

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

JÉSSICA ERNANDES DA SILVA

**Densidade e estrutura populacional das larvas de *Limnoperna fortunei*
Dunker 1857, e os efeitos da resiliência do rio Paraná sobre sua população**

Maringá-PR
2017

JÉSSICA ERNANDES DA SILVA

Densidade e estrutura populacional das larvas de *Limnoperna fortunei* Dunker 1857, e os efeitos da resiliência do rio Paraná sobre sua população

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul

Maringá-PR
2017

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

S486d Silva, Jéssica Ermandes da, 1994-
Densidade e estrutura populacional das larvas de *Limnoperna fortunei* Dunker 1857, e os efeitos da resiliência do rio Paraná sobre sua população / Jéssica Ermandes da Silva.-- Maringá, 2017.
49 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2017.
Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul.

1. Ecologia de rios - Espécies invasoras - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Ecologia de reservatórios - Impactos ambientais - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) "mexilhão-dourado" - Estágios larvais - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.641809816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

JÉSSICA ERNANDES DA SILVA

Densidade e estrutura populacional das larvas de *Limnoperna fortunei* Dunker 1857, e os efeitos da resiliência do rio Paraná sobre sua população

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Roger Paulo Mormul
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Rômulo Diego de Lima Behrend
Centro Universitário de Maringá (UniCesumar)

Dr.^a Claudia Bonecker
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Prof. Dr. André Andrian Padial
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Aprovada em: 24 de fevereiro de 2017.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. "Keshiyu Nakatani", Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho

Às pessoas mais importantes da minha vida, Marly, Erasmo, Gabriel e Alex.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelo dom da vida e capacidade de aprender, e aos meus pais, *Marly* e *Erasmão*, que diante de tanto esforço e trabalho me ensinaram o valor do conhecimento e do estudo, e que propiciaram a oportunidade de seguir meus sonhos e realizar meus objetivos. Agradeço a eles, e ao meu irmão *Gabriel*, por todo ânimo e apoio.

Ao meu eterno namorado *Alex*, que esteve ao meu lado nos bons e nos maus momentos.

Agradeço aos meus primos, *Vanessa* e *André*, pelos bons anos de convivência, amizade e companheirismo.

Agradeço aos meus amigos do curso de pós-graduação, em especial a *Bárbara Furrigo Zanco*, por me lembrarem todos os dias a importância da amizade e dos valores humanos.

Agradeço ao laboratório de zoobentos, em especial a Prof.^a Dr.^a *Alice Michiyo Takeda*, por ter me acolhido e participado dos meus primeiros passos da formação científica. Também destaco *Flávio Henrique Ragonha* e *Gisele Daiane Pinha*, por estarem sempre prontos para me ajudar.

Agradeço ao Prof. Dr. *Roger Paulo Mormul*, por se dispor a me orientar neste trabalho e em oportunidades passadas e futuras. Agradeço por sua preocupação em formar cientistas éticos e com amor pela ciência.

Agradeço a todos os demais professores do curso de pós-graduação em *Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais* da Universidade Estadual de Maringá, e toda a equipe do *Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura* (Nupélia) pelas contribuições na minha carreira profissional.

Agradeço ao CNPq/Capes pela bolsa concedida e pelo financiamento do projeto de pesquisa.

Densidade e estrutura populacional das larvas de *Limnoperna fortunei* Dunker 1857, e os efeitos da resiliência do rio Paraná sobre sua população

RESUMO

A bacia de drenagem do alto rio Paraná tem sofrido diversos impactos antrópicos, dentre os quais, destaca-se a construção de reservatórios, que causam diversas alterações químicas e físicas no *habitat*. Esta bacia apresenta um trecho de 230 km livre destes empreendimentos, o qual comporta elevada biodiversidade, porém, também aloca diversas espécies invasoras, dentre as quais, *Limnoperna fortunei*. Este bivalve é nativo do continente asiático, e está presente na América do Sul desde o início da década de noventa. Estes indivíduos apresentam hábito planctônico durante a fase larval e, hábito incrustante durante sua fase adulta, o que facilita sua dispersão pela movimentação da água e pelo tráfego de embarcações. Esta espécie, assim como as demais espécies invasoras, representa uma forte ameaça a biodiversidade presente na bacia do alto rio Paraná. A fim de entender a dinâmica populacional temporal das larvas de *L. fortunei*, e de verificar qual o papel do reservatório de Porto Primavera nas densidades larvais desta espécie, realizamos coletas ao longo dos 230 km livres de barramentos do alto rio Paraná. Identificou-se os fatores direcionadores da dinâmica temporal de *L. fortunei* e descrevemos a variação na densidade de seus estágios larvais. Verificou-se os efeitos do reservatório de Porto Primavera e da resiliência do rio Paraná após sua construção sobre a densidade e estruturação da população de larvas de *L. fortunei*. Mensurou-se a contribuição dos principais tributários que desaguam nesta porção do rio para a variação das variáveis limnológicas em um gradiente de distância do reservatório de Porto Primavera. Encontrou-se que a temperatura é a principal direcionadora da reprodução desta espécie, dado que nos meses mais quentes foram registradas as maiores densidades dos estágios larvais valvados iniciais. Este período coincide com o período de águas altas do rio Paraná, o que aumenta a emissão de propágulos de *L. fortunei* e pode facilitar seu estabelecimento em novos ambientes. Verificou-se que na porção mais distante do reservatório de Porto Primavera as condições limnológicas se aproximam dos valores naturais (anteriores à construção deste reservatório), e que os tributários contribuem para a restauração destas variáveis, especialmente para os valores do disco de Secchi e fósforo total. Nestas regiões mais distante do reservatório de Porto Primavera, as densidades das larvas são menores, o que demonstra que a resiliência do rio pode ser um possível filtro ambiental à invasão de *L. fortunei*.

Palavras-chave: Mexilhão-dourado. Invasão de espécies. Impactos de reservatórios. Tributários.

Populational densitie and age estructure of *Limnoperna fortunei* Dunker 1857 larvae and the effects of Paraná River resilience on its populations

ABSTRACT

The drainage basin of the Upper Paraná River has suffered several anthropic impacts, among which, the construction of reservoirs, which cause various changes in the chemical and physical features of the habitat. This basin presents a free 230 km stretch of these developments, which holds high biodiversity, but also allocates several invasive species, among them, the *Limnoperna fortunei*. This bivalve is native to the Asian continent, and has been present in South America since the early 90's. These individuals present a plankton habit during the larval phase and, a fouling habit during their adult phase, which facilitates their dispersion by the movement of water and the traffic of vessels. This specie, as well as other invasive species, represents a great threat to biodiversity of the Upper Paraná River basin. To understand the temporal population dynamics of larvae of *L. fortunei* and to verify the role of the Porto Primavera reservoir on larval densities of this species, we performed collections along the free 230 km of dam of the upper Paraná River. In this study, we identified the factors driving the temporal dynamics of *L. fortunei* to describe variations in its larval stages density. We verified the effects of the Porto Primavera reservoir and the resilience of the Paraná River after its construction on the density and structure of the *L. fortunei* larvae population. We measured the contribution of the main tributaries that flow in this stretch of Paraná River for the variations in limnological variables in relation to a distance gradient of the Porto Primavera reservoir. We found that temperature is the main driver of the reproduction of this species, since in the warmer months the highest densities of the initial larval instars were recorded. This period coincides with the period of high waters of the Paraná River, which increases the emission of propagules of *L. fortunei* and can facilitate their establishment in new environments. We also observed that in the most distant portion of the Porto Primavera reservoir the limnological conditions approximate the natural values (previous to the construction of this reservoir), and that the tributaries contribute to the restoration of these variables, especially for Secchi and phosphorus total. In these regions farther from the Porto Primavera reservoir, larval densities are lower, which demonstrates that river resilience may be a possible environmental filter for the *L. fortunei* invasion.

Keywords: Golden mussel. Invasion of species. Reservoir impacts. Tributaries.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas *Acta Limnologica Brasiliensia*. Disponível em: <<http://www.scielo.br/revistas/alb/iinstruc.htm#02>> e *Biodiversity and Conservation*. Disponível em: <https://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10531?detailsPage=pltci_1902449>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	10
2	ENVIRONMENTAL VARIABLES THAT DIRECT THE TEMPORAL VARIATION OF THE LARVAL STAGES OF <i>Limnoperna fortunei</i> ALONG THE LAST RESERVOIR-FREE REMNANT IN THE UPPER PARANA RIVER.....	15
	<i>ABSTRACT</i>	15
	RESUMO	16
2.1	INTRODUCTION	17
2.2	MATERIAL AND METHODS	18
	2.2.1 Study area.....	18
	2.2.2 Data sampling	18
	2.2.3 Data analysis	20
2.3	RESULTS	20
2.4	DISCUSSION	23
	REFERENCES	25
3	CONSERVAÇÃO DE TRIBUTÁRIOS NÃO BARRADOS PODE AUMENTAR A RESILIÊNCIA DE UM AMBIENTE IMPACTADO E REDUZIR SUA SUSCEPTIBILIDADE A INVASÃO.....	29
	<i>ABSTRACT</i>	29
	RESUMO	30
3.1	INTRODUÇÃO	31
3.2	METODOLOGIA	33
	3.2.1 Análises dos dados	35
3.3	RESULTADOS	36
3.4	DISCUSSÃO	40
	REFERÊNCIAS.....	43
4	CONCLUSÃO GERAL.....	48
	APÊNDICE A - Coordenadas dos pontos de coleta de larvas valvadas de <i>Limnoperna fortunei</i> e variáveis limnológicas, na bacia de drenagem do alto rio Paraná.	49

1 INTRODUÇÃO

A bacia de drenagem do alto rio Paraná é a mais povoada do Brasil, e abriga grandes centros urbanos e industriais que afetam drasticamente a qualidade da água (Agostinho et al 2004; 2008). Dentre os principais impactos que ameaçam esta região, a construção de reservatórios merece especial destaque. A despeito de todos estes distúrbios, esta área ainda é capaz de abrigar elevada biodiversidade (MMA 2002). Ao longo dos 230 km do alto rio Paraná que ainda se mantem livre de represamentos (Agostinho et al 2004), estão instaladas três grandes áreas de proteção ambiental, o Parque Nacional de Ilha Grande, o Parque Estadual das várzeas do rio Ivinhema e a Área de Proteção Ambiental das ilhas e várzeas do rio Paraná. Esta porção do rio Paraná apresenta sete grandes tributários, entre os quais, há representantes já barrados, como o rio Paranapanema, e outros que estão sendo ameaçados pela construção de reservatórios (Affonso et al 2015), os quais poderiam promover a expansão de espécies invasoras (ex Dukes e Mooney 1999; Havel et al 2005)

Reservatórios são responsáveis por diversas modificações nos *habitats*, tanto dentro do próprio reservatório, quanto a jusante, os quais incluem processos de oligotrofização da água, que inclui desde a retenção de nutrientes, até o aumento da transparência (Roberto et al 2009), perda e fragmentação do *habitat* (Barletta et al 2010; Agostinho et al 2009), alterações no transporte de sedimento e fluxo da água (Malmqvist e Rundle 2002), e no caso de planícies, a atenuação do pulso de inundação (Orr et al 2012; Agostinho et al 2009). Estas alterações ambientais resultam em danos às comunidades nativas (Barletta et al 2010) e facilitam o processo de invasões biológicas (Dukes e Mooney 1999; Havel et al 2005), por meio da fragilização dos filtros ambientais bióticos e abióticos (Ex Rahel 2002).

Limnoperna fortunei (Dunker, 1857), conhecido popularmente como mexilhão dourado (Darrigran e Ezcurra de Drago 2000), é um exemplo de espécie invasora na América do Sul (Mansur et al 1999; Darrigran e Pastorino 1995). Após seu primeiro registro neste continente, em 1991, no rio da Prata, Argentina (Pastorino et al 1993), o *L. fortunei* se espalhou rapidamente por toda a extensão do baixo rio Paraná (entre 1995 e 1996, Darrigran e Ezcurra de Drago 2000), com uma velocidade aproximada de 240km/ano (Darrigran 2002), alcançando o território brasileiro em 1999 (Mansur et al 1999). No Brasil, o bivalve já está presente em vários estados, como no Rio Grande do Sul (Mansur et al. 2003), São Paulo (Avelar et al 2004), Mato Grosso do Sul, Mato Grosso (Darrigran e Pastorino 2003; Oliveira et al 2006) e Paraná (Takeda et al 2003).

A facilidade da sua dispersão é atribuída, segundo Lodge et al (1998) devido às características biológicas intrínsecas da espécie, que possui fase larval planctônica e adulta incrustante. A fase planctônica é constituída por um estágio desprovido de valvas, quando as larvas são ditas trocóforas, e um valvado (Choi e Shin 1985; Choi e Kim 1985). Este último é dividido por Santos et al (2005) em cinco etapas de desenvolvimento, Larva D (100-130 μm), Charneira reta (140-180 μm), Umbonada (190-230 μm), Pediveliger (240-270 μm) e Plantígrada, também chamada de Pós-larva (em torno de 300 μm), sendo as primeiras (Larvas D) já capazes de se alimentar (Ezcurra de Drago et al 2009). Estas larvas, quando presentes na coluna de água nos dão indício do sucesso reprodutivo desta espécie.

