

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

**Filtração do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), o mexilhão  
dourado, sobre a comunidade planctônica natural e na presença de  
cianobactéria tóxica**

ALINE FACHINI

Porto Alegre, junho de 2011.

**Filtração do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), o mexilhão dourado, sobre a comunidade planctônica natural e na presença de cianobactéria tóxica**

Aline Fachini

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Catarina da Silva Pedrozo

Co-orientadora: Dr<sup>a</sup>. Vanessa Gazulha

Comissão Examinadora:

Dr<sup>a</sup>. Maria Cristina Dreher Mansur (UFRGS)

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. (Maria Teresa Raya-Rodriguez (UFRGS)

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Claudia Tasso Callil (UFMT)

Porto Alegre, junho de 2011.

## AGRADECIMENTOS

Tive muita sorte em receber o apoio e a ajuda de muitas pessoas durante o tempo que levei para realizar este trabalho e, por este motivo, tenho muito a agradecer.

Agradeço, em primeiro lugar, aos meus pais, irmã, dinda, vó, namorado e demais familiares que, de perto ou de longe, torceram por mim e me incentivavam a ir cada vez mais longe, mesmo meu trabalho sendo, muitas vezes, uma incógnita para eles.

Agradeço à minha orientadora, Catarina, por ter acolhido a ideia de fazer este trabalho minucioso envolvendo o mexilhão dourado que para nós, planctólogas, era uma novidade a ser descoberta. Agradeço também à minha co-orientadora, Vanessa, pela parceria e confiança durante todos estes anos e por ter me apresentado este mundo que é o plâncton.

Agradeço a todo o pessoal do projeto Mexilhão Dourado, que esteve o tempo todo ao meu lado disponível a me auxiliar em tudo o que eu precisava. A ajuda de vocês foi, realmente, fundamental. Aprendi muito com vocês!

Agradeço às amigas Viviane Juliano e Marcele Laux pelo auxílio na identificação do fitoplâncton, e também ao professor Luiz Fernando Cybis e ao IPH pelo empréstimo do equipamento leitor de placa.

Aos meus colegas de pós-graduação, um agradecimento especial não só pela troca de ideias e experiências, mas também pela companhia, risadas e amizades que, certamente, irão além do Mestrado.

Agradeço também ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e ao Centro de Ecologia da UFRGS, seus professores e funcionários que contribuíram, de forma direta ou indireta, para o meu trabalho e minha formação.

E, por fim, agradeço ao CNPq pela bolsa de estudos concedida e à ANEEL/FURNAS pelo financiamento aos projetos com o mexilhão dourado, do qual meus estudos fizeram parte.

## RESUMO

### **Filtração do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), o mexilhão dourado, sobre a comunidade planctônica natural e na presença de cianobactéria tóxica**

O mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) iniciou um processo de invasão dos ecossistemas aquáticos sul americanos após ser trazido da Ásia. Além de ser uma agressiva espécie invasora, é também um efetivo engenheiro de ecossistema, alterando tanto sua estrutura quanto a função e causando grandes impactos ecológicos e econômicos. As semelhanças existentes com o mexilhão zebra (*Dreissena polymorpha*), uma espécie invasora na Europa e América do Norte, fazem dos seus impactos comparáveis. Resultados obtidos em experimentos de campo e laboratório com o mexilhão zebra indicam que esta espécie exerce considerável efeito sobre a estrutura da comunidade planctônica ao filtrar grandes volumes de água, inclusive na presença de cianobactérias tóxicas. Em função da escassez de informações sobre *L. fortunei*, este estudo teve como objetivo avaliar a dieta e a seletividade alimentar do mexilhão dourado sobre a comunidade planctônica natural, assim como o comportamento alimentar e a sobrevivência deste bivalve na presença de cianobactéria tóxica. A primeira hipótese deste trabalho foi a de que *L. fortunei* utilizaria tanto fitoplâncton quanto zooplâncton como alimento e que selecionaria estes organismos baseado no tamanho e forma das partículas, de maneira que as menores e com menos projeções seriam preferidas. A segunda hipótese foi a de que o extrato bruto de uma cepa tóxica de *Microcystis aeruginosa* afetaria negativamente o comportamento alimentar e a sobrevivência do *L. fortunei*. Os resultados mostraram que o mexilhão dourado foi capaz de se alimentar tanto de fito quanto zooplâncton e que teve seletividade positiva para organismos de pequeno a moderado tamanho e limitada capacidade de escape, independente de possuir espinhos, pelo menos na escala observada. Isto indica que o tamanho e o movimento foram mais importantes do que a forma para a seletividade alimentar do mexilhão, e que a estrutura da comunidade planctônica pode sofrer alterações devido a esta pressão de predação diferenciada. No segundo experimento, os resultados demonstraram que a toxina exerceu pouco ou nenhum efeito sobre a filtração de *L. fortunei*, mesmo estando dissolvida na água, e que outros componentes da cianobactéria, além das microcistinas, podem exercer efeitos negativos. Além disso, a sobrevivência do mexilhão dourado na presença de cianobactérias tóxicas mostra o potencial deste bivalve como vetor de transferência de cianotoxinas para níveis tróficos superiores.

## ABSTRACT

### **Grazing of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), the golden mussel, on natural planktonic community and under exposure of toxic cyanobacteria**

The golden mussel (*Limnoperna fortunei*) has invaded aquatic ecosystems in South America following its introduction from Asia. Besides being an aggressive invasive species, it is also a very effective ecosystem engineer, altering both ecosystem structure and function and causing great ecological and economic impacts. The similarities between golden mussel and zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), an invasive species in Europe and North America, make their impacts comparable. Data resulting from experimental laboratory and field tests with zebra mussel indicate that this species has a strong impact on planktonic community structure by filtering large volumes of water, even in the presence of cyanobacteria toxins. Because of the scarcity of information on the *L. fortunei*, the aim of this study was to evaluate the diet and possible feeding selectivity of golden mussel on the natural planktonic community, as well as the feeding behavior and survival of this bivalve in the presence of toxic cyanobacteria. The first hypothesis of this study was that *L. fortunei* graze both on phytoplankton and zooplankton by selective filtering based on the size and shape of the particles, where the smaller and spineless types were preferred. The second hypothesis was that the crude extract of a toxic strain of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* negatively affect feeding and survival of *L. fortunei*. The results showed that golden mussel fed both on phyto and zooplankton and had positive food selectivity for organisms with low to moderate size and limited escape ability, independent of spines, considering the observed scale. It indicates that the size and movement were more important than the shape for the golden mussel particle selection, and the plankton community structure would be changed due to this differential predation pressure. In the second experiment, the results have demonstrated that the toxin had no or little effect on filtration activity of *L. fortunei*, even when it's dissolved in water, and other compounds of the cyanobacteria besides the microcystins may exercise negative effects. In addition, the survival of golden mussel in the presence of toxic cyanobacteria shows the potential of this invasive bivalve as a vector for the transference of cyanotoxins to higher trophic levels.

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO .....	08
<b>O mexilhão dourado na América do Sul .....</b>	<b>11</b>
<b>O mexilhão dourado como espécie-engenheira .....</b>	<b>14</b>
<b>O mexilhão dourado e a comunidade planctônica .....</b>	<b>16</b>
<b>Objetivos específicos .....</b>	<b>18</b>
<b>Hipóteses .....</b>	<b>18</b>
<b>Área de estudo .....</b>	<b>19</b>
CAPÍTULO 1 .....	22
Seletividade alimentar do bivalve invasor <i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857), o mexilhão dourado, sobre a comunidade planctônica natural .....	22
<b>Introdução .....</b>	<b>22</b>
<b>Material e Métodos .....</b>	<b>24</b>
Coleta e aclimação do plâncton e <i>L. fortunei</i> .....	24
Delineamento experimental .....	24
Análise dos organismos planctônicos .....	25
Taxas de filtração, ingestão e produção de pseudofezes .....	26
Índice de seletividade alimentar .....	27
Análises estatísticas .....	27
<b>Resultados .....</b>	<b>27</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>33</b>
<b>Conclusão .....</b>	<b>39</b>
<b>Referências bibliográficas .....</b>	<b>40</b>

CAPÍTULO 2 .....	44
Filtração e sobrevivência do mexilhão dourado <i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857) exposto a extrato bruto da cianobactéria tóxica <i>Microcystis aeruginosa</i> .....	44
<b>Introdução .....</b>	<b>44</b>
<b>Material e Métodos .....</b>	<b>46</b>
Cultivo das algas e obtenção dos extratos brutos de <i>M. aeruginosa</i> .....	46
Coleta e aclimação de <i>L. fortunei</i> .....	46
Delineamento experimental .....	47
Taxas de filtração .....	48
Análise de microcistina na água .....	48
Análises estatísticas .....	49
<b>Resultados .....</b>	<b>50</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>52</b>
<b>Conclusão .....</b>	<b>55</b>
<b>Referências bibliográficas .....</b>	<b>57</b>
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	63

## INTRODUÇÃO

Ao longo da história, a humanidade, na busca por novos territórios, levou consigo diversas espécies de plantas e animais à medida que foi colonizando novos ambientes, a ponto de muitas delas se tornarem quase indispensáveis ao modo de vida de muitas sociedades. Entretanto, uma parcela dessas espécies, ao ser introduzida em um novo ambiente, gerou efeitos negativos sobre ele e suas populações, sendo então reconhecidas como espécies exóticas invasoras.

A introdução de espécies exóticas no Brasil vinculadas às atividades antrópicas teve início com o processo de colonização das Américas pelos navegantes europeus (Souza *et al.*, 2009). Desde então, foram registradas espécies que se adaptaram e foram incorporadas à cultura nacional e às comunidades biológicas nativas, como o mexilhão *Perna perna*, assim como aquelas que se tornaram problemáticas para a saúde das populações, como o mosquito *Aedes aegypti* e o vibrião da cólera, *Vibrio cholerae* (Oliveira & Machado, 2009). Embora a distribuição de espécies mude naturalmente ao longo do tempo, a atividade humana incrementa em grande medida a taxa e a escala espacial destas mudanças (Darrigran & Damborenea, 2009a). Atualmente, assiste-se a uma intensificação deste processo através dos deslocamentos de seres humanos e de cargas entre países e continentes, que se tornaram as principais causas das quebras de barreiras geográficas. Como consequência, há um aumento expressivo das ocorrências de introdução de espécies exóticas.

Segundo a Decisão V/8 da 5ª Conferência das Partes da Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica, espécie exótica invasora é uma “*espécie introduzida, que avança sem assistência humana, ameaçando habitats naturais fora do seu território de origem*”, e sendo comumente associadas a prejuízos ecológicos e econômicos. O conceito começou a ser utilizado na década de 1950 por Elton, quando este autor reconheceu que espécies exóticas estavam colonizando novos habitats ao redor do



mundo em taxas alarmantes devido às intervenções humanas acidentais ou intencionais. Mas somente a partir da década de 1980 o interesse pelo tema cresceu (Oliveira & Machado, 2009), sendo que os estudos concentram-se principalmente na América do Norte e Europa, enquanto África, Ásia e América Latina ainda se encontram pobremente documentadas (Souza *et al.*, 2009). Assim, o controle e a prevenção são geralmente efetuados quando perdas econômicas diretas ganham importância, ao passo que as perdas ambientais acabam por ficar em segundo plano.

No Brasil, cerca de 95% de todo o comércio exterior é transportado por via marítima (Souza *et al.*, 2009). Dessa forma, ao considerar as bioinvasões aquáticas em particular, o vetor mais importante é a água de lastro das embarcações. Tal é sua importância a nível mundial que a Organização das Nações Unidas (ONU), através da Organização Marítima Internacional (OMI), fixou em 2004 as pautas para uma legislação internacional da água de lastro. O projeto, denominado *Remoção de barreiras para a efetiva implementação do controle e medidas de gestão da água de lastro em países em desenvolvimento*, ou, simplesmente, *Programa Global de Gestão de Água de Lastro – GloBallast*, tem como objetivo ajudar os países em desenvolvimento na implementação das medidas, com o propósito de reduzir a transferência de espécies aquáticas exóticas que têm como vetor a água de lastro de navios. No Brasil, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) foi a agência líder para o Programa *GloBallast* e a baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro, é o sítio piloto estudado no país pelo programa (Fernandes & Leal Neto, 2009).

Estima-se que aproximadamente 7.000 espécies de micro-organismos, plantas e animais são carregadas diariamente na água de lastro de navios ao redor do mundo. Quando esta água é escoada no porto de destino para que o navio carregue com mercadorias seus porões, os organismos são liberados no ambiente. Muitos destes organismos morrem, pois as características ambientais e as espécies nativas dificultam seu estabelecimento. Dos que sobrevivem (aproximadamente 10%), há os que se integram como parte da biodiversidade local sem danos aparentes, enquanto outros se

tornam invasores, deslocando espécies nativas e causando prejuízos econômicos e/ou sanitários (Fernandes & Leal Neto, 2009).

Segundo Darrigran & Damborenea (2009a), a capacidade de invasão das espécies está vinculada com a complexa interação entre invasoras, nativas e habitat, e o processo de invasão consta de cinco etapas a superar: transporte, liberação, estabelecimento, dispersão e impacto. Superadas as três primeiras etapas, a espécie ultrapassa as barreiras naturais que limitavam sua distribuição e se transforma em uma espécie exótica ou não-nativa. Ao ultrapassar as cinco etapas com êxito, ela é considerada uma espécie invasora e sua erradicação é praticamente impossível.

De acordo com Morton (1996), uma espécie animal deve possuir os seguintes atributos para se adaptar, colonizar e se tornar invasora no ambiente aquático: curto período de vida (2 ou 3 anos), rápido crescimento individual, rápida maturidade sexual, alta fecundidade, ser eurióica (ou seja, ter grande capacidade de colonizar uma ampla faixa de habitat), ser euritópica (ter ampla faixa de tolerância fisiológica), possuir comportamento gregário, associação com algum tipo de atividade humana, ampla variabilidade genética e se alimentar de partículas em suspensão. Nos moluscos em geral e nos bivalves de água doce em particular, cumprem-se a maioria destes quesitos. No Brasil, há o registro de 49 espécies exóticas invasoras que afetam as águas continentais, sendo 3 de bivalves (Ibama, 2006). Uma delas é o *Limnoperna fortunei*, vulgarmente conhecido como mexilhão dourado.

O mexilhão dourado pertence ao filo Mollusca e, dentro deste, à classe Bivalvia, Família Mytilidae, a qual inclui os mexilhões marinhos, que são formas bissadas de valvas iguais e com dois músculos adutores desiguais. Na América, esta família tem apenas formas nativas marinhas e estuarinas, não de água doce (Darrigran & Damborenea, 2009b). Nativo de rios e estuários do sudeste asiático, o mexilhão dourado iniciou um processo de invasão das bacias hidrográficas sul-americanas ao ser trazido pelas águas de lastro dos navios, sendo registrado pela primeira vez no Rio da Prata, Argentina, em

1991 (Boltovskoy *et al.*, 2006).

Ao contrário dos bivalves nativos de água doce da América do Sul, que são de hábito infaunal, vivendo enterrados em substratos moles, o mexilhão dourado é epifaunal, fixando-se através do forte bisso em substratos duros naturais ou artificiais, assim como sobre outros organismos (Darrigran & Damborenea, 2009b). Além disso, apresenta altas densidades populacionais, comportamento gregário, crescimento rápido, ciclo de vida curto, reprodução contínua na maior parte do ano, alto poder osmorregulador e estágio larvar planctônico (véliger), que caracterizam seu potencial invasivo. O estágio larval planctônico, juntamente com a fixação através de fios proteicos de bisso, são os diferenciais desta espécie no ambiente de água doce e os principais responsáveis pela alta capacidade de dispersão e ocupação dos ecossistemas invadidos (Darrigran & Damborenea, 2011).

Em contraste ao mexilhão zebra *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), espécie invasora já bastante conhecida e estudada na Europa e América do Norte, pouco se sabe sobre os reais impactos ambientais e econômicos de *L. fortunei* (Karatayev *et al.*, 2007). Graves problemas relacionados à obstrução de tubulações e incrustações em equipamentos (*macrofouling*) são os mais citados, sendo escassos os trabalhos descrevendo seus efeitos diretos e indiretos sobre a biota natural (Boltovskoy *et al.*, 2006). Para o mexilhão zebra na América do Norte foram estimados, no ano de 2000, prejuízos em torno de 2 bilhões de dólares em função do *macrofouling*, perdas na pesca e turismo, além de diversos impactos ecológicos já descritos (Darrigran & Damborenea, 2009a).

### **O mexilhão dourado na América do Sul**

Oriundo de rios e estuários do sudeste asiático (China, Tailândia, Coreia, Laos, Camboja, Vietnã e Indonésia), o mexilhão dourado foi acidentalmente disperso pelos



*et al.*, 2003), principal reservatório de água do município. Segundo Mansur *et al.* (2004), a água de lastro também teria sido o vetor, e sua origem seria argentina, devido à proximidade das regiões e à alta porcentagem de navios que chegam regularmente de portos de água doce daquele país.

