

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Biociências – Departamento de Zoologia
Campus de Botucatu

Marco Aurélio Pessotto

**Distribuição do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) na
bacia do Rio da Prata após vinte anos (1991-2014) de sua introdução na
América do Sul**

Botucatu - SP
2015

Sumário

Resumo	1
Abstract	3
1.Introdução	5
2. Objetivo	10
3. Materiais e métodos	11
3.1 Coleta de amostras e análises realizadas no laboratório	16
3.2 Contagem das amostras e determinação das densidades	17
3.3 Análise e apresentação dos resultados	20
4. Resultados	21
4.1 Parâmetros ambientais	21
4.2 Densidades larvais	26
4.3 Análises de correlação	37
4.3.1 Dados de inverno	39
4.3.2 Dado de verão	42
5. Discussão	43
6. Considerações Finais	57
7. Referências Bibliográficas	59
8. Anexo	

Resumo

Distribuição do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) na bacia do Rio da Prata após vinte anos (1991-2014) de sua introdução na América do Sul

O mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) é um bivalve de água doce pertencente à família Mytilidae. Originário de rios e arroios da China e do sudeste asiático, a espécie foi introduzida acidentalmente na América do Sul em 1991, no estuário do rio da Prata, provavelmente através de água de lastro. A partir disso, dispersou-se para os rios Paraguai, Uruguai e Paraná, principais canais de drenagem da bacia do Prata. Devido ao seu grande potencial reprodutivo, crescimento rápido e capacidade de formar aglomerados populacionais em curto espaço de tempo, *L. fortunei* causa grandes alterações ecológicas e econômicas, como a obstrução nas canalizações e entradas de água de usinas hidrelétricas e redes de tratamento de água. O presente estudo teve como objetivo avaliar a distribuição de *L. fortunei* nos principais corpos d'água formadores da Bacia do rio da Prata, bem como a possível influência das condições ambientais sobre as densidades populacionais. Os dados foram obtidos a partir de amostragens realizadas em janeiro/fevereiro e junho/julho de 2010, com coletas complementares em junho de 2013 e fevereiro de 2014. Foram empregados arrastos verticais com rede cônica de 68 µm de abertura de malha para coleta das larvas e simultaneamente determinadas as variáveis limnológicas (temperatura, transparência, turbidez, pH, condutividade e oxigênio dissolvido). Conclui-se que o processo de dispersão da espécie se deu de uma forma muito rápida, uma vez que a sua chegada ao continente ocorreu há apenas duas décadas e atualmente encontra-se amplamente distribuída por toda a bacia (aproximadamente 15 graus de latitude e extensão linear de 1700 km). Isto se explica devido a elevada capacidade de dispersão intrínseca da espécie (larvas planctônicas livre-natantes), incrustação em embarcações e ampla tolerância aos fatores ambientais. Picos máximos de densidade, cerca de 60.000 ind.m⁻³, foram encontrados nos trechos inferiores da bacia, no rio da Prata URU/ARG, onde a espécie foi introduzida. No entanto, refuta-se a hipótese de haver um gradiente decrescente de abundância no

sentido sul-norte. Análises de correlação indicam haver um efeito positivo das temperaturas mais elevadas sobre as densidades das larvas de *L. fortunei* e negativo das condições mais eutróficas. Em alguns locais a tendência de variação temporal parece ser influenciada pela disponibilidade de recursos alimentares (clorofila "a"). Uma segunda hipótese, de que condições lênticas (reservatórios) favoreceriam o crescimento populacional também foi refutada, ainda que exceções possam ser importantes.

Palavras chave: Mexilhão-dourado; fase larval; densidade; río de la Plata; rio Paraguai, rio Uruguai, rio Paraná.

