-Wiener (H'). Após, foi realizado uma análise comparativa não paramétrica por meio do teste Kruskal-Wallis. Já para o parâmetro de diversidade de Shannon-Wiener (H'), foi utilizado análise comparativa paramétrica (ANOVA). Os testes normalidade de Shapiro-Wilker e análises comparativas paramétricas e não paramétricas foram realizadas no *software* Statistica 7 (STATSOFT, 2005).

Comunidade de macroinvertebrados nos substratos artificiais

Para os organismos amostrados nos substratos artificiais foram calculados apenas os índices de diversidades dos seguintes parâmetros: riqueza (S), abundância, dominância, diversidade de Shannon-Wiener (H'), diversidade de Simpson (D') e equitabilidade (J). Para essa etapa também foi utilizado o *software* PAST® (HAMMER et al., 2001).

RESULTADOS

COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS NOS SEDIMENTOS

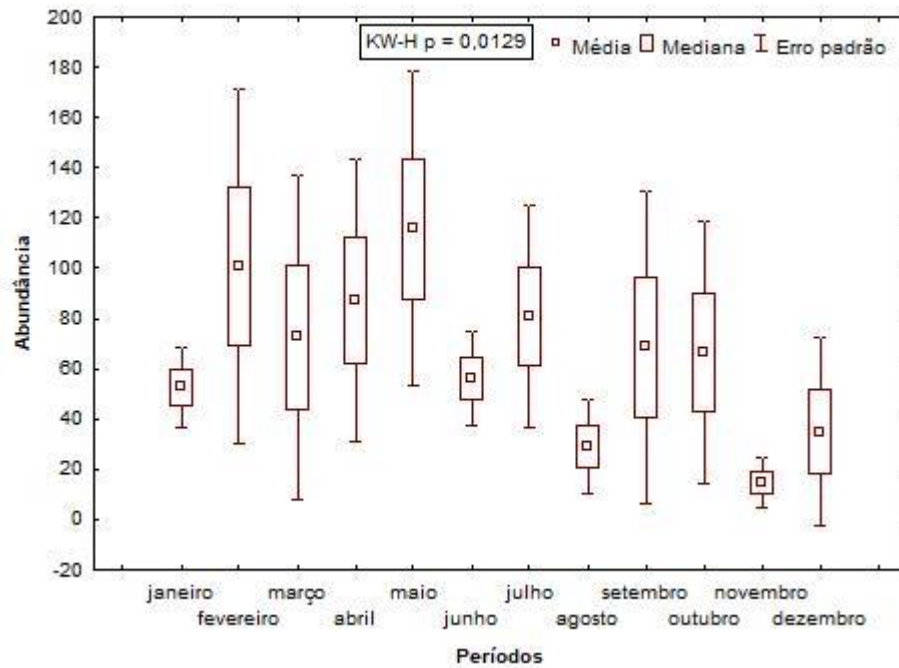
Nas amostras de sedimentos foram identificados no total de 3.828 organismos, distribuídos em 6 classes; 8 ordens e 9 famílias. Não foi possível chegar a nível de Ordem/Família os representantes das classes Clitellata e Nematoda. Os organismos mais abundantes foram os representantes da classe Clitellata com 2.401 exemplares (62,72%), Chironomidae com 663 representantes 17,32%), Corbiculidae com 398 indivíduos representada pela espécie *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (10,40%), Thiaridae representada pelo *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) com 200 indivíduos (5,22%) e Mytilidae representado pelo *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) com 141 exemplares (3,68%). Os menos abundantes foram Gomphidae com 6 representantes (0,16%), Pyralidae com 5 organismos (0,13%), Ampullaridae com 2 indivíduos (0,05%), Elmidae e Palaemonidae com 1 organismo cada (0,03%) (Tabela 2).

	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	9	5	1	1	4
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	7	3	3	3	16
Setembro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	5	-	5	2	-
	Clitellata sp			10	11	55	29	90
	Insecta	Diptera	Chironomidae	6	18	4	18	57
			Thiaridae	1	-	3	1	28
Outubro	Clitellata sp			83	26	22	26	4
	Insecta	Diptera	Chironomidae	1	2	-	7	-
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	2	3	1	-	5
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	4	-	4	3	1
	Insecta	Coleoptera	Elmidae	-	-	-	-	1
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	-	-	-	-	5
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	-	-	-	-	131
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	-	-	-	-	1
Novembro	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	-	1	-	-	3
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	3	4	4	1	10
	Insecta	Diptera	Chironomidae	-	-	1	2	2
	Clitellata sp			4	15	5	2	10
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	-	-	-	2	5
Dezembro	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	1	1	-	1	-
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	3	3	-	11	9
	Insecta	Diptera	Chironomidae	6	1	2	5	8
	Clitellata sp			14	12	4	8	8
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	1	-	-	2	-

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2021

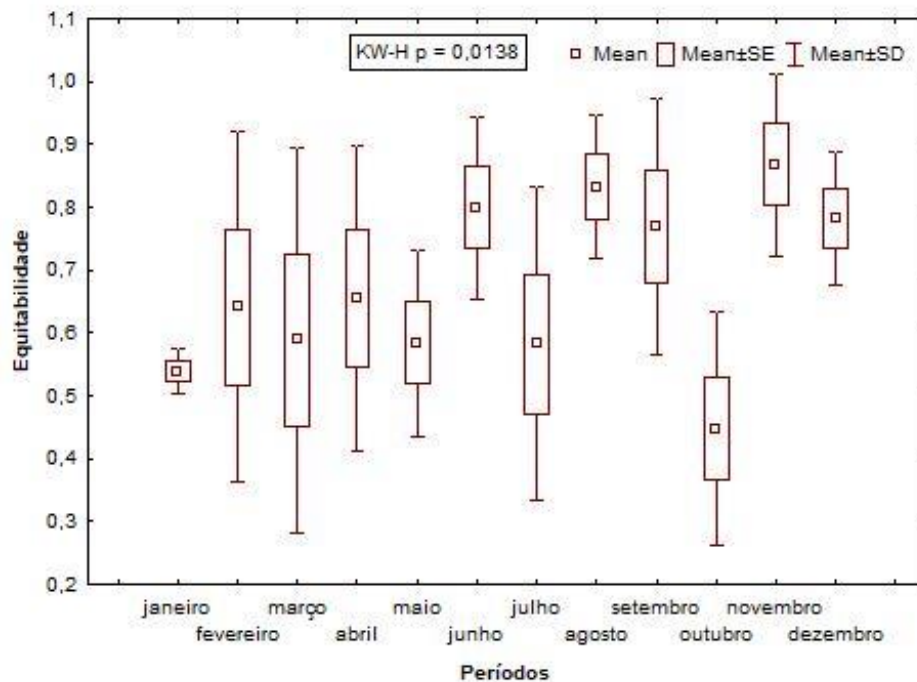
O primeiro bloco analítico não exibiu diferença significativa ($p > 0,05$) dos parâmetros analisados (riqueza (S) ($p = 0,3730$), dominância ($p = 0,0657$), diversidade de Shannon-Wiener (H') ($p = 0,1779$), diversidade de Simpson (D') ($p = 0,0657$). Em contrapartida, houve diferença significativa ($p < 0,05$) para os parâmetros de abundância ($p = 0,0129$) e equitabilidade (J) ($p = 0,0138$) (Figura 12 e 13). O segundo bloco analítico refere-se à estação chuvosa e seca não exibiram diferenças significativas ($p > 0,05$) para todos os parâmetros analisados (riqueza (S) ($p = 0,0929$), abundância ($p = 0,0678$), dominância ($p = 0,2198$), diversidade de Shannon-Wiener (H') ($p = 0,3044$), diversidade de Simpson (D') ($p = 0,2198$) e equitabilidade (J) ($p = 0,3366$).

Figura 12- Comparação do parâmetro abundância entre todos os períodos demonstrou diferença significativa ($p < 0,05$) por meio do teste de Kruskal-Wallis (Pont 1- Água Comprida-MG)



Fonte: Do Autor, 2022

Figura 13- Comparação do parâmetro equitabilidade entre todos os períodos demonstraram diferenças significativas ($p < 0,05$) por meio do teste de Kruskal-Wallis (Pont 1- Água Comprida-MG).