A fauna de bivalves da Bacia da Laguna dos Patos, a qual pertence o Lago Guaíba, era composta por cerca de 30 espécies até a década de 1970: 25 de Unionoida (Hyriidae e Mycetopodidae), 4 de Sphaeriidae e 1 de Corbiculidae (gênero *Neocorbicula*) (Mansur, *et al.*, 2003). Durante a década de 1970, houve a introdução de Corbiculidae asiáticos (*Corbicula flumínea*, *C. largillierti* e *Corbicula* sp.) (Martins *et al.*, 2006) e, ao final da década de 1990, houve a introdução do Mytilidae asiático *L. fortunei* (Mansur *et al.*, 1999). Apesar de não ser a primeira espécie exótica de bivalve a chegar em águas sul-americanas, o mexilhão dourado é, sem dúvidas, o que obteve o maior sucesso no processo de invasão. O avanço contracorrente desta espécie (em uma razão de 240 km/ano) se realiza, fundamentalmente, por ação antrópica, através de embarcações e aparatos de pesca (Darrigran *et al.*, 2007). No Lago Guaíba, Mansur *et al.* (2003) observaram que o mexilhão atingiu sua densidade máxima dois anos após a invasão, com 143.500 ind/m<sup>2</sup>. A partir daí, as densidades começaram a decair, até se estabilizarem entre 80.000 e 40.000 ind/m<sup>2</sup>, a exemplo do que ocorreu na Argentina. Ainda assim, sua dominância no ambiente é tão significativa que sua biomassa supera em mais de dez vezes a biomassa de todos os demais invertebrados bentônicos juntos (Sylvester *et al.*, 2009).

Quanto à ampliação das áreas invadidas, as proximidades das nascentes do alto rio Paraná, onde o bivalve já está presente, com as do rio Tocantins e Araguaia, tal como na área do Pantanal, sugerem possíveis rotas para a chegada do mexilhão dourado à Bacia Amazônica (Boltovskoy *et al.*, 2006).

## O mexilhão dourado como espécie-engenheira

Até o momento, poucos efeitos foram precisamente descritos para o mexilhão dourado, e isso se deve, seguramente, não à falta de efeitos, mas à escassez de investigações. Para se ter uma idéia, em 21/12/2010 a busca por palavras-chave na base de dados *Web of Science* apresentou 1937 registros para *D. polymorpha*, o mexilhão zebra, enquanto que para *L. fortunei* foram apenas 90 registros. Em função disso, tem-se utilizado como referência os estudos existentes para *D. polymorpha*, um bivalve oriundo da área de depressão Aralo-Caspiana que começou a se propagar pela Europa ocidental no século XIX e desembarcou na América do Norte em meados da década de 1980 (Sylvester *et al.*, 2009).

Embora pertençam a famílias diferentes, o *L. fortunei* (Mytilidae) e o *D. polymorpha* (Dreissenidae) compartilham numerosas características. Ambos possuem tamanho similar, crescimento rápido, fixação em substratos duros através de bisso, rápida maturidade sexual, dispersão através de larvas planctônicas e densidades populacionais extremamente altas, dominando os ecossistemas invadidos. Estas similaridades sugerem que os ambientes sul-americanos recentemente colonizados pelo mexilhão dourado estejam sofrendo modificações similares às observadas nas áreas invadidas pelo mexilhão zebra (Karatayev *et al.*, 2007). Ainda segundo estes mesmos autores, as características reprodutivas e o modo de vida dos mexilhões zebra e dourado são típicos de mexilhões marinhos, permitindo que estes dois bivalves ocupem um nicho diferenciado nos ambientes de água doce invadidos e se transformem em poderosas espécies engenheiras de ecossistema.

Jones *et al.* (1994,1997) definem engenheiras de ecossistema as espécies que, direta ou indiretamente, controlam a disponibilidade de recursos para outros organismos ao causarem mudanças físicas bióticas e abióticas. Karatayev *et al.* (2007) descrevem que o mexilhão zebra, além de uma espécie invasora extremamente agressiva, que

geralmente domina os corpos d'água que ocupa, é também uma espécie engenheira muito efetiva no ecossistema invadido. A maior parte dos impactos do mexilhão nos ambientes de água doce é resultado desta característica. Estes impactos afetam diretamente as espécies com as quais o mexilhão interage, ou indiretamente, através da cadeia alimentar e outros processos ecológicos de longo prazo do ecossistema.

O papel dos bivalves e seus impactos no ambiente aquático há muito é reconhecido. Entretanto, a maioria dos trabalhos tem sido focada nos bivalves marinhos. Nestes estudos, a atenção esteve geralmente voltada para organismos nativos que estavam sendo sobreexplorados ou dizimados por distúrbios antrópicos, causando mudanças significativas nos ecossistemas onde estes animais atuavam como espécies engenheiras. Atualmente, a situação tem exigido estudos também sobre os bivalves invasores que estão modificando os ambientes (Karatayev *et al.*, 2002).

De acordo com uma revisão realizada por Darrigran & Damborenea (2011), o mexilhão dourado possui todas as propriedades de bivalves engenheiros de ecossistema já descritas para o mexilhão zebra, assim como para diversos mexilhões marinhos. Suas atividades impactam os vários níveis do sistema aquático, afetando a estrutura das comunidades (alteração da composição de espécies e aumento ou redução da densidade de organismos bentônicos, planctônicos, peixes e macrófitas), as interações tróficas e as propriedades do ecossistema (modificação do substrato, da ciclagem de nutrientes e o clareamento da água), entre outros. Por existir muito mais informação sobre o mexilhão zebra do que sobre o mexilhão dourado e por serem tão similares no modo de vida e ocupação do ambiente aquático, as informações disponíveis para o mexilhão zebra podem ser utilizadas para prever impactos do mexilhão dourado (Karatayev *et al.*, 2007), mas com cautela. Embora os mecanismos de mudança de ambos os mexilhões sejam semelhantes, o efeito final dentro da comunidade pode ser diferente, dependendo das características do sistema e das demais espécies na comunidade (Boltovskoy *et al.*, 2006), sendo necessários, assim, estudos mais específicos.

## O mexilhão dourado e a comunidade planctônica

De acordo com Sylvester *et al.* (2009), a quantidade de material nutritivo normalmente presente nas águas de rios e lagos é muito baixa (geralmente, menos de  $1\text{g L}^{-1}$ ), motivo pelo qual os organismos filtradores devem processar volumes de água muito altos para satisfazer suas demandas energéticas, de crescimento e de reprodução. Em consequência, quando as densidades destes organismos são altas, como acontece com o mexilhão dourado, sua atividade filtradora costuma afetar profundamente os ecossistemas onde habitam. Como uma espécie engenheira, os mecanismos de alimentação do mexilhão dourado influenciam o ambiente de formas múltiplas. Em primeiro lugar, a filtração extrai plâncton e material particulado da coluna d'água e os transfere ao sedimento em forma de fezes e pseudofezes (partículas alimentares rejeitadas envoltas em muco). Desta maneira, a água se torna mais transparente (aumentando a incidência de radiação solar e a região fotossintética) e o fundo é enriquecido. Além disso, o consumo e a digestão de partículas pelo mexilhão ativam a degradação e mineralização destas, afetando as quantidades e relações percentuais de nutrientes inorgânicos na coluna d'água. E isso tudo incide sobre a quantidade e tipo de fitoplâncton, base das cadeias alimentares aquáticas.

De acordo com Bastviken *et al.* (1998), o mexilhão zebra pode claramente controlar a quantidade de fitoplâncton, mas ainda não está clara a maneira como ele afeta a estrutura desta comunidade. Reduções da densidade fitoplanctônica total e da concentração de clorofila-*a*, assim como alterações na composição de espécies foram atribuídas à invasão do mexilhão zebra em rios e lagos da América do Norte (Nicholls & Hopkins, 1993; Fahnestiel *et al.*, 1995; Caraco *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1998). Amostras de campo e experimentos *in situ* (Maclsaac *et al.*, 1995; Pace *et al.*, 1998; Jack & Thorp, 2000; Thorp & Casper, 2002; David *et al.*, 2009) mostram que o micro e mesozooplâncton também declinaram nos ambientes estudados após a invasão do mexilhão zebra,



enquanto experimentos com microcosmos demonstram a capacidade deste mexilhão em remover rotíferos de culturas de laboratório (McIsaac *et al.*, 1991). Em relação ao mexilhão dourado, Rojas Molina & José de Paggi (2008), comparando amostras de campo pré e pós invasão na planície de inundação do Rio Paraná, identificaram grande redução nas densidades zooplantônicas, especialmente de rotíferos.

Florações de cianobactérias também têm sido associadas à chegada do mexilhão zebra em lagos dos EUA (Heath *et al.*, 1995; McIsaac, 1996; Vanderploeg *et al.*, 1996; Horgan & Mills, 1997), mas os motivos pelos quais isto se dá ainda não estão claros. Embora a toxicidade seja uma das hipóteses, o consumo de cepas tóxicas de cianobactérias por bivalves tem sido amplamente documentado, indicando grande resistência destes organismos às cianotoxinas (Amorim & Vasconcelos, 1999; Liu *et al.*, 2009; Pires *et al.*, 2004).

Além dos impactos diretos pela filtração, os impactos indiretos resultantes da alteração na ciclagem de nutrientes e da incidência de luz solar contribuem ainda mais para a modificação da comunidade fitoplanctônica. Outros efeitos indiretos podem ocorrer em função da competição por alimento entre o zooplâncton e os bivalves, assim como interações mais complexas, como aumento da abundância de peixes bentófagos, cujas larvas são planctívoras (Molloy *et al.*, 1997). Mesmo os organismos filtrados e rejeitados como alimento pelo mexilhão (pseudofeces) acabam sendo decantados e retirados ainda viáveis da coluna d'água, agravando a situação especialmente em ambientes sem ressuspensão do sedimento (Rückert *et al.*, 2004).

Apesar de ainda escassos os trabalhos abordando a relação entre o mexilhão dourado *L. fortunei* e o plâncton, as altas taxas de filtração observadas e a potencial capacidade seletiva deste bivalve (Pestana *et al.*, 2009) fazem acreditar que seus impactos sobre as comunidades aquáticas também sejam grandes. Dessa forma, estudos demonstrando a relação desta espécie com as comunidades planctônicas são de grande importância para a compreensão da estrutura ecológica dos ambientes invadidos por este

molusco. Em função disso, os capítulos 1 e 2 do presente trabalho abordam, respectivamente, os efeitos da filtração do mexilhão dourado sobre a comunidade planctônica natural e a sobrevivência e comportamento alimentar deste bivalve exposto à extrato bruto da cianobactéria tóxica *Microcystis aeruginosa*.

## **Objetivos específicos**

### **CAPÍTULO 1**

- Analisar e categorizar os organismos fito e zooplanctônicos de acordo com suas dimensões (tamanho) e tipos celulares (forma);
- estimar e comparar as taxas de filtração, ingestão e produção de pseudofezes do mexilhão dourado sobre as diferentes formas e tamanhos de partículas fito e zooplanctônicas.

### **CAPÍTULO 2**

- Estimar as taxas de filtração do mexilhão dourado nos diferentes tratamentos: 1) clorofíceas *Monoraphidium* sp., 2) *Monoraphidium* sp. + extrato bruto de *M. aeruginosa* tóxica e 3) *Monoraphidium* sp. + extrato bruto de *M. aeruginosa* não-tóxica;
- avaliar a sobrevivência do mexilhão dourado nos diferentes tratamentos.

## **Hipóteses**

### **CAPÍTULO 1**

- O mexilhão dourado tem a capacidade de selecionar tanto organismos fito quanto

zooplanctônicos para ingestão;

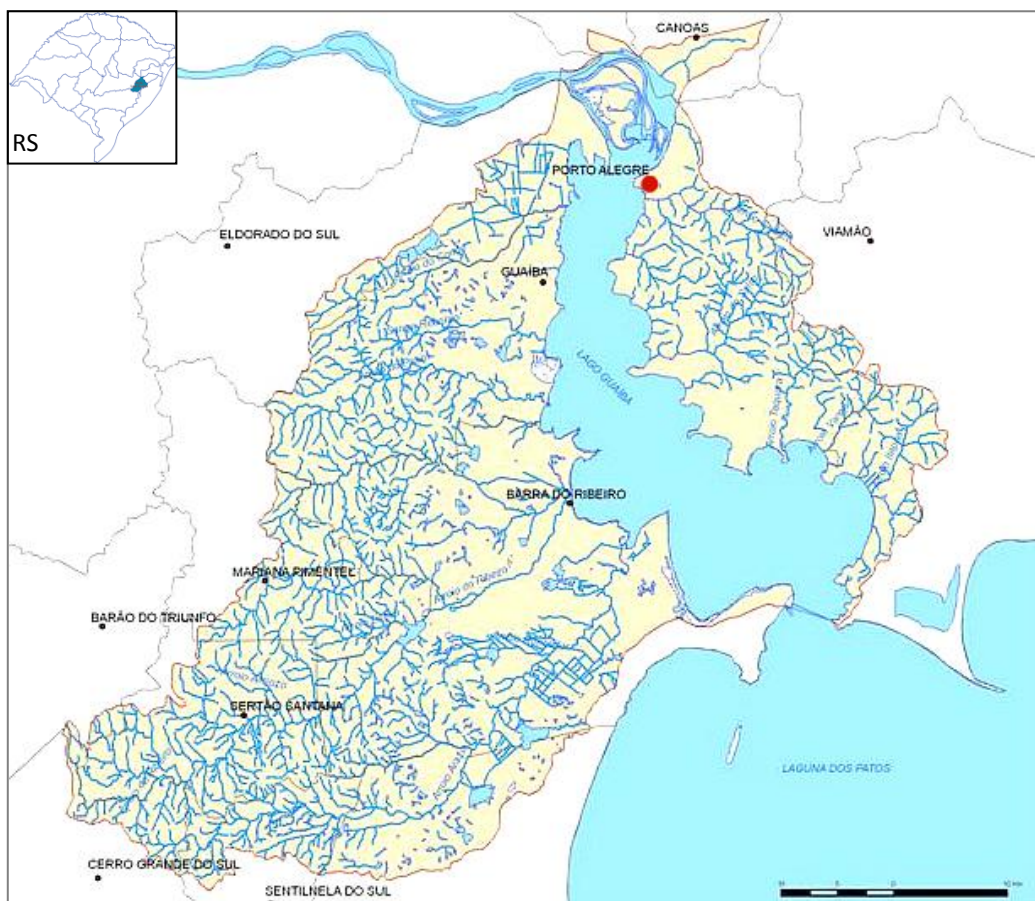
- as partículas para ingestão são selecionadas em função da forma e do tamanho;
- partículas menores e com menos projeções são preferencialmente ingeridas.

## CAPÍTULO 2

- As taxas de filtração do mexilhão dourado são reduzidas na presença do extrato bruto da cianobactéria tóxica;
- a sobrevivência do mexilhão dourado é afetada na presença do extrato bruto da cianobactéria tóxica.

### **Área de estudo**

A bacia hidrográfica do Lago Guaíba localiza-se na porção leste do Estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil, entre as coordenadas geográficas de 29°55' a 30°37' de latitude Sul e 50°56' a 51°46' de longitude Oeste (Figura 2). Abrange uma área de 2.323 km<sup>2</sup>, onde estão inseridos 14 municípios, incluindo a capital do Estado, Porto Alegre. Nesta bacia estão situados importantes núcleos industriais e os centros urbanos mais populosos do Estado (Dmae, [www.portoalegre.rs.gov.br](http://www.portoalegre.rs.gov.br)).



**Figura 2.** Localização da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba (RS). Fonte: SEMA (2010).

O Lago Guaíba, local onde foram realizadas as coletas do presente estudo, tem 496 Km<sup>2</sup> de superfície, 50 Km de comprimento e 20 Km de largura máxima, com uma profundidade média em torno de 2 m, chegando a 12 m no canal central (Atlas Ambiental de Porto Alegre, 1998). Tem como característica principal ser receptor das águas drenadas pelos rios à montante, fazendo com que a qualidade de suas águas seja dependente não somente das ações existentes no seu entorno, mas também daquelas ocorridas nas bacias dos rios que a ele afluem. A partir do Guaíba, as águas escoam para a Laguna dos Patos que, por sua vez, desemboca no Oceano Atlântico.