Esta espécie causa tanto impactos ambientais, quanto econômicos, sendo o primeiro o mais preocupante, dado que, muitos dos danos causados por espécies invasoras são irreversíveis, como a extinção de espécies (Ricciard e MacIsaac 2000). Além disso, sua dominância na comunidade e na utilização de recursos (Baskin 1994) afeta a estrutura da comunidade nativa. No âmbito econômico, o hábito incrustante da sua fase adulta é uma das principais causas de prejuízos na rede de captação de água (Mansur et al 2004), nos sistemas de resfriamento de usinas hidroelétricas, motores de embarcações e tubulações (Darrigran e Damborenea 2009).

Em regiões com regimes hidrossedimentológicos como o encontrado no rio Paraná, a dispersão destes indivíduos torna-se facilitada, dado que o pulso de inundação aumenta a conectividade entre os ambientes (Junk et al 1989) propiciando maior integração entre os corpos hídricos e facilitando a dispersão dos estágios larvais de *L. fortunei* para diversos ambientes, o que pode aumentar os impactos causados por esta espécie.

A fim de entender a dinâmica populacional temporal das larvas de *L. fortunei*, e de verificar qual o papel do reservatório de Porto Primavera nas densidades larvais desta espécie, realizou-se coletas ao longo dos 230 km livres de barramentos do alto rio Paraná. Estas coletas possibilitaram a elaboração de dois estudos, sendo o primeiro voltado para a descrição da dinâmica temporal dos estágios larvais e a identificação de quais variáveis dirigem esta dinâmica; e o segundo busca entender quais os efeitos do impacto do reservatório e da resiliência do rio sobre a densidade e estruturação da população de larvas de *L. fortunei*, além de tentar mensurar o papel dos principais tributários que desaguam nesta região para a recuperação das características pristinas do rio Paraná.

- AFFONSO, I.P.; AZEVEDO, R.F.; DOS SANTOS, N.L.C.; DIAS, R.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Pulling the plug: strategies to preclude expansion of dams in Brazilian rivers with high-priority for conservation. **Natureza e Conservação**, v.13, p.199-203, 2015.
- AGOSTINHO, A.A.; BONECKER, C.C.; GOMES, L.C. Effects of water quantity on connectivity: the case of the Upper Paraná River floodplain. **Ecoidrology and Hidrobiologia** v.9, n.1, p.99-113, 2009.
- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v.68, p.1119-1132, 2008.
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecoidrology and Hidrobiologia**, v.4,n.3, p.255-268, 2004.
- AVELAR, W.E.P.; MARTIM, S.L. and VIANNA, M.P. A new occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) (Bivalvia, Mytilidae) in the State of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.64, n.4, p.739-742, 2004.
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.; VAL, A.L.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.P.; CORRÊA, M.F. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal Fish Biology** v.76, n.9, p.2118-2176, 2010.
- BASKIN, Y. Ecosystem function of biodiversity. **BioScience**, v.44, n.10, p.657-660, 1994.
- CHOI, S.S.; SHIN, C.N. Study on the early development and larvae of *Limnoperna fortunei*. **Korean Journal of Limnology**, v.1, p.5-12, 1985.
- CHOI, S.S.; KIM, J.S. Studies on the metamorphosis and the growth of larva in *Limnoperna fortunei*. **Korean Journal of Limnology**. Seoul 1 p.13-18, 1985.
- DARRIGRAN, G. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. **Biological Invasions**, v.4, p.145-156, 2002.
- DARRIGRAN, G.; EZCURRA DE DRAGO, I. Distribución de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) em la cuenca del Plata, Región Neotropical. **Meio Ambiente**, v.13, n.2, p.75-79, 2000.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. Características da espécie. P. 43-60. In: DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. *Introdução a Biologia das Invasões*. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, impacto, prevenção e controle. Cubo editora, São Carlos-SP, p.246, 2009.
- DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. The recent introduction of Asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. **The Veliger**, Califórnia, EEUU, v.38, n.2, p.183-187, 1995.

- DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. The golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in the Neotropical region: a 10 years story of invasion. **Tentacle**, v.11, p.8-9, 2003.
- DUKES, J.S.; MOONEY, H.A. Does global change increase the success of biological invaders? **Trends in Ecology and Evolution**, v.14, n.4, p.135-139, 1999.
- EZCURRA DE DRAGO, I.E.; MONTALTO, L.; OLIVEROS, O.B. Desenvolvimento e ecologia larval do *Limnoperna fortunei*. p. 77-87. In: DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C *Introdução a Biologia das Invasões*. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, impacto, prevenção e controle. Cubo editora, São Carlos-SP, p.246. 2009
- HAVEL, J.E.; LEE, C.E.; ZANDEN, J.V. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? **BioScience**, v.55, n.6, p.518-525, 2005.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal Fisheries Aquatic Science**, Special Publication, v.106, p.110-127, 1989.
- LODGE, D.M.; STEIN, R.A.; BROWN, K.M.; COVICH, A.P.; BRONMARK, C.; GARVEY, J.E.; KLOSIEWSKI, S.P. Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: Challenges in spatial scaling. **Australian Journal of Ecology**, v.23 n.1, p.53-67, 1998.
- MALMQVIST, B.; RUNDLE, S. Threats to the running water ecosystems of the world. **Environment Conservation**, v.29, p.134-153, 2002.
- MANSUR, M.C.D.; CARDOSO, F.R.; RIBEIRO, L.A.; SANTOS, C.P.; THORMANN, B.M.; FERNANDES, F.C.; RICHINITTI, L.M.Z. Distribuição e conseqüências após cinco anos da invasão do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei*, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae). **Biociências**, 12ed, v.2, p.165-172, 2004.
- MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; DARRIGAN, G.; HEYDRICH, I.; CALLIL, C.T.; CARDOSO, F.R. 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**, v.20,n.1, p.75-84, 2003.
- MANSUR, M.C.D.; RICHINITTI, L.M.Z.; SANTOS, C.P. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, v.7, n.2, p.147-149, 1999.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA/SBF, Brasília, Brasil, 2002.
- OLIVEIRA, M.D.; TAKEDA, A.M.; BARROS, L.F.; BARBOSA, D.S. and RESENDE, E.K. Invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalve, Mytilidae) of the Pantanal wetland, Brazil. **Biological Invasion**, v.8, p.97-104, 2006.

- ORR, S.; PITTOCK, J.; CHAPAGAIN, A.; DUMARESQ, D. Dams on the Mekong River: lost fish protein and the implications for land and water resources. **Global Environmental Change**, v.22, p.925–32, 2012.
- PASTORINO, G.; DARRIGAN, G.; MARTIN, S.; LUNASCHI, L. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del río de la Plata. **Neotropica**, v.39, n.34, p.101-102, 1993.
- RAHEL, F.J. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review in Ecology and Systematics**, v.33, p.291–315, 2002.
- RICCIARDI, A.; MACISAAC, H.J. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. **Trends in Ecology and Evolution**, v.15, n.2, p.62-65, 2000.
- ROBERTO, M.C.; SANTANA, N.F.; THOMAZ, S.M. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v.69(2. suppl.), p.717-725, 2009.
- SANTOS, C.P.; WÜRDIG, N.L.; MANSUR, M.C.D. Fases larvais do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.22, n.3, p.702-708, 2005.
- TAKEDA, A.M.; MANSUR, M.C.D.; FUJITA, D.S.; BIBIAN, J.P.R.. Ocorrência da espécie invasora de mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em dois pequenos reservatórios próximos a Curitiba, PR. **Acta Biologica Leopoldensia**, v.25, n.2, p.251-254, 2003.

2 ENVIRONMENTAL VARIABLES THAT DRIVING THE TEMPORAL VARIATION OF THE LARVAL STAGES OF *Limnoperna fortunei* ALONG THE LAST RESERVOIR-FREE REMNANT IN THE UPPER PARANA RIVER

ABSTRACT

Aim: Verifying the temporal dynamics of *Limnoperna fortunei* larval stages, and identifying the main environmental variables driving the larval density patterns in an area highly impacted by dam constructions. **Method:** Samplings were performed quarterly, from February to December 2014, in 10 transects along to the Paraná River main channel. For each sample site, 100 L of water were filtered. The filtrated was fixed in alcohol 80%, and the larval stages were counted and classified under the optical microscope. Concomitant to biological collections we took some of the main water variables. We performed a Redundancy Analysis (RDA) in order to summarize the variations in densities of larval stages in relation to the main physical and chemical water variables. **Results:** We found a total of 200,590 *L. fortunei* larvae, in which 83.6% were identified as the initial stages. The most abundant months in *L. fortunei* larvae were December and February. The first two axes of RDA sum up 96% of the total data variation, and the most significant environmental variables explaining variations in larval densities were: water temperature, total nitrogen, electrical conductivity, phosphate, dissolved oxygen, depth and ammoniac ion. The warmer months were influenced by the major values of water temperature and depth, besides the higher densities of all larval stages. **Conclusion:** Our results indicate that *L. fortunei* reproduction follows a general pattern throughout the upper Paraná River floodplain, what seems to occur mainly between February and December. Thus, we suggest that measures for the *L. fortunei* control should be done during low-density periods (i.e., April to August), when the water level is low, and consequently, the dispersion of this species might be limited.

Keywords: area of environmental preservation; propagule pressure; golden mussel; reproduction.

RESUMO

Objetivo: Verificar a dinâmica temporal dos estágios larvais de *Limnoperna fortunei*, e identificar as variáveis ambientais direcionadoras desses padrões, em uma área altamente impactada pela construção de reservatórios. **Método:** As amostragens foram realizadas trimestralmente, de fevereiro a dezembro de 2014, em 10 transectos ao longo do canal principal do rio Paraná. Para cada local de amostragem, foram filtrados 100 L de água. O filtrado foi fixado em álcool 80%, e os estágios larvais foram contados e identificados sob microscópio óptico. Concomitantemente às coletas biológicas, avaliamos as principais variáveis limnológicas nos pontos de amostragem. Realizamos uma ordenação pela Análise de Redundância (RDA), para sumarizar a variação das densidades dos estágios larvais em relação as principais variáveis físicas e químicas da água. **Resultados:** Encontramos um total de 200.590 larvas de *L. fortunei*, do qual 83,6% foram identificados como estágios iniciais. As densidades mais elevadas de larvas de *L. fortunei* foram os meses de dezembro e fevereiro. Os dois primeiros eixos da RDA sumarizaram 96% da variação total dos dados, e as variáveis ambientais significativas para explicar as variações nas densidades larvais foram: temperatura da água, nitrogênio total, condutividade elétrica, fosfato, oxigênio dissolvido, profundidade, e íon amônio. Os meses quentes foram influenciados pela temperatura e profundidade, juntamente com as maiores densidades dos estágios larvais. **Conclusões:** Nossos resultados indicam que a reprodução segue um padrão geral ao longo de toda a planície, acontecendo principalmente nos meses de fevereiro e dezembro. Assim, sugerimos que medidas de controle de *L. fortunei* devem ser tomadas nos períodos de baixas densidades (junho e agosto), quando o nível da água está baixo, e conseqüentemente, sua dispersão está limitada.

Palavras-chaves: área de preservação ambiental; pressão de propágulo; mexilhão dourado; reprodução.

2.1 INTRODUCTION

Limnoperna fortunei (Dunker, 1857) is an invasive bivalve in South America (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000), which was reported by the first time in 1991 at the Rio de la Plata, Argentina (Pastorino et al., 1993). The species was quickly dispersed between 1995 and 1996, and it was recorded in the lower basin of the Paraná River (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000), by which it spreads at a speed rate of 240 km per year (Darrigran, 2002). The first *L. fortunei* occurrence in Brazil dates of 1999 (Mansur et al., 1999). In this country, the bivalve has already been established in several States, such as Rio Grande do Sul (Mansur et al., 2003), Paraná (Takeda et al., 2003). São Paulo (Avelar et al., 2004), Mato Grosso do Sul and Mato Grosso (Oliveira et al., 2006).

This freshwater bivalve presents a planktonic larval stage (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000), which is its main way of propagule pressure (e.g., Simberloff, 2009; Ernandes-Silva et al., 2016a), while the adult form is normally related with fouling of individuals on the substrate (Darrigran & Damborenea, 2009). Thus, the wide distribution of *L. fortunei* in flooding areas might be related to high water periods (see Ernandes-Silva et al., 2016a), when connectivity increases among environments (Junk et al. 1989) and facilitates the displacement both of larvae (by passive dispersion in the water) and adults (fouling at vessels traffic; Darrigran & Damborenea, 2009).

Since its first record, *L. fortunei* has been reproducing exponentially and reached densities of 150,000 ind.m⁻² at some Argentina waterbodies (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000). Cataldo and Boltovskoy (2000) have also registered high larval densities in this country near to the mouth of the Paraná River, with reaching 20,000 ind.m⁻³. In this way, it is supposed that the high densities displayed by *L. fortunei*, promote its dominance over the resource uses (Baskin, 1994), and the consequent impact on the resident biota (e.g., Ricciardi & MacIsaac, 2000).