Abstract

Distribution of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the River de la Plata basin after twenty years (1991-2014) from its introduction in South America

The golden mussel (*Limnoperna fortunei*) is a freshwater bivalve belonging to Mytilidae family. Originally from rivers and streams of China and Southeast Asia, the species was accidentally introduced in South America in 1991, in the River de la Plata estuary, probably through ballast water. From there, it dispersed to the rivers Paraguay, Uruguay and Paraná, major drainage channels of the basin. Due to its great reproductive potential, rapid growth and ability to form settlements in short time, *L. fortunei* cause major ecological and economic changes, such as blockage of the drainage system and water intakes of power plants and water treatment networks. This study aimed to evaluate the distribution of *L. fortunei* in the main water bodies of the River de la Plata Basin, as well as the possible influence of environmental conditions on the population densities. Data were obtained from samples taken in January/February and June/July 2010, with additional sampling in June 2013 and February 2014. Vertical hauls were employed with conical network of 68 µm mesh size to collect the larvae and the limnological variables (temperature, transparency, turbidity, pH, conductivity and dissolved oxygen) were simultaneously determined. It is concluded that the species dispersion process was very fast, since their arrival in the continent occurred just two decades ago and presently it is widely distributed throughout the basin (approximately 15 degrees latitude and a linear extension of 1700 km). This is explained by the high intrinsic dispersal ability of the species (free planktonic larvae), boat incrustation and broad tolerance to environmental factors. Maximum density peaks, about 60,000 ind. m⁻³, were found in the lower reaches of the basin, the River de la Plata (URU/ARG), where the species was introduced. However, we refute the hypothesis that there is a decreasing gradient of abundance in the south-north direction. Correlation analyzes indicate that there is a positive effect of higher temperatures on the density of *L. fortunei* larvae and negative of more eutrophic conditions. In some places the temporal variation trend seems to be influenced

by the availability of food resources (chlorophyll "a"). A second hypothesis, that lentic conditions (reservoirs) favor population growth has also been refuted, although exceptions may be important.

Keywords: Mussel golden; larval stage; density; Río de la Plata; Paraguay River, Uruguay River, Paraná River.

1. Introdução

A longa história geológica e evolutiva de nosso planeta permitiu o surgimento de espécies muito diferentes de plantas, animais e micro-organismos, amplamente distribuídos nos ecossistemas dos diversos continentes. As grandes diferenças geográficas podem ser ilustradas quando se considera a África com seus baobás, os dipterocarpos da Indonésia e os eucaliptos da Austrália (Udvardy, 1969). Mesmo dentro de cada um dos continentes, muitas espécies estão confinadas a tipos particulares de habitats (Brown & Lomolino, 2006).

Florestas, savanas e desertos, todos têm suas espécies particulares. Ilhas oceânicas e outros ecossistemas geograficamente isolados, muitas vezes têm uma biota particular ("espécies endêmicas"), dificilmente encontrada em outros lugares. Cerca de 20% da flora mundial corresponde a endemias insulares, distribuídas em apenas 3,6% da área da superfície da terra. As barreiras geográficas têm garantido que a maioria das espécies permaneça em sua região de origem, o que resulta em uma biodiversidade elevadíssima ao redor do planeta. Este histórico de organização biogeográfica fornece a base para definição de conceitos de espécies nativas e alienígenas (Udvardy, 1969).

Durante milênios as barreiras naturais, como os oceanos, montanhas, rios e desertos forneceram o isolamento essencial para espécies evoluírem e se tornarem únicas. Em apenas algumas centenas de anos, essas barreiras foram neutralizadas por grandes forças globais manejadas pelo homem, que de forma combinada ajudam no transporte de longa distância das espécies para novos habitats, onde podem tornar-se espécies exóticas invasoras (IUCN, 2000).

Os efeitos da internacionalização do comércio e das alterações globais têm estimulado o aumento das bioinvasões e, conseqüentemente, dos impactos por elas causados sobre os ecossistemas (Lockwood et al., 2007). Este processo leva a mudanças estruturais desses ambientes naturais (Darrigran, 2011). A abrangência geográfica, frequência e número de espécies

envolvidas em tais mudanças vêm aumentando enormemente ao longo das últimas décadas, em função da expansão das atividades econômicas e transporte intercontinental de bens (IUCN, 2000).