O Lago Guaíba, além de servir como local para pesca e atividades de recreação em suas praias arenosas, é o principal manancial de abastecimento para a cidade de Porto Alegre e parte da região metropolitana do RS e uma importante via de navegação,

recebendo em seu porto navios de várias partes do mundo. Além de ter a qualidade de suas águas comprometidas pelo constante despejo de efluentes domésticos (Bendati *et al.*, 2000), a ocorrência de florações de cianobactérias durante períodos de verão tem acarretado preocupação quanto à presença de cianotoxinas. Segundo De Luca *et al.* (2010), valores em torno de 100 a 200  $\mu\text{g.L}^{-1}$  destas toxinas já foram detectados em alguns pontos do Lago Guaíba durante picos de floração, alertando sobre os potenciais riscos de contaminação à população humana e biota aquática.

Outro problema registrado na área de estudo é o mexilhão dourado *L. fortunei*, presente no lago desde o final da década de 1990 (Mansur *et al.*, 1999). Este bivalve vem causando diversos prejuízos econômicos e apresenta potenciais impactos ecológicos sobre a biota aquática deste ambiente, como alterações na comunidade planctônica e bioacumulação de cianotoxinas, discutidos no decorrer deste trabalho.

## CAPÍTULO 1

### **Seletividade alimentar do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker,1857), o mexilhão dourado, sobre a comunidade planctônica natural**

#### **Introdução**

A ocorrência da seleção de partículas alimentares pelos bivalves é, de modo geral, reconhecida (Baker *et al.*, 2000), mas ainda existem importantes questões sobre como esta seleção é realizada. Segundo Bernard (1974), a seletividade pode ser dividida em duas categorias: 1) a separação de partículas inorgânicas das partículas orgânicas, que são geralmente preferidas em relação às primeiras, e 2) a possível seleção entre partículas orgânicas, como organismos planctônicos das mais variadas formas, tamanhos e estruturas.

Experimentos abordando a seletividade de bivalves sobre a comunidade fitoplanctônica são os mais comuns, utilizando principalmente algumas espécies de algas cultivadas em laboratório (Berg *et al.*, 1996; Baker *et al.*, 1998; Gazulha *et al.*, no prelo - a; Gazulha *et al.*, no prelo - b). Poucos são os estudos sobre a filtração do plâncton natural e, especialmente, sobre o zooplâncton. Em laboratório, Horgan & Mills (1997), Bastviken *et al.* (1998), Dionisio Pires *et al.* (2004) e Naddafi *et al.* (2007) realizaram estudos sobre a filtração do mexilhão zebra somente com a comunidade fitoplanctônica natural. Já Rojas Molina *et al.* (2010) estudaram a dieta natural do mexilhão dourado, incluindo fito e zooplâncton, analisando o conteúdo estomacal de exemplares coletados na planície de inundação do Rio Paraná. Assim como estes, diversos outros trabalhos tentam elucidar a relação existente entre a chegada dos bivalves invasores e as alterações observadas na densidade e composição da comunidade planctônica dos ambientes invadidos (Nicholls & Hopkins, 1993; Caraco *et al.*; 1997; Pace *et al.*, 1998; Smith *et al.*, 1998; Jack & Thorp,

2000; Thorp & Casper, 2002; Rojas Molina & José de Paggi, 2008; David *et al.*, 2009 )

Para entendermos os efeitos da filtração do mexilhão dourado sobre o plâncton é importante conhecer quais espécies estão mais suscetíveis à captura, ingestão ou rejeição. Tanto o plâncton consumido quanto o que é rejeitado nas pseudofezes podem constituir significantes perdas energéticas para a região pelágica (Horgan & Mills, 1997). A maioria dos estudos foca na filtração de pequenas partículas fitoplanctônicas, mas ainda existem questões sobre quais tamanhos e tipos de plâncton podem ser retirados da água pelos mexilhões (Horgan & Mills, 1997). Alguns trabalhos (Bastviken *et al.*, 1998; Baker *et al.*, 1998) salientam a importância de se analisar as pseudofezes para uma melhor observação dos possíveis padrões de seletividade, já que a filtração dos mexilhões pode se dar em uma ampla faixa de partículas, mas parte delas ser rejeitada na cavidade do manto, brânquias e palpos labiais e deslocada da coluna d'água para o sedimento. Dessa forma, a ausência da partícula na suspensão não significa necessariamente que ela foi utilizada como alimento.

O mecanismo de seleção alimentar em filtradores é controlado por diversos fatores físicos, químicos e biológicos, e muitos estudos têm revelado que diferenças no tamanho, na forma e na concentração de partículas, assim como suas moléculas de superfície, metabólitos e cargas eletrostáticas podem influenciar na escolha (Espinosa *et al.*, 2008). No presente trabalho serão testadas as capacidades seletivas do mexilhão dourado sobre a forma e o tamanho dos organismos de uma comunidade planctônica natural, a fim de subsidiar a avaliação dos possíveis efeitos sobre sua estrutura. Tem-se como hipótese a ingestão seletiva tanto de partículas fitoplanctônicas quanto zooplanctônicas pelo mexilhão dourado, sendo as de menor tamanho e com menos projeções preferidas em relação às demais.

## Material e Métodos

### *Coleta e aclimatação do plâncton e L. fortunei*

Os mexilhões foram coletados manualmente em agosto de 2010 na área do cais do porto do Lago Guaíba, na cidade de Porto Alegre (RS), acondicionados em frasco plástico e levados imediatamente para o laboratório do Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, onde foram mantidos em aquário com água do próprio lago, aeração e temperatura controlada de 21°C por 24h para aclimatação antes do início do experimento. O plâncton foi coletado simultaneamente no mesmo local, filtrando-se aproximadamente 10 m<sup>3</sup> de água em rede de 30 µm de abertura de malha. Este volume foi concentrado em 1L e transportado em frasco plástico até o laboratório, onde também foi mantido com aeração e temperatura controlada de 21°C.

### *Delineamento experimental*

Antes de cada experimento, um mexilhão era selecionado, sua carapaça era escovada e limpa para remover as partículas aderidas e, em seguida, permanecia por 4h em água mineral (Fonte Ijuí, pH = 8,0; condutividade elétrica a 25°C = 3,2 x 10<sup>4</sup> mhos/cm; temperatura na fonte = 21,4°C) para evacuação. Somente mexilhões filtrando ativamente e de comprimentos aproximados (~30 mm) foram utilizados. Após, em dois recipientes de vidro, alíquotas do plâncton coletado eram diluídas em água mineral até atingir a concentração de aproximadamente 10<sup>4</sup> org. L<sup>-1</sup> em 400 mL de volume. Enquanto um dos recipientes permanecia em repouso como controle, ao outro era adicionado um mexilhão para a realização do experimento, que consistia em observar o bivalve em atividade, filtrando, por 1h (Figura 3), de acordo com metodologia adaptada de Sylvester *et al.* (2005).





**Figura 3.** Frasco controle, contendo plâncton (à esquerda) e frasco do experimento de filtração, contendo plâncton e um mexilhão (à direita).

Durante este período de 1h, o recipiente contendo o mexilhão ficava sob microscópio estereoscópico para observação e todas as pseudofezes liberadas eram coletadas com o auxílio de uma pipeta de Pasteur mantida próxima ao sifão inalante. Terminado o experimento, cerca de 100 mL de água de ambos os recipientes eram armazenados em frascos plásticos e fixados em solução de formaldeído 4% para posterior análise. As pseudofezes coletadas durante os experimentos eram armazenadas em tubos plásticos e também fixadas com solução de formaldeído 4%. Dez repetições deste experimento foram realizadas durante dois dias consecutivos.

#### *Análise dos organismos planctônicos*

O plâncton do recipiente controle, do recipiente contendo o mexilhão e das pseudofezes foram contados em câmara de Sedgwick-Rafter sob microscópio óptico. Antes da análise, os tubos contendo as pseudofezes foram submetidos à agitação em vórtex por aproximadamente 1 minuto para que os organismos planctônicos se desmembrassem do muco. A contagem foi baseada em número indivíduos por litro (ind.L<sup>-1</sup>) e, para o fitoplâncton, foram considerados indivíduos as células solitárias, os filamentos e as colônias. A suficiência amostral era atingida quando 100 organismos do táxon mais

frequente do fitoplâncton e do zooplâncton eram contabilizados. Simultaneamente, com o auxílio de uma ocular milimetrada, fez-se a medição da maior dimensão linear (GLD – *Greatest Linear Dimension*) de pelo menos 20 organismos planctônicos de cada táxon, de acordo com Bastviken *et al.* (1998).

Terminadas as contagens e as medições, os organismos fito e zooplanctônicos foram agrupados arbitrariamente quanto à forma e tamanho, gerando categorias para posterior análise de seletividade alimentar.

#### *Taxas de filtração, ingestão e produção de pseudofezes*

Foram calculadas as taxas de filtração (TF), de ingestão (TI) e de produção de pseudofezes (TPP) de cada categoria de forma e tamanho fito e zooplanctônica. As taxas de filtração foram obtidas a partir da fórmula a seguir, baseada em Coughlan (1969):

$$TF = V \times (\ln(C_0 / C_t) - \ln(C'_0 / C'_t)) / N \times T$$

onde TF é taxa de filtração (mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>), V é o volume de água no recipiente experimental (mL), N é o número de mexilhões por recipiente, T é o tempo total de filtração (h), C<sub>0</sub> é a concentração de partículas (ind. L<sup>-1</sup>) no recipiente contendo o mexilhão em T=0, C<sub>t</sub> é a concentração de partículas (ind. L<sup>-1</sup>) no recipiente contendo o mexilhão em T, C'<sub>0</sub> é a concentração de partículas (ind. L<sup>-1</sup>) no recipiente controle em T=0 e C'<sub>t</sub> é a concentração de partículas (ind. L<sup>-1</sup>) no recipiente controle em T. Em função do reduzido tempo de experimento (1 h), considerou-se insignificante a variação na densidade de organismos em função da reprodução. Dessa forma, somente as densidades finais do recipiente contendo o mexilhão e do recipiente controle (C<sub>t</sub> e C'<sub>t</sub>, respectivamente) foram utilizadas. As TPP foram calculadas através da mesma fórmula das TF, com a diferença de que os organismos recolhidos nas pseudofezes foram somados a C<sub>t</sub>. As TI foram calculadas pela diferença entre TF e TPP.

### *Índice de seletividade alimentar*

Para complementar os resultados obtidos pelas taxas anteriormente descritas, aplicou-se o índice de seletividade alimentar (Strauss, 1979) para as diferentes categorias de forma e tamanho dos organismos planctônicos. Este índice é calculado através da fórmula  $L_i = r_i / p_i$ , onde  $r_i$  é a abundância relativa do item alimentar  $i$  na dieta (partículas ingeridas) e  $p_i$  é a abundância relativa do item alimentar  $i$  disponível no ambiente.  $L_i$  varia de -1 a +1 e quando  $L_i=0$ , a seletividade alimentar não ocorre. Quando  $L_i<0$ , ocorre menos do item alimentar  $i$  na dieta do que o esperado ao acaso, indicando seletividade negativa (por rejeição ou inacessibilidade). Quando  $L_i>0$ , ocorre mais do item alimentar  $i$  na dieta do que o esperado ao acaso, indicando seletividade positiva (preferência). Para os cálculos, utilizaram-se como valores de  $p_i$  as densidades de cada categoria de forma e tamanho do plâncton disponibilizado à filtração dos mexilhões no início dos experimentos. Já os valores de  $r_i$  referem-se às taxas de ingestão (TI) previamente obtidas.

### *Análises estatísticas*

Para avaliar a significância dos índices de seletividade alimentar ( $L_i$ ) obtidos utilizou-se o teste- $t$  de Student (*One-Sample*), uma vez que a distribuição de  $L_i$  é aproximadamente normal e permite comparações entre um valor calculado e a hipótese nula (Strauss, 1979), que é zero (ausência de seletividade). As demais taxas foram comparadas entre si por análises de variância (ANOVA *One-Way*), com  $\alpha=0,05$ .

## **Resultados**

A comunidade planctônica disponível para a filtração do mexilhão dourado durante os experimentos possuía, em média, 20.688 ind.  $L^{-1}$ , sendo 42,7% composta por

indivíduos zooplânctônicos e 57,3% por indivíduos fitoplânctônicos, que foram agrupados arbitrariamente quanto à sua forma em 12 diferentes categorias, conforme a Tabela 1.

**Tabela 1** - Classificação dos organismos planctônicos quanto à forma.

FITOPLÂNCTON	ZOOPLÂNCTON
<b>Categoria</b>	<b>Categoria</b>
<i>Gênero e/ou Família/Ordem</i>	<i>Gênero e/ou Família/Ordem</i>
<b>Diatomáceas unicelulares (60-550 µm)</b> Pennales, Centrales	<b>Rotíferos Brachionidae (90-400 µm)</b> <i>Brachionus, Keratella, Kellicottia, Platyonus</i>
<b>Espinhosas (30-95 µm)</b> <i>Desmodesmus, Kirchneriella, Monactinus, Pediastrum, Scenedesmus, Staurastrum, Tetraedron</i>	<b>Outros Rotíferos (100-300 µm)</b> <i>Conochilus, Bdelloidea, Lecane, Lepadella, Trichocerca</i>
<b>Alongadas (350-1050 µm)</b> <i>Closterium, Closteriopsis, Euglena</i>	<b>Cladóceros (190-990 µm)</b> <i>Alona, Bosmina, Chydorus, Ceriodaphnia, Diaphanosoma</i>
<b>Filamentosas 1 (150-1200 µm)</b> <i>Aulacoseira, Mougeotia, Planktothryx</i>	<b>Copépodos (400-1850 µm)</b> Calanoida, Cyclopoida
<b>Filamentosas 2 (850-19000 µm)</b> <i>Spyrogyra</i>	<b>Náuplios de Copépodos (100-400 µm)</b> Calanoida, Cyclopoida
<b>Coloniais mucilaginosas (100-700 µm)</b> <i>Aphanocapsa, Microcystis, Volvox, Westella</i>	<b>Protozoários testáceos (50-300 µm)</b> Tecamoebas, Ciliophora

Estes mesmos organismos fito e zooplânctônicos foram também categorizados quanto ao tamanho, independente de suas classificações de forma, da seguinte maneira: <100 µm, 100 a 300 µm, 300 a 600 µm, 600 a 1000 µm e >1000 µm, lembrando que somente organismos maiores do que 30 µm foram utilizados em função da filtração em rede .

Para o zooplâncton, os Rotíferos Brachionidae foram, em média, os mais abundantes, seguidos pelos Protozoários testáceos (Tabela 2). A classe de tamanho predominante foi a de 100 a 300 µm, seguida pela de <100 µm. O fitoplâncton apresentou as Filamentosas 1, juntamente com as Diatomáceas unicelulares, como as formas

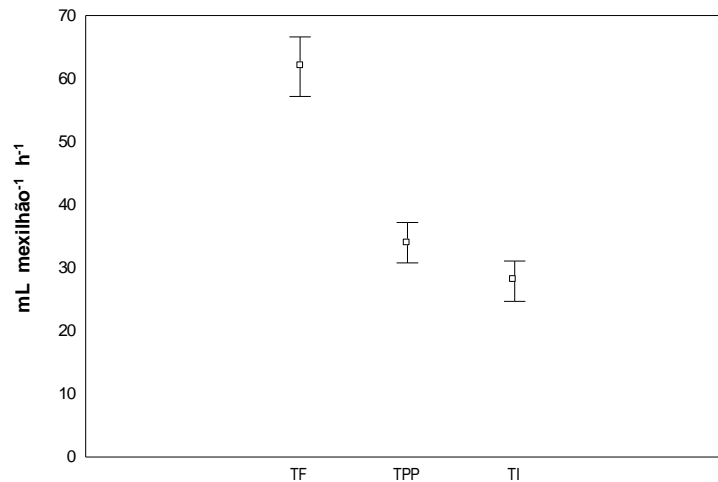
dominantes. Quanto ao tamanho, a categoria de 100 a 300  $\mu\text{m}$ , seguida pela de 300 a 600  $\mu\text{m}$ , foram as mais representativas.

**Tabela 2** – Densidade planctônica (ind.  $\text{L}^{-1}$ ) disponível para a filtração de *L. fortunei* durante o experimento, de acordo com as categorias de forma e tamanho.