The upper Paraná River floodplain is one of the ecosystems that have been colonized by *L. fortunei*. The presence of *L. fortunei* in this area is worrisome, mainly because this floodplain is considered as an area of great biodiversity, which encompasses three major conservation areas (MMA, 2002). Despite the native biota in the Paraná River floodplain is adapted to the marked temporal dynamic in physical and chemical water variables (Thomaz et al., 2007), it seems that *L. fortunei* achieve great success in its establishment in this area, and has been found throughout its total extension (Pestana et al., 2008; Pestana et al., 2010; Ernandes-Silva et al., 2016b).

Once established, an invasive species such as *L. fortunei*, can hardly be eradicated (Oliveira et al., 2006). However, measures seeking to control their negative impacts can be taken by understanding the species biology, and the factors driving their density and distribution (Barbosa & Melo, 2009). Despite the fact that such kind of studies have been conducted with *L. fortunei* at the upper Paraná River floodplain (Pestana et al., 2008; Pestana et al., 2010; Pinha et al., 2013; Ernandes-Silva et al., 2016a; b), these investigations were restricted only to a portion of the upper Parana River, showing patterns that might be local.

Considering the species invasion as a major threat to biodiversity, we analyzed the *L. fortunei* distribution across 230 km of extension of the upper Paraná River floodplain in a portion located between Porto Primavera and Itaipu reservoirs. Our main objectives are i) verify the temporal dynamics in the larval stages of this species, and ii) identify the environmental variables driving the larval density patterns in this region.

2.2 MATERIAL AND METHODS

2.2.1 Study area

The study area comprises a non-dammed portion of about 230 km at the upper Paraná River floodplain (Fig. 1). This floodplain encompasses a high biodiversity, which has been recognized since 2002 as an area of extreme biological diversity by the Brazilian Government, resulting in the creation of three new conservation areas (e.g., the Ilha Grande National Park, the wetlands of Ivinhema River Varzeas State Park and the Environmental Protection Area of the islands and floodplains of the Paraná River).

2.2.2 Data sampling

The samplings were performed quarterly, from February to December 2014, in 10 transects (margins and center) at the Paraná River main channel. Transects were sampled before and after the main tributaries of the Paraná River. They were: Paranapanema, Ivaí and Piquiri Rivers, located in the left bank of Paraná River, and the Baía, Ivinhema, Amambai e Iguatemi Rivers, located in the right bank.

Three water samples (100 L) were filtered in each transect (left margin, right margin and the center region), using a motorized pump (Still Model) and plankton net (63 μm mesh size) to estimate the *L. fortunei* larvae densities. The samples were fixed in alcohol

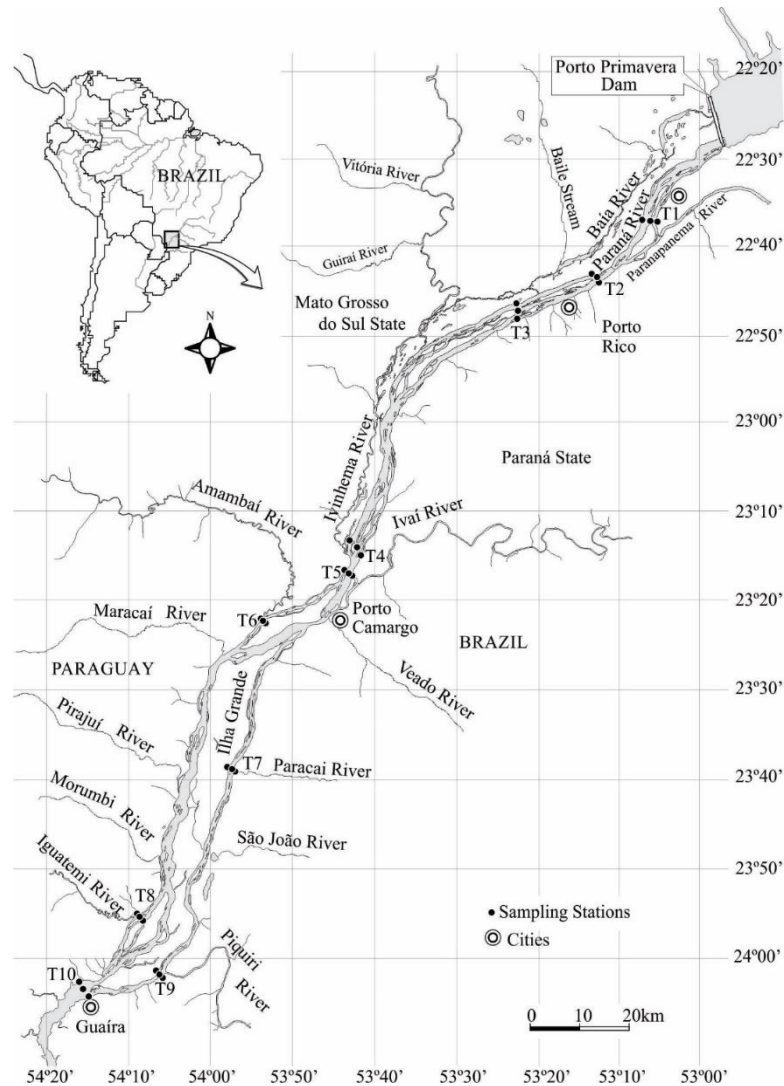


Figure 1. Sampling area at the upper Paraná River free of dams. T1 to T10 = sampled transects in the Paraná River main channel.

80%. In laboratory, the samples were counted in total under the optical microscope Sedgwick-Rafter chambers. *L. fortunei* larvae were measured for length and width of their valves and classified according to methods adopted by Santos et al. (2005) into five larval stages: D-Shaped larvae (90-130 μm), Straight Hinged veliger (140-180 μm), Umbonated veliger (190-220 μm), Pediveliger (230-270 μm) and Plantigrades (280-490 μm).

Concomitant to larval samplings we took some limnological variable: water temperature ($^{\circ}\text{C}$, usual thermometer and thermometer coupled to the oximeter, respectively), dissolved oxygen ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, portable oximeter), electrical conductivity (μScm^{-1} , portable potentiometer), pH (portable potentiometer), turbidity (NTU, portable turbidimeter), depth (m), alkalinity ($\mu\text{Eq}\cdot\text{L}^{-1}$, Carmouze, 1994), total nitrogen, ammoniac and nitrate ions ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, Mackereth et al., 1978) and total phosphorus and phosphate ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, Golterman et al., 1978).

2.2.3 Data Analysis

Densities of *L. fortunei* were achieved by multiplying the counting matrix with the total volume of filtered water (i.e., resulting in ind.m^{-3}). Temporal variations of age structure of larvae were evaluated with bar graphs using the mean values of each larval size as age classes. This evaluation was conducted in Statistica 7.0 software (Statsoft, 2005).

We performed a Redundancy Analysis (RDA; Rao, 1964) in order to summarize the variations in larval stages densities in relation to the main physical and chemical water variables. We conducted a multicollinearity test for the relationship among the environmental variables according to variance inflation factors using the *packfor* package (Dray et al., 2009) in the R software. Variables with variance inflation factors values above 10 were removed. By multicollinearity test, the variable “dam distance” was removed from the analysis. Correlations among the log of biological data with the environmental variables were performed by Redundancy Analysis – RDA, as a way to get the most important environmental variables related to variations in temporal age classes of *L. fortunei*. Subsequently, we selected a subset of environmental variables according to Blanchet et al (2008) method. The selection procedure involves two stages to control the probability of Type I error and the overestimation of the explained variance. The first one evaluate the assumption of linearity between data, i.e., there is at least a model which explain the biological variations, while the second, based on the forward selection, shows us the significance levels of each variable over biological data. We carried out the Blanchet’s selection and the RDA analyses using *vegan* (Oksanen et al., 2015) and *packfor* (Dray et al., 2009) package of the R program (R Core Team, 2012).

2.3 RESULTS

We found a total of 200,590 *L. fortunei* larvae, in which 83.6% (i.e., 167,685 individuals) were identified as the first two larval stages: D-Shaped larvae (59,920 individuals; 29.9%) and Straight Hinged (107,765 individuals; 53.7%). In general, the averages of larval densities were spatially high among the sampled sites, varying from 587 to 5,192.50 ind.m^{-3} . *L. fortunei* larvae were most abundant in December and February (Tab. 1; Fig. 2), both among sampled sites (Fig. 2) and periods (Tab. 1; Fig. 2).

By variations in densities for each larval stage, we observed remarkable temporal differences as the decreasing in values from February to December, when a possible new cycle seems to restart, and the densities increase again. Exceptions are done to final stages, Pediveliger and Plantigrades, which were reducing their densities along the study (Tab. 1).

We observed a similar pattern for the spatial approach (Fig. 2), where the densities also decreased from February (maximum density = 16,000 ind.m⁻³) to August (maximum density = 100 ind.m⁻³), and it turning back to increase in December (maximum density = 8,000 ind.m⁻³).

Table 1. Mean and standard deviation of stages larval densities of *L. fortunei* during the year of 2014. M=mean; SP=standard deviation; Feb=February; Apr=April; Aug=August; Dec=December.

	D-Shaped		Straight Hinged		Umbonated		Pediveliger		Plantigrades	
	M	SP	M	SP	M	SP	M	SP	M	SP
Feb	1,433.7	3,175.9	1,805	1,294.6	671.33	496.5	85.3	55.6	10.7	8.13
Apr	63.7	108.2	160.9	142.7	75.1	111.12	20.9	34.5	1.6	1.7
Aug	3.3	4.15	17.3	15.9	10.7	11.6	5	5.03	0.66	1.4
Dec	495	865.3	1,413.7	2,308.1	26.3	24.2	3	3.99	0.33	1.05

The early stages of D-Sharped larvae and Straight Hinged larvae dominated at all points and periods (Fig. 2), especially in the months of February and December. The lowest February densities were the highest in April (~1,000 ind.m⁻³). In August, these values decreased further, reaching a maximum of 100 ind.m⁻³. In December, the densities increase again, being exclusively due to the increase of the densities of the initial stages (D-Sharped larvae and Straight Hinged larvae).

The first two axes of RDA sum up 96% ($R^2_{adj.} = 0.77$) of the total data variation (axis 1: eigenvalue = 26.48 and 74.42% of explanation; axis 2: eigenvalue = 7.75 and 21.77% of explanation). Variations in both axes were statistically significant (axis 1: $F_{(1,34)} = 140.46$; $p < 0.05$ and axis 2: $F_{(1,34)} = 41.08$; $p < 0.05$). According to Blanchet's selection, the most significant environmental variables explaining variations of *L. fortunei* larval densities were: water temperature, total nitrogen, electrical conductivity, phosphate, dissolved oxygen, depth and ammoniac ion (Tab. 2).

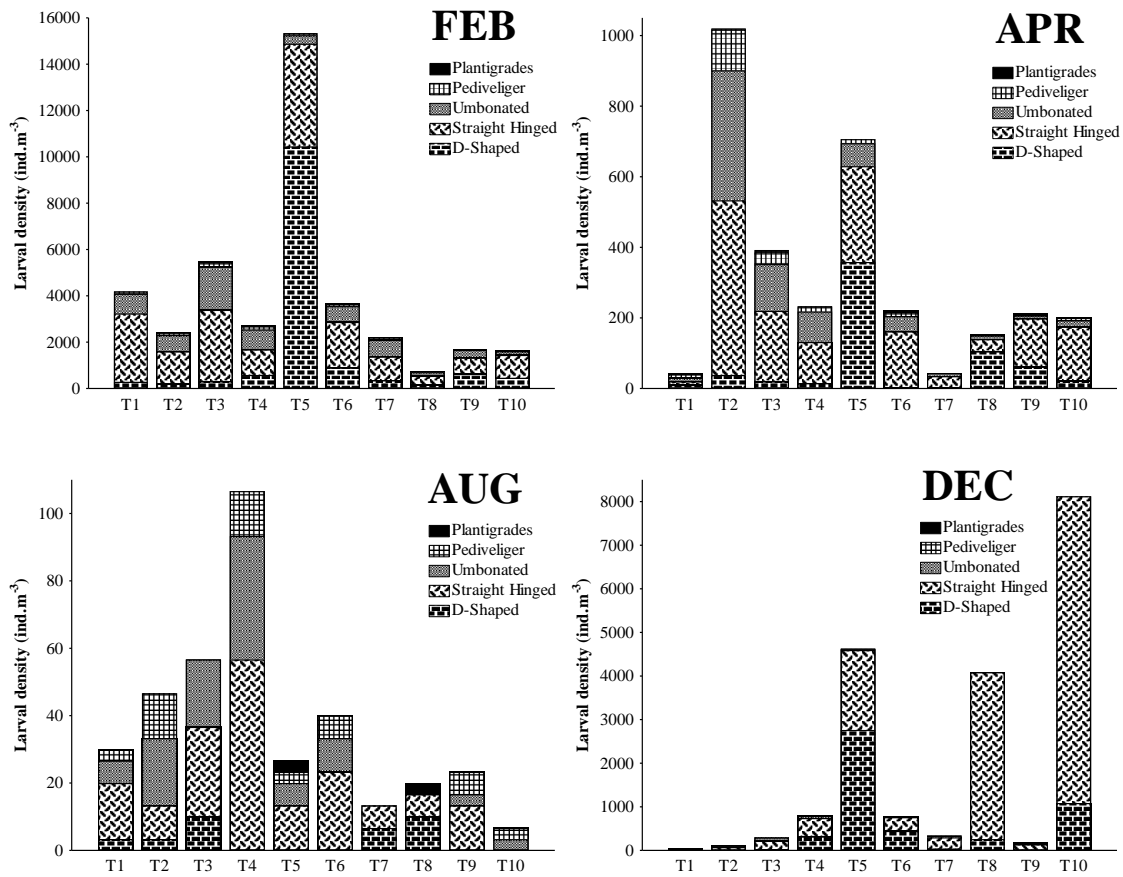


Figure 2. Densities of *L. fortunei* larval stages along the sampled sites and periods. Feb = February; Apr = April; Aug = August; Dec = December.