Fonte: Do Autor, 2022

Foram identificados cerca de 1440 indivíduos, distribuídos em 8 classes; 11 ordens e 15 famílias. Mytilidae, representada pelo *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) exibiu a maior abundância com 710 exemplares (49,31%). Em seguida Thiaridae, representada pelo *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) com 193 exemplares (13,40%), Chironomidae com 170 exemplares (11,81%), Curbiculidae, representada pelo *Corbiculidae fluminea* (Müller, 1774) demonstrou com 143 exemplares (9,93%). Os grupos menos abundantes foram Clitellata com 107 exemplares (7,43%), Pyralidae com 41 exemplares (2,85%), Physidae com 22 exemplares (1,53%), Palaemonidae com 15 exemplares (1,04%), Planorbidae com 10 exemplares (0,69%), Baetidae com 9 exemplares (0,63%), Ceratopogonidae com 6 exemplares (0,42%), Ampullaridae representada pela *Pomacea canaliculata* e Hirudinidae Ancyliidae com 3 exemplares cada (0,21%), Leptohyphidae e Elmidae com 2 exemplares cada (0,14%) e Ostracoda com apenas um exemplar (0,07%), Ostracoda e Elmidae foram táxons com menor abundância de indivíduos, com apenas 1 representante (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultados de densidade dos organismos amostrados no substrato artificial em de janeiro a dezembro de 2021 (Ponto 2 –Miguelópolis-SP)

Períodos		Taxa		Quantidade
Janeiro	Classe	Ordem	Família	
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	7
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	5
	Clitellata			2
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	8
	Insecta	Díptera	Chironomidae	15
	Insecta	Díptera	Ceratopogonidae	2
fevereiro	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	56
	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	7
	Clitellata			17
	Insecta	Díptera	Chironomidae	34
	Insecta	Díptera	Ceratopogonidae	2
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	11
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	3
Março	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	25
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	15
	Insecta	Díptera	Chironomidae	5

	Insecta	Díptera	Ceratopogonidae	2
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	2
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Clitellata			2
	Ostracoda			1
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	1
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	2
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	1
Abril				
	Insecta	Díptera	Chironomidae	2
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	4
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	4
	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	1
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	19
	Gastropoda	Caenogastropoda	Ampullaridae	2
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	2
Maio				
	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	12
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	24
	Clitellata			3
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	16
	Insecta	Díptera	Chironomidae	15
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	3
Junho				
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	47
	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	12
	Clitellata			26
	Insecta	Díptera	Chironomidae	28
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	1
	Insecta	Coleoptera	Elmidae	1
	Hirudinea	Rynchobdellida	Hirudinidae	1
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	8
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	22
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	4
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	3
Julho				
	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	53
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	146
	Insecta	Díptera	Chironomidae	4
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	35

	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	8
	Insecta	Ephemeroptera	Leptohephidae	2
	Clitellata			6
	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae	6
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	5
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	3
agosto				
	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	6
	Bivalvia	Mytiloida	Mytilidae	131
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	28
	Insecta	Díptera	Chironomidae	6
	Clitellata			14
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	2
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	9
	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	3
setembro				
	Bivalvia	Mytiloida	Mytilidae	91
	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	10
	Clitellata			5
	Insecta	Diptera	Chironomidae	53
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	1
	Gastropoda	Mesogastropoda	Ampullariidae	1
	Hirudinea	Rhynchobdellida	Hirudinidae	1
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	1
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	34
	Crustacea	Decapoda	Palaemonidae	1
outubro				
	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	1
	Bivalvia	Mytiloida	Mytilidae	131
	Crustacea	Decapoda	Palaemonidae	1
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	5
	Insecta	Lepidoptera	Pyralidae	5
	Insecta	Coleoptera	Elmidae	1
	Clitellata			5
	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	1
novembro				
	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	3
	Bivalvia	Mytiloida	Mytilidae	38
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	3

	Insecta	Diptera	Chironomidae	6
	Clitellata			15
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Hirudinea	Rhynchobdellida	Hirudinidae	1
dezembro	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	6
	Bivalvia	Mytiloidea	Mytilidae	7
	Gastropoda	Caenogastropoda	Thiaridae	40
	Insecta	Diptera	Chironomidae	2
	Clitellata			12
	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	1
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	2

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2021

O índice de diversidade exibiu a maior riqueza (S) nos meses de março, junho, julho e setembro, com exceção de março, todos os demais meses contemplam a estação de estiagem. O índice de abundância foi em junho, julho, agosto e setembro compreendendo os meses estiagem.

A maior dominância foi observada em outubro, seguido de novembro e dezembro, (estação chuvosa), no entanto, o mês de agosto (estiagem) exibiu a segunda maior dominância. A maior diversidade de Shannon-Wiener (H') foi evidenciada no mês de junho, mas os meses março, maio, janeiro e fevereiro também foram bem representativos, esses resultados estão atrelados à sensibilidade do índice por grupos menos comum na amostra. Um exemplo disso é o mês de janeiro que obteve 39 indivíduos enquanto fevereiro obteve 131, mas a diversidade de Shannon foi maior em janeiro, isso ocorre pela presença de espécies raras, neste caso, grupo bentônico que se repete menos na amostra, dando assim maior peso na análise.

A maior diversidade de Simpson (D') foi exibida em maio e junho ambos meses de estiagem. A maior equitabilidade (J) ocorreu no mês de maio (estiagem) e a segunda maior equitabilidade foi exibida em janeiro (chuvoso), a equitabilidade é influenciada pelos organismos abundantes, quanto menor a abundância de determinados grupos, mais uniforme se torna a distribuição dos grupos na amostra (Tabela 4).

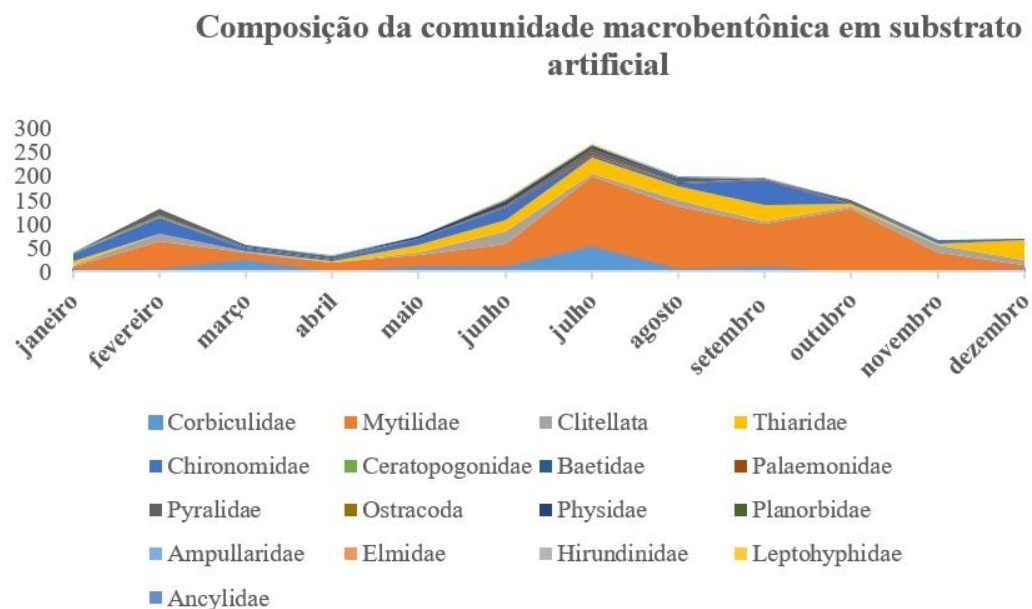
Tabela 4 - Índices de diversidade dos organismos amostrados no substrato artificial em Miguelópolis-SP de janeiro a agosto de 2021 e seus respectivos meses amostrados. S.= Riqueza, Abun = Abundância, Dom. = Dominância, Div. Shan. = Diversidade de Shannon- Winner, Div. Simp. = Diversidade de Simpson e Equi. = Equitabilidade. Faixa em cinza refere-se à estação de estiagem.