FORMA									
ZOOPLÂNCTON	Média	DP	Mín	Máx	FITOPLÂNCTON	Média	DP	Mín	Máx
Rotíferos Brachionidae	6531	6501,2	425	14838	Filamentosas 1	4379	756,2	3150	5363
Outros Rotíferos	276	247,7	75	913	Filamentosas 2	115	68,4	25	263
Protozoários testáceos	1420	1157,4	275	3025	Diatomáceas unicelulares	4096	930,7	2900	5338
Copépodos	164	60,8	88	263	Espinhosas	1685	782,6	663	2900
Náuplios Copepoda	230	69,5	138	338	Alongadas	1351	963,9	350	2600
Cladóceros	218	68,3	150	325	Coloniais mucilaginosas	213	110,4	38	388
TAMANHO									
ZOOPLÂNCTON	Média	DP	Mín	Máx	FITOPLÂNCTON	Média	DP	Mín	Máx
< 100 $\mu\text{m}$	1804	738,2	874	2992	< 100 $\mu\text{m}$	2070	968,5	940	3612
100 a 300 $\mu\text{m}$	6232	5420,8	1048	13852	100 a 300 $\mu\text{m}$	6115	1349,8	3524	8513
300 a 600 $\mu\text{m}$	625	606,3	184	1989	300 a 600 $\mu\text{m}$	3123	1360,4	722	4779
600 a 1000 $\mu\text{m}$	126	58,0	46	204	600 a 1000 $\mu\text{m}$	399	180,1	93	702
> 1000 $\mu\text{m}$	52	28,1	12	102	> 1000 $\mu\text{m}$	143	81,9	23	267

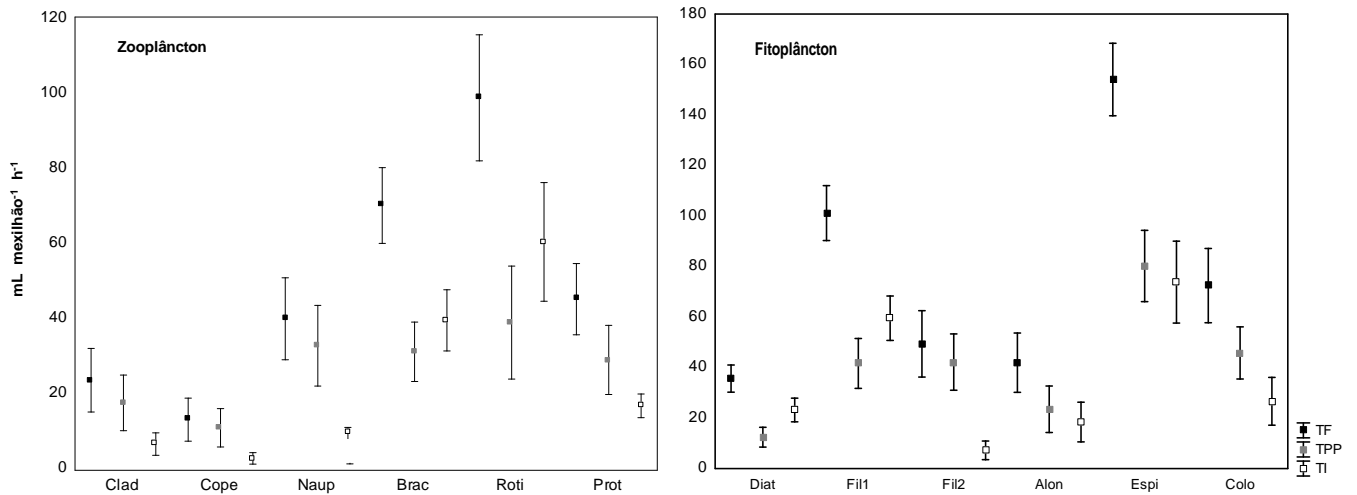
DP = desvio padrão, Mín = valor mínimo, Máx = valor máximo.

A taxa de filtração variou entre 36,8 e 86,4  $\text{mL mexilhão}^{-1} \text{h}^{-1}$ , com média de 61,9  $\text{mL mexilhão}^{-1} \text{h}^{-1}$ . A taxa de produção de pseudofeces ficou entre 13,0 e 63,6  $\text{mL mexilhão}^{-1} \text{h}^{-1}$ , com média de 34,0  $\text{mL mexilhão}^{-1} \text{h}^{-1}$ . Por fim, a taxa de ingestão apresentou valores entre 8,0 e 53,0  $\text{mL mexilhão}^{-1} \text{h}^{-1}$ , com média 27,9  $\text{mL mexilhão}^{-1} \text{h}^{-1}$ . Como podemos visualizar na Figura 4, as taxas de produção de pseudofeces e de ingestão ficaram bastante próximas, representando 54,9% e 45,1% do montante filtrado, respectivamente. Em relação ao que foi ingerido, 84,6% correspondem ao fitoplâncton e 15,4% ao zooplâncton, mostrando que as algas foram preferidas como alimento.



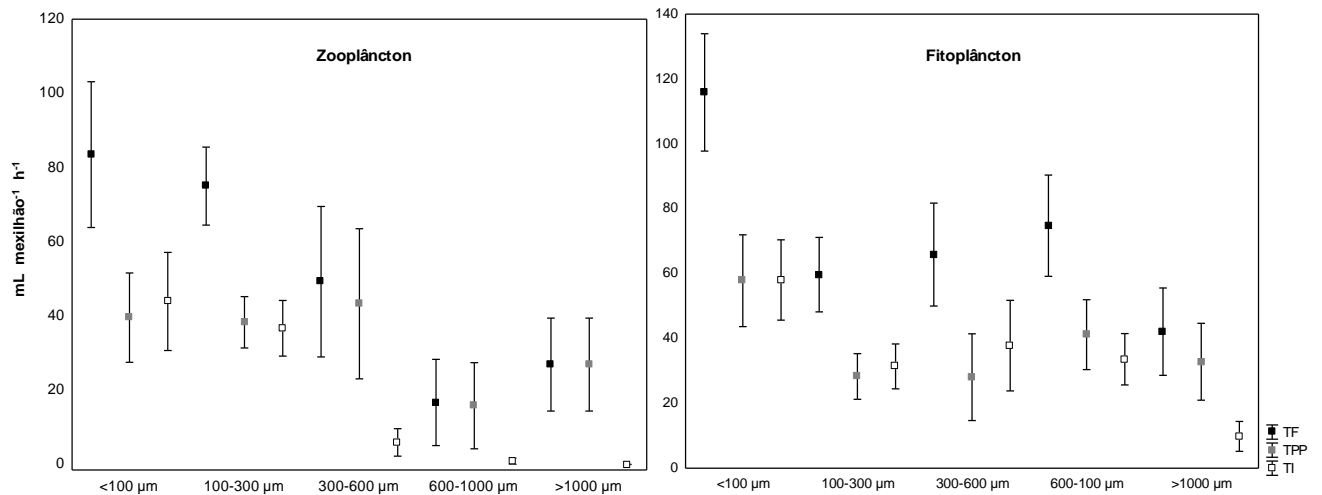
**Figura 4.** Taxas de filtração (TF), produção de pseudofezes (TPP) e ingestão (TI) do mexilhão dourado sobre a comunidade planctônica natural (barras = média  $\pm$  EP,  $p < 0,001$ ).

Analisando estas mesmas taxas quanto à forma da partícula (Figura 5), verificamos que, para o zooplâncton, os Rotíferos Brachionidae e Outros Rotíferos foram filtrados com as maiores taxas, enquanto que Cladóceros e Copépodos foram os menos filtrados ( $p < 0,001$ ). Em relação aos crustáceos, ainda, observa-se que suas taxas de produção de pseudofezes ficaram próximas às taxas de filtração, indicando uma menor ingestão destes grupos, assim como Protozoários testáceos ( $p < 0,001$ ). Para o fitoplâncton, o grupo das Espinhasas, seguidas pelas Filamentosas 1, foram os que apresentaram as maiores taxas de filtração, assim como de ingestão ( $p < 0,001$ ). As Diatomáceas unicelulares, segundo grupo mais abundante na suspensão, tiveram baixas taxas de filtração e ingestão, enquanto que as Filamentosas 2 foram as menos ingeridas.



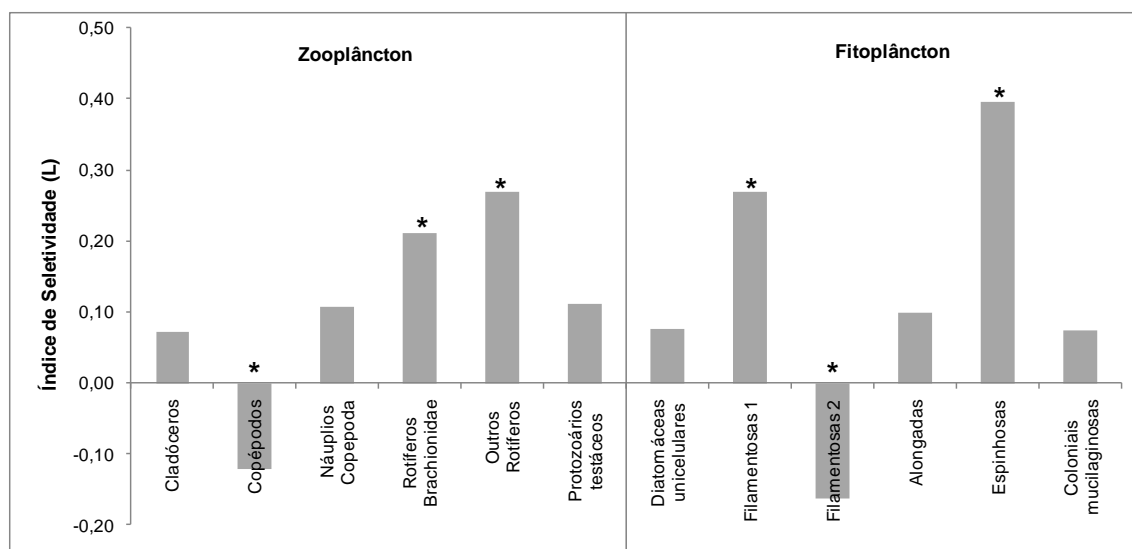
**Figura 5.** Taxas de filtração (TF), produção de pseudofeces (TPP) e ingestão (TI) do mexilhão dourado sobre as diferentes categorias de formas planctônicas (barras = média  $\pm$  EP).

Para as categorias de tamanho (Figura 6), uma maior taxa de filtração das partículas menores é observada tanto para zooplâncton ( $p < 0,01$ ) quanto fitoplâncton ( $p < 0,05$ ). Em relação ao zooplâncton, as três maiores categorias possuem suas taxas de filtração equivalentes às de produção de pseudofeces, indicando uma menor ingestão das partículas de maior tamanho ( $p < 0,001$ ). Quanto ao fitoplâncton, as três categorias de tamanho intermediário possuem taxas de filtração e ingestão semelhantes e também intermediárias, inferiores às da menor categoria e superiores às da maior categoria ( $p < 0,05$ ).



**Figura 6.** Taxas de filtração (TF), produção de pseudofeces (TPP) e ingestão (TI) do mexilhão dourado sobre as diferentes categorias planctônicas de tamanho (barras = média ± EP).

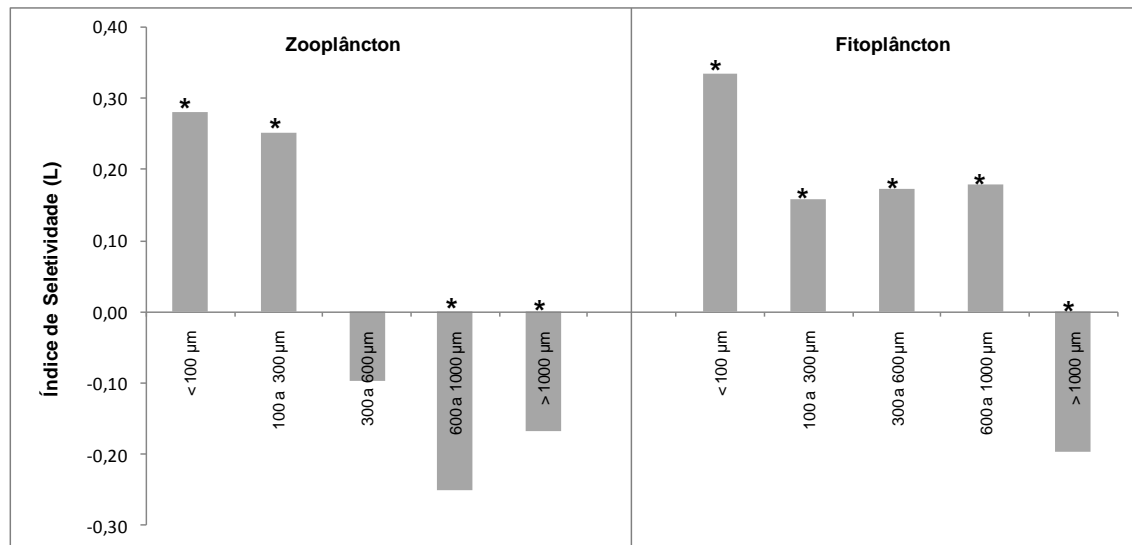
Em relação à forma da partícula, o índice de seletividade alimentar demonstra que somente os Copépodos, para o zooplâncton, e as Filamentosas 2, para o fitoplâncton, tiveram seleção negativa. Todas as outras categorias foram selecionadas positivamente, em diferentes graus de preferência, destacando-se as duas categorias de Rotíferos, para o zooplâncton, e as Espinhosas e Filamentosas 1, para o fitoplâncton (Figura 7).



**Figura 7.** Seletividade alimentar do mexilhão dourado sobre as diferentes formas de partículas planctônicas. Índices positivos = preferência; índices negativos = rejeição ou inacessibilidade. O tamanho das barras indica a intensidade da seleção (\*  $p < 0,05$ ).



Já em relação ao tamanho das partículas, o mexilhão dourado apresentou seleção negativa para as duas maiores categorias do zooplâncton ( $p < 0,05$ ), enquanto que para o fitoplâncton somente a maior categoria foi rejeitada. Os organismos zooplanctônicos até 300  $\mu\text{m}$  e fitoplanctônicos até 100  $\mu\text{m}$  foram selecionados positivamente com os maiores índices (Figura 8).



**Figura 8.** Seletividade alimentar do mexilhão dourado sobre os diferentes tamanhos de partículas planctônicas. Índices positivos = preferência; índices negativos = rejeição ou inacessibilidade. O tamanho das barras indica a intensidade da seleção (\*  $p < 0,05$ ).

## Discussão

Considerando a comunidade planctônica disponível à filtração do mexilhão dourado e a ausência de seletividade alimentar, seria esperado que Rotíferos Brachionidae e Filamentosas 1, seguidos por Protozoários testáceos e Diatomáceas unicelulares fossem os mais consumidos em função de suas abundâncias. Os bivalves, porém, utilizaram Outros Rotíferos e Espinhas como itens alimentares preferenciais, seguidos por Rotíferos Brachionidae e Filamentosas 1. Em relação ao tamanho da partícula, o esperado seria o maior consumo de partículas entre 100 e 300  $\mu\text{m}$ , as mais

abundantes tanto para fito quanto zooplâncton. Para o zooplâncton, as partículas mais ingeridas compreenderam as faixas <100 e 100 a 300 µm, enquanto que para o fitoplâncton, as partículas <100 µm foram as mais consumidas. Dessa forma, sugere-se uma capacidade seletiva do mexilhão dourado em relação ao que é ingerido. Os resultados obtidos com as taxas de filtração, ingestão e produção de pseudofeces também demonstram que as diferentes formas e tamanhos de partículas planctônicas foram filtradas, ingeridas e rejeitadas em diferentes níveis.

A capacidade de selecionar partículas quanto ao tamanho e qualidade já foi verificada em diversos estudos com bivalves marinhos (Baker *et al.*, 1998). De acordo com Baker *et al.* (2000), o mexilhão zebra *Dreissena polymorpha* também é extremamente eficiente em remover partículas da água, e seria bastante seletivo em relação às partículas que consome. Para o mexilhão dourado, estas informações ainda são escassas (Karatayev *et al.*, 2007)

Rojas Molina *et al.* (2010) descrevem a ingestão de partículas de pequeno a moderado tamanho e com limitado poder de escape pelo mexilhão dourado. O trabalho destes autores, analisando o conteúdo estomacal de diversos exemplares de *L. fortunei*, foi o primeiro a efetivamente registrar a ingestão de zooplâncton por este bivalve. Do mesmo modo, o presente estudo foi o primeiro a avaliar a filtração do mexilhão dourado sobre o zooplâncton em laboratório. Embora geralmente negligenciado, o consumo de zooplâncton já foi citado em alguns estudos com o mexilhão zebra e também observado no presente trabalho, onde se verificou uma maior ingestão de rotíferos, assim como descrito por Rojas Molina *et al.* (2010). Uma maior eficiência no consumo de rotíferos em relação ao de crustáceos, especialmente os grandes cladóceros e copépodos, também é registrado para o mexilhão zebra (Mclsaac *et al.*, 1991; Maclsaac *et al.*, 1995; Pace *et al.*, 1998). Além do menor tamanho, os rotíferos apresentam pouca capacidade de fuga frente à corrente inalante dos mexilhões, enquanto que os grandes crustáceos, principalmente os copépodos, conseguem escapar mais facilmente em função de suas estratégias

locomotoras (Fields & Yen, 1997). Isso explicaria no presente estudo o baixo consumo de Cladóceros e Copépodos, assim como de zooplâncton acima de 300  $\mu\text{m}$ , onde se enquadram a maioria destes crustáceos. Já os pequenos crustáceos, como náuplios de copépodos e cladóceros bosminídeos e quidorídeos, menos eficientes contra a captura pelos mexilhões, foram observados entrando eventualmente pelo sifão inalante do mexilhão dourado durante os experimentos de filtração do presente trabalho, e foram registrados como alimento para este bivalve por Rojas Molina *et al.* (2010) também em quantidades pequenas.