Table 2. Significance and proportion of explanation of the most influent variables for variations of *L. fortunei* densities. Cum. = cumulative; Adj = adjusted; WT = water temperature; TN = total Nitrogen; EC = Electrical Conductivity; DO = dissolved oxygen.

Variables	R ²	Cum.R ²	Cum.R ² _{Adj}	F _(13,26)	P
WT	0.479	0.479	0.465	34.898	<0.05
TN	0.130	0.609	0.588	12.291	<0.05
EC	0.092	0.701	0.676	11.124	<0.05
PO ₄	0.040	0.741	0.711	5.368	<0.05
DO	0.023	0.763	0.729	3.246	<0.05
Depth	0.020	0.783	0.744	2.984	<0.05
NO ₃	0.021	0.804	0.761	3.432	<0.05

From the dispersion graph of the RDA scores, we observed a temporal grouping of the data (Fig. 3). April and August (colder months) were grouped at the positive values of axis 1 and were influenced by the higher values of dissolved oxygen, electrical conductivity, NO₃, PO₄, TN and by the lower densities of *L. fortunei*. On the other hand, February and December (warmer months) were grouped at the negative values of axis 1. These points were influenced

by the major values of water temperature and depth besides the higher densities of all larval stages.

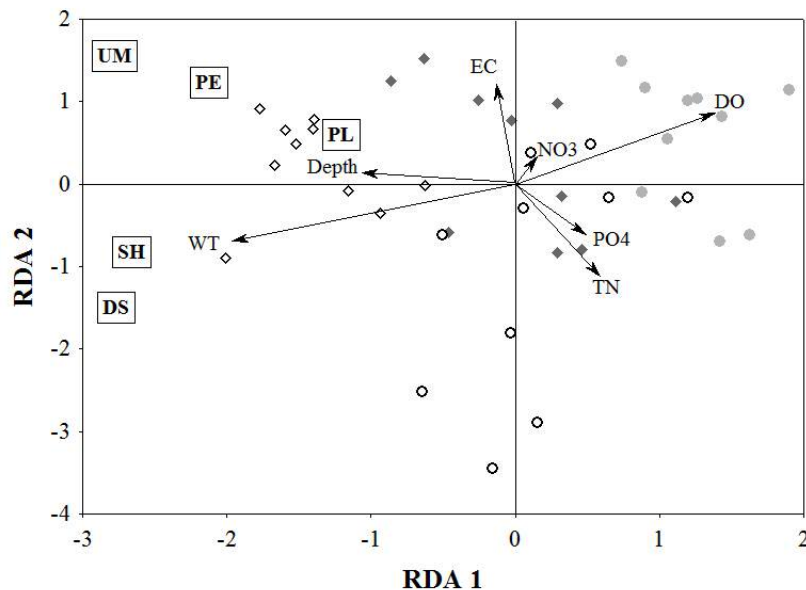


Figure 3. Dispersion graph from the Redundancy Analysis performed between larval density stages and limnological variables in relation to the sampled period. DS= D-Shaped larvae; SH= Straight Hinged larvae; UM= Umbonated; PE= Pediveliger; PL= Plantigrades; EC.= electrical conductivity; TN= total Nitrogen; WT= water temperature; DO= dissolved oxygen; \diamond = February; \blacklozenge = April; \bullet = August; \circ = December.

2.4 DISCUSSION

The highest densities of *L. fortunei* larvae between February and December along all sampled transects, suggest this period as the main reproductive season for the species at the upper Paraná River floodplain. December represents the beginning of summer season in the South hemisphere, which is characterized by high values in both air temperatures and amount of rain. Seasonal changes have a major influence in flooding areas such as the upper Paraná River floodplain (Agostinho et al., 2004), where major temporal variations in physical, chemical and biological conditions can be attributed to the flood pulse effects (Thomaz et al., 2007), a fundamental phenomenon to keep the integrity of these ecosystems (Junk et al, 1989; Neiff, 1990).

Other studies have reported higher densities of *L. fortunei* larvae in plankton with peaks of spawns in high temperature periods (e.g. Boltovskoy & Cataldo, 1999; Cataldo and Boltovskoy, 2000; Magara et al., 2001). Cataldo and Boltovskoy (2000) have found a similar temporal pattern in the reproduction peaks (e.g., in Argentina it occurs mainly between October to February) and the authors suggested that *L. fortunei* might reproduce continuously during these months.

Synchronicity in the *L. fortunei* reproduction during flood periods had already been suggested before by Ernandes-Silva et al. (2016a), and the results of the present study corroborate this idea. It is also important to highlight the fact that this temporal variation in reproduction promotes a higher *L. fortunei* propagule pressure which increases both the establishment probability at new areas and the size of previously established populations. In this way, the annual arrival of propagules during flood periods together with daily ship transportation of adults fixed in its hull (Karatayev et al., 2007), increase the invasion probability at new areas of the upper Paraná River floodplain, which have not yet colonized by *L. fortunei*.

In contrast to other studies conducted about *L. fortunei* reproduction, which did not evaluate the differences in the larval types, our study demonstrated variations in densities of larval stages according to both months and sites. The dominance of smaller larval stages at plankton (D-Shaped larvae and Straight Hinged) compared to larger ones, suggest that the population of *L. fortunei* in Upper Parana River is a young, and the last stages (Umbonated, Plantigrade and Pediveliger) have already tried some settlements on the substrates or they were naturally lost.

We observed a strong relationship between larval densities of *L. fortunei* and limnological conditions. The variations in the densities of larval stages of *L. fortunei* throughout the year and in all sampled sites were not related only to higher temperature values, cited as the main factor limiting larval development of the species (Kimura & Sekiguchi, 1996; Cataldo et al., 2005; Darrigran et al., 2007). Our results agree with Oliveira et al. (2011) and Spaccesi (2013), and suggest that the temperature *per se* is not able to explain the population dynamic of *L. fortunei* neither the periods of spawns.

Our results indicate that temperatures is a main driving of *L. fortunei* reproduction, and that reproduction is a general pattern throughout the upper Paraná River, which occurs mainly between February and December. These months coincide with periods of greater depths, which may facilitate the dispersal of these larvae and favor the process of biological invasions. Thus, we suggest that actions to control *L. fortunei* populations should be done during low-density periods (i.e., from April to August), when the water level is low, and consequently, the dispersion of this stages might be limited.

REFERENCES

- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M. and GOMES, L.C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology*, 2004, 4(3), 255-268.
- AVELAR, W.E.P.; MARTIM, S.L. and VIANNA, M.P. A new occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) (Bivalvia, Mytilidae) in the State of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 2004, 64(4), 739-742.
- BARBOSA, F.G. and MELO, A.S. Modelo preditivo de sobrevivência do Mexilhão Dourado (*Limnoperna fortunei*) em relação a variações de salinidade na Laguna dos Patos, RS, Brasil. *Biota Neotropica*, 2009, 9(3), 407-412.
- BASKIN, Y. Ecosystem function of biodiversity. *BioScience*, 1994, 44(10), 657-660.
- BLANCHET, F.G.; LEGENDRE, P. and BORCARD, B. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 2008, 89, 2623-2632.
- BOLTOVSKOY, D. and CATALDO, D. Population Dynamics of *Limnoperna fortunei*, an Invasive fouling mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). *Biofouling*, 1999, 14(3), 255-263.
- CARMOUZE, J.P. (1994) O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Edgard Blücher.
- CATALDO, D. and BOLTOVSKOY, D. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Río de la Plata estuary (Argentina). *Aquatic Ecology*, 2000, 34, 307-317.
- CATALDO, D.; BOLTOVSKOY, D.; HERMOSA, J.L. AND CANZI, C. Temperature-dependent larval development rates of *Limnoperna fortunei* (Mollusca, Bivalvia). *Journal of Molluscan Studies*, 2005, 71, 41-46.
- DARRIGRAN, G. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions*, 2002, 4, 145-156.
- DARRIGRAN, G. and EZCURRA DE DRAGO, I. Distribución de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) em la cuenca del Plata, Región Neotropical. *Meio Ambiente*, 2000, 13(2), 75-79.

- DARRIGRAN, G. and DAMBORENEA, C. Características da espécie. P. 43-60. In: DARRIGRAN, G. and DAMBORENEA, C. *Introdução a Biologia das Invasões*. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, impacto, prevenção e controle. Cubo editora, São Carlos-SP, 2009, p.246.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. and GRECO, N. An evaluation pattern for antimacrofouling procedures: *Limnoperna fortunei* larvae in a Hydroelectric Power Plant in South America. *Ambio*, 2007, 36, 575–579.
- DRAY, S.; LEGENDRE, P. and BLANCHET, F.G. 2009. Packfor: Forward Selection with Permutation Canoco p.46. Available at: <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar>
- ERNANDES-SILVA, J.; RAGONHA, F.H.; RODRIGUES, LC. and MORMUL, R.P. Freshwater invasibility level depends on the population age structure of the invading mussel species. *Biological Invasion*, 2016a, 18, 1421-1430.
- ERNANDES-SILVA, J.; RAGONHA, F.H.; JATI, S. and TAKEDA, A.M. *Limnoperna fortunei* Dunker 1957 larvae in different environments of a Neotropical floodplain: relationships of abiotic variables and phytoplankton with different stages of development. *Brazilian Journal of Biology*, 2016b, 76(1), 154-161.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S. and OHSTAD, M.A.M. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell, Oxford. 1978.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. and SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*. 1989. Special Publication, 106, 110-127.
- KARATAYEV, A.Y.; BOLTOVSKOY, D.; PADILLA, D.K. and BURLAKOVA, L.E. The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. *Journal of Shellfish Research*, 2007, 26, 205–213.
- KIMURA T. and SEKIGUCHI, H. Effects of temperature on larval development of two mytilid species and their implication. *Venus*, 1996, 55, 215–222.
- MACKERETH, F.Y.H.; HERON, J.G. and TALLING, J.J. 1978. Freshwater Biological Association Scientific Publication 36, 1-120.

- MAGARA, Y.; MATSUI, Y.; GOTO, Y. and YUASA, A. Invasion of the non/indigenous nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, into water supply facilities in Japan. *Journal Water Supply Research and Technology-AQUA*, 2001, 50, 113–124.
- MANSUR, M.C.D.; DOS SANTOS, C.P.; DARRIGAN, G.; HEYDRICH, I.; CALLIL, C.T. and CARDOSO, F.R. 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*, 2003, 20(1), 75-84
- MANSUR, M.C.D.; RICHINITTI, L.M.Z. and DOS SANTOS, C.P. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 1999, 7(2), 147-149.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA/SBF, Brasília, Brasil.
- NEIFF, J.J. Ideas para la interpretacion ecológica del Paraná. *Interciência*, 1990, 15, 424-441.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H. and WAGNER, H. 2015. Vegan: Community Ecology Package. R package version, 2.3-2.
- OLIVEIRA, M.D.; TAKEDA, A.M.; BARROS, L.F.; BARBOSA, D.S. and RESENDE, E.K. Invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalve, Mytilidae) of the Pantanal wetland, Brazil. *Biological Invasion*, 2006, 8, 97-104.
- OLIVEIRA, M.D.; CALHEIROS, D.F.; JACOBI, C.M. and HAMILTON, S.K. Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions*, 2011, 13, 717–729.
- PASTORINO, G.; DARRIGAN, G.; MARTIN, S. and LUNASCHI, L. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del río de la Plata. *Neotropica*, 1993, 39(34), 101-102.
- PESTANA, D.; OSTRENSKY, A.; TSCHÁ, M.K. and BOEGER, W.A. Prospecção do molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1957) nos principais corpos hídricos do estado do Paraná, Brasil. *Papéis avulsos de Zoologia*, 2010, 50(34), 553-559.