Atualmente, a introdução de espécies estrangeiras é a principal causa da perda de biodiversidade, seguida pela destruição de hábitat (IUCN, 2000). Este impacto negativo sobre o ambiente afeta três componentes essenciais da biodiversidade: paisagem, composição de espécies e estrutura genética (Carlton, 1996). Isto ocorre devido ao crescimento desmedido de suas populações, visto que nesses novos ambientes há restrição de fatores naturais que limitam a sua dispersão, seja através da predação ou competição (Eilers, 2006).

Segundo Darrigran (1997), são consideradas espécies invasoras, aquelas que, além de serem exóticas, caracterizam-se pela rápida maturação sexual, grande capacidade reprodutiva e um considerável poder adaptativo aos ambientes que colonizam, sejam naturais ou artificiais.

No que concerne às invasões não intencionais, um dos melhores exemplos existentes é o movimento de espécies promovido pelos descartes de forma inadequada da água de lastro de navios. A água de lastro é utilizada para balancear a carga e dar estabilidade às embarcações, tornando sua navegação mais eficiente. Segundo Carlton (1999) 10.000 ou mais espécies podem ser transportadas dessa forma, diariamente, o que faria deste um dos meios de introdução mais disseminados atualmente, devido à grande importância do comércio marítimo.

Um exemplo de bioinvasão bem sucedido em decorrência de contaminação por água de lastro é o da espécie de molusco mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*, Pallas). Essa espécie é considerada a invasora de água doce mais agressiva no hemisfério norte e tem causado sérios impactos ecológicos e econômicos, tanto na Europa como na América do Norte (Nalepa & Schloesser, 1993).

A água de lastro também foi dada como responsável pela introdução do molusco *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), conhecido como mexilhão-dourado, na América do Sul (Darrigran & Pastorino, 1995). A espécie foi detectada inicialmente em 1991, no Rio da Prata na praia do balneário argentino de Bagliardi (Pastorino et al., 1993).

O mexilhão-dourado é um bivalve de água doce pertencente à família Mytilidae, que compreende moluscos de conchas equivalves, alongadas e cuneiformes. Os mitilídeos em geral são designados popularmente de *mexilhões* e ocorrem tanto em habitats de água salgada como de água doce. A espécie *Limnoperna fortunei* é originária de rios e arroios da China e do sudeste asiático (Morton, 1977) e foi introduzida acidentalmente em outras localidades do continente, como Hong Kong, Coreia, Taiwan e Japão, entre os anos de 1965 e 1990. A espécie se caracteriza por apresentar um tipo de agregação denominado de *macrofouling*, em que ocorre o crescimento excessivo de organismos vivos sobrepostos incrustados na superfície de substratos sólidos (Morton 1975, 1979, Nakai 1995; Darrigran, 2002).

A espécie *L. fortunei* é dióica e libera os gametas na água, onde ocorre a fecundação - fertilização externa. O ovo tem forma esférica e é compacto, com material viscoso ao seu redor, medindo em torno de 80 µm. O embrião passa por várias mudanças até a formação de larva ciliada do tipo trocófora (Magara et al., 2001). O mexilhão-dourado passa por um estágio livre de desenvolvimento larval com uma fase não valvada e outra com valvas, apresentando características morfológicas levemente diferentes. As fases não valvadas passam de um formato circular ciliado para um formato mais alongado e achatado lateralmente, quando então começam a apresentar os primórdios da concha (Eilers, 2006).

No primeiro estágio da fase valvada a linha da charneira é reta (larva de forma "D") e logo em seguida se transforma em uma larva véliger com natação ativa proporcionada pelo surgimento de um véu ou velo. Até alcançar seu último estágio larval, quando o umbo vai aparecendo gradativamente, como

uma formação conspícua. O velo é reabsorvido e ocorre o desenvolvimento de um pé muscular e aderente. Neste estágio a larva se assemelha a uma forma juvenil prematura ou larva umbonada, pronta para se fixar ao substrato (Cataldo & Boltovskoy, 2000; Santos 2004).