Períodos	S	Abun.	Domi.	Div. Shan.	Div. Simp.	Equi.
Janeiro	6	39	0,2439	1,569	0,7561	0,8755
Fevereiro	8	131	0,2777	1,530	0,7223	0,7360
Março	11	57	0,2755	1,680	0,7245	0,7007
Abril	7	34	0,3512	1,432	0,6488	0,7361
Maio	6	73	0,2287	1,583	0,7713	0,8833
Junho	11	153	0,1875	1,878	0,8125	0,7833
Julho	10	268	0,3556	1,416	0,6444	0,6150
Agosto	9	200	0,4577	1,224	0,5423	0,5571
Setembro	10	198	0,3157	1,390	0,6843	0,6036
Outubro	8	150	0,7662	0,592	0,2338	0,2847
Novembro	7	67	0,3843	1,276	0,6157	0,6560
Dezembro	7	70	0,3751	1,327	0,6249	0,6818

Fonte: Elaborado pelo Autor, 2022

Como observado na (Figura 14) as maiores abundâncias na composição da comunidade nos substratos artificiais ao longo de doze meses são representadas por espécies de moluscos exóticos invasores. Com destaque para a família Mytilidae, representada pela espécie *L. fortunei*.

Figura 14- Composição da comunidade macrobentônica em substrato artificial ao longo de doze meses (Ponto 2- Miguelópolis-SP).



DISCUSSÃO

O ponto 1 (Água Comprida-MG) evidenciou que a composição das comunidades macrobentônicas nos sedimentos podem estar sob influência das atividades antrópicas. Um exemplo disso é a falta de mata ciliar no local de estudo. Um dos efeitos negativos causados

pela ausência de mata ciliar é a deficiência na entrada de nutrientes alóctones, que consequentemente reflete na composição das comunidades de bentos (CASTRO; DOLÉDEC; CALLISTO, 2017; DALA-CORTE et al., 2020; RIIS et al., 2020; FIRMIANO et al., 2021). Nesse sentido, a ausência de mata ciliar se torna um filtro ambiental (CASTRO; DOLÉDEC; CALLISTO, 2018). Esse apontamento pode explicar a ausência de organismos fragmentadores e abundância de organismos detritívoros como Clitellata e coletores como os Chironomídeos, sendo esses dois grupos os mais abundantes entre a comunidade amostrada (Tabela 2). Pressão antrópica favorece a restrição de alguns táxons e abundância de outros (LI et al., 2019).

Além disso, as invasões biológicas podem influenciar na composição da biota nativa, pois alguns trabalhos demonstram que a presença de espécie exótica invasora pode acarretar em um declínio da biodiversidade local (THOMAZ; MORMUL; MICHELAN, 2018; REID et al., 2019). Levando isso em consideração, pode ser que a presença das espécies exóticas como *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), *Corbicula flumínea* (Müller, 1774) e *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) estejam atuando na composição bentônica do ponto amostrado.

Neste seguimento, Linares, Marcos, Marques (2017) realizaram um estudo na mesma área geográfica do presente trabalho (Reservatório de Volta Grande) onde foi evidenciado que a presença de moluscos invasores como *M. tuberculata*, *C. flumínea* e *L. fortunei* alterou a composição taxômica das comunidades de macroinvertebrados e ainda aumentou a complexidade das interações ecológicas. Ademais, nesse estudo, pode-se observar que os moluscos exóticos condicionaram no estabelecimento de alguns grupos de macroinvertebrados como Clitellata, Hirudínea, Chironomídeos, Nematoda e Crustáceos (LINARES, MARCOS; MARQUES, 2017; DUCHINI, BOLTOVSKOY, SYLVESTER, 2018). Nesse contexto, os resultados aqui evidenciados apresentam algumas proximidades com a dos autores, Clitellata (62,72%) e Chironomídeos (17,32%) que foram os grupos mais representativos (Tabela 2).

Tendo em vista que as interações ecológicas é uma rede complexa de conexões e relações entre o meio biótico e abiótico (RELEYA; RICKLEFS, 2021), possa ser que as espécies de moluscos exóticos *M. tuberculata*, *C. flumínea* e *L. fortunei* tenham alguma participação na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Em relação ao índice de diversidade local, a diferença significativa ($p < 0,05$) do parâmetro de abundância entre os períodos amostrados podem estar sendo influenciados pelo número elevado de anelídeos representados pela classe Clitellata. Esses anelídeos correspondem mais da metade dos organismos que compõem a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Tabela 2).

Outro parâmetro que exibiu diferença significativa ($p < 0,05$) foi a equitabilidade (J), ou seja, houve diferenças na uniformidade da distribuição dos organismos entre os meses de janeiro a dezembro de 2021. Esse caso pode estar associado com as discrepâncias quantitativas entre os grupos com maior representatividade como anelídeos que foram coletados em todos os meses do ano e os grupos com menores representatividades como Paleomonidae e Elmidae, que foram coletados 1 indivíduo para cada família, apenas em outubro, refletindo assim na uniformidade da comunidade, ou melhor, na equitabilidade. A variação numérica temporal de um determinado grupo entre os meses amostrados também pode influenciar a uniformidade dos organismos. Um exemplo disso é presença de 356 anelídeos na amostra de fevereiro enquanto na amostra de novembro foram identificados apenas 39 indivíduos.

A homogeneidade ambiental pode ser uma variável que influenciou nesses resultados exibidos como a não variação temporal significativa ($p > 0,05$) dos parâmetros de riqueza (S), dominância, diversidade de Shannon-Wiener (H') e diversidade de Simpson (D') entre os meses do ano. A homogeneização das comunidades aquáticas é uma resposta frente aos impactos antrópicos exercidos sob esse tipo de ecossistemas (COSTA; MELO, 2007). O local do presente estudo apresenta característica de um ambiente homogêneo, sendo o leito do Rio arenoso, sem depressões, cavidades, substratos naturais como galhos e rochas. Desse modo, o local apresenta poucas possibilidades de microhabitats que poderia servir de fonte de refúgio ou obtenção de recursos tróficos.

De acordo com Shmida e Wilson (1985) a homogeneidade ambiental está relacionado com a distribuição espacial e coexistência dos organismos. Nesse sentido, a diferença significativa ($p < 0,05$) dos parâmetros abundância e equitabilidade (J) também sofrem influencia da homogeneidade ambiental (Figura 12 e 13).

Outro indicativo que o local seja homogêneo, é a baixa representatividade do bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (3,68%) (Tabela 1) que verosmente vem aumentando a sua área de distribuição nas bacias hidrográficas brasileira como a do Rio Paraná, do Rio São Francisco e do Rio Grande no qual ocorreu esta pesquisa (CBHEI, 2022). A introdução do *L. fortunei* no Rio Grande ocorreu em 2011 (MMA, 2017). O *L. fortunei* são bivalves de hábito sésil na fase adulta que se anexam a qualquer tipo de substratos sólidos por meio de vários fios com placas fixadoras denominadas fios de bisso (MANSUR et al., 2012). Há registro na literatura de 200 mil indivíduos de *L. fortunei* por m^2 (BOLTOVSKOY et al., 2006). Diante disso, a baixa representatividade desse molusco é mais um indicativo da homogeneidade ambiental do ponto amostrado.

O ponto 2 (Miguelópolis- SP) exibiu uma maior abundância em determinados grupos, dos quatro grupos bentônicos mais abundantes no substrato artificial, três são moluscos exóticos invasores (*L. fortunei*, *C. fluminea* e *M. tuberculata*). Essa abundância pode estar relacionada com o sucesso adaptativo desses moluscos, já espécies exóticas podem sofrer menor pressão das interações ecológicas como a pressão parasitária que atua no tamanho populacional (BLACKSLEE, FOWER, KEOGH, 2013, BRIAN; ALDRIGE, 2020; TASKINEN et al., 2021). Essas espécies de moluscos já apresentavam uma ampla distribuição no entorno do reservatório de Volta Grande desde 2012 (LINARES et al., 2020). Além disso, a maior abundância do *L. fortunei* está atrelado à aspectos evolutivos, como a capacidade de se fixar em substratos por meio do bisso (conjunto de filamentos aderentes). O bisso é produzido a partir de glândulas situadas no pé do molusco (BOLTOVSKOY, 2015).

A disponibilidade de substrato no ambiente é uma das variáveis que pode influenciar no estabelecimento do *L. fortunei*, como pode-se observar, ponto 2 exibiu uma abundância 6 vezes maior do mexilhão em comparação ao ponto 1, onde o leito era predominantemente arenoso.

A configuração do substrato artificial (tijolo) como fendas e orifícios podem ter contribuído para a colonização das comunidades bentônicas. Os substratos instalados se tornaram uma espécie de nicho vago. Segundo Elton (1927) nichos vagos exercem pressão na composição estrutural das comunidades biológicas, as vezes tornando a composição trófica mais generalista e ocorrência de sobreposição de nichos ecológicos.