- PESTANA, D.; PIE, M.R.; OSTRENSKY, A.; BOEGER, W.B.; ANDREOLI, C.; FRANCESCHI, F. and LAGOS, P. Seasonal Variation in Larval Density of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) in the Iguaçú and Paraná Rivers, in the Region of Foz do Iguaçú, Paraná, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 2008, 51(3), 607-612.
- PINHA, G.D.; LOPES, D.R.; PETSCH D.K.; MARCHESE M.R. and TAKEDA, A.M. Longitudinal distribution of Chironomidae (Diptera) downstream from a dam in a neotropical river. *Brazilian Journal of Biology*, 2013, 73, 549-558
- R CORE TEAM. 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- RAO, C.R. The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhyā: The Indian Journal of Statistics, Series A*, 1964, 26, 329–358.
- RICCIARDI, A. and MACISAAC, H.J. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends in Ecology and Evolution*, 2000, 15(2), 62-65.
- SANTOS, C.P.; WÜRDIG, N.L. and MANSUR, M.C.D. Fases larvais do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 2005, 22(3), 702-708.
- SIMBERLOFF, D. The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 2009, 40, 81-102.
- SPACCESI, F. Abundance, recruitment, and shell growth of the exotic mussel *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata (Argentina). *Zoological Studies*, 2013, 52, 1-11.
- STATSOFT INC. 2005. Statistica (Data Analysis Software System), versão 7.1, www.statsoft.com
- TAKEDA, A.M.; MANSUR, M.C.D.; FUJITA, D.S. and BIBIAN, J.P.R.. Ocorrência da espécie invasora de mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em dois pequenos reservatórios próximos a Curitiba, PR. *Acta Biologica Leopoldensia*, 2003, 25(2), 251-254.
- THOMAZ, S.M., BINI, L.M. and BOZELLI, R.L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 2007, 579, 1-13. <http://dx.doi.org/10>

3 CONSERVAÇÃO DE TRIBUTÁRIOS NÃO BARRADOS PODE AUMENTAR A RESILIÊNCIA DE UM AMBIENTE IMPACTADO E REDUZIR SUA SUSCEPTIBILIDADE A INVASÃO

ABSTRACT

Reservoir construction is one of the greatest threats to fluvial ecosystems. These enterprises have diverse effects on these ecosystems, making them more vulnerable to biological invasions. The resilience capacity can reestablish some pristine characteristics after the source of impact. We seek to understand if susceptibility to invasion is reduced in less altered environmental conditions, and what is the role of tributaries in the resilience of the river. The population attributes of *Limnoperna fortunei* larvae were taken as example of invader. We sampled the limnological variables and the larval population of *L. fortunei* in the upper Parana River, at different distances from the Porto Primavera reservoir. We compared the current limnological variables with the previous ones to the construction of this reservoir by means of the Euclidean distance measure, and we found that the environment tends to return to its original characteristics as the distance of the bus increases. We verified that in fact the larval stages of *L. fortunei* are negatively affected by the variations in the limnological factors that are restored with the increase of the distance of the reservoir. We identified the contribution of the tributaries varying from 10 to 24% for the total variation of the limnological variables analyzed along the sampled section. In this way, we could notice that the presence of tributaries is very important for the resilience of a barred river, and the reestablishment of some pristine characteristics may be an additional barrier to the biological invasion process.

Key-words: *Limnoperna fortunei*, biological invasions, impact of reservoirs, dam.

RESUMO

A construção de reservatórios é uma das maiores ameaças aos ecossistemas fluviais. Esses empreendimentos geram diversos efeitos sobre esses ecossistemas, e os torna mais vulneráveis as invasões biológicas. A capacidade de resiliência pode reestabelecer algumas características pristinas após a fonte de impacto. Buscamos entender se a susceptibilidade à invasão é reduzida em condições ambientais menos alteradas, e qual o papel dos tributários na resiliência do rio. Tivemos como modelo de invasor os atributos populacionais das larvas de *L. fortunei*. Amostramos as variáveis limnológicas e a população larval de *L. fortunei* no alto rio Paraná, em diferentes distâncias do reservatório de Porto Primavera. Comparamos as variáveis limnológicas atuais com as anteriores à construção deste reservatório por meio da medida de distância euclidiana, e constatamos que o ambiente tende a retomar suas características originais conforme a distância do barramento aumenta. Verificamos que de fato, os estágios larvais de *L. fortunei* são negativamente afetados pelas variações nos fatores limnológicos que se restauram com o aumento da distância do reservatório. Em relação à contribuição dos tributários, identificamos que estes podem contribuir de 10 a 24% para a variação total das variáveis limnológicas analisadas ao longo do trecho amostrados. Assim, concluímos que a presença de tributários é importante para a resiliência de um rio barrado, e que a retomada de algumas características pristinas pode ser uma barreira a mais para o processo de invasões biológicas.

Palavras-chave: *Limnoperna fortunei*, invasões biológicas, impactos de reservatórios, barragem.

3.1 INTRODUÇÃO

Os rios são ecossistemas heterogêneos que gradualmente se modificam ao longo de sua extensão, comportando variados *habitats* que aloca comunidades distintas (Vannote et al. 1980), as quais sustentam a vida de milhões de pessoas (p.ex. Baran e Myschowoda 2009; Castello e Macedo 2015). Apesar da elevada importância desses ambientes para a manutenção da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, as atividades de preservação para manutenção desses fatores tem sido amplamente desconsideradas (Poff et al. 2003), bem como a existência de uma legislação apropriada (Ruaro e Mormul 2017), o que vem resultando na construção de inúmeros barramentos em sistemas fluviais (Winemiller et al. 2016).

Embora a construção de barragens em ecossistemas aquáticos seja considerada uma fonte relativamente limpa de energia, os barramentos constituem um dos principais fatores que afetam a integridade dos rios (Agostinho et al. 2004; Boon et al. 1992), causando mais impactos negativos do que positivos (McNeely 2003). Dentre os impactos causados por estes empreendimentos, podemos citar a perda (Barletta et al. 2010) e “fragmentação” de *habitats* a jusante de reservatórios (p.ex. Agostinho et al. 2009), alterações no transporte de sedimento, fluxo de água (Malmqvist e Rundle 2002) e nos parâmetros limnológicos (Roberto et al. 2009), o que tende a ocasionar processos de oligotrofização no rio a jusante (Agostinho et al. 1995).

Em resposta às alterações causadas pela construção de barragens, surgem profundas alterações na biodiversidade (McNeely 2003) como, por exemplo, a homogeneização das comunidades residentes (Rahel 2002). Além disso, o cenário pode ser agravado quando a construção de barragens ocorre em sistemas rio-planície de inundação, pois nesses sistemas os impactos deixam de ser restritos a calha principal do rio, e passam a atingir também os ambientes adjacentes, devido a conectividade entre o rio e sua planície (p.ex. Junk et al. 1989; Thomaz et al. 1997). Entre os principais impactos está a atenuação do pulso de inundação natural desses ecossistemas (p.ex. Orr et al. 2012; Agostinho et al. 2009), que pode dificultar o fluxo gênico entre ambientes adjacentes, e as modificações nos parâmetros limnológicos à jusante, comprometendo as interações bióticas das comunidades (Havel et al. 2005).

Distúrbios ambientais favorecem a entrada de espécies invasoras (Dukes e Mooney 1999; Bunn e Arthington 2002; Marchetti et al. 2004), sendo a construção de barragens um distúrbio direto nas condições físicas e químicas da água (Malmqvist e Rundle 2002; Roberto

et al. 2009), as quais poderiam atuar como filtros abióticos às espécies invasoras (Rahel 2002). Além disso, a construção de barragens pode afetar a biodiversidade nativa (Barletta et al. 2010), considerada como um filtro biótico às espécies invasoras (Elton 1958). Sendo assim, a construção de barragens pode facilitar o estabelecimento de espécies invasoras (Dukes e Mooney 1999; Bunn e Arthington 2002; Marchetti et al. 2004; Havel et al. 2005), as quais em decorrência de suas altas taxas de proliferação e consequente aumento em sua dominância, podem acarretar em impactos negativos sobre o ecossistema (Baskin 1994; Simberloff 2011).

A despeito dos impactos provocados pelas barragens nos ecossistemas aquáticos, algumas regiões do rio impactado ainda são capazes de manter elevada biodiversidade (Agostinho et al. 2004). Contudo, a manutenção da biodiversidade e da integridade abiótica dessas regiões depende da presença de tributários com considerável qualidade ambiental (Ragonha et al. 2014; Moyle e Mount 2007). A entrada das águas de tributários preservados no rio impactado por barragens pode elevar sua capacidade de resiliência por meio da emissão de propágulos de espécies nativas e incremento de materiais orgânicos e inorgânicos (McCluney et al. 2014; Moyle e Mount 2007), o que também aumentaria a resistência do ecossistema às invasões (Elton 1958). No entanto, apesar da capacidade de resiliência dos ambientes (Holling 1973), e da contribuição de tributários para mitigar alguns impactos, o retorno às condições pristinas não pode ser considerado como certo. Lévêzque e Balian (2005) sugerem que diversos ecossistemas aquáticos tenham atingido níveis irreversíveis de impactos humanos, e que devido à perda de suas características ambientais originais, a recolonização por espécies nativas se torna pouco provável (Wallem et al. 2010).

A bacia de drenagem do alto rio Paraná é a mais povoada do Brasil (Agostinho et al. 2008) e por este motivo, sofre impactos antrópicos constantemente, sendo um dos mais representativos a construção de barramentos. Ao longo do rio Paraná, por exemplo, estão localizados mais de 100 barramentos, sendo que dos 4.695 km de extensão deste rio em território brasileiro (Petri e Fúlfaro 1983), apenas um trecho de 230 km, localizado a jusante do reservatório de Porto Primavera e montante do reservatório de Itaipu, ainda se mantém livre deste tipo de impacto (Agostinho et al. 2004). Este trecho apresenta elevada biodiversidade, e devido a sua importância ecossistêmica, foi considerado pelo Ministério do Meio ambiente (MMA, 2002) uma área de “extrema diversidade biológica”, na qual foram estabelecidas áreas de preservação ambiental, como o Parque Nacional de Ilha Grande, o Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema e a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e

Várzeas do rio Paraná. Contudo, a biodiversidade e a integridade limnológica dessa área podem vir a ser comprometidas devido aos inúmeros projetos para construção de barramentos nos tributários do alto rio Paraná (Affonso et al. 2015). Além disso, a expansão das populações de espécies invasoras presentes na região como, por exemplo, o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) poderia ser acelerada devido à desestruturação dos filtros ambientais e bióticos causada pelos distúrbios ambientais dos barramentos (Dukes e Mooney 1999; Bunn e Arthington 2002; Marchetti et al. 2004).

Diante disso, foram realizadas amostragens ao longo de um gradiente de impacto, localizado a jusante do reservatório de Porto Primavera e a montante do reservatório de Itaipu para verificar se (i) o aumento da distância a jusante do barramento juntamente com a chegada de tributários ao alto rio Paraná auxilia no processo de depuração/resiliência do rio impactado, causando alterações nas variáveis limnológicas ao ponto de torná-las similares às registradas anteriormente à construção do barramento; se (ii) as densidades dos estágios larvais da espécie invasora *L. fortunei* estão correlacionadas com as alterações nas variáveis limnológicas; e (iii) qual seria a contribuição dos principais tributários para as alterações limnológicas. Além desses objetivos, testou-se a hipótese de que a susceptibilidade à invasão é reduzida em condições ambientais menos alteradas, tendo como modelo os atributos populacionais das larvas de *L. fortunei*. Esperamos que o aumento da distância da barragem, juntamente com a entrada dos tributários, reduza a dissimilaridade das condições físicas e químicas atuais da calha principal do alto rio Paraná em relação às condições anteriores ao barramento, e que esta redução esteja associada à redução das larvas de *L. fortunei*, o que indicaria redução da susceptibilidade do ambiente à invasão.

3.2 METODOLOGIA

A área de estudo compreende uma porção livre de barramento no alto rio Paraná, localizada a jusante do reservatório de Porto Primavera e a montante do reservatório de Itaipu, e inclui, além da calha principal do rio Paraná, os sete maiores tributários que deságuam nesta região, sendo eles os rios Paranapanema, Ivaí e Piquiri, localizados à margem esquerda do rio Paraná, e os rios Baía, Ivinhema, Amambai e Iguatemi, à sua margem direita (Fig 1).

Trimestralmente, de fevereiro a dezembro de 2014, as áreas foram visitadas para a coleta de variáveis limnológicas e de larvas de *L. fortunei* na calha principal do alto rio Paraná, o que ocorreu na forma de transectos (margens e centro) a montante e jusante da foz

de cada um dos principais tributários que desaguam neste trecho do rio (APÊNDICE A). No mesmo período, os tributários também foram amostrados, porém foram coletadas apenas as variáveis limnológicas na região central dos tributários, dado que estes ambientes são mais estreitos que a calha do alto rio Paraná.