Em seu ambiente natural, na China, *L. fortunei* apresenta dois picos reprodutivos (gametogênese e a desova) num mesmo ano. Estes eventos parecem ser influenciados pelas variações sazonais da temperatura (Morton, 1982). Morton (1977) observou três períodos de assentamento larval em um reservatório na cidade de Hong Kong, relacionados com mudanças na temperatura e quantidade de oxigênio dissolvido na água, ocorrendo um aumento da desova durante as oscilações, tanto de incremento quanto de redução dessas variáveis.

Darrigran et al. (1999), verificaram no rio da Prata (Argentina), que *L. fortunei* parece apresentar um processo de reprodução contínua. Os picos de atividade de maturação sexual estão relacionados com as mudanças de temperatura, com densidades de larvas no plâncton altamente variáveis ao longo de um ano. Cataldo et al. (2005) monitoraram larvas nascidas em laboratório desde o estágio de mórula até o assentamento e constataram que o aumento da temperatura acelera o desenvolvimento larval.

Dentre as características que tornam *L. fortunei* uma espécie invasora de grande sucesso está a sua grande resistência a distintas condições ambientais e alta fecundidade. O mexilhão é, portanto, capaz de colonizar uma grande variedade de habitats. Suas colônias atingem densidades de mais de 100.000 organismos por metro quadrado (Cataldo et al., 2005).

Entre os locais sujeitos ao *macrofouling*, estão as tubulações de captação de água, sistemas de refrigeração industrial e as estruturas das usinas hidrelétricas (Morton 1975, 1979, Nakai 1995; Darrigran, 2002a). Os principais problemas decorrentes são: obstrução das tubulações, com o acúmulo de conchas; oclusão de filtros, aumento na corrosão de superfícies e poluição da água devido à mortandade em massa de organismos.

Tudo isso traz custos extras de manutenção, com a necessidade da interrupção do funcionamento dos sistemas produtivos para limpeza química e mecânica, reposição de filtros e de tubulações (Darrigran, 2002).

No Brasil, mais de 90% da energia consumida nos últimos anos (ca. 70.000MW) tem sido produzida por usinas hidroelétricas. Cerca de 1000 diferentes locais inventariados poderão ainda ser utilizados para construção de novas usinas (potencial de 107.000MW), principalmente pequenas centrais hidrelétricas (Kelman et al., 2006). Segundo o Banco Mundial (2008), a contribuição das hidrelétricas, em relação ao total de energia produzido no país, no ano de 2015, é de 75%.

Desta forma, considerando as altas velocidades de dispersão e as grandes densidades dos agregados de *Limnoperna fortunei* já registradas, pode-se esperar a sua colonização em corpos d'água mais setentrionais, incluindo os reservatórios das hidrelétricas brasileiras. Tal fato poderá acarretar prejuízos econômicos e ecológicos ainda maiores, visto a importância da geração hidrelétrica no país, ampla disseminação dos reservatórios e biodiversidade associada.

A partir do cenário apresentado, o presente estudo procura avaliar a distribuição da espécie *L. fortunei* na bacia do Rio da Prata, baseando-se na presença das fases larvais planctônicas.

As seguintes hipóteses sobre a distribuição da espécie *L. fortunei* na bacia do Prata foram elaboradas:

i: Há um gradiente latitudinal de distribuição (norte-sul), com as maiores abundâncias no trecho inferior da bacia, onde a espécie foi inicialmente introduzida.

ii: Há diferença na distribuição entre trechos lóticos (fluviais) e lênticos (reservatórios) da bacia do Prata, com maior abundância nos trechos lênticos onde, de um modo geral, se espera o maior desenvolvimento de organismos planctônicos.