Esses apontamentos de Elton (1927) apresentam alguma similaridade com os resultados aqui levantados. Os grupos mais representativos no substrato artificial apresentaram hábitos tróficos semelhantes, como o *L. fortunei* e *C. fluminea* (MANSUR et al., 2012), onde ambos são coletor-filtrador e Chironomidae que é coletor (HAMADA; NESSIMIAN, QUERINO, 2014).

No geral a estagiagem exibiu maiores valores nos índices de diversidade analisados, esse fato pode estar relacionado com estabilidade das multivariabilidades ambiental (AMO, 2021). Durante a estação chuvosa a energia gerada pela movimentação da água ocasionada pela precipitação e ação de ventos podem arrastar os organismos rio abaixo. Um estudo realizado no Ribeirão da Quinta por Ribeiro e Ueida (2005) demonstrou uma maior abundância de macroinvertebrados na estação de estiagem. As autoras sugerem que a maior estabilidade abiótica nesta estação foram os responsáveis por essa maior abundância quando comparado com a estação chuvosa. Ainda de acordo com a autoras

A presença de Ephemeropteras, representada pela família Baetidae, no entanto, com baixa representatividade (0,63%) pode apresentar relação com a mata ciliar. Esses insetos

passam a maior parte de seu ciclo de vida em ambientes aquáticos, mas a sua reprodução ocorre em ambientes terrestres, ou seja, nas vegetações ao redor dos corpos hídricos (TRIPLEHORN, 2015). Dessa maneira, a presença da mata ciliar, embora antropizada, ainda fornece condições, mesmo que diminutas para a manutenção desses organismos. Esses indicativos reforçam a homogeneização ambiental frente as atividades antropogênicas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em síntese, os resultados exibidos tanto para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos sedimentos como nos substratos artificiais podem estar atrelados a homogeneização ambiental resultante das atividades antrópicas presente no entorno da Bacia hidrográfica. Além disso, para os organismos bentônicos nos sedimentos, não foi verificado influencia sazonal na composição da comunidade. Já para os macroinvertebrados nos substratos artificiais, foi evidenciado uma maior adundância na estação de estiagem. Portanto, esses índices de diversidades podem ser uma ferramenta adequada para compreender o ambiente, e assim fomentar decisões mitigadora mais assertivas em prol da conservação das espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMO, V.E.; ERNANDES-SILVA, J.; MOI, D.A.; MORMUL, R.P. Hydrological connectivity drives the propagule pressure of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in a tropical river-floodplain system. **Hydrobiologia**, p. 1-12, 2021.
- BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N.; CATALDO, D.; SYLVESTER, F. Dispersion and ecological impact of the invasive fresh-water bivalve *Limnoperna fortunei* in the Rio de la Plata watershed and beyond. **Biological Invasions**, v. 8, p.947–963, 2006.
- BOLTOVSKOY, D.; TELL, G.; DADON, R. Afinidad entre comunidades bentônicas de um ambiente lótico. In: LOPRETO, E.C.; TELL, G. (Eds.). Ecosistemas de águas continentais: metodologias para seu estudo. Argentina: Editora Sur, 1995, 376p.
- BOLTOVSKOY, D. (Ed.). **Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel**. 2015.
- BRIAN, J.I.; ALDRIDGE, D.C. An Efficient Photograph-Based Quantitative Method for Assessing Castrating Trematode Parasites in Bivalve Molluscs. **Parasitology**, v. 147, n.2, 2020.
- BRUSCA, R.C.; MOORE, W.; SHUSTER, S.M. **Invertebrados**. 3ªed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2018.
- CAMARGO, P.R.S.; SOUZA, F.; BURANELLO, P.A.A. Influência de impactos antrópicos na comunidade de macroinvertebrados na bacia do baixo rio Grande. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 643-662, 2019.
- CASTRO, D.M.P.; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 573-582, 2018.
- CASTRO, D.M.P.; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. **Freshwater Biological**, v. 62, p. 1472-1486, 2017.
- CENTRO DE BIOENGENHARIA DE ESPÉCIES INVASORAS DE HIDRELÉTRICAS. Disponível em: < <https://base.cbeih.org/> >. Acesso em 02 maio 2022.
- COSTA, S.S.; MELO, A.S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, v. 598, p. 131-138, 2007.
- CUMMINS K. W. (1996) Invertebrates. p.75-91. In: PETTS, G. & CALOW, P.(EDS) **River Biota Diversity and Dynamics**. Blakwell Science Ltd, Oxford, 257p.
- DALA-CORTE, R.B.; MELO, A.S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L.M.; MARTINS, R.T.; CUNICO, A.M *et al* . Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v.13657, p.1365-2664, 2020.
- DEJONG, T.M. A comparison of three diversity indices based on their components of richness and evenness, **Oikos**, v.26, n. 2, p. 222-227, 1975.

DUCHINI, D.; BOLTOVSKOY, D.; SYLVESTER, F. The invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in South America: multiannual changes in its predation and effects on associated benthic invertebrates. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 431-446, 2018.

ELTON, C. *Animal ecology*, New York: The Macmillan Company. 1927.

FIRMIANO, K.R.; CASTRO, D.M.P.; LINARES, M.S.; CALLISTO, M. Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 1-10, 2021.

FISHER, R.A.; CORBET, A.S.; WILLIAMS, C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. **Journal Animal Ecology**, v 12: 42-58, 1943.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett*, v. 4, n. 4, p.379-391, 2001.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistical software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

LAINIA, A.; BOLPAGNIA, R.; CANCELLARIO, T.; GUARESCHI, S.; RACCHETTIA, E.; VIAROLI, P. Testing the response of macroinvertebrate communities and biomonitoring indices under multiple stressors in a lowland regulated river. **Ecological Indicator**, v. 90, p.47-53, 2018.

LI, Z.; WANG, J.; LIU, Z.; MENG, X.; HEINO, J.; JIANG, X *et al.* Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1288-1300, 2019.

LINARES, M.S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J.C. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 279-285, 2017.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurements**. Princeton: University Press, 1988.

MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; PEREIRA, D.; PAZ, I.C.P.; ZURITA, M.L.L.; RODRIGUEZ, M.T.M.R *et al.* **Molusco Límnico Invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012.

MARGALEF, R. Information theory in ecology. **General Systems**, v. 3, p. 36-71, 1958

MELLADO-DÍAZ, A.; SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, J.R.; GUARESCHI, S.; MAGDALENO, F.; VELASCO, M.T. Exploring longitudinal trends and recovery gradients in Macroinvertebrate communities and biomonitoring tools along regulated rivers. **Science the total Environment**, v. 695, p. 1-12, 2019.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3ª ed. Dubuque: Kendall Hunt, 1998.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Diagnóstico sobre a invasão do Mexilhão-Dourado (*Limnoperna fortunei*) no Brasil**. 2017. 108p.

MORENO, C.E. Métodos para medir la biodiversidad. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 2001, p. 84.

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

PIANKA, E.R. **Evolutionary Ecology**. 5. ed. New York: HarperCollins, 1994.

RELYEA, R.; RICKLEFS, R.E. 2021. **A Economia da Natureza**. 8ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2021.

REZENDE, R.S.; BIASI, C.; HEPP, L.U.; PRETUCIO, M.M.; JÚNIOR, J.F.G. Effects of leaf litter traits on alpha and beta diversities of invertebrate assemblages in a tropical watershed. **Ecología Austral**, v. 29, n. 365-379, 2019.

RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 613-618, 2005.

RIIS, T.; KELLY-QUINN, M.; AGUIAR, F.C.; MANOLAKI, P.; BRUNO, D.; BEJARANO, M.D *et al.* Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation, **BioScience**, v. 70, n. 6, p. 501-514, 2020.

SCHEMERA, D.; PODANI, J.; HEINO, J.; EROS, T.; POFF, N.L. A proposed unified terminology of species traits in stream ecology. **Freshwater Science**, v. 34, n. 3, p. 823-830, 2015.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. - Univ. Illinois Press, Urbana. 1949.

SHMIDA, A.; WILSON, M.V. Biological determinants of species diversity. **Journal of Biogeography**, v. 12, p. 1-12, 1985.

STATSOFT. Inc. **Statistica (data analysis software system), version 7.1**. 2005.

RICOTTA, C. Through the jungle of biological diversity. **Acta Biotheor**, v. 53, n. 1, p. 29-38, 2005.

SIMPSON, E. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688- 688, 1949.