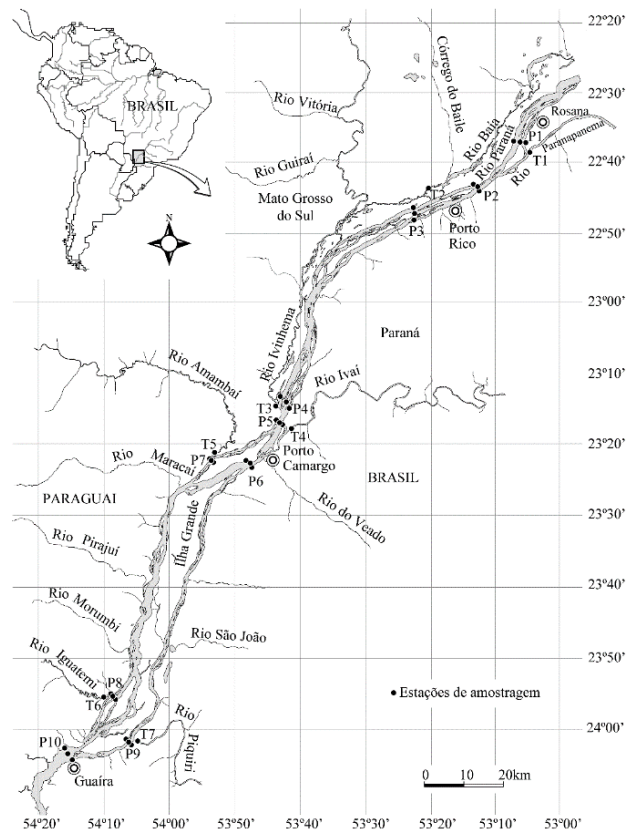


Figura 1 Trecho do alto rio Paraná que ainda se mantém livre de reservatórios. P1 a P10 = transectos localizados na calha principal do rio Paraná. T1 a T7 = tributários do rio Paraná - T1: rio Paranapanema, T2: rio Baía, T3: Rio Ivinhema, T4: rio Ivaí, T5: rio Amambai, T6: rio Iguatemi e T7: rio Piquiri.

As amostras de larvas de *L. fortunei* foram coletadas por meio de motobomba, com rede de plâncton de 63 μm de abertura. Para cada região (margem direita, esquerda e centro), foram filtrados 100 L de água da subsuperfície. As amostras foram fixadas em álcool 80% e levado para laboratório, onde as larvas foram contadas, medidas e classificadas nos cinco estágios larvais valvados da espécie (Santos et al. 2005): Larva D (90-130 μm), Charneira reta (140-180 μm), Umbonada (190-220 μm), Pedivéliger (230-270 μm) e Plantígrada (280-490 μm).

Dentre as variáveis limnológicas, foram amostras apenas a profundidade do disco de Secchi (m), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), alcalinidade (mEq L^{-1}), e a concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) analisado em laboratório, segundo Golterman et al. (1978). Estas

variáveis foram selecionadas por também estarem disponíveis em Vazzoler et al. (1997), fazendo parte de uma compilação de dados coletados anteriormente a construção da barragem de Porto Primavera na área de estudo. Dessa forma, se torna possível a comparação entre os dados coletados após o impacto do barramento e os dados coletados anteriormente ao barramento, o que nos permite avaliar a similaridade nas condições ambientais atuais. Serão tratados como valores de referência os valores médios e os desvios padrão das variáveis pristinas.

3.2.1 *Análise de dados*

A fim de avaliar se as variáveis limnológicas coletadas são correlacionadas com a distância do barramento, foi realizada uma correlação de Pearson entre cada uma das variáveis limnológicas amostradas e a distância do barramento (km a jusante). A correlação foi realizada separadamente para cada região amostrada (margem direita, margem esquerda e centro), pois espera-se que os tributários contribuam apenas em suas respectivas margens. Além disso, a correlação também foi realizada com os valores médios entre estas regiões para cada ponto amostrado, para verificar se os tributários estão associados de forma generalizada às condições limnológicas registradas. As correlações foram realizadas no software STATISTICA 7.0 (Statsoft 2005).

Para avaliar a relação entre a distância do barramento e a resiliência nas variáveis limnológicas, foi calculado um índice de dissimilaridade baseado na distância euclidiana entre o conjunto de variáveis limnológicas coletadas nos pontos da calha principal do alto rio Paraná, e o conjunto de variáveis limnológicas mensuradas anteriormente a construção deste barramento. Em seguida, a dissimilaridade gerada para cada ponto foi correlacionada com a distância do barramento através de uma correlação de Pearson. A distância euclidiana foi calculada no software R (R Core Team 2015), pacote vegan (Oksanen et al. 2016), e as correlações de Pearson foram realizadas no software STATISTICA 7.0 (Statsoft 2005).

As variáveis limnológicas também foram correlacionadas com a densidade total e de cada estágio larval de *L. fortunei* (padronizadas em indivíduos m^{-3}), com o intuito de verificar a associação destas variáveis com a estrutura e a densidade populacional de *L. fortunei*. Para calcular a densidade total de larvas, foram somados os estágios coletados em cada uma das regiões (margens e centro) e calculada uma média entre estas regiões. Para esses dados foram realizadas correlações de Spearman no software STATISTICA 7.0 (Statsoft 2005). Embora a

análise seja não paramétrica, os dados foram logaritimizados (\ln) para melhorar a normalidade dos dados.

O cálculo da contribuição de cada tributário na recuperação de características pristinas do alto rio Paraná, foi realizada com uma equação simples para cada variável limnológica em cada um dos pontos amostrados na calha principal do rio Paraná:

$$CT_{Ti} = VL_{Pji} - VL_{PMi}$$

Onde: CT_{Ti} = contribuição limnológica do tributário i

VL_{Pji} = valor da variável limnológica do transecto a jusante do tributário i

VL_{PMi} = valor da variável limnológica do transecto a montante do tributário i

A partir da contribuição de cada tributário (CT_{Ti}) foram calculadas as porcentagens de contribuição de cada tributário para cada variável limnológica amostrada na calha do alto rio Paraná, utilizando como referência o valor da respectiva variável limnológica no último ponto de amostragem a jusante.

3.3 RESULTADOS

A maioria das variáveis ambientais apresentou correlação significativa e negativa com a distância do barramento (Tabela 1), com exceção do fósforo total que apresentou correlação positiva. Além disso, a correlação entre alcalinidade e distância do barramento foi significativa apenas na margem direita do rio. Dessa forma, podemos assumir que o aumento da distância do barramento a jusante diminui principalmente a transparência do disco de Secchi, o pH e a condutividade elétrica, porém eleva os valores de fósforo total na calha do rio principal.

Tabela 1 – Resultado da correlação de Pearson entre as variáveis limnológicas e a distância do barramento. MD = Margem direita do alto rio Paraná; ME = Margem esquerda do alto rio Paraná; C = Centro do alto rio Paraná; * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$

Variáveis	MD	CE	ME	Média
Secchi	-0,57**	-0,50**	-0,65**	-0,68**
pH	-0,68**	-0,42**	-0,56**	-0,65**
Condutividade elétrica	-0,39*	-0,38*	-0,69**	-0,58**
Alcalinidade	-0,37*	-0,15	-0,29	-0,29
Fósforo total	0,53**	0,61**	0,54**	0,67**

Considerando os valores de referência registrados anteriormente à construção da barragem, as variáveis que mais se aproximaram do valor de referência com aumento da

distância do barramento foram a profundidade do disco de Secchi e o fósforo total (Figs. 2A e 2E, respectivamente). Por outro lado, os valores de pH e condutividade elétrica (Figs. 2B e 2C, respectivamente) tenderam a se distanciar dos valores de referência com o aumento da distância do barramento, enquanto que os valores de alcalinidade foram bem variáveis ao longo do trecho amostrado (Fig. 2D).

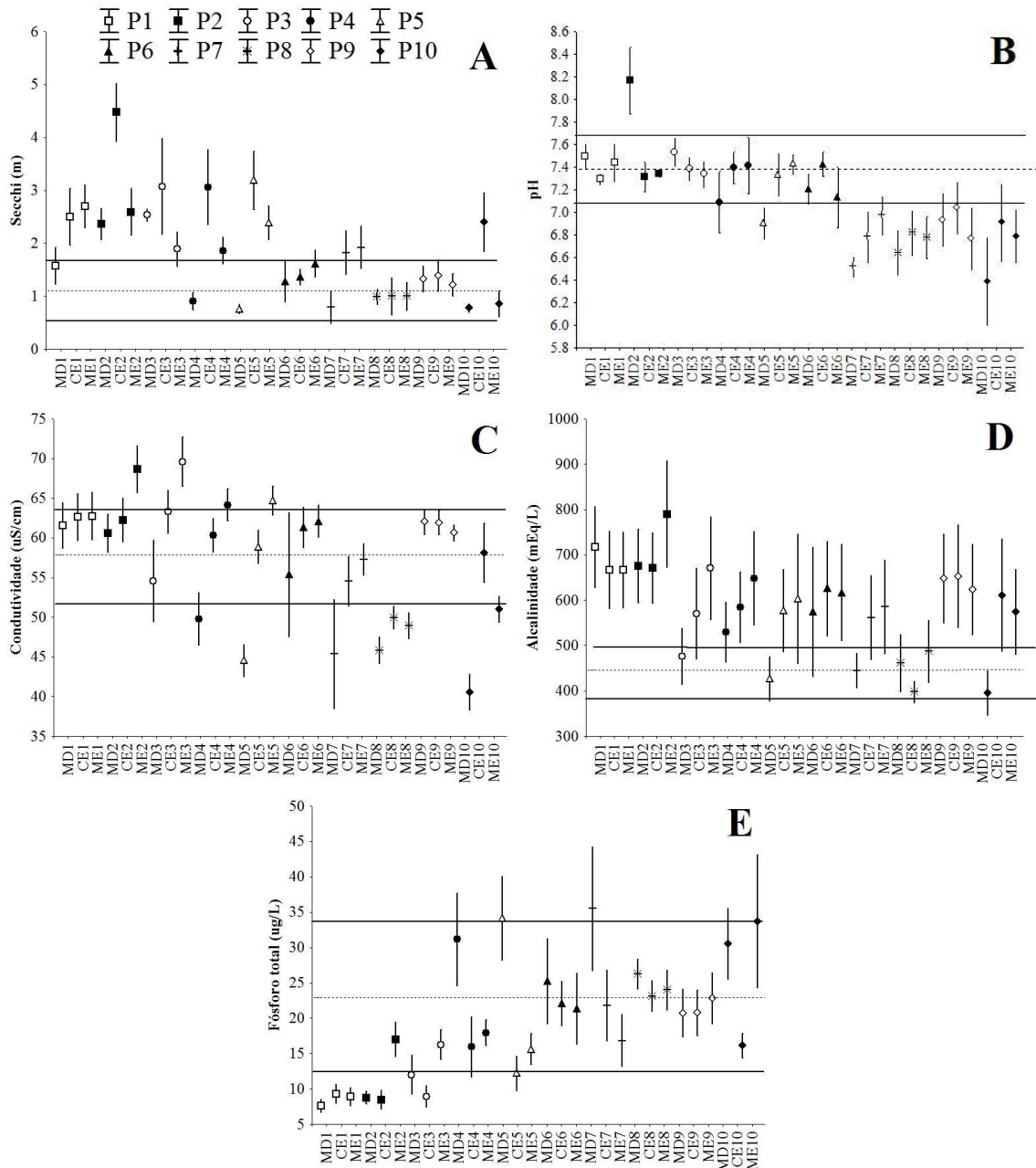


Figura 2 – Valores médios das variáveis limnológicas registradas em cada ponto de amostragem e seus respectivos valores de referência (linha tracejada=média; linha contínua=desvio padrão). P1: ponto 1 de amostragem, e assim sucessivamente; MD: margem direita, CE: centro, ME: margem esquerda. A: Secchi, B: pH, C: condutividade elétrica, D: alcalinidade e E: fósforo total.

Considerando a correlação entre o conjunto de variáveis limnológicas amostrados e a distância do barramento, foi possível observar uma correlação negativa e significativa ($r = -0,31$; $p < 0,05$), resultado de uma redução gradativa na dissimilaridade entre o conjunto de dados coletados ao longo da calha do alto rio Paraná e os dados registrados anteriormente à construção do barramento (Fig. 3). Além disso, podemos observar que, em média, após o deságue do rio Ivinhema (ca. 60 km a jusante do barramento) e rio Ivaí (ca. 120 km a jusante do barramento), a redução na dissimilaridade entre os pontos mais distantes da barragem e as características pristina é uma tendência que se manteve ao longo da escala espacial.