2. Objetivo

Determinar a distribuição da espécie *L. fortunei* na bacia do Prata, baseando-se na presença das fases larvais planctônicas nos principais corpos d'água. Pretende-se ainda a avaliar a possível influência da variabilidade ambiental sobre a densidade das larvas, através de análises de correlação com dados limnológicos simultaneamente obtidos.

Objetivos específicos:

- Determinar a ocorrência de gradientes latitudinais (norte-sul) de distribuição de *L. fortunei* na bacia do Prata;
- Comparar a distribuição de *L. fortunei* entre trechos lóticos (fluviais) e lênticos (reservatórios) da bacia do Prata;
- Analisar a influência das variáveis ambientais físico-químicas (temperatura, transparência, turbidez, pH, condutividade oxigênio dissolvido) sobre a abundância de *L. fortunei* na bacia do Prata;
- Analisar a influência das condições de trofia (clorofila, nitrogênio e fósforo) sobre a abundância de *L. fortunei* na bacia do Prata.

3. Materiais e Métodos

A bacia do rio da Prata é segunda do continente em magnitude, excedida apenas pela bacia amazônica. A área da bacia do Prata é de $3,17 \times 10^6 \text{ km}^2$, drenando parte dos territórios da Bolívia, Paraguai, Brasil, Argentina e Uruguai e com aportes médios finais de $22.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($17.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ do Paraná e $5.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ do Uruguai) (Bazán & Arraga, 1993). Segundo Mugni et al. (2005) a vazão média na desembocadura do rio Paraná seria de $18.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

No sentido leste-oeste a bacia do Prata se estende desde o Planalto Atlântico ou “Serra do Mar” (centro sul/sudeste do Brasil), até regiões pré-andinas (noroeste da Argentina). O trecho superior, alto rio Parnaíba, está localizado na região centro-oeste do Brasil e o chamado Río de La Plata, um grande estuário flúvio-marítimo, representa a saída de toda a bacia de drenagem junto ao oceano Atlântico, entre Uruguai e Argentina. Descrições adicionais sobre a bacia do rio da Prata podem ser encontradas em Pizarro et al. (1992), Tundisi (1994), Boon et al. (2000) e Mugni et al. (2005).

Os pontos de coleta tentaram englobar os principais corpos d’água da bacia do Prata, principalmente os seus principais canais de drenagem: rios da Prata, Paraná, Paraguai e Uruguai.

O rio Paraná (Brasil, Paraguai e Argentina) é décimo maior rio do mundo em relação à descarga de água e corresponde à segunda maior bacia de drenagem da América do Sul (Stevaux et al., 2004), depois do Amazonas. Ele nasce da confluência dos rios Grande e Parnaíba (Brasil) e desemboca no estuário do rio da Prata, na confluência com o rio Uruguai, próximo a Buenos Aires, com uma extensão de 4.695 km e bacia de drenagem de 2.800.000 km^2 . Nessa bacia localiza-se o maior número de reservatórios da América do Sul, cerca de 146 com barragem superior a 10 m de altura (Souza-Filho et al., 2004; Agostinho et al., 2007). Vários de seus afluentes apresentam uma série de barragens ao decorrer do seu percurso, formando os sistemas em cascata, como é o caso dos rios Tietê, Paranapanema e Grande no estado de São Paulo, Parnaíba em Minas Gerais e Iguaçu no Paraná. Dentre os principais rios

tributários, somente para os rios Paranapanema, Tietê e Iguaçu existem informações publicadas detalhadas sob diversos aspectos limnológicos, incluindo o zooplâncton (Lopes et al., 1997; Nogueira et al., 2002; 2006; 2008; Velho et al., 2004; Rodrigues & Felisberto, 2003; Rodrigues et al., 2005; Ferrareze & Nogueira, 2006; Matsumura- Tundisi & Tundisi, 2003; Silva, 2003; Güntzel, 2000; Sampaio et al., 2002).