SOUZA, F.; ABREU, J. A. S.; SILVA, C. E.; GOUVEIA, A. A. Relação entre parâmetros ecológicos e qualidade ambiental em três córregos na bacia do alto rio Paraná. **Biotemas**, v. 26, n. 4, p. 101-110, 2013.

SOUZA, F.; SANTOS, C. J.; TRAMONTE, R. P.; KLEPKA, V. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados em três córregos na bacia do alto rio Paraná: uma relação entre qualidade

ambiental e parâmetros ecológicos. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 7, n. 2, p. 413-427, 2014.

TRIPLEHORN, C.A.; JOHNSON, N.F. **Estudo dos Insetos**. 2^a.ed. São Paulo: Cengage Learning. 2015.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v.30, n. 3, p.279-338, 1960.

2.4 CAPÍTULO IV - O QUE SE SABE SOBRE INTERAÇÃO PARASITÁRIA NO MEXILHÃO DOURADO *LIMNOPERNA FORTUNEI* (DUNKER, 1857) NA BACIA DO BAIXO RIO GRANDE?

INTRODUÇÃO

O mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) como é dominado aqui no Brasil é um bivalve nativo das bacias hidrográficas chinesa, a espécie esta distribuida por todo sudeste e leste da Ásia (BOLTOVSKOY; CATALDO, 1999; MÜLLER et al., 2014; XU et al., 2014). Na América do Sul o mexilhão está presente na Argentina, Paraguai, Uruguai, Brasil e Bolívia (PASTORINO et.al, 1993, DARRIGRAN; PASTORINO, 2004; MANSUR et al., 2012; BOLTOVSKOY; CORREA, 2015, BARBOSA et al., 2016; CBEIH, 2022).

O mexilhão dourado é atualmente classificado como exótica invasora, ou seja, além de ser um organismo alóctone, o mesmo apresenta alta capacidade de distribuição geográfica, sendo esses critérios fixados pela Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasora, CONABIO Resolução nº 5, 21 de outubro de 2009 (MMA, 2020). Nesse sentido, a sua presença pode acarretar impactos ambientais como modificação estrutural da comunidade macrobentônicas e impactos econômicos em hidrelétricas como a paralização das atividades para manutenção de equipamentos incrustados pelo mesmo (FRAU; MOLINA; MAYORA, 2016; LINARES; CALLISTO; MARQUES, 2017; DUCHINI; BOLTOVSKOY; SYLVESTER, 2018; REBELO et al., 2018; IBAMA, 2020).

Mesmo após, três décadas da introdução do *L. fortunei* em águas sul-americanas (PASTORINE et al., 1993), os conhecimentos sobre interações ecológicas como parasito/hospedeiro são escassos na literatura. O parasitismo é uma das interações que determinam a distribuição e abundância dos organismos em uma escala temporal e espacial (RELYEA; RICKLEFS, 2021). A relação entre parasito e hospedeiro está associado aos processos coevolutivos, construído ao longo da história evolutiva de ambos (CAMARGO et al., 2015). Nesse sentido, o parasitismo é um componente que atua na regulação populacional (LIVELY, 1987; GARNICK; MARGOLIS, 1990; DARGENT et al., 2016).

A classe de parasito que é geralmente reportado em bivalve é a dos trematódeos, que completam o seu ciclo de vida em peixes, aves e em mamíferos (MANSUR et al., 2012). Os trematódeos se instalam nas gônadas do bivalve hospedeiro, resultando na redução de sua fertilidade por meio de inibição de produção de gametas viáveis, e em alguns casos, afetam negativamente a taxa de crescimento do hospedeiro, acarretando as vezes até a morte do

organismo parasitado (MÜLLER et al., 2014; YEE-DUARTE et al., 2017; BRIAN; ALDRIDGE, 2019; BRIAN; ALDRIDGE, 2020).

Quando a introdução de bivalve ocorre durante a fase larval, a possibilidade de o organismo trazer consigo algum tipo de parasito para a nova área é pouco provável (TASKINEN et al., 2021). Esse fato pode estar associado ao sucesso adaptativo do mexilhão na América do Sul (DARRIGRAN; PASTORINO, 1995).

Trabalhos com interação parasitária em moluscos exóticos ainda é escassa na literatura, diante disso, o objetivo do presente capítulo é investigar a presença de potenciais parasitos no mexilhão dourado no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica de Volta Grande.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo está dividido em duas metodologias. A primeira refere-se à inspeção anatômica dos mexilhões oriundos de quatro pontos (Ponto 1 a Ponto 4) no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica de Volta Grande na Bacia do Baixo Rio Grande. O Ponto 1 está localizado nas coordenadas S 20°05'33"; W 48°06'18". O Ponto 2 está localizado nas coordenadas S 20°04'10"; W 48°17'09", ambos pontos pertencentes ao Município de Água Comprida-MG. O Ponto 3 está localizado nas coordenadas S 20°02'57"; W 48°13'12" e por fim o Ponto 4 está localizado nas coordenadas S 20°09'07"; W 48°19'78", ambos situados no Município de Miguelópolis-SP (Figura 15).

A campanha amostral ocorreu no mês de dezembro de 2021 a janeiro de 2022. As rochas incrustadas de mexilhões são oriundas da região litorânea do reservatório, numa profundidade aproximada entre 30 a 70 cm. Essas rochas foram coletadas a mão e condicionadas em sacos plásticos com água do próprio ambiente e levadas ao laboratório de Ecologia & Evolução Nico Nieser da Universidade Federal do Triângulo Mineiro/Uberaba. Em condições laboratoriais, as rochas foram lavadas e depositadas em aquários aerados com capacidade de 30 litros, com água desclorada. Os organismos foram alimentados com alga desidratada do gênero *Clorella* até o momento da dissecação.

Figura 15 - Área de estudo com os respectivos pontos amostrados (Ponto 1 a Ponto 4) destacado pelo marcador amarelo. Usina Hidrelétrica de Volta Grande apontado pelo marcador vermelho.

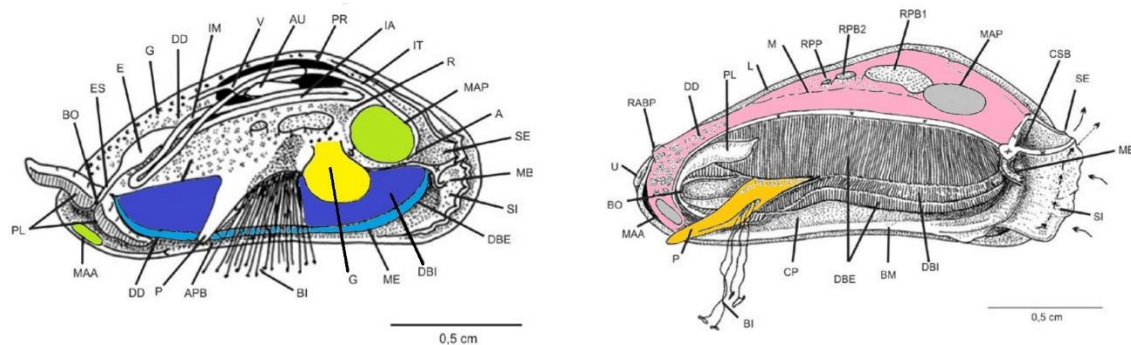


Fonte: Google Earth 2022.

Dissecação dos mexilhões e inspeção parasitária

Os bivalves foram desassociados das rochas numa bandeja de plástico e na sequência transferidos para um becker com 500 ml de água. Em seguida com auxílio de um bisturi cirúrgico os organismos foram abertos. Para a abertura das valvas foram cortados os músculos adutores anterior e posterior. Dessa maneira, os organismos foram submetidos ao estereomicroscópio Bel Photonics com magnificação máxima de 100 X e inspecionados em busca de potenciais trematódeos parasitos de acordo com a metodologia de Baba e Urabe (2011) e Hayakawa, Urabe e Taniguchi (2019). As estruturas especionadas foram as demibrânquias interna e externa, o manto, gônadas e o pé (Figura 16).

Figura 16- Esquema das estruturas internas do mexilhão. Músculos adutores anterior e posterior (verde). Órgãos alvos da inspeção parasitária: gônadas (amarelo), demibrânquias interna (azul royal), demibrânquias externas (azul turquesa), manto (rosa) e pé (laranja).



Fonte: Modificada (MANSUR et al., 2012)

A segunda metodologia adotada compreende a busca de potenciais parasitos no *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) e outras três espécies de moluscos aquáticos *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), e *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822). Foram amostrados um total de 100 moluscos, sendo 25 exemplares para cada espécie de interesse. Os organismos foram coletados com concha de mão, método dipping. Os moluscos foram acondicionados em sacos plásticos com água do próprio ambiente e transportados ao laboratório.