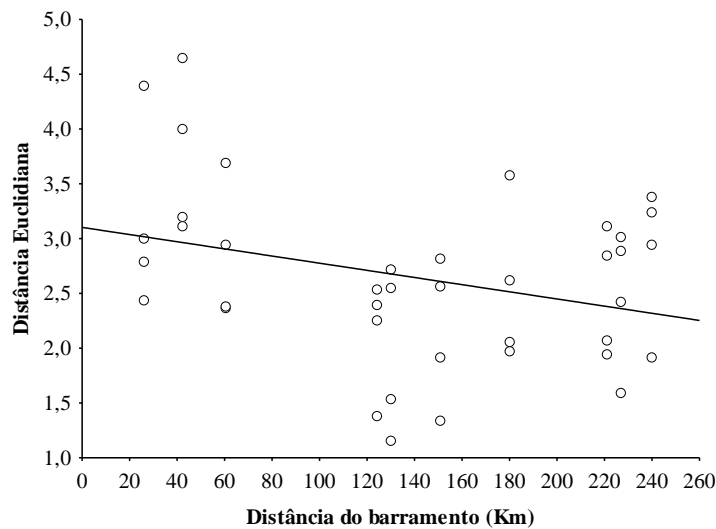


Figura 3 – Relação da dissimilaridade entre o conjunto das variáveis limnológicas coletados e o conjunto de variáveis limnológicas registrados anteriormente ao barramento ao longo da distância da barragem de Porto Primavera

As variáveis limnológicas também foram associadas às densidades de larvas da espécie invasora *L. fortunei*. O disco de Secchi foi a variável limnológica associada ao maior número de estágios larvais, seguida pelo fósforo total (Tabela 2). Enquanto que apenas a densidade de larvas D não foi associada significativamente aos valores de disco de Secchi, apenas as densidades de larvas D e charneira reta não foram associadas significativamente aos valores de fósforo total. Dessa forma, a correlação entre os estágios larvais e as variáveis limnológicas indica que, em geral, maiores densidades dos estágios larvais estão associadas ao aumento da transparência do disco de Secchi e a redução dos valores de fósforo total, principalmente para os estágios de larvas umbonada, pedivéliger e plantígrada. Por outro lado, as densidades de larvas D e charneira reta estão associadas negativamente aos valores de pH, condutividade elétrica e alcalinidade.

Tabela 2 – Resultado da correlação de Spearman entre as variáveis limnológicas e os estágios larvas de *Limnoperna fortunei*. * = $p < 0,05$

	Secchi	pH	Condutividade elétrica	Alcalinidade	Fósforo total
Larva D	0,29	-0,46*	-0,37*	-0,50*	-0,06
Charneira reta	0,40*	-0,37*	-0,18	-0,43*	-0,18
Umbonada	0,74*	-0,02	0,14	0,02	-0,53*
Pedivéliger	0,66*	0,06	0,14	0,20	-0,49*
Plantígrada	0,43*	-0,12	-0,15	-0,02	-0,38*

A contribuição dos tributários para as alterações das variáveis limnológicas ao longo do gradiente ambiental estudado foi heterogênea. Em média, as variáveis limnológicas foram alteradas principalmente pelos rios Ivaí, Baía e Piquiri (Tabela 3), sendo que o rio Baía foi o maior contribuinte para alterações nas variáveis químicas da água (por exemplo, nos valores de pH e alcalinidade), enquanto que o rio Ivaí foi o maior responsável por alterações físicas como os valores do disco de Secchi. O rio Piquiri contribuiu com ambos os tipos de variáveis e juntamente com o rio Baía são os rios que contribuíram para a alteração do maior número de variáveis. Vale ressaltar que a maior contribuição de fósforo às águas do alto rio Paraná foi registrada na foz do rio Amambai (Tabela 3).

Tabela 3 – Porcentagem de contribuição dos tributários para as variáveis limnológicas na calha do rio principal, medida a partir da comparação da água na foz do tributário com a água do alto rio Paraná à montante da foz do tributário. Cond = Condutividade elétrica; Alc = Alcalinidade; PT = Fósforo total; CMédia = Contribuição média do tributário para as alterações nas variáveis limnológicas. * = destaca as maiores contribuições registradas

Tributários	Secchi	pH	Cond	Alc	PT	CMédia
rio Paranapanema	-13,23%	-1,39%	11,61%	21,48%	24,02%	14,35%
rio Baía	22,04%	-9,95%*	-14,81%*	-50,43%*	10,68%	21,58%*
rio Ivinhema	-19,35%	-2,89%	-12,88%	-26%	9,83%	14,19%
rio Ivaí	-91,17%*	-4,41%	-5,09%	2,41%	16,92%	24%*
rio Amambai	4,83%	-6,02%*	2,03%	4,57%	33,6%*	10,21%
rio Iguatemi	-27,41%	-3,95%	-13,07%	-16,76%*	14%	15,04%
rio Piquiri	-42,64%*	0,33%	-18,81%*	-8,42%	32,25%*	20,49%*

3.4 DISCUSSÃO

Por meio dos resultados obtidos foi possível perceber que o aumento na distância do barramento e a entrada de tributários não barrados possibilitaram a recuperação de algumas características pristinas da calha principal do alto rio Paraná, e que a resiliência destas variáveis afetou de forma negativa a densidade populacional dos estágios larvais do bivalve invasor *L. fortunei*. Desta forma, a hipótese de que a suscetibilidade à invasão diminuiu em ambientes com características naturais ou próximo às pristinas foi corroborada.

Alguns estudos têm suportado a hipótese de que os distúrbios ambientais facilitam a entrada de espécies invasoras, tanto para espécies terrestres (Zedler e Scheid 1988, Shaneton et al. 2002) quanto para aquáticas (Marchetti et al. 2004). Nos ambientes aquáticos, a alteração do fluxo de ambientes lóticos, geralmente provocado pela construção de reservatórios é vista como um importante distúrbio (Michener e Haeuber 1998), o qual é associado ao processo de invasões biológicas. Porém, as modificações no ambiente vão além, alterando também as características físicas e químicas da água (Roberto et al. 2009), causando impactos a níveis ecossistêmicos (Sharma e Sharma 2013).

A retenção dos sólidos em suspensão e de nutrientes por uma cascata de barragens à montante já é um caso estudado e confirmado na região do alto rio Paraná (Roberto et al. 2009). Porém, como observado neste trabalho, a presença de tributários livres de barragens pode contribuir para o reestabelecimento de algumas variáveis às condições naturais, que aparentam ser importantes filtros para o controle populacional de alguns estágios larvais do bivalve invasor *L. fortunei*.

Assim como os distúrbios podem comprometer a integridade biótica local (Benítez-Mora e Camargo 2014), presume-se que o reestabelecimento de características pristinas possa reestruturar as comunidades, fortalecendo a resistência biótica desses locais, o que, de maneira geral, dificultariam as invasões biológicas (p.ex. Elton 1958). Embora o reestabelecimento das comunidades não tenha sido mensurado, espera-se que com o aumento da concentração de fósforo total haja um aumento na biomassa e na diversidade de produtores primários, como o fitoplâncton (Jeppensen et al. 2000), o que desencadearia um aumento na diversidade dos demais grupos (Currie 1991). Além disso, Jeppensen et al. (2000) demonstraram que há uma alternância de grupos fitoplânctônicos ao longo de um gradiente de fósforo total, onde em concentrações de intermediárias a altas, se tornam abundantes os grupos das clorofíceas, cianobactérias e diatomáceas. Altas densidades de diatomáceas, por sua vez, apresentam

efeitos negativos sobre os estágios larvais de *L. fortunei* (Ernandes-Silva et al. 2016a; b), o que atuaria como um filtro biótico para estes bivalves. Ainda, foi demonstrado que os estágios larvais de *L. fortunei* tendem a apresentar menor probabilidade de ocorrência em elevada turbidez, baixo pH e baixa condutividade elétrica (Ernandes-Silva et al. 2016b), justamente o conjunto de condições encontradas no trecho mais distante da barragem de Porto Primavera.

Além dos tributários contribuírem para a resiliência do rio Paraná, e redução de sua susceptibilidade ambiental a invasão, como demonstram nossos resultados, eles também são importantes para a manutenção da própria biodiversidade local (Moyle e Mount 2007). Estes tributários transportam diversos materiais (Moyle e Mount. 2007), como nutrientes e propágulos para a calha do rio principal; aumentam a complexidade ambiental nos locais de confluência, tornando o ambiente mais propício para a ocorrência de espécies nativas (p.ex. Muth et al. 2000), e afetam de forma positiva a dinâmica da comunidade de peixes (Pracheil et al. 2009). Na planície de inundação do alto rio Paraná, Agostinho et al. (2007) demonstraram a alteração da rota reprodutiva dos peixes migradores, que devido ao barramento do rio Paraná, passaram a se reproduzir em tributários turvos, no caso, o rio Ivinhema (tributário 3).

O Plano Decenal de Expansão Energética 2024 (PDE Brasil 2015) elaborado pelo Governo Federal brasileiro propõe que sejam construídas 22 usinas hidroelétricas no país entre 2015 e 2024. Destas, quatro (~18%) estão previstas para serem construídas no rio Piquiri (tributário 7). A construção dessas barragens promove alterações físicas e químicas na qualidade da água (Roberto et al. 2009), especialmente na concentração de sólidos em suspensão e concentração de nutrientes, que são retidos pelos reservatórios (Bredenhand e Samways 2009). Essas construções, se realizadas nos tributários analisados por este estudo, pode não só afetar de forma negativa a calha do próprio tributário, como também a calha principal do alto rio Paraná, prejudicando sua capacidade de resiliência, dado que a contribuição dos tributários para a redução da transparência do disco de Secchi e aumento de nutrientes será reduzida. De acordo com nossos resultados, estas alterações podem ainda, promover o aumento da densidade de larvas de *L. fortunei* na área de estudo, o que poderá elevar a pressão de propágulo no reservatório de Itaipu e contribuir para a expansão da população de *L. fortunei* a jusante desse reservatório.

As condições de barramentos destes tributários podem, além de possibilitar a expansão deste bivalve, favorecer outras duas espécies invasoras presentes na região que são claramente beneficiadas pelos altos valores do disco de Secchi como, por exemplo, a macrófita submersa

Hydrilla verticillata L.f. Royle (Thomaz et al. 2009) e o ciclídeo tucunaré amarelo, *Cichla kelberi* Kullander e Ferreira, 2006 (Fugi et al. 2008). Juntamente com as espécies invasoras, a construção de barragens ocasiona impactos em níveis continentais, onde promove a homogeneização ambiental de rios localmente distintos (Poff et al. 2007). Com os dados de nosso estudo e de outros supracitados, nos quais a barragem parece facilitar a invasão por *L. fortunei* e outras espécies invasoras, é de se esperar que, com a expansão do número de reservatórios, também se expanda o número de espécies invasoras beneficiadas por eles. Somando-se aos impactos das barragens os impactos das espécies invasoras.

A Usina Hidrelétrica Itaipu Binacional possui registros demonstrando que seu funcionamento tem sido afetado pelo bivalve invasor *Limnoperna fortunei*, com o qual tem tido elevados gastos econômicos no controle de sua população (Folha de São Paulo 2003) larval e adulta (Itaipu 2016). Dentre os impactos causados por *L. fortunei*, destaca-se o poder de incrustação desses moluscos, os quais atingem, neste reservatório, valores de até 100 mil ind.m² (Itaipu 2016). Além dos impactos econômicos destes bivalves, suas altas densidades têm ocasionado mudanças nas dietas de algumas espécies de peixes (p.ex. López Armengol e Casciotta 1998; Ferriz et al. 2000). Assim, a proliferação desses moluscos representa uma mudança das redes tróficas, que pode desencadear alterações na estrutura e dinâmica dos ecossistemas (Ferriz et al. 2000). Além do mais, *L. fortunei*, assim como outros bivalves, apresenta hábito filtrador, e por isso, pode apresentar grande capacidade de bioacumulação (p.ex. Colombo et al. 1995), podendo se tornar um risco às pessoas que se alimentam de peixes predadores deste bivalve invasor.

A despeito da grande importância das planícies de inundação e dos grandes rios para a biodiversidade e dinâmica de processos ecossistêmicos (Tockner et al. 2008), estas regiões são ainda vistas com muito interesse econômico em detrimento do ambiental (Winemiller et al. 2016). Esta situação é facilmente observada em nossa área de estudo, onde existe uma cascata de reservatório no rio principal (rio Paraná), com mais de 130 grandes reservatórios já operantes, além das barragens instaladas em seus maiores tributários (rio Grande, Paranaíba, Tiête e Paranapanema; Agostinho et al. 2004). Porém, este cenário não se restringe a bacia hidrográfica do rio Paraná, uma vez que as bacias do Amazonas, Congo e Mekong, consideradas as mais ricas do mundo, também estão sendo ameaçadas por empreendimentos hidroelétricos (Winemiller et al. 2016). As bacias hidrográficas da América do Sul e da Ásia são as mais ameaçadas, pois nelas, os planos para a construção de empreendimentos hidroelétricos excedem 100 usinas por bacia (Zarfl et al. 2015).