As taxas de filtração observadas no presente estudo (entre 36,8 e 86,4 mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) estiveram abaixo das registradas por outros autores para o mexilhão dourado (entre 125 e 350 mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, de acordo com Sylvester *et al.*, 2005) e mexilhão zebra (entre 122 e 339 mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, de acordo com Horgan & Mills, 1997), talvez em função da grande variedade de organismos, não só fitoplanctônicos mas também zooplanctônicos (não incluídos nos demais experimentos). Assim, uma maior complexidade de formas e tamanhos de partícula aumentaria o tempo gasto pelo mexilhão selecionando seu alimento e reduziria, conseqüentemente, as taxas de filtração. MacIsaac *et al.* (1992) descrevem diferentes taxas de filtração do mexilhão zebra para os diferentes tipos de zooplâncton, com valores entre 1 e 2 mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> para microcrustáceos e 20 a 100 mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> para rotíferos. Segundo Vanderploeg *et al.* (2009), diferentes taxas de filtração tem sido observadas para o mexilhão zebra se alimentando do seston natural, e estas taxas seriam consideravelmente mais baixas do que aquelas observadas em culturas de algas de laboratório. Portanto, há uma considerável incerteza sobre as taxas de filtração e ingestão dos mexilhões sobre o plâncton natural e seus fatores regulatórios. Diversos estudos indicam também uma estreita relação entre a taxa de filtração de bivalves e a concentração de partículas na água (Hwang *et al.*, 2004). A atividade filtradora declinaria à medida que a concentração

de partículas diminui (Horgan & Mills, 1997), assim como a eficiência de seleção, quando a quantidade de partículas é muito alta (Beninger *et al.*, 2008).

De acordo com Madenjian (1995), o mexilhão zebra transfere de 16 a 36% do fitoplâncton do Lago Erie, EUA, para o sedimento. No presente estudo, aproximadamente metade dos organismos fito e zooplanctônicos filtrados pelo mexilhão dourado acabaram sendo rejeitados e devolvidos ao ambiente como pseudofezes, e as taxas de produção de pseudofezes variaram entre os diferentes tipos de forma e tamanho da unidade planctônica. A análise das pseudofezes é raramente incluída nos estudos, sendo que, para o mexilhão dourado, somente Gazulha *et al.* (no prelo – a e b) a realizou, além do presente trabalho. Bastviken *et al.* (1998) destacaram a importância da inclusão das pseudofezes em seus experimentos, já que, sem elas, evidências de seletividade alimentar do mexilhão zebra não teriam sido identificadas. Baker *et al.* (1998) também demonstram a importância da análise das pseudofezes para se avaliar a seletividade alimentar. Sem contabilizar as pseudofezes, o mexilhão zebra filtrou os diferentes tamanhos e tipos de partículas com a mesma eficiência. Já considerando as pseudofezes, verificou-se que o mexilhão selecionou em sua cavidade do manto, brânquias e palpos labiais determinadas partículas destinadas à ingestão e outras à rejeição.

Quanto ao tamanho, Ten Winkel & Davis (1982) registraram para o mexilhão zebra a filtração de partículas fitoplanctônicas com até 750  $\mu\text{m}$  e a seleção e ingestão de partículas entre 15 e 40  $\mu\text{m}$ . Horgan & Mills (1997) citam a filtração de colônias ainda maiores, de até 1.200  $\mu\text{m}$ , mas estas seriam rejeitadas como pseudofezes logo em seguida. Para o mexilhão dourado, o principal estudo é o de Rojas Molina *et al.* (2010), que observaram no conteúdo estomacal partículas fito e zooplanctônicas entre 2 e 1.178  $\mu\text{m}$ . Em todos estes trabalhos, assim como no presente, as menores partículas disponíveis foram ingeridas em maior quantidade. Partículas maiores tendem a ser rejeitadas como alimento quando filtradas.

Gazulha *et al.* (no prelo-a), em experimento utilizando cianobactérias com células solitárias, coloniais e filamentosas, observaram que o mexilhão dourado ingeriu preferencialmente o primeiro tipo, rejeitando os outros dois nas pseudofezes, provavelmente em função do tamanho. Da mesma forma, Bastiken *et al.* (1998) registram maiores taxas de filtração para pequenas partículas fitoplanctônicas, como *Cryptomonas* e células solitárias da cianobactéria *Microcystis*, seguidas por filamentos pequenos das cianobactérias *Anabaena* e *Aphanizomenon*. Já as cianobactérias *Myrocystis* (em forma colonial) e *Anabaena* (em forma de grandes filamentos) foram filtradas em baixas taxas. No presente estudo, as categorias de forma mais ingeridas para fitoplâncton (Espinhas e Filamentosas 1) e para zooplâncton (Outros rotíferos e Rotíferos Brachionidae) também pertenciam às menores classes de tamanho. As projeções e espinhos exibidos por alguns destes organismos, nesta escala, parecem não ter tido efeito contra a captura pelos mexilhões, e o tamanho das partículas parece ter sido o determinante para a ingestão. As formas Coloniais, Alongadas e, especialmente, Filamentosas 2, que enquadravam-se nas maiores categorias de tamanho, foram filtradas e ingeridas em menores taxas.

Nesse sentido, Karatayev *et al.* (2007) sugerem que a alimentação do mexilhão zebra seja mais limitada pelo tamanho das partículas presentes no plâncton do que por sua qualidade, embora alguns estudos indiquem que bivalves expostos a alimento de baixa qualidade tenham suas taxas de filtração reduzidas e rejeitem grandes quantidades do material filtrado (Naddafi *et al.*, 2007). Segundo Dionísio Pires *et al.* (2004), a qualidade do alimento é usualmente medida em relação à presença de toxicidade, quantidade de fósforo e, principalmente, à presença de PUFA's (ácidos graxos poliinsaturados de cadeia longa). Alimentos com alta qualidade nutricional possuem altas concentrações de PUFA's, particularmente EPA (ácido eicosapentaenóico) e DHA (ácido docosaheptaenóico), que teriam efeitos positivos sobre o crescimento, sobrevivência, qualidade dos ovos e sucesso no recrutamento de bivalves. Em geral, criptofitas, crisofíceas e dinoflagelados são ricos em ambos EPA e DHA, diatomáceas são ricas em EPA, mas não em DHA, e

cianobactérias e clorofitas não contém ou contém pouco de EPA e DHA (Naddafi *et al.*, 2007).

Horgan & Mills (1997) sugerem, ainda, que a composição de espécies e as diferentes formas da comunidade planctônica influenciariam na capacidade de filtração dos mexilhões e seus efeitos. As espécies que têm adaptações para se manter nadando ou flutuando, distantes do fundo, estariam menos suscetíveis de serem consumidas pelos bivalves (como fitoflagelados ou cianobactérias com vacúolos de gás). Ao contrário, espécies que tendem a sedimentar quando estão na coluna d'água (como as diatomáceas) estariam mais suscetíveis de serem consumidas. Já agrupamentos ou colônias, que atingem tamanhos inadequados ao sifão inalante do mexilhão, seriam evitados. Dessa maneira, os organismos impalatáveis ou inacessíveis poderiam crescer em abundância em função da rejeição, e as alterações físicas do ambiente contribuiriam com o favorecimento de certas espécies.

Mas as baixas taxas de ingestão e a rejeição de diatomáceas unicelulares (pequenas, sedimentáveis e ricas em EPA) por diversos bivalves (Cucci *et al.*, 1985; Shumway *et al.*, 1985; Baker *et al.*, 1998; Bastviken *et al.*, 1998; Gazulha *et al.*, no prelo-b), verificada também no presente estudo, assim como a ingestão preferencial de células solitárias e pequenas colônias de cianobactérias (pobres em PUFA's e muitas vezes tóxicas) pelos mexilhões dourado e zebra em alguns estudos (Baker *et al.*, 1998; Bastviken *et al.*, 1998; Gazulha *et al.*, no prelo-b), são indícios de que, além de forma, tamanho, mobilidade e qualidade nutricional, outras questões estão envolvidas na seletividade alimentar do mexilhão dourado sobre a comunidade planctônica natural.

A complexidade da estrutura da comunidade planctônica torna difíceis previsões precisas dos efeitos da filtração do mexilhão dourado sobre a composição de espécies fito e zooplanctônicas, especialmente em relação aos efeitos indiretos ocasionados pelas alterações físicas do meio. Deve-se salientar, também, que o plâncton pode responder de maneira um pouco diferente à filtração do mexilhão dependendo das características do

sistema, como grau de mistura, concentração de nutrientes e intensidade de radiação (Bastviken *et al.* 1998). Mas a busca pela elucidação destes efeitos e suas causas é, sem dúvida, de grande importância diante da intensa ocupação dos bivalves invasores nos sistemas aquáticos sul-americanos.

## **Conclusão**

A hipótese deste trabalho foi a de que *L. fortunei* utilizaria tanto fitoplâncton quanto zooplâncton como alimento e que selecionaria estes organismos baseado no tamanho e forma das partículas, de maneira que as menores e com menos projeções seriam preferidas. Nossos resultados mostraram que o mexilhão dourado foi capaz de se alimentar tanto de fito quanto de zooplâncton e que teve seletividade positiva para organismos de pequeno a moderado tamanho e limitada capacidade de escape, independente de possuir espinhos, pelo menos na escala observada. Isto indica que o movimento, além do tamanho, foram mais importantes do que a forma para a seletividade alimentar do mexilhão dourado. A estrutura da comunidade planctônica pode sofrer alterações devido a esta pressão de predação seletiva, e os impactos podem ser diferenciados em cada ambiente, dependendo da diversidade de organismos planctônicos que compõem a comunidade.

## Referências bibliográficas

- Baker, S. M.; Levinton, J. S.; Kurdziel, J. P. & Shumway, S. E. (1998). Selective feeding and biodeposition by zebra mussels and their relation to changes in phytoplankton composition and seston load. **Journal of Shellfish Research** **17**: 1207-1213.
- Baker, S. M.; Levinton, J. S. & Ward, J. E. (2000). Particle transport in the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas). **Biological Bulletin** **199**: 116-125.
- Bastviken, D. T. E.; Caraco, N. F. & Cole, J. J. (1998). Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. **Freshwater Biology** **39**: 375-386.
- Beninger, P. G.; Valdizan, A.; Decottignies, P. & Cogne, B. (2008). Impact of seston characteristics on qualitative particle selection sites and efficiencies in the pseudolamellibranch bivalve *Crassostrea gigas*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** **360** (1): 9:14.
- Berg, D. J.; Fischer, S. W. & Landrum, P. F. (1996) Clearance and processing of algal particles by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). **Journal of Great Lakes Research** **22**:779-788.
- Bernard, F. R. (1974). Particle sorting and labial palp function in the pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1795). **Biological Bulletin** **146** (1): 1-10.
- Caraco, N. F.; Cole, J. J., Raymond, P. A.; Strayer, D. L.; Pace, M. L; Findlay, S. E. & Fischer, D. T. (1997). Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. **Ecology** **78**: 588-602.
- Coughlan, J. (1969). Estimation of filtering rate from clearance of suspensions. **Marine Biology** **2**: 356-359.
- Cucci, T. L.; Shumway, S. E.; Newell, R. C.; Selvin, R.; Guillard, R. R. L. & Yentsch, C. M. (1985). Flow cytometry – a new method for characterization of differential ingestion, digestion and egestion by suspension feeders. **Marine Ecology Progress Series** **24**: 201-204.
- David, K. A.; Davis, B. M. & Hunter, R. D. (2009). Lake St. Clair zooplankton: evidence for post-*Dreissena* changes. **Journal of Freshwater Ecology** **24** (2): 199-209.



- Dionisio Pires, L. M.; Jonker, R. R.; Van Donk, E. & Laanbroek, H. J. (2004). Selective grazing by adults and larvae of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): application of flow cytometry to natural seston. **Freshwater Biology** **49**: 116–126
- Espinosa, E. P.; Allam, B & Ford, S. E. (2008). Particle selection in the ribbed mussel *Geukensia demissa* and the Eastern oyster *Crassostrea virginica*: effect of microalgae growth stage. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** **79**: 1-6.
- Fields, D. M. & Yen, J. (1997). The escape behavior of marine copepods in response to a quantifiable fluid mechanical disturbance. **Journal of Plankton Research** **19** (9): 1289-1304.
- Gazulha, V.; Mansur, M. C. D.; Cybis, L. F.; Azevedo, S. M. F. O. (no prelo-a). Grazing impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on single-celled, colonial, and filamentous cyanobacteria. **Brazilian Journal of Biology** **72** (1), 2012.
- Gazulha, V.; Mansur, M. C. D.; Cybis, L. F.; Azevedo, S. M. F. O. (no prelo-b). Feeding behavior of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) under exposure to toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. **Brazilian Journal of Biology** **72** (1), 2012.
- Horgan, M. J. & Mills, E. L. (1997). Clearance rates and filtering activity of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): implications for freshwater lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **54** (2):249-255.
- Hwang, S.J.; Kim, H.S.; Shin, J.K.; Oh, J.M. & Kong, D.S. (2004). Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. **Hydrobiologia**, **515**: 161-179.
- Jack, J. D. & Thorp, J. H. (2000). Effects of the benthic suspension feeder *Dreissena polymorpha* on zooplankton in a large river. **Freshwater Biology** **44**: 569-579.
- Karatayev, A. Y.; Boltovskoy, D.; Padilla, D. K. & Burlakova, L. E. (2007). Invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. **Journal of Shellfish Research** **26**: 205-213.
- MacIsaac, H. J.; Sprule, W. G. & Leach, H. (1991). Ingestion of small-bodied zooplankton by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): can cannibalism on larvae influence population dynamics? **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **48**: 2051-2060.

- MacIsaac, H. J.; Sprules, W. G.; Johannsson, O. E. & Leach, J. H. (1992). Filtering impacts of larval and sessile zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in western Lake Erie. **Oecologia**, **92**: 30-39.
- MacIsaac, H. J.; Lonner, C. J. & Leach, H. (1995). Suppression of microzooplankton by zebra mussels: importance of mussel size. **Freshwater Biology** **34**: 379-387.
- Madenjian, C. P. (1995). Removal of algae by zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population in western lake Erie – a bioenergetics approach. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **52** (2):381-390.
- Naddafi, R.; Pettersson, K. & Eklöv, P. (2007). The effect of seasonal variation in selective feeding by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton community composition. **Freshwater Biology** **52**: 823-842.
- Nicholls, K. H. & Hopkins, G. J. (1993). Recent changes in Lake Erie (North Shore) phytoplankton: cumulative impacts of phosphorus loading reductions and the zebra mussel introduction. **Journal of Great Lakes Research** **19**: 637-647.
- Pace, M. L.; Findlay, S. E. G & Fischer, D. (1998). Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. **Freshwater Biology** **39**: 103-116.
- Rojas Molina, F. & José de Paggi, S. (2008). Zooplankton in the Paraná River floodplain (South America) before and after the invasion of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia). **Wetlands** **28**: 695-702.
- Rojas Molina, F.; Paggi, J. C. & Devercelli, M. (2010). Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive mollusk *Limnoperna fortunei*. **Biological Invasions** **12**: 1647-1659.
- Shumway, S. E.; Cucci, T. L.; Newell, R. C. & Yentsch, C. M. (1985). Particle selection, ingestion and absorption in filter feeding bivalves. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** **91**: 77-92.
- Smith, T. E.; Stevenson, R. J.; Caraco, N. F. & Cole, J. J. (1998). Changes in phytoplankton community structure during the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion of the Hudson River (New York). **Journal of Plankton Research** **20** (8): 1567-1579.
- Strauss, R.E. (1979). Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and proposed linear index of food selection. **Transactions of the American Fisheries**

**Society 108:** 344-352.

Sylvester, F.; Dorado, J.; Boltovskoy, D.; Juarez, A. & Cataldo, D. (2005). Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. **Hydrobiologia 534:** 71-80.

Ten Winkel, E. H. & Davids, C. (1982). Food selection by *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca: Bivalvia). **Freshwater Biology 12:** 553-558.

Thorp, J. H. & Casper, A. F. (2002). Potential effects on zooplankton from species shifts in planktivorous mussels: a field experiment in the St Lawrence River. **Freshwater Biology 47:** 107-119.