Em laboratório os moluscos foram identificados, por meio de parâmetros conquiológicos e morfológicos (PEREIRA; MANSUR, PIMPÃO, 2012). Em seguida as espécies foram individualizados em 25 recipientes plásticos com 10 ml de água desclorada e submetidos a fotoestimulação (1 lâmpada halógena 60W, 1 lâmpada fluorescente branca morna de 20 W e 1 lâmpada fluorescente branca fria de 20 W) por 2 horas para a eventual liberação de parasitos (Figura 3). Após 2 horas cada recipiente foi submetido ao estereomicroscópio Bel Photonics com magnificência máxima de 100 X para verificação de potenciais parasitos.

Figura 17 - Fotoexposição à luz de *L. fortunei* para a liberação de potenciais parasitos.



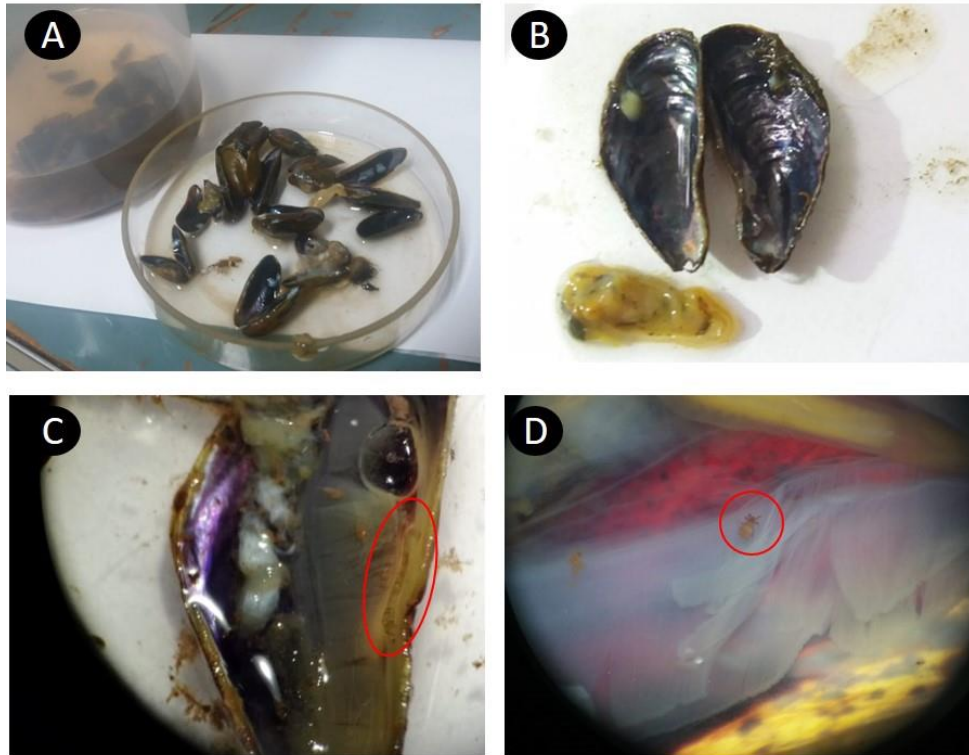
Fonte: Do Autor, 2021

RESULTADOS

MEXILHÕES DISSECADOS

Foram dissecados um total de 1.000 mexilhões, sendo 250 exemplares de cada ponto (Ponto 1-Ponto 4). Os mexilhões apresentavam tamanho de 0,5 cm a 1,5 cm. Não foi visualizado nenhum parasito nas estruturas analisadas (demibrânquias interna e externa, o manto, gônadas e pé). O que se encontrou nessa inspeção foram 2 larvas de Chironomidae na borda do manto (Figura 18-C) e 2 ácaros d'água da família Hydrachnidae se locomovendo na demibrânquia interna (Figura 18-D). Além disso, foram registrados 8 microcrustáceos da Ordem Cladocera que transitavam por toda massa visceral.

Figura 18 - Inspeção parasitária no mexilhão. Organismo desossados das rochas foram acondicionados em becker e abertos na placa de petri (A). Massa visceral separa das valvas do organismo (B). Organismos encontrados dentro do mexilhão, Chironomidae (C) e Hydrachnidiae (D).



Fonte: Do Autor, 2021

FOTOESTIMULAÇÃO

Não houve registro de parasito nos recipientes de *L. fortunei*, *C. fluminea* e *M. tuberculata*. Em contrapartida, foi evidenciado no recipiente da *P. canaliculata* cerca de 413 cercárias. Dos 25 recipientes analisados, apenas 1 continha esse montante (Figura 19).

As cercárias emergidas da *P. canaliculata* foram concentradas numa placa de petri onde foi adicionado corante (azul metileno 0,05%) de acordo com Ruiz (1952 a) e Frandsen e Christensen (1984). Para visualização com maior precisão das cercárias, uma alíquota contendo cercárias foi submetida ao estereomicroscópio e outra foi pepitada e montada em lâmina e lamínula. Estas foram submetidas ao microscópio óptico de luz. Para essa etapa, foram montadas seis lâminas, onde as cercárias foram fixadas em lugol. As demais foram acondicionadas em tubo falcon de 50 ml com formalina 10% e álcool 70%.

Figura 19 - Cercárias encontradas após a fotoestimulação em *Pomacea canaliculata*.



Fonte: Dos autores, 2021

DISCUSSÃO

O não registro de parasitos demonstram que os moluscos estudados não apresentaram um nível de infestação em seus tecidos à ponto de ser visualizado por meio do estereomicroscópio. A ausência de trematódeos tanto no *L. fortunei* dissecados quanto submetidos à fotoexposição, juntamente as outras duas espécies também fotoexpostas *C. Flumínea* e *M. tuberculata* pode ser explicado por alguns fatores.

Levando em consideração uma escala temporal e espacial, esses moluscos podem não estar em fase de infestação de parasitos, desse modo, existe a possibilidade desse caso ter ocorrido antes mesmo dos moluscos serem coletados.

Outro fator que pode ajudar na compreensão da não presença de parasito nesses moluscos, é a hipótese do efeito de diluição (Dilution Effects Hypothesis). Essa hipótese parte da premissa que o aumento da diversidade de hospedeiros potenciais em um determinado habitat pode diminuir os níveis de parasitos por hospedeiro, ocorrendo assim uma diluição da pressão parasitária nas comunidades biológicas (JOHNSON et al., 2013; CIVITELLO et al., 2015; CREED et al., 2022).

O efeito de diluição pode ser influenciado pela heterogeneidade ambiental, onde os parasitos tendem a ter uma maior probabilidade de encontrar hospedeiros não viáveis para a sua manutenção de vida, seja pela capacidade imunológica do hospedeiro ou até mesmo pela alta

taxa de mortalidade do organismo parasitado (CIVITELLO et al., 2015; KEESING et al., 2006; IVANINA et al., 2018).

Embora os pontos de coletas dos moluscos sejam mais pontuais, próximos da Usina Hidrelétrica de Volta Grande, vale destacar que a Bacia Hidrográfica do Rio Grande compreende uma área de drenagem de 143.437,79 km², margeando cerca de 325 municípios entre os estados de Minas Gerais e São Paulo (ARPA, 2022.) Diante disso, a Bacia Hidrográfica pode sustentar uma diversidade de hospedeiros, dando condições para que o efeito de diluição ocorra.

Outra possibilidade é a hipótese de libertação do inimigo (Enemy Release Hypothesis). Essa hipótese sugere que espécies exóticas invasoras podem deixar totalmente ou parcialmente em seus ambientes de origem os seus inimigos naturais (parasitos nativos), sofrendo assim, uma menor pressão parasitária quando comparado com as espécies nativas (BLAKESLEE; FOWLER; KEOGH, 2013). O registro de presença de cercárias em um exemplar de espécie nativa do continente sulamericano *P. canaliculata*, e ausência nas espécies exóticas, pode apresentar algum nível de relação com a hipótese de libertação do inimigo.

Na mesma linha de raciocínio, um trabalho realizado por Travina et al. (2019) com moluscos exóticos, mais especificamente o mexilhão-zebra, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), na Bacia do rio Dvina, no norte da Rússia, que na ocasião foram inspecionados cerca de 446 mexilhões, demonstrou uma prevalência de parasitos trematódeos da família Gorgoderidae inferior a 1%.