Partindo-se destas informações, acredita-se que a construção de barragens nos tributários localizados na região estudada causará aumentos significativos nos valores de transparência do disco de Secchi e possíveis reduções na concentração de fósforo, favorecendo assim a proliferação de *L. fortunei*, e potencialmente outras espécies invasoras, aumentando não apenas em densidade, mas também em área de distribuição, devido a colonização de tributários ainda não colonizados. Dessa forma, reforça-se a necessidade de um planejamento mais refinado para as construções de hidroelétricas, o qual deve ser realizado em nível de bacia. Por fim, sugere-se que no gerenciamento das bacias hidrográficas barradas seja considerada a existência e permanência de longos trechos sem barramento no rio principal da bacia, bem como de tributários livres de barragens, para que haja a mínima condição de conservação da biodiversidade e manutenção dos processos ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS

- Affonso IP, Azevedo RF, Dos Santos NLC, Dias RM, Agostinho AA, Gomes LC (2015) Pulling the plug: strategies to preclude expansion of dams in Brazilian rivers with high-priority for conservation. *Nat Conserv* 13:199-203
- Agostinho AA, Bonecker CC, Gomes LC (2009) Effects of water quantity on connectivity: the case of the Upper Paraná River floodplain. *Ecohidrol Hidrobiol* 9(1):99-113
- Agostinho AA, Gomes CG, Pelicice FM (2007) Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá
- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC (2008) Dams and the fish fauna of Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* 68:1119-1132
- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LC (2004) Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohidrol Hidrobiol* 4(3):255-268
- Agostinho AA, Vazzoler AEAM, Thomaz SM (1995) The high Paraná River basin: limnological and ictiological aspects. In: Tundisi JG, Bicudo CEM, Matsumura-Tundisi T. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society. p. 59-104. 1995
- Baran E, Myschowoda, C (2009) Dams and fisheries in the Mekong Basin. *Aquat Ecosyst Health e Manag* 12:227-234.
- Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, Fontoura NF, Agostinho AA, Almeida-Val VM, Val AL, Torres RA, Jimenes-Segura LF, Giarrizzo T, Fabré NN, Batista VS, Lasso C, Taphorn DC, Costa MF, Chaves PT, Vieira JP, Corrêa MF (2010) Fish and aquatic

habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J Fish Biol* 76(9):2118-2176

- Baskin Y (1994) Ecosystem function of biodiversity. *BioScience* 44(10):657-660.
- Benítez-Mora A, Camargo JA (2014) Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). *Hydrobiol* 728:167–178.
- Boon PJ, Callow P, Pets GE (1992) River conservation and management. Wiley e Sons, p.470
- Bredenhand E, Samways MJ (2009) Impacto f a dam on benthic macroinvertebrate in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *J Insect Conserv* 13:297-307
- Bunn SE, Arthington AH (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ Manag* 30:492–507
- Castello L, Macedo M (2015) Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Chang Biol* 22(3):990-1007
- Colombo JC, Bilos C, Campanaro M, Rodríguez Presa MJ, Cataggio JA (1995) Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides by the asiatic clam *Corbicula fluminea*: Its use as sentinela organismo in the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environ Sci Technol* 29:914-927
- Currie DJ (1991) Energy and large-scale patterns of animal- and plant- species richness. *The Am Nat* 137(1):27-49
- Dukes JS, Mooney HA (1999) Does global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecol Evol* 14(4):135-139
- Elton CS (1958) The ecology of invasion by animals and plants. University of Chicago, USA, p.196
- Ernandes-Silva, Ragonha FH, Jati S, Takeda AM (2016a) *Limnoperna fortunei* Dunker, 1857 larvae in different environments of a Neotropical floodplain: relationships of abiotic variables and phytoplankton with different stages of development. *Braz J Biol* 77:154-161
- Ernandes-Silva J, Ragonha FH, Rodrigues LC, Mormul PR (2016b) Freshwater invisibility level depends on the population age structure of the invading mussel species. *Biol Inv* 18:1421-1430
- Ferriz RA, Villar CA, Colautti D, Bonetto C (2000) Alimentación de *Pterodoras drandeulosus* (Valenciennes)(Pisces, Doradidae) em la baja cuenca del Plata. *Rev Museo Argent Ciencs Nat* 2:151-156
- Folha de São Paulo, (2003) Disponível em< <http://www1.folha.uol.com.br/fsp/cotidian/ff1106200326.htm>>. Acesso em dezembro de 2016

- Fugi R, Luz-Agostinho KDG, Agostinho AA (2008) Trophic interaction between an introduced (Peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiol* 607(1):143-150
- Golterman HL, Clymo RS, Ohstad MA (1978) *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Scientific Publication, Oxford
- Havel JE, Lee CE, Zanden JV (2005) Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* 55(6):518-525
- Holling CS (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annu Rev Ecol Systematics* 1:1-23
- Itaipu (2016) <https://www.itaipu.gov.br/meioambiente/mexilhao-dourado>. Acesso em dezembro de 2016
- Jeppensen E, Jensen JP, Sondergaard M, Lauridsen T, Landkildehus F (2000) Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshw Biol* 45:201-218
- Junk WJ, Bayley PB, and Sparks RE. (1989) The flood pulse concept in river–floodplain systems. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 106:110–27
- Lévêque C, Balian EV (2005). Conservation of freshwater biodiversity: does the real world meet scientific dreams? *Hydrobiol* 542:23–26
- López Armengol MF, Casciotta JR (1998) First record of the predation of the introduced freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) by the native fish *Micropogonias furnieri* (Scienidae) in the Río de la Plata estuary, South America. *Iberus* 16:105-108
- Malmqvist B, Rundle S (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environ Conserv* 29:134–153
- Marchetti MP, Light T, Moyle PB, Viers JH. (2004) Fish invasions in California watersheds: Testing hypotheses using landscape patterns. *Ecol Appl* 14:1507–1525
- McCluney KE, Poff NL, Palmer MA, Thorp JH, Poole GC, Williams BS, Williams MR, Baron JS. (2014) Riverine macrosystems ecology: sensitivity, resistance, and resilience of whole river basin with human alterations. *Front Ecol Environ* 12(1):48-58
- McNeely JA (2003) Energy and Biodiversity: understanding complex relationships. OECD Workshop on Biomass and Agriculture.
- Michener WK, Haeuber RA (1998) Flooding: natural and managed disturbances. *BioScience* 48(9):677-680
- Ministério do Meio Ambiente (2002) Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA/SBF, Brasília, Brasil
- Moyle PB, Mount JF (2007) Homogenous rivers, homogeneous faunas. *Proc Nati Acad Sci* 104(14):5711-5712

- Muth RT, Crist LW, LaGory KE, Hayse JW, Bestgen KR, Ryan TP, Lyons JK, Valdez RA (2000) Flow and Temperature Recommendations for Endangered Fishes in the Green River Downstream of Flaming Gorge Dam (Upper Colorado River Endangered Fish Recovery Project FG-53, Lakewood, CO)
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson G L, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H (2016) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-1. [online] URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Orr S, Pittock J, Chapagain A, Dumaresq D (2012) Dams on the Mekong River: lost fish protein and the implications for land and water resources. *Glob Environ Chang* 22:925–32
- PDE, Brasil (2015) Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética. Plano Decenal de Expansão de Energia 2024. Brasília: MME/EPE
- Petri S, Fúlfaro VJ (1983) Geologia do Brasil. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo
- Poff NL, Allan JD, Palmer MA, Hart DD, Richter BD, Arthington AH, Rogers KH, Meyer JL, Stanford JA (2003). River flows and water wars: emerging science for environmental decision-making. *Front Ecol Environ* 1:298–306
- Poff NL, Julian DO, Merritt DM, Pepin DM (2007) Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc Natl Acad Sci* 104(14):5732-5737
- Pracheil BM, Pegg MA, Mestl GE (2009) Tributaries influence recruitment of fish in large rivers. *Ecol Freshw Fish* 18:603-609
- R Core Team (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ragonha FH, Petsch DK, Alves GHZ, Santana HS, Michelin TS, Takeda AM (2014) Tributaries as richness source for Oligochaeta assemblage (Annelida) of Neotropical dammed river. *Braz J Biol* 74(4):861-869
- Rahel FJ. (2002) Homogenization of freshwater faunas. *Ann Rev Ecol Systematics* 33:291–315
- Roberto MC, Santana NF, Thomaz SM (2009) Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Braz J Biol* 69(2. suppl.):717-725
- Ruaro R. e Mormul R.P. 2017 Anticipated changes to environmental law may jeopardize Brazilian natural resources. *Front Ecol Environm*, in press
- Santos CP, Würdig NL, Mansur MCD (2005) Fases larvais do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev Bras Zool* 22(3):702-708

- Shaneton EJ., Perelman SB., Omacini M e León RJC. 2002. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biol Inv* 4:7–24
- Sharma P, Sharma S (2013) A review on macroinvertebrates' physiological response to regulated stream flow. *Kathmandu Univ J Sci, Eng Technol* 9:241–251
- Simberloff D (2011) How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biol Inv* 13:1255-1268
- StatSoft (2005) Statistica (data analysis software system). Version 7.1. <http://www.statsoft.inc>. Acessado em 20 de Outubro de 2007
- Thomaz SM, Carvalho P, Padial AA, Kobayashi JT (2009) Temporal and spatial patterns of aquatic macrophytes diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Braz J Biol* 60(2 suppl.):617-625
- Thomaz SM, Roberto MC, Bini LM (1997) Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS. *A Planície de Inundação do alto rio Paraná*. Eduem, Maringá
- Tockner K, Bunn S, Gordon C, Naiman RJ, Quinn GP, Stanford JA (2008) Flood plains: critically threatened ecosystems. In: Polunin NVC (Ed). *Aquatic ecosystems: trends and global prospects*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The River Continuum Concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37:130-137
- Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hahn NS.A (1997) *Planície de Inundação do alto rio Paraná*. Eduem, Maringá
- Zarfl C, Lumsdon AE, Berlekamp J, Tydecks L, Tickner K (2015) A global boom in hydropower dam construction. *Aquat Sci* 77:161-170
- Zedler PH, Scheid GA (1988) Invasion of *Carpobrotus edulis* and *Salix lasiolepis* after fire in a coastal chaparral site in Santa Barbara County, California. *Madroño* 35:196-201.
- Wallem PK, Anderson BC, Matínez-Pastur G, Lencinas MV (2010) Using assembly rules to measure the resilience of riparian plant communities to beaver invasion in subantartic forest. *Biol Inv* 12:325-335
- Winemiller KO, McIntyre PB, Castello L, Fluet-Chouinard E, Giarrizo T, Nam S, Baird IG, Darwall W, Lujan NK, Harrison I, Stiassny MLJ, Silvano RAM, Fitzgerald DB, Pelicice FM, Agostinho AA, Gomes LC, Albert JS, Baran E, Petrere Jr M, Zarft c, Mulligan M, Sullivan JP, Arantes CC, Sousa LM, Koning AA, Hoeninghaus DJ, Sabaj M, Lundberg JG, Ambruster J, Thieme ML, Petry P, Zuanon J, Torrente Vilara G, Snoeks J, Ou C, Rainboth W, Pavanelli CS, Kama A, Van Soesbergen A, Sáens L. (2016) Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351:128-129

4 CONCLUSÃO GERAL

Embora outras variáveis possam afetar a dinâmica temporal das larvas de *Limnoperna fortunei*, a temperatura da água foi a principal direcionadora da reprodução desta espécie, dado que durante os meses mais quentes, foram encontradas as maiores densidades dos estágios larvais iniciais. Também, observou-se que o período reprodutivo coincide com o período de águas altas na planície de inundação do alto rio Paraná, o que pode favorecer a dispersão destes organismos. Concomitantemente, verificou-se que algumas características limnológicas do rio Paraná tendem a atingir a resiliência conforme o aumento da distância do barramento de Porto Primavera e da entrada de tributários, e que estes fatores são capazes de limitar a expansão na densidade populacional de *L. fortunei*.

APÊNDICE A – Coordenadas dos pontos de coleta de larvas valvadas de *Limnoperna fortunei* e variáveis limnológicas, na bacia de drenagem do alto rio Paraná.

Tabela 1 Pontos/locais de amostragem com suas respectivas coordenadas geográficas.

PONTO DE COLETA	TIPO DE AMOSTRAGEM	AMBIENTES	COORDENADAS	
			S	W
P1	TRANSECTO	RIO PARANÁ	22°37'39"	53°6'20,3"
P2		RIO PARANÁ	22°43'58,2"	53°12'53,4"
P3		RIO PARANÁ	22°47'29,2"	53°22'14"
P4		RIO PARANÁ	23°13'37,8"	53°41'39,6"
P5		RIO PARANÁ	23°16'53,6"	53°42'4,2"
P6		RIO PARANÁ	23°38'46,8"	53°57'08,5"
P7		RIO PARANÁ	22°22'09,9"	53°53'00,3"
P8		RIO PARANÁ	23°55'25,4"	54°0,8'56,8"
P9		RIO PARANÁ	24°0,1'15,5"	54°0,5'56,7"
P10		RIO PARANÁ	24°0,3'18,7"	54°15'24,1"
T1	CENTRAL	RIO PARANAPANEMA	22°39'5,5"	53°4'57,7"
T2		RIO BAÍA	22°43'48,3"	53°19'44,6"
T3		RIO IVINHEMA	23°13'34,5"	53°43'17"
T4		RIO IVAÍ	23°16'51,6"	53°42'16,2"
T5		RIO AMAMBAI	23°21'29,5"	53°52'53,8"
T6		RIO IGUATEMI	23°55'35,1"	54°10'2,7"
T7		RIO PIQUIRI	24°01'40,7"	54°0,5'15"