Vanderploeg, H. A.; Johengen, T. H. & Liebig, J. R. (2009). Feedback between zebra mussel selective feeding and algal composition affects mussel condition: did the regime changer pay a price for its success? **Freshwater Biology 54:** 47-63

## CAPÍTULO 2

### **Filtração e sobrevivência do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) exposto a extrato bruto da cianobactéria tóxica *Microcystis aeruginosa***

#### **Introdução**

Florações de cianobactérias durante episódios de eutrofização das águas são bastante freqüentes (Fernandes *et al.*, 2009a). A dominância destes organismos, além de provocar mudanças na estrutura das comunidades aquáticas, com efeitos ao longo de toda a cadeia alimentar, preocupa por seu potencial em produzir compostos secundários com efeitos biológicos tóxicos, denominados cianotoxinas (Carmichael, 1992).

Entre as cianotoxinas, as microcistinas são as de maior ocorrência em todo o mundo (Sivonen & Jones, 1999). Possuem efeito hepatotóxico e são produzidas pelas cianobactérias dos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis*, *Planktothrix*, *Radiocystis*, *Arthrospira* e também por algumas espécies picoplanctônicas (Meriluoto & Codd, 2005). Concentram-se basicamente no interior das células da cianobactéria, sendo liberadas para o ambiente quando há a lise celular (Saker & Griffiths, 2000). Nos sistemas naturais, a concentração destas toxinas dissolvidas na água é relativamente baixa (até 10 µg L<sup>-1</sup>), havendo considerável elevação destes níveis quando ocorre a senescência da floração (Christofersen, 1996). O tempo de degradação é relativo, dependendo das condições do ambiente e da estrutura química da molécula. As microcistinas, devido à sua estrutura peptídica cíclica, são muito estáveis e resistentes à hidrólise e oxidação, podendo permanecer na água por semanas ou meses (Sivonen & Jones, 1999).

Por estarem em contato direto com o plâncton no ambiente aquático, os bivalves estão expostos às cianobactérias e suas toxinas. Embora existam diversos registros sobre

a toxicidade das cianotoxinas a invertebrados aquáticos (DeMott *et al.*, 1991; Ferrão-Filho *et al.*, 2000; Drobniowska *et al.*, 2004), experimentos em laboratório demonstram a resistência de bivalves marinhos e de água doce à microcistina (Vasconcelos, 1995; Amorim & Vasconcelos, 1999; Pires *et al.*, 2007; Gazulha *et al.*, no prelo). Alguns mecanismos de detoxificação, como o acoplamento da microcistina ao complexo enzimático GST (*Glutathione-S-Transferases*) destes moluscos, permitem a sobrevivência e também a acumulação de moléculas da toxina, tornando-os possíveis vetores de transferência de microcistina aos níveis superiores da cadeia trófica (Contardo-Jara *et al.*, 2008)

Gazulha *et al.* (no prelo), em experimento com o mexilhão dourado *Limnoperna fortunei*, verificou que células intactas de cepa tóxica da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* não causaram efeitos negativos sobre a filtração e sobrevivência desta espécie de bivalve. Do mesmo modo, Vasconcelos *et al.* (2007), testando variações na exposição do mexilhão marinho *Mytilus galloprovincialis* a *M. aeruginosa*, submeteu os bivalves a células intactas, extrato bruto (células lisadas) e toxina purificada da cianobactéria, registrando efeitos negativos somente para os dois últimos tratamentos.

Em virtude da resistência do mexilhão dourado a células intactas de *M. aeruginosa* e da ocorrência deste bivalve em mananciais onde há registro de florações de cianobactérias produtoras de cianotoxinas (Cybis *et al.*, 2006; Yunes *et al.*, 2009), o presente estudo teve como objetivo avaliar a sobrevivência e a filtração de *L. fortunei* exposto a extrato bruto de uma cepa tóxica de *M. aeruginosa*. A hipótese testada é a de que, mediante extrato bruto contendo microcistinas, a filtração do mexilhão dourado é reduzida e sua sobrevivência prejudicada.

## Material e Métodos

### *Cultivo das algas e obtenção dos extratos brutos de M. aeruginosa*

Inóculos da clorofíceia *Monoraphidium* sp. e das cepas tóxica (NPLJ-4) e não-tóxica (NPCD-1) da cianobactéria *M. aeruginosa* foram fornecidos pelo Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Em laboratório do Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, estas algas foram cultivadas utilizando-se frascos Erlenmeyer de 1L, meio de cultura ASM-1 (Gorham *et al.*, 1964) e sala climatizada a 24°C com fotoperíodo de 12:12 h claro:escuro. De ambas as cepas de *M. aeruginosa* foram obtidos extratos brutos congelando-se e descongelando-se por três vezes sucessivas as culturas, a fim de que as células fossem lisadas e o conteúdo celular contendo as microcistinas liberado para a solução (Kuroda *et al.*, 2005). Após, as soluções foram filtradas a vácuo em filtro de nitrato-celulose com 0,45 µm de abertura de poro para retirar os fragmentos de membrana celular restantes.

### *Coleta e aclimação de L. fortunei*

Os mexilhões foram coletados manualmente em fevereiro de 2011 na área do cais do porto do Lago Guaíba, na cidade de Porto Alegre (RS), acondicionados em frasco plástico e levados imediatamente para laboratório do Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, onde foram mantidos em aquário com água do próprio lago, aeração e temperatura controlada de 24°C para aclimação. Após 24h, os mexilhões tiveram suas carapaças escovadas e limpas para remover as partículas aderidas e, em seguida, permaneceram por 4h em água mineral (Fonte Constantino, pH = 7,11; condutividade elétrica a 25°C = 196,9 mhoS/cm; temperatura na fonte = 19,6°C)

para evacuação. Somente mexilhões filtrando ativamente e de comprimentos aproximados (~30 mm) foram utilizados.

### *Delineamento experimental*

Para avaliar os efeitos do extrato tóxico de *M. aeruginosa* sobre a filtração e a sobrevivência de *L. fortunei* foram utilizados, durante 10 dias, aquários distribuídos em três tratamentos, conforme descrito na Tabela 3. A alga clorofícea *Monoraphidium sp.* foi disponibilizada como alimento aos mexilhões e o tratamento 2 (contendo o extrato não-tóxico de *M. aeruginosa*), assim como o tratamento 3 (sem a presença de extratos) foram utilizados como controles ao tratamento 1 (contendo o extrato tóxico). Além destes, outros três aquários contendo *Monoraphidium sp.* e extrato tóxico da cianobactéria, sem a presença dos mexilhões, foram cultivados como controle das densidades da clorofícea para o cálculo das taxas de filtração e como controle da concentração de microcistina. Durante o experimento os aquários estiveram sob aeração contínua, temperatura controlada (24°C) e fotoperíodo 12:12 h claro:escuro. O volume de 5L dos aquários foi completado com água mineral (Fonte Constantino, pH = 7,11; condutividade elétrica a 25°C = 196,9 mhoS/cm; temperatura na fonte = 19,6°C).

**Tabela 3** – Tratamentos utilizados no experimento.

<b>Nº de aquários/réplicas</b>	<b>Solução disponível à filtração</b>	<b>Mexilhões por aquário</b>
5	Tratamento 1 - <i>Monoraphidium sp.</i> ( $10^4$ cél. L <sup>-1</sup> ) + extrato de <i>M. aeruginosa</i> tóxica, cepa NPLJ-4 ( $8,8 \pm 1$ µg MC-LR L <sup>-1</sup> )*	2
5	Tratamento 2 - <i>Monoraphidium sp.</i> ( $10^4$ cél. L <sup>-1</sup> ) + extrato de <i>M. aeruginosa</i> não-tóxica, cepa NPCD-1*	2
3	Tratamento 3 - <i>Monoraphidium sp.</i> ( $10^4$ cél. L <sup>-1</sup> )	2

\* Extratos em concentrações equivalentes a  $8 \times 10^4$  cél. L<sup>-1</sup> de *M. aeruginosa*, aproximadamente.

### *Taxas de filtração*

A cada 48h, alíquotas de 2 mL de água dos três tratamentos e do controle (sem mexilhões) foram coletadas, armazenadas em frascos do tipo Eppendorff e fixadas com Lugol para posterior contagem de *Monoraphidium* sp. em microscópio óptico. Ao 2º e 4º dias a clorofíceia foi repostada nos aquários contendo os bivalves, uma vez que seus níveis foram reduzidos consideravelmente, sendo as amostras coletadas antes e após a reposição.

A partir dos dados de contagem de *Monoraphidium* sp., calcularam-se as taxas de filtração dos mexilhões em cada tratamento através da fórmula a seguir, baseada em Coughlan (1969):

$$TF = V \times (\ln(C_0 / C_t) - \ln(C'_0 / C'_t)) / N \times T$$

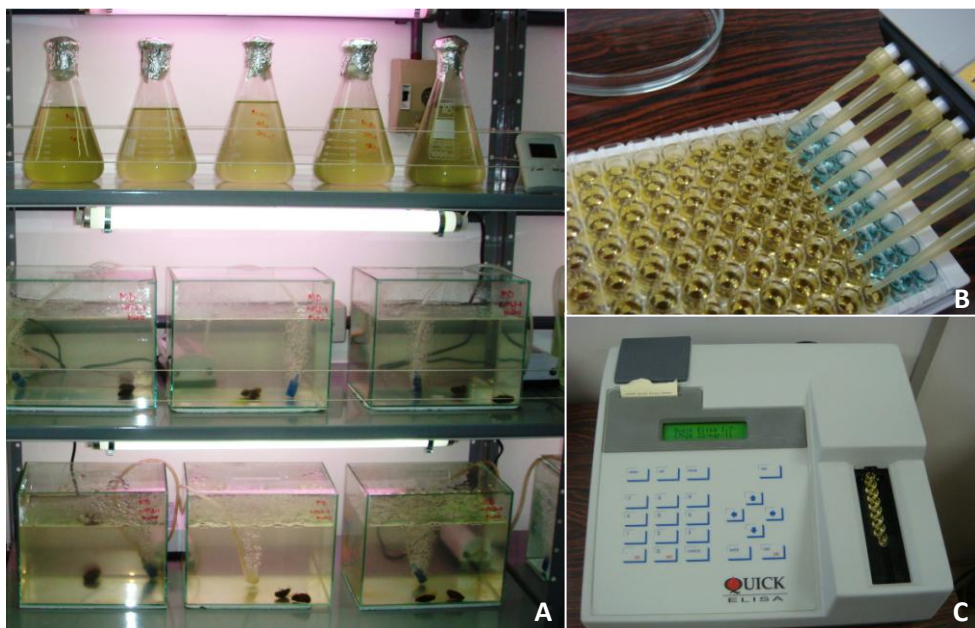
onde TF é taxa de filtração (mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>), V é o volume de água no aquário (mL), N é o número de mexilhões por aquário, T é o tempo total de filtração (h), C<sub>0</sub> é a concentração de *Monoraphidium* sp (ind.L<sup>-1</sup>) no aquário contendo mexilhões em T=0, C<sub>t</sub> é a concentração de *Monoraphidium* sp (ind.L<sup>-1</sup>) no aquário contendo mexilhões em T, C'<sub>0</sub> é a concentração de *Monoraphidium* sp (ind.L<sup>-1</sup>) no aquário controle (sem mexilhões) em T=0 e C'<sub>t</sub> é a concentração de *Monoraphidium* sp (ind.L<sup>-1</sup>) no aquário controle (sem mexilhões) em T.

Em função da aeração nos aquários, as fezes e pseudofezes liberadas pelos bivalves eram constantemente ressuspensas, disponibilizando-as à filtração novamente. Sendo assim, as taxas de filtração aqui apresentadas referem-se somente ao que foi de fato ingerido pelos mexilhões, não podendo ser contabilizado o montante filtrado e posteriormente rejeitado.

### *Análise de microcistina na água*



Nos aquários contendo o extrato bruto de *M. aeruginosa* tóxica (Tratamento 1 e Controle sem mexilhões), amostras de água foram coletadas diariamente para posterior análise de microcistinas. Para isso, 30 mL eram filtrados à vácuo em filtro de nitrato-celulose com 0,45  $\mu\text{m}$  de abertura de poro para a retirada dos sólidos, sendo o filtrado armazenado em frascos âmbar de vidro e congelados até o momento da análise, realizada através do kit ELISA (*Enzyme-Linked Immuno-Sorbent Assay*) para microcistina-LR (*Beacon*) e interpretação dos resultados por leitor de placa em comprimento de onda 450 nm. Imagens da placa e leitor para análise de microcistina, assim como do experimento, podem ser visualizadas na Figura 9.



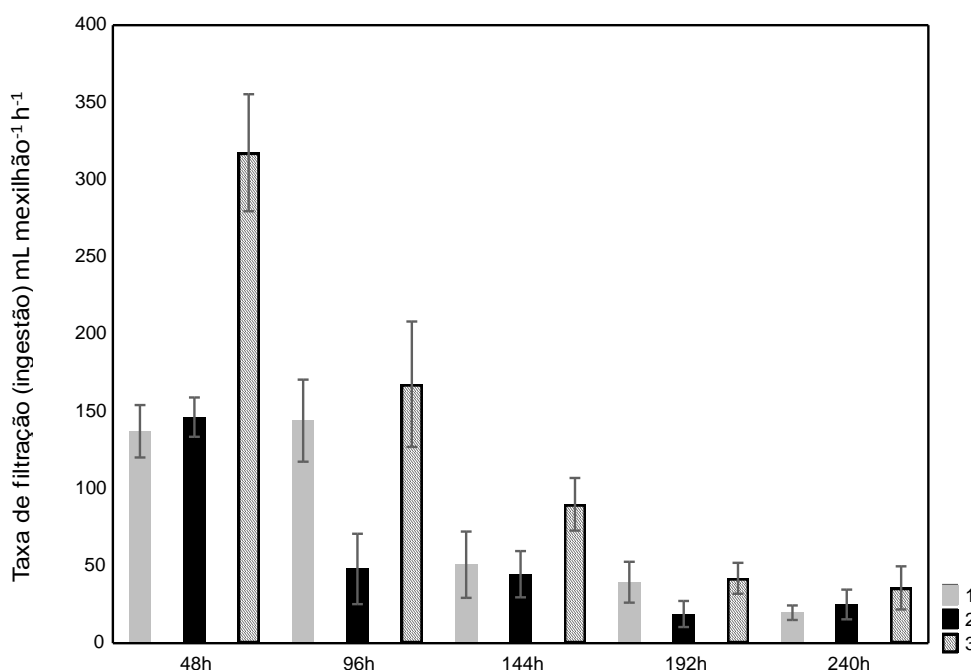
**Figura 9.** A) Aquários e culturas de algas utilizados no experimento. B) Placa de imunoensaio ELISA para análise de microcistina. C) Leitor de placa.

### *Análises estatísticas*

Os resultados das taxas de filtração (tratamentos 1, 2 e 3), assim como das concentrações de microcistina (tratamento 1 e controle), foram comparados entre si nos diferentes momentos amostrais através de Teste t-pareado ( $\alpha=0,05$ ).

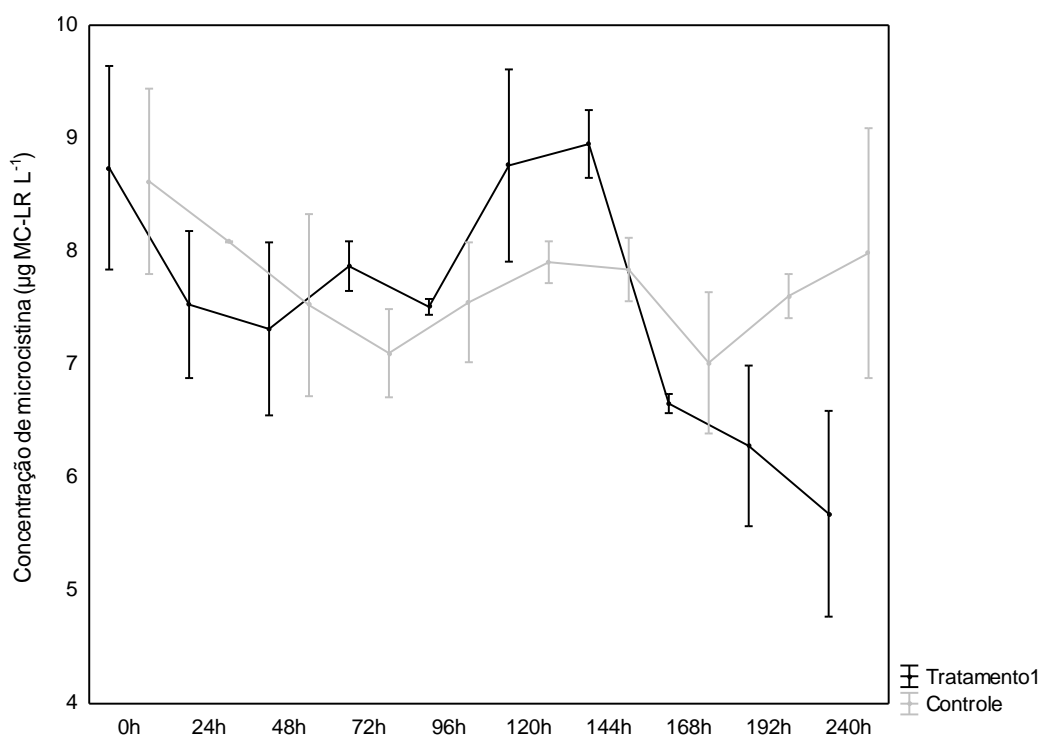
## Resultados

As taxas de filtração (ingestão) de *L. fortunei* nos tratamentos 1 e 2 (contendo extrato tóxico e não-tóxico, respectivamente) foram diferenciadas do tratamento 3 (sem extratos) ao longo experimento (Teste t-pareado,  $p < 0,05$ ). Conforme observado na Figura 10, os valores obtidos para os tratamentos 1 e 2 foram inferiores, em média, aos obtidos para o tratamento 3 (78,3 mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>; 56,6 mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e 130,6 mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente), demonstrando que ambos os extratos exerceram efeito negativo sobre o comportamento alimentar dos bivalves. As maiores diferenças foram observadas durante as primeiras 48h, em que as taxas dos tratamentos contendo os extratos tóxico e não-tóxico foram aproximadamente 50% menores do que as observadas para o tratamento sem os extratos. Ao longo dos dias de experimento, os valores de filtração (ingestão) reduziram-se para todos os tratamentos.