De acordo com estudo de Taskinen et al. (2021) realizado em oito corpos d'águas no Norte da Europa, demonstrou que as espécies invasoras de bivalves como *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1857), *D. polymorpha*, *C. fluminea* apresentaram uma menor taxa de parasitos quando comparadas com as espécies nativas como *Pseudanodonta complanata* (Rossmässler, 1835), *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), *Anodonta cygnea* (Linea, 1876), *Unio tumidus* Philipsson, 1788 e *Unio pictorum* (Linnaeus, 1758).

No Japão, Hayakawa, Urabe e Taniguchi (2019) evidenciaram a presença de trematódeos parasitos da família Bucephalidae na massa visceral do *L. fortunei*. Nesse estudo foram inspecionados exatamente 200 mexilhões e a prevalência do parasito também foi inferior a 1%. Essa baixa prevalência de parasitos em organismos exóticos pode ter ligação com a hipótese de libertação do inimigo.

Um fenômeno que pode fortalecer a hipótese de libertação do inimigo é o fato de quando espécies exóticas são introduzidas via água de lastro de navios com os organismos ainda na fase larval, esses tendem a apresentar menor número de parasito (CREED et al., 2022). Um exemplo

disso é o crustáceo *Carcinus maena* (Linnaeus, 1758), vulgarmente conhecido como carangueijo verde europeu que apresentou menor taxa de parasitismo na região onde o mesmo foi introduzido por via de água de lastro quando comparado com regiões onde a introdução ocorreu por outros meios. (TORCHIN; LAFFERTY; KURIS, 2001; TORCHIN; LAFFERTY; KURIS, 2002).

A introdução do *L. fortunei* e *C. fluminea* ocorreu nessas condições, via água de lastro (PASTORINO et al., 1993; BOLTOVSKOY; CATALDO, 1999; CASTILLO et al., 2007; CRESPO et al., 2015). Dessa maneira, esse ocorrido pode estar associado ao sucesso adaptativo dessas espécies na América do Sul. Já o gastrópode exótico *M. tuberculata* foi introduzido por meio de atividades aquarista na forma adulta (VAZ et al., 1986a). Sabe-se que aqui no Brasil, o *M. tuberculata* é um hospedeiro intermediário de alguns de trematódeos como o *Philophthalmus gralli* Martis e Leger, 1910 e o *Centrocestus formosanus* (Nishigori, 1924) (PINTO; MELO, 2010a; PINTO; MELO, 2010b).

Diante do exposto, os possíveis fatores aqui inferidos como o grau de infestação parasitária e as hipóteses de efeito de diluição de libertação do inimigo, são candidatos potenciais na interpretação dos resultados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não houve registro de parasito no bivalve exótico *L. fortunei* dissecados e fotoestimulados. Sendo esses resultados estendidos para as outras duas espécies exóticas *C. fluminea*, *M. tuberculata*. O registro de cercárias foi observado apenas em um exemplar da espécie nativa *P. canaliculata*. Diante desses resultados, pode-se inferir que a ausência de parasito nos moluscos exóticos e presença em nativo pode ser um indicativo de algum nível de relação com as hipóteses de efeito de diluição e de libertação do inimigo. Levando em consideração que o parasitismo pode atuar como controle populacional, as espécies exóticas aqui estudadas podem ter vantagens ecológicas em relação as nativas.

Cabe apontar que a metodologia de dissecação é mais adequada quando a infestação parasitária na massa visceral dos moluscos se encontram em nível elevado, à ponto de ser visualizado por meio do estereomicroscópio. Sendo assim, fase inicial de infecção ou de desenvolvimento de vida do próprio parasito, pode passar despercebido. A inspeção por meio de dissecação pode ser mais eficaz quando combinados com outros métodos como no caso da fotoestimulação. Para diminuir potenciais ruídos metodológicos, é sugerido a utilizar

adicionalmente a essas metodologias, outros métodos, como a análise histólicas, PCR e análise de DNA barcoding, análises na qual não estão presas apenas na verificação visual.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA REGIONAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO GRANDE-ARPA. Disponível em :< arpariogrande.org.br/bhrg/#>. Acesso em 22 abril 2022.

BABA, T.; URABE, M. Examination methods for the bucephalids with use *Limnoperna fortunei* as the first intermediate host. **Yahagi River Research**, n. 15, p. 97-101. 2011.

BARBOSA, N.P.U.; SILVA, F.A.; OLIVEIRA, M.D.; NETO, M.A.S.; CARVALHO, M.D.; CARDOSO, A. V. **Check list the journal of Biodiversity data**, v.12, n.1, 2016.

BLAKESLEE, A. M. H.; FOWLER, A. E.; KEOGH, C. L. 2013. Marine Invasions and Parasite Escape: Updates and New Perspectives. *In*: Lesser, M. (ed.). *Advances in Marine Biology*. Elsevier, p. 87–169, 2013.

BOLTOVSKOY, D.; CATALDO, D. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusk, in the lower Paraná river (Argentina). **Biofouling**, v. 14, p. 255–263, 1999.

BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. **Hydrobiologia**, v. 746, p. 81–95. 2015.

BRIAN, J.I.; ALDRIDGE, D.C. Endosymbionts: An Overlooked Threat in the Conservation of Freshwater Mussels? **Biological Conservation**, v.237, p.155–165, 2019.

BRIAN, J.I.; ALDRIDGE, D.C. An Efficient Photograph-Based Quantitative Method for Assessing Castrating Trematode Parasites in Bivalve Molluscs. **Parasitology**, v.147, n.2, 2020.

CAMARGO, A.A.; PEDRO, N.H.O.; PELEGRINI, L.S.; AZEVEDO, R.K.; SILVA, R.J.; ABDALLAH, V.D. Parasites of *Acestrorhynchus lacustris* (Lutken, 1875) (Characiformes: Acestrorhynchidae) collected from the Peixe River, southeast Brazil. **Acta Scientiarum**, v.37, n.2, p.231-237, 2015.

CASTILLO, A.R.; BORTOLUZZI, L.R.; OLIVEIRA, E.V. Distribuição e densidade populacional de *Corbicula fluminea* (Mueller, 1744) do Arroio Imbaá, Rio Uruguai, Uruguai, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, v. 5, p. 25-29, 2007.

CENTRO DE BIOENGENHARIA DE ESPÉCIES INVASORAS DE HIDRELÉTRICAS-CBEIH. Disponível em:< <https://www.cbeih.org/>>. Acesso em 24 abr 2022.

CIVITELLO, D.J.; COHEN, J.; FATIMA, H.; HALSTEAD, N. T.; LIRIANO, J.; MCMAHON, T.A *et al.* Biodiversity inhibits parasites: Broad evidence for the dilution effect. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v, 112, p.8667-8671, 2015.

communities complexity in neotropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v.75, p. 279-285, 2017.

CREED, R.P.; BAILEY, G.L.; SKELTON, J.; BROWN, B.L. The dilution effect in a freshwater mutualism: Impacts of introduced host species on native symbionts. **River Research and Applications**, p. 1-9, 2022.

CRESPO, D., DOLBETH, M.; LESTON, S.; SOUSA, R.; PARDAL, M.A. Distribution of *Corbicula fluminea* in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. **Biological Invasions**, v. 17, p. 2087–2101. 2015.

PEREIRA, D. et al. Identificação e diferenciação dos bivalves límnicos invasores dos demais bivalves nativos do Brasil. In: MANSUR, M. C. D.; NEHRKE, M. V.; BERGONCI, P. E. A. (Eds.). **Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes Editora. 2012, p. 75-94.

DARGENT, F.; ROLSHAUSEN, G.; HENDRY, A.P.; SCOTT, M.E.; FUSSMANN, G.F. Parting ways: parasite release in nature leads to sex-specific evolution of defence. **Journal of Evolutionary Biology**, v.29, p.23-34, 2016.

DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. Distribution of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Family Mytilidae) after 10 years invading America. **Journal Conchology Special Publication**, v. 3, p. 95–102, 2004.

DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. The recent introduction of Asiatic Bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. **Veliger**, v.38, n.2, p.183-187, 1995.

DUCHINI, D.; BOLTOVSKOY, D.; SYLVESTER, F. The invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in South America: multidiannual changes in its predation and effects on associated benthic invertebrates. **Hydrobiologia**, v. 817, p. 431-446, 2018.