**Figura 10.** Taxas de filtração (ingestão) (mL mexilhão<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) de *L. fortunei* nos diferentes tratamentos ao longo do experimento. Tratamento 1= *Monoraphidium* sp. + extrato bruto de *M. aeruginosa* tóxica (NPLJ-4), Tratamento 2 = *Monoraphidium* sp. + extrato bruto de *M. aeruginosa* não-tóxica (NPCD-1), Tratamento 3= *Monoraphidium* sp., sem extratos. (Teste T-pareado,  $p < 0,05$ )

Em relação à concentração de microcistina, não houve variação significativa entre o tratamento 1 e o controle ao longo do experimento, embora o primeiro tenha apresentado um decréscimo ao décimo dia (240h) nos valores da toxina, conforme observado na Figura 11.



**Figura 11.** Concentração de microcistina na água ( $\mu\text{g MC-LR L}^{-1}$ ) ao longo do experimento. Tratamento 1 = com mexilhões, Controle = sem mexilhões.

Ao longo dos 10 dias de experimento, nenhuma morte foi registrada para os indivíduos de *L. fortunei*, que filtraram ativamente durante todo o período, intercalando com momentos de fechamento das valvas.

## Discussão

O consumo de cianobactérias tóxicas por moluscos e a sobrevivência destes quando expostos a cepas produtoras de microcistina já foi documentada por diversos

autores. Em geral, os experimentos realizados disponibilizaram células intactas das cianobactérias à filtração das mais variadas espécies de bivalves marinhos e de água doce, como *Mytilus galloprovincialis* (Amorim & Vasconcelos, 1999; Fernandes *et al.*, 2009b), *Dreissena polymorpha*, *Anodonta anatina* (Pires *et al.*, 2007), *Unio douglasiae*, *Corbicula fluminea* (Liu *et al.*, 2009) e *Mesodesma mactroides* (Leão *et al.*, 2010). Estudos utilizando extratos brutos de cianobactéria ou toxina purificada, como o realizado por Vasconcelos *et al.* (2007), são mais escassos. Para o mexilhão dourado, somente o estudo de Gazulha *et al.* (no prelo) abordou o consumo de cianobactérias tóxicas, também utilizando células intactas produtoras de microcistina.

A filtração de extratos brutos de cianobactérias pelos bivalves, além de simular situação semelhante à que acontece durante a senescência de uma floração, quando as células fitoplanctônicas se rompem e liberam seu conteúdo para a água, permite o contato mais direto dos animais com a toxina e outros componentes celulares. Este contato com os extratos, de fato, pode produzir respostas diferenciadas daqueles obtidos com células intactas, como observado por Vasconcelos *et al.* (2007). Estes autores registraram efeitos negativos do extrato de uma cepa tóxica de *M. aeruginosa* sobre o intestino, brânquias e palpos labiais do mexilhão *M. galloprovincialis*, enquanto que células intactas da mesma cianobactéria não induziram aos mesmos danos. Neste mesmo estudo foi observado, ainda, que os efeitos negativos da toxina purificada foram menores do que os provocados pelo extrato da cianobactéria, demonstrando que outros componentes celulares, além da toxina, interferem no metabolismo dos bivalves.

Embora o mexilhão dourado tenha sobrevivido ao contato com o extrato tóxico de *M. aeruginosa* no presente estudo, não se pode afirmar a ausência de efeitos negativos sobre certos órgãos destes bivalves, como observado por Vasconcelos *et al.* (2007). As menores taxas de filtração (ingestão) observadas para o tratamento contendo o extrato tóxico podem estar indicando alterações provocadas pela toxina no comportamento alimentar dos bivalves. Curiosamente, no tratamento contendo o extrato não-tóxico, as

taxas de filtração também foram reduzidas, indicando efeitos negativos de componentes celulares presentes na cepa não-tóxica.

Apesar das evidências de que as cianotoxinas causam efeitos adversos, outros compostos produzidos pelas cianobactérias podem estar relacionados com a toxicidade. Jungmann & Benndorf (1994) isolaram um composto a partir de extratos de amostras de florações naturais que foram mais tóxicos para o cladóceros *Daphnia* do que a microcistina. Alguns compostos produzidos por cianobactérias, que não fazem parte do conhecido grupo de cianotoxinas, também causaram efeitos tóxicos ao microcrustáceo *Artemia salina* e a larvas de mosquito (Kiviranta *et al.*, 1991; Kiviranta & Abdel-Hameed, 1994). Já Costa (2005) observou inibição na reprodução do cladóceros *Daphnia gessneri* quando exposto a uma cepa não-tóxica de *Cylindrospermopsis raciborskii*, enquanto a exposição à cepa produtora de toxina da mesma espécie não causou nenhum efeito negativo. Do mesmo modo, Vasconcelos *et al.* (2001) testaram cepas tóxicas e não-tóxicas de *M. aeruginosa* no crustáceo decápodo *Procambarus clarkii* e evidenciaram que os juvenis deste lagostim foram mais suscetíveis às cepas não-tóxicas, demonstrando que outros compostos, mais potentes do que a microcistina, podem ter sido produzidos pela cianobactéria. Para o mexilhão dourado, Gazulha *et al.* (2010) observaram altos índices de mortalidade de larvas alimentadas tanto com cepas tóxicas quanto não-tóxicas de *M. aeruginosa*. As mortes foram atribuídas, primeiramente, à baixa qualidade nutricional da cianobactéria, mas o potencial tóxico de ambas as cepas às larvas de *L. fortunei* também é uma hipótese a ser investigada.

Já a redução das taxas de filtração do mexilhão dourado ao final do experimento, por ter ocorrido em todos os tratamentos, não pode ser atribuída a nenhum extrato de *M. aeruginosa* ou à sua toxina. No entanto, a manutenção da água nos aquários, sem renovação durante todo o período experimental, pode ter acumulado grandes concentrações de compostos originários da excreção e metabolismo dos mexilhões, gerando toxicidade para os próprios bivalves e reduzindo suas taxas de filtração. Altas

taxas de mortalidade foram observadas por Hwang *et al.* (2010) em experimento com o bivalve *Corbicula leana*, sendo o fato positivamente correlacionado à concentração de amônia das excretas na água.

Em relação às toxinas, estas podem ser ingeridas pelos bivalves através do alimento ou diretamente da água, quando estão dissolvidas (Wiegand & Pflugmacher, 2005). No interior das células, as microcistinas podem sofrer um processo de detoxificação catalizado pelo complexo enzimático GST (*Glutathione-S-Transferases*) (Vasconcelos *et al.*, 2007) ou, então, ligar-se covalentemente às proteínas fosfatases 1 e 2A das células, causando a inibição destas enzimas e, a partir daí, efeitos deletérios (Contardo-Jara *et al.*, 2008). Embora seja sabido que a ligação entre a microcistina e as proteínas fosfatases são consideradas fortes e irreversíveis, os mexilhões podem, durante períodos de depuração, inativar as fosfatases e liberar as microcistinas novamente para a água através das fezes e pseudofezes (Amorim & Vasconcelos, 1999). Este fenômeno, segundo os autores anteriormente citados, pode ter sido o responsável pelos picos de elevação na concentração de microcistina durante seus experimentos com o mexilhão *M. galloprovincialis*. Durante o período de exposição deste mexilhão à toxina, os níveis de microcistina na água formaram dois picos de elevação ao 8º e 12º dias, com variações até 2,5 µg MC L<sup>-1</sup>. Assim, a alternância entre ingestão e excreção de microcistina pelos exemplares de *L. fortunei* no presente estudo tenha sido, talvez, a responsável pela não diferenciação dos níveis de toxina na água entre o tratamento 1 e o controle ao longo do experimento.

De acordo com Gossiaux *et al.* (1998) os mexilhões demonstram grande potencial de bioacumulação de contaminantes devido ao seu alto conteúdo lipídico. Apesar de as microcistinas acumuladas pelos bivalves não causarem, muitas vezes, maiores efeitos a seus organismos, ao serem extraídas e injetadas em ratos causam toxicidade a estes mamíferos, sugerindo que as toxinas não são totalmente metabolizadas pelos moluscos (Eriksson *et al.*, 1989). Uma vez que a acumulação de microcistinas pode chegar a 10,7 µg

MC g<sup>-1</sup> de peso, como registrado para o mexilhão *M. galloprovincialis* (Amorim & Vasconcelos, 1999), existe um iminente risco de contaminação dos níveis tróficos superiores através dos bivalves.

Durante episódios de floração, as toxinas podem rapidamente saturar as proteínas fosfatases dos mexilhões, enquanto uma grande quantidade de toxinas se mantém não-ligada e acumulada no animal (Amorim & Vasconcelos, 1999). Embora já seja comprovada esta bioacumulação de cianotoxinas em bivalves e outros organismos aquáticos, a transferência destas entre os elos da cadeia alimentar tem sido dificilmente demonstrada (Ibelings *et al.*, 2005). A comparação dos resultados dos diferentes estudos de bioacumulação de cianotoxinas torna-se difícil em função das diferentes metodologias utilizadas na análise das toxinas e das diferenças no cálculo de bioacumulação, levando à conclusão, provavelmente equivocada, de que a transferência e a biomagnificação não ocorrem na maioria dos casos (Ferrão-Filho, 2009). Apesar da falta de uma constatação precisa, há evidências destes efeitos, tornando-se relevante a continuidade dos estudos nesta área.

## **Conclusão**

Mediante a exposição do *L. fortunei* a extrato bruto da cianobactéria tóxica *M. aeruginosa*, a hipótese era de que os bivalves seriam afetados com a redução nas taxas de filtração e sobrevivência. Os resultados demonstraram que o mexilhão dourado sobreviveu às concentrações de microcistinas disponibilizadas, porém, não se pode afirmar a ausência de efeitos negativos crônicos sobre alguns órgãos, uma vez que as taxas de filtração foram reduzidas, conforme a hipótese. Da mesma forma, a cepa não-tóxica de *M. aeruginosa* também reduziu as taxas de filtração dos bivalves, indicando que outros componentes das cianobactérias, além das chamadas cianotoxinas, podem exercer

efeitos negativos. A resistência à toxina e a possível capacidade de acumular microcistinas torna o mexilhão dourado um iminente vetor de transmissão de microcistina para os níveis tróficos superiores.



## Referências bibliográficas

- Amorim, A. & Vasconcelos, V. M. (1999). Dynamics of microcystins in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. **Toxicon** **37**: 1041-1052.
- Carmichael, W. W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology** **72**: 445-459.
- Christoffersen, K. (1996). Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. **Phycologia** **35**: 42-50.
- Contardo-Jara, V.; Pflugmacher, S. & Wiegand, C. (2008). Multi-xenobiotic-resistance: a possible explanation for the insensitivity of bivalves towards cyanobacterial toxins. **Toxicon** **52**: 936-946.
- Costa, S. M. (2005). **Efeitos de saxitoxinas produzidas por *Cylindrospermopsis raciborskii* e de outras cianobactérias sobre cladóceros (Branchiopoda)**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, UFRJ, 96p.
- Coughlan, J. (1969). Estimation of filtering rate from clearance of suspensions. **Marine Biology** **2**: 356-359.
- Cybis, L. F.; Bendati, M. M.; Maizonave, C. R. M.; Werner, V. R. & Domingues, C. D. (2006). **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da Represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, RS**. Rio de Janeiro, ABES. 64p.
- DeMott, W. R.; Zhang, Q. X. & Carmichael, W. W. (1991). Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. **Limnology and Oceanography** **36**: 1346-1357.
- Drobniwska, A. A.; Tarczyska, M.; Mankiewicz, J.; Jurczak, T. & Zalewski, M. (2004). Increase of crustacean sensitivity to purified hepatotoxic cyanobacterial extracts by manipulation of experimental conditions. **Environmental Toxicology** **19**: 416-420.
- Eriksson, J. F.; Meriluoto, J. A. O. & Lindholm, T. (1989). Accumulation of a peptide toxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* in the freshwater mussel *Anodonta cygnea*. **Hydrobiology** **183**: 211-216.

- Fernandes, V. O.; Cavati, B.; Oliveira, L. B. & Souza, B. D. (2009a). Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. In: Ferrão-Filho, A. S.; Molica, R. & Azevedo, S. M. O. (Eds.). Ecologia, Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias. **Oecologia Brasiliensis** 13 (2): 247-258.
- Fernandes, S.; Welker, M. & Vasconcelos, V. M. (2009b). Changes in the GST activity of the mussel *Mytilus galloprovincialis* during exposure and depuration of microcystins. **Journal of Experimental Biology** 311A: 226-230.
- Ferrão-Filho, A. S. (2009). Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. In: Ferrão-Filho, A. S.; Molica, R. & Azevedo, S. M. O. (Eds.). Ecologia, Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias. **Oecologia Brasiliensis** 13 (2): 272-312.
- Ferrão-Filho, A. S.; Azevedo, S. M. O. & DeMott, W. R. (2000). Effects of toxic and nontoxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. **Freshwater Biology** 43: 1-19.
- Gazulha, V.; Mansur, M. C. D.; Cybis, L. F. (2010). **O mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) na presença de cianobactérias: taxas de filtração, comportamento alimentar e sobrevivência.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, UFRGS, 104p.
- Gazulha, V.; Mansur, M. C. D.; Cybis, L. F.; Azevedo, S. M. F. O. (no prelo). Feeding behavior of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) under exposure to toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. (Aceito). **Brazilian Journal of Biology** 72 (1). 2012.
- Gorham P. R., McLachlan L., Hammer U. T. & Kim W. K. (1964). Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.). **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 15:796–804.
- Gossiaux, D.C.; Landrum, P.F. & Fisher, S.W. (1998). The assimilation of contaminants from suspended sediment and algae by the zebra mussel, *Drissena polymorpha*. **Chemosphere** 36: 3181–3197.
- Hwang, S.; Kim, H.; Park, J. & Kim, B. (2010). Effects of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on the filtration rate and mortality of the freshwater bivalve *Corbicula leana*. **Journal of Environmental Biology** 31: 483-488.

- Ibelings, B. W.; Bruning, K.; Jonge, J.; Wolfstein, K.; Pires, D. L. M.; Postma, J. & Burger, T. (2005). Distribution of microcystins in a lake foodweb: no evidence of biomagnifications. **Microbial Ecology** **49**: 487-500.
- Jungmann, D. & Benndorf, J. (1994). Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp., and the role of microcystins. **Freshwater Biology** **32**:13-20.
- Kiviranta, J. & Andel-Hameed, A. (1994). Toxicity of the blue-green algae *Oscillatoria agardhii* to the mosquito *Aedes aegypti* and the shrimp *Artemia salina*. **World Journal of Microbiology & Biotechnology** **10**: 517-520.
- Kiviranta, J.; Sivonen, K. & Niemela, S. I. (1991). Detection of toxicity of cyanobacteria by *Artemia salina* bioassay. **Environmental Toxicology and Water Quality** **6**: 423-436.
- Kuroda, E. K.; Albuquerque Júnior, E. C.; Bernardo, L. D. & Trofino, J. C. (2005). Caracterização e escolha do tipo de carvão ativado a ser empregado no tratamento de água contendo microcistinas. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais Eletrônicos do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande.
- Leão, J. C.; Giordano, S. B. & Yunes, J. S. (2010). Microcystins uptake by the yellow clam *Mesodesma mactroides* (Bivalvia, Mactroidea). **Atlântica, Rio Grande** **32** (1): 79-85.
- Liu, Y.; Xie, P. & Wu, X. (2009). Grazing on toxic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* PCC7820 by *Unio douglasiae* and *Corbicula fluminea*. **Limnology** **10**: 1-5.
- Meriluoto, J. & Codd, G. A. (2005). **Toxic cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis**. Abo Akademi University Press. 149p.
- Pires, L. M. D; Bontes, B. M.; Samchyshyna, L.; Jong, J.; Van Donk, E. & Ibelings, B. W. (2007). Grazing on microcystin-producing and micocystin-free phytoplankters by different filter-feeders: implications for lake restoration. **Aquatic Sciences** **69**: 534-543.
- Saker, M. L. & Griffiths, D. J. (2000). The effect of temperature on growth and cylindrospermopsin content of seven isolates of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyceae) from water bodies in northern Australia. **Phycologia** **39**: 349-354.
- Soares, R. M. (2009). Toxicologia de cianotoxinas: microcistinas, as estrelas do tema. In:

- Ferrão-Filho, A. S.; Molica, R. & Azevedo, S. M. O. (Eds.). Ecologia, Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias. **Oecologia Brasiliensis** 13 (2): 259-271.
- Sivonen, K. & Jones, G. (1999). Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I. & Bartram, J. (Eds.). **Toxic cianobactéria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. Taylor & Francis Group, p. 41-111.
- Vasconcelos, V.M. (1995). Uptake and depuration of the peptide toxin microcystin-LR in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. **Aquatic Toxicology** 32: 227-237.
- Vasconcelos, V. M.; Oliveira, S. & Teles, F. O. (2001). Impact of a toxic and a non-toxic strain of *Microcystis aeruginosa* on the crayfish *Procambarus clarkii*. **Toxicon** 39, 1461-1470.
- Vasconcelos, V. M.; Wiegand, C. & Pflugmacher, S. (2007). Dynamics of Glutathione-S-transferases in *Mytilus galloprovincialis* exposed to toxic *Microcystis aeruginosa* cells, extracts and pure toxins. **Toxicon** 50: 740-745.
- Wiegand, C. & Pflugmacher, S. (2005). Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites: a short review. **Toxicology and Applied Pharmacology** 203: 201-218.
- Yunes, J. S. (2009). Florações de *Microcystis* na Lagoa dos Patos e seu estuário: 20 anos de estudos. In: Ferrão-Filho, A. S.; Molica, R. & Azevedo, S. M. O. (Eds.). Ecologia, Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias. **Oecologia Brasiliensis** 13 (2): 313-318.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mensurar impactos do mexilhão dourado sobre a comunidade planctônica no ambiente natural é difícil em função do grande número de variáveis bióticas e abióticas envolvidas e do potencial que este bivalve tem como espécie-engenheira de modificar tanto a estrutura biológica quanto física do ambiente. Mas alguns estudos no ambiente natural indicam a presença do mexilhão dourado como a grande responsável pelas alterações verificadas na comunidade planctônica. Estas alterações (redução da densidade de rotíferos) corroboram com alguns dos resultados obtidos no Capítulo 1 do presente trabalho (grande ingestão de rotíferos), demonstrando que o investimento em pesquisas sobre o comportamento alimentar do mexilhão dourado pode fornecer subsídios para o conhecimento e avaliação dos impactos deste bivalve invasor. Nesse sentido, os resultados indicam que o *L. fortunei*, através de sua seletividade alimentar, pode promover o decréscimo na densidade de organismos planctônicos de menor tamanho tanto do fito quanto do zooplâncton, enquanto rejeita o consumo daqueles organismos maiores ou capazes de evitar a corrente inalante do bivalve. Além disso, em florações de cianobactérias formadoras de grandes filamentos ou colônias, a seletividade alimentar do bivalve pode favorecer ainda mais a dominância destas algas, que seriam rejeitadas. A diminuição ou alteração dos recursos alimentares na coluna d'água (seja plâncton ou partículas orgânicas diversas), associadas ao incremento de recursos alimentares no bentos proporcionado pelos mexilhões, podem refletir diretamente sobre o comportamento alimentar e estrutura das demais comunidades do sistema.

Enquanto as cianobactérias de maior tamanho resistiriam no ambiente sem serem consumidas pelos mexilhões, as de pequeno tamanho seriam consumidas, mesmo possuindo toxinas. E, de acordo com o verificado no Capítulo 2 do presente estudo, a grande resistência do mexilhão dourado à filtração da água contendo microcistina amplia ainda mais a necessidade de informações mais precisas sobre a capacidade deste

molusco em acumular e transmitir cianotoxinas aos demais níveis tróficos via cadeia alimentar (bioacumulação e biomagnificação). Neste caso, simples análises indicando níveis seguros de microcistinas livres na água, como é normalmente feito, poderiam não assegurar a saúde da população que consome recursos pesqueiros de mananciais contendo estas toxinas.

As informações sobre as interações do mexilhão dourado sobre as comunidades biológicas do Lago Guaíba e, especialmente, sobre sua comunidade planctônica, ainda são insuficientes para que se tenha uma dimensão dos impactos causados neste local. Por ser um sistema que recebe o aporte constante de grandes volumes de água que, por sua vez, traz consigo organismos planctônicos e demais elementos orgânicos e inorgânicos, espera-se que os impactos não sejam tão drásticos como verificado para outros bivalves invasores em lagos fechados na América do Norte e Europa. Mas a grande densidade de mexilhões que colonizam o Lago Guaíba e a presença de cianotoxinas em eventos de floração de cianobactérias torna cada vez mais necessários o monitoramento, a pesquisa e o manejo constantes neste ambiente.

## Referências bibliográficas

- Amorim, A. & Vasconcelos, V. M. (1999). Dynamics of microcystins in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. **Toxicon** **37**: 1041-1052.
- Atlas Ambiental de Porto Alegre.** (1998). Porto Alegre: UFRGS. 228p.
- Bastviken, D. T. E.; Caraco, N. F. & Cole, J. J. (1998). Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. **Freshwater Biology** **39**: 375-386.
- Bendati, M. M.; Schwarzbach, M. S. R.; Maizonave, C. R. M.; Almeida, L. B. & Bringhenti, M. L. (2000). Avaliação da qualidade da água do Lago Guaíba (Rio Grande do Sul, Brasil) como suporte para a gestão da bacia hidrográfica. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, RS.
- Boltovskoy, D.; Correa, N.; Cataldo, D. & Sylvester, F. (2006). Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. **Biological Invasion** **8**: 947-963.
- Caraco, N. F.; Cole, J. J., Raymond, P. A.; Strayer, D. L.; Pace, M. L.; Findlay, S. E. & Fischer, D. T. (1997). Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. **Ecology** **78**: 588-602.
- Darrigran, G. & Damborenea, C. (2009a). Bioinvasões. In: Darrigran, G. & Damborenea, C. (Eds.) **Introdução à biologia das invasões**. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle. Cubo Editora: São Carlos, SP. p.1-29.
- Darrigran, G. & Damborenea, C. (2009b). Características da espécie. In: Darrigran, G. & Damborenea, C. (Eds.) **Introdução à biologia das invasões**. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle. Cubo Editora: São Carlos, SP. p. 43-60.
- Darrigran, G. & Mansur, M. C. D. (2009). Introdução e dispersão do *Limnoperna fortunei*. In: Darrigran, G. & Damborenea, C. (Eds.) **Introdução à biologia das invasões**. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle. Cubo Editora: São Carlos, SP. p. 89-110.

- Darrigran, G. & Damborenea, C. (2011). Ecosystem engineering impact of *Limnoperna fortunei* in South America. **Zoological Science** **28** (1): 1-7.
- Darrigran, G. ; Damborenea, C. & Greco, N. (2007). Freshwater invasive bivalves in man-made environments. A case study of larvae biology of *Limnoperna fortunei* in a Hydroelectric Power Plant in South America. **Ambio** **36**: 575-579.
- David, K. A.; Davis, B. M. & Hunter, R. D. (2009). Lake St. Clair zooplankton: evidence for post-*Dreissena* changes. **Journal of Freshwater Ecology** **24** (2): 199-209.
- De Luca, S. J.; Pegorer, M. G. & De Luca, M. A. (2010). Oxidação de microcistinas-LR em águas pelo íon ferrato(VI). **Engenharia Sanitária e Ambiental** **15** (1):5-10.
- Dmae – Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre. (Online). Lago Guaíba. Disponível em: [http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmae/default.php?p\\_secao=197](http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmae/default.php?p_secao=197). Acesso em 29/08/11.
- Embrapa. (2004). Área de ocorrência do Mexilhão Dourado (*Limnoperna fortunei*) na Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 1998 e 2004. **Documentos** **64**, Corumbá, MS.
- Embrapa. (2007). O mexilhão dourado se alastra no Pantanal. Renorbio: Rede Nordeste de Biotecnologia. Disponível em: <http://www.renorbio.org.br/portal/noticias/mexilhao-dourado-se-alastra-no-pantanal.htm>. Acesso em: 02/08/2011.
- Fahnestiel, G. L.; Lang, G. A.; Nalepa, T. F. & Johengen, T. H. (1995). Effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) colonization on water quality parameters in Saginaw Bay, Lake Huron. **Journal of Great Lakes Research** **21** (4): 435:448.
- Femald, S. H.; Caraco, N. F. & Cole, J. J. (2007). Changes in cyanobacterial dominance following the invasion of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*: long-term results from the Hudson River Estuary. **Estuaries and Coasts** **30** (1): 163-170.
- Fernandes, F. C. & Leal Neto, A. C. (2009). Água de lastro como via de introdução de espécies a nível global. In: Darrigran, G. & Damborenea, C. (Eds.) **Introdução à biologia das invasões**. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle. Cubo Editora: São Carlos, SP. p.31-41.
- Garcia, D. A. Z.; Orsi, M. L.; Casimiro, A. C. R. & Kurchevski, G. (2009). Registros de ocorrência de *Limnoperna fortunei* no Médio e Baixo Paranapanema: uma ameaça às suas águas. **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, MG**.



- Horgan, M. J. & Mills, E. L. (1997). Clearance rates and filtering activity of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): implications for freshwater lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **54** (2):249-255.
- Ibama. (2006). Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. **Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas**. – Brasília: MMA, 24 p.
- Jack, J. D. & Thorp, J. H. (2000). Effects of the benthic suspension feeder *Dreissena polymorpha* on zooplankton in a large river. **Freshwater Biology** **44**: 569-579.
- Jones, C. G.; Lawton, J. H. & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. **Oikos** **69**: 373-386.
- Jones, C. G.; Lawton, J. H. & Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology** **78**: 1946-1957.
- Karatayev, A. Y.; Burlakova, L. E. & Padilla, D. K. (2002). Impacts of zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. In: Leppäkoski, E.; Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.) **Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management**. Kluwer Academic Publishers: Netherlands. pp. 433-446.
- Karatayev, A. Y.; Boltovskoy, D.; Padilla, D. K. & Burlakova, L. E. (2007). The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. **Journal of Shellfish Research** **26** (1): 205-213.
- Liu, Y.; Xie, P. & Wu, X. (2009). Grazing on toxic and non-toxic *Microcystis aeruginosa* PCC7820 by *Unio douglasiae* and *Corbicula fluminea*. **Limnology** **10**: 1-5.
- Maclsaac, H. J. (1996). Potential abiotic impacts of zebra mussels on the inland Waters of North America. **American Zoology** **36**: 287-299.
- Maclsaac, H. J.; Sprule, W. G. & Leach, H. (1991). Ingestion of small-bodied zooplankton by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): can cannibalism on larvae influence population dynamics? **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** **48**: 2051-2060.
- Mansur, M. C. D., Richinitti, L. M. Z & dos Santos, C. P. (1999). *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências, Porto Alegre**, **7** (2): 147-149.

- Mansur, M. C. D.; Santos, C. P.; Darrigran, G.; Heydrich, I.; Callil, C. T & Cardoso, F. R. (2003). Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. **Revista Brasileira de Zoologia** **20** (1): 75-84.
- Mansur, M. C. D.; Quevedo, C. B.; Santos, C. P.; Callil, C. T. (2004). Prováveis vias de introdução de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, e novos registros de invasão no Brasil pelas bacias do Paraná e Paraguai. In: Silva, J. S. V. & Souza, R. C. C. (Eds.) **Água de lastro e bioinvasão**. Interciência: Rio de Janeiro. pp.33-38.
- Martins, D. S; Veitenheimer-Mendes, I. L. & Faccioni-Heuser, M. C. (2006). Aspectos morfológicos e de incubação em três espécies de *Corbicula* Mühlfeld, no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Corbiculidae). **Biota Neotropica** **6** (2): 1-11.
- Molloy, D.P.; Karatayev, A.Y.; Burlakova, L.E.; Kurandina, D.P. & Laruelle, L. (1997). Natural enemies of zebra mussels: predators, parasites and ecological competitors. **Reviews in Fisheries Sciences** **5** (1): 27-97
- Morton, B. (1996). The aquatic nuisance species problem: a global perspective and review. In: D'itri, F. M. (Ed.) **Zebra mussels and other aquatic nuisance species**. Ann Arbor Press: Chelsea, Michigan. pp. 1-54.
- Nicholls, K. H. & Hopkins, G. J. (1993). Recent changes in Lake Erie (North Shore) phytoplankton: cumulative impacts of phosphorus loading reductions and the zebra mussel introduction. **Journal of Great Lakes Research** **19**: 637-647.
- Oliveira, A. E. S. e Machado, C. J. S, 2009. A experiência brasileira diante das espécies exóticas invasoras e a perspectiva de formulação de uma política pública nacional. **Ciência e Cultura** **61** (1):23-26, São Paulo.
- Pastorino, G.; Darrigran, G.; Martin, S. & Lunaschi, L. (1993). *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Rio de La Plata. **Neotropica** **39** (101-102): 171-175.
- Pace, M. L.; Findlay, S. E. G & Fischer, D. (1998). Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. **Freshwater Biology** **39**: 103-116.

- Pestana, D.; Ostrensky, A.; Boeger, W. A. P. & Pie, M. R. (2009). The effect of temperature and body size on filtration rates of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) under laboratory conditions. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **52** (1): 135-144.
- Pestana, D.; Ostrensky, A.; Tschá, M. K. & Boeger, W. A. (2010). Prospecção do molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) nos Principais corpos hídricos do estado do Paraná, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, **50** (34).
- Pires, D. L. M.; Karlsson, K. M.; Meriluoto, J. A. O.; Kardinaal, E.; Visser, P. M.; Siewertsen, K.; Van Donk, E. & Ibelings, B. W. (2004). Assimilation and depuration of microcystin-LR by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. **Aquatic Toxicology** **69**: 385-396.
- Rojas Molina, F. & José de Paggi, S. (2008). Zooplankton in the Paraná River floodplain (South America) before and after the invasion of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia). **Wetlands** **28**: 695-702.
- Rückert, G.; Campos, M. C. S. & Rolla, M. E. (2004). Alimentação de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857): taxas de filtração com ênfase ao uso de Cyanobacteria. **Maringá** **26** (4): 421-429.
- Sema - Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. (2010). Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba. Disponível em: [http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod\\_menu=56&cod\\_conteudo=6475](http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=56&cod_conteudo=6475). Acesso em: 29/08/11.
- Smith, T. E.; Stevenson, R. J.; Caraco, N. F. & Cole, J. J. (1998). Changes in phytoplankton community structure during the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion of the Hudson River (New York). **Journal of Plankton Research** **20** (8): 1567-1579.
- Souza, R. C. C. L.; Calazans, S. H. & Silva, E. P. (2009). Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. **Ciência e Cultura** **61** (1):35-41, São Paulo.
- Sylvester, F.; Boltovskoy, D. & Cataldo, D. (2007). The invasive bivalve *Limnoperna fortunei* enhances benthic invertebrate densities in South America floodplain Rivers. **Hydrobiologia** **589**: 15-27.
- Sylvester, F.; Boltovskoy, D. & Cataldo, D. (2009). Taxas de clareamento: ritmos e impacto. In: Darrigran, G. & Damborenea, C. (Eds.) **Introdução à biologia das**

**invasões.** O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle. Cubo Editora: São Carlos-SP. pp. 127-139.

Thorp, J. H. & Casper, A. F. (2002). Potential effects on zooplankton from species shifts in planktivorous mussels: a field experiment in the St Lawrence River. **Freshwater Biology** 47: 107-119.

Vanderploeg, H. A.; Johengen, T. H.; Strickler, J. R.; Liebig, J. R. & Nalepa, T. H. (1996). Zebra mussels may be promoting *Microcystis* blooms in Saginaw Bay and Lake Erie. **Bulletin of the North American Benthological Society** 13 (1): 181-182.