FRANSEN, F.; CHRISTENSEN, N.O. An introductory guide to the identification of cercariae from African freshwater snails with special reference to cercariae of trematode species of medical and veterinary importance. **Acta Tropical**, v. 41, p. 181-202, 1984.

FRAU, D.; MOLINA, F.R.; MAYORA, G. Feeding selectivity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a natural phytoplankton assemblage: what really matters? **Limnology**, v.17, p.47-57, 2016.

GARNICK, E.; MARGOLIS, L. Influence of four species of helminth parasites on orientation of seaward migrating sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) smolts. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v.47, n.12, p.2380-2389, 1990.

HAYAKAWA, K.; M, URABE.; Y, TANIGUCHI. New record of bucephalidae trematodes from the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in the Yahagi River. **Yahagi River Research**, n. 23, p. 29-30. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) no Brasil. Brasília, DF: IBAMA, 2020. Disponível em:< http://www.ibama.gov.br/phocadownload/biodiversidade/mexilhao-dourado/2020/2020-11-10-Plano_Mexilhao_Dourado.pdf>. Acesso 24 abr 2022.

IVANINA, A.V.; BORAH, B.M; VOGTS, A.; MALIK, I.; WU, J.; CHIN, A.R *et al.* Potential trade-offs between biomoneralization and immunity revealed by shell properties and gene expression profiles of two closely related *Crassostrea* species. **Journal of Experimental Biology**, v. 221, p. 1-17, 2018.

JOHNSON, P. T. J.; PRESTON, D. L.; HOVERMAN, J. T.; RICHGELS, K. L. Biodiversity decreases disease through predictable changes in hostcommunity competence. **Nature**, v. 494, p. 230-233, 2013.

KEESING, F.; HOLT, R.D.; OSTFELD, R.S. Effects of species diversity on disease risk. **Ecology Letters**, v. 9, p. 485–498, 2006.

LINARES, M.S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J.C. Invasive bivalves increase benthic LIVELY, C.M. Evidence from a New Zealand snail for the maintenance of sex by parasitismo. **Nature**, v. 328, p.519-521, 1987.

MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; PEREIRA, D.; PAZ, I.C.P.; ZURITA, M.L.L.; RODRIGUEZ, M.T.M.R *et al.* **Molusco Límnico Invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*): Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento no Brasil**. Brasília: MMA. 2020. 159 p.

MÜLLER, T.; CZARNOLESKI, M.; LABECKA, A. M.; CICHY, A.; ZAJAC. K.; DRAGOSZ-KLUSKA, D. Factors affecting trematode infection rates in freshwater mussels. **Hydrobiologia**, v.742, p.59-70, 2014.

PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.A.; MARTÍN, S.M.; LUNASCHI, L. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. **Neotropica**, v. 39, n.34, p. 101–102. 1993.

PINTO, H.A.; MELO, A.L. *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) as an intermediate host of *Centrocestus formosanus* (Trematoda: Heterophyidae) in Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 52, n. 4, p. 207-210, 2010a.

PINTO, H.A.; MELO, A.L. *Melanoides tuberculata* as Intermediate host of *Philophthalmus gralli* in Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 52, n. 6, p. 323-327, 2010b.

REBELO, M. F.; AFONSO, L. F.; et al. A sustainable synthetic biology approach for the control of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*). **PeerJ Preprints**, v. 3, p. 1-7, 2018.

RELYEA, R; RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 8ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2021.

RUIZ, J.M. Noções técnicas aplicadas à epidemiologia da Schistosomose. 1. Captura de moluscos. Pesquisa e reconhecimento de cercárias. **Anais da Faculdade de Farmácia e Odontologia da Universidade de São Paulo**, v. 10, p. 41-62, 1952a.

TASKINEN, J.; URBANSKA, M.; ERCOLI, F.; ANDRZEJEWSKI, W.; OZGO, M. DENG, B *et al.* Parasites in sympatric populations of native and invasive freshwater bivalves. **Hydrobiologia**, v. 848, p. 3167-3178, 2021.

TORCHIN, M.E.; LAFFERTY, K.D.; KURIS, A.M. Parasite and marine invasions. **Parasitology**, v. 124, n. 7, p. 333-345, 2002.

- TORCHIN, M.E.; LAFFERTY, K.D.; KURIS, A.M. Release from parasites as natural enemies: increased performance of a globally introduced marine crab. **Biological Invasions**, v. 3, p. 333-345, 2001.
- TRAVINA, O.V.; BESPALAYA, Y.V.; AKSENOVA, O.V.; SHEVCHENKO, A.R.; SOKOLOVA, S.E. Infection of *Dreissena polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae) with *Phyllodistomum macrocotyle* (Digenea: Gorgoderidae) in the Northern Dvina River Basin, Northern Russia. **Biharean Biologist, Oradea, Romania**, v. 3, n. 1, p. 49-51. 2019.
- VAZ, J.F.; TELES, H.M.S.; CORREA, M.A.; LEITE, S.P.S. Ocorrência no Brasil de *Thiara* (*Melanooides*) *tuberculata* (O.F. Müller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Platyhelminthes). **Revista de Saúde Pública**, v. 20, n. 4, p. 318-322, 1986a.
- XU, M.; DARRIGRAN, G.; WANG, Z.; ZHAO, N.; LIN, C.C. Experimental study on control of *Limnoperna fortunei* biofouling in water transfer tunnels. **Journal of Hydro-environment Research**, v.20, p.1-11. 2014.
- YEE-DUARTE, J.A.; CEBALLOS-VÁZQUEZ, B.P.; SHUMILIN, E.; KIDD, K.A.; ARELLANO-MARTÍNEZ, M. Parasitic Castration of Chocolate Clam *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) Caused by Trematode Larvae. **Journal of Shellfish Research**, v.36, n. 3, p.593-599. 2017.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS

Em síntese, ficou evidente no presente trabalho que o Filo Mollusca, apresenta uma expressiva variedade biológica, ainda assim, existe escassez de trabalhos em várias áreas como por exemplo invasão biológicas que pode acarretar um declínio da diversidade nativa. Nessa perspectiva, buscando compreender sobre alguns aspectos biológicos do mexilhão dourado, pode-se observar que esse molusco apresenta uma enorme resiliência as modificações ambientais, com os indícios de reprodução até mesmo em condição de laboratório.

Sobre a influência do invasor na comunidade de bentos, os resultados demonstraram similaridade ao que já foi registrado na literatura, sua presença pode restringir e favorecer determinados grupos. Além disso, o *L. fortunei* apresentou uma maior abundância em ambiente com maior disponibilidade de substrato sólido, como foi observado no terceiro capítulo deste trabalho.

Em relação a interação parasito/ hospedeiro, não foi encontrado por meio da metodologia adotada a presença de parasito, neste caso, presença de trematódeos. Em contrapartida foi encontrado cercaria na espécie sulamericana *Pomácea canaliculata*. Diante do que foi exposto, essas características do *L. fortunei* pode oferecer vantagens em relação a biota nativa, conseqüentemente favorecendo em seu sucesso nas bacias hidrográficas brasileira, sendo essa questão alarmante à biodiversidade nativa. Portanto, buscar compreender os aspectos da biologia de *L. fortunei* é umas das formas de construir conhecimento visando a mitigação de seu impacto, seja ambiental, social ou econômico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAL

BARLOW, J., LENNOX, G., FERREIRA, J; BERENQUER, E.; LEES, A.C.; NALLY, R.M.; THOMSON, J.R. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, p. 144-147, 2016.

PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.A.; MARTÍN, S.M.; LUNASCHI, L. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. **Neotropica**, v. 39, n.34, p. 101-102, 1993.

PECL, G. T.; ARAÚJO, M. B.; BELL, J. D.; BLANCHARD, J.; BONEBRAKE, T. C.; CHEN, I.-C. *et al.* Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. **Science**, v. 355, n. 6332, p. 1-17, 2017.

REID, A.J.; CARLSON, A.K.; CREED, A.F.; ELIASON, E.J.; GELL, P.A.; JOHNSON, P.T.J. *et al.* Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, p. 849-873, 2018.

SEKI, H.A.; SHIRIMA, D.D.; MUSTAPHI, C.J.C.; MARCHANT, R.; MUNISHI, P.K.T. The impact of land use and land cover change on biodiversity within and adjacent to Kibasira in Kilombero Valley Tanzania. **African Journal of Ecology**, v. 56, p. 518-527, 2017.

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**, v. 746, p. 39-59, 2015.