O rio Paraguai atravessa parte do Brasil e de outros países, como Bolívia, Paraguai e Argentina, percorrendo uma extensão de 2621 km. Ele nasce no Estado brasileiro do Mato Grosso do Sul, e deságua no rio Paraná, apresentando trechos bastante sinuosos e apresenta-se livre de barramentos.

O rio Uruguai desemboca no estuário do rio da Prata, entre Argentina e Uruguai. Comparado ao rio Paraná, sua extensão é menor, cerca de 1.770 km, e é formado pela confluência dos rios Pelotas e Canoas, nas divisas dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do sul. Sua bacia de drenagem corresponde a 385.000 km² e seu curso pode ser dividido em trechos alto, médio e baixo. Nos trechos alto e médio, a calha é encaixada em vales profundos com um dos maiores potenciais hidrelétricos do mundo (40,5 KW/km²), onde já existem grandes reservatórios de acumulação, por exemplo as UHE's de Barra Grande - SC, Campos Novos - SC, Machadinho – SC/RS, Itá – SC/RS e Salto Grande (Argentina/Uruguai).

No planejamento amostral foram considerados os reservatórios construídos nas cabeceiras (localizados nas regiões altas e/ou médias) e desembocaduras (regiões baixas) dos grandes rios da bacia do Prata, ou seja, o primeiro e último grande reservatório de cada rio (Paraná e seus principais afluentes e rio Uruguai). No rio Uruguai, além do primeiro e último reservatório, foram incluídos quatro pontos em trechos lóticos, um no trecho alto, dois no trecho médio e um no baixo. No rio Paraná médio e baixo (trechos livres de barramento) foram considerados mais 6 pontos amostrais, incluindo mais um no trecho alto, acima de Itaipu. No rio Paraguai, livre de reservatórios, foram amostrados o trecho alto, médio e baixo e um tributário. Finalmente, foi

amostrado o Rio da Prata em frente à cidade de Colonia del Sacramento, no Uruguai.

As amostragens foram realizadas durante o período de verão (janeiro e fevereiro) e inverno (junho e julho) de 2010, em 43 pontos. Coletas adicionais foram realizadas em 2013 (inverno - agosto) e 2014 (verão – fevereiro) em 7 pontos, sendo dois destes coincidentes com àqueles das primeiras campanhas. Sendo assim, no total foram amostrados 48 pontos (**Tabela 1**).

A localização, denominação e respectivas coordenadas geográficas dos pontos é apresentada na **Figura 1** e **Tabela 1**. Os locais foram georeferenciados com um equipamento GPS Garmin E-Trex.

No eixo latitudinal (norte →sul), a maior amplitude de variação, em relação as coordenadas geográficas ocorreu entre os pontos EMB-D (18°22'40''S) e RPLA (34°26'49''S). No sentido longitudinal (Leste→Oeste), a maior variação foi entre os pontos FUR-U (45°31'24''O) e RPAR-B1 (60°43'23''O).

No caso dos reservatórios, para diferenciar a zona de montante (lótica/transição) e de barragem (lacustre), acrescentou as letras U (*Upstream*) e D (*Dam*), respectivamente. Para os trechos lóticos foram acrescentadas as letras U (*Upper*), M (*Middle*) and L (*Low*), para os trechos alto, médio e baixo de cada uma das sub bacias selecionadas, respectivamente.

O presente estudo faz parte do desenvolvimento dos seguintes projetos de pesquisa:

“Estudo limnológico dos grandes reservatórios da bacia hidrográfica do rio da Prata (Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai): uma abordagem espacial geográfica e a influência de processos atuais e históricos” apoiado pela FAPESP (processo 2009/0014-6);

“Biomonitoramento integrado ao monitoramento de qualidade de água na Bacia do Prata – rios transfronteiriços do território brasileiro”. Programa Marco/CIC Plata (Fundibio/OEA contrato 253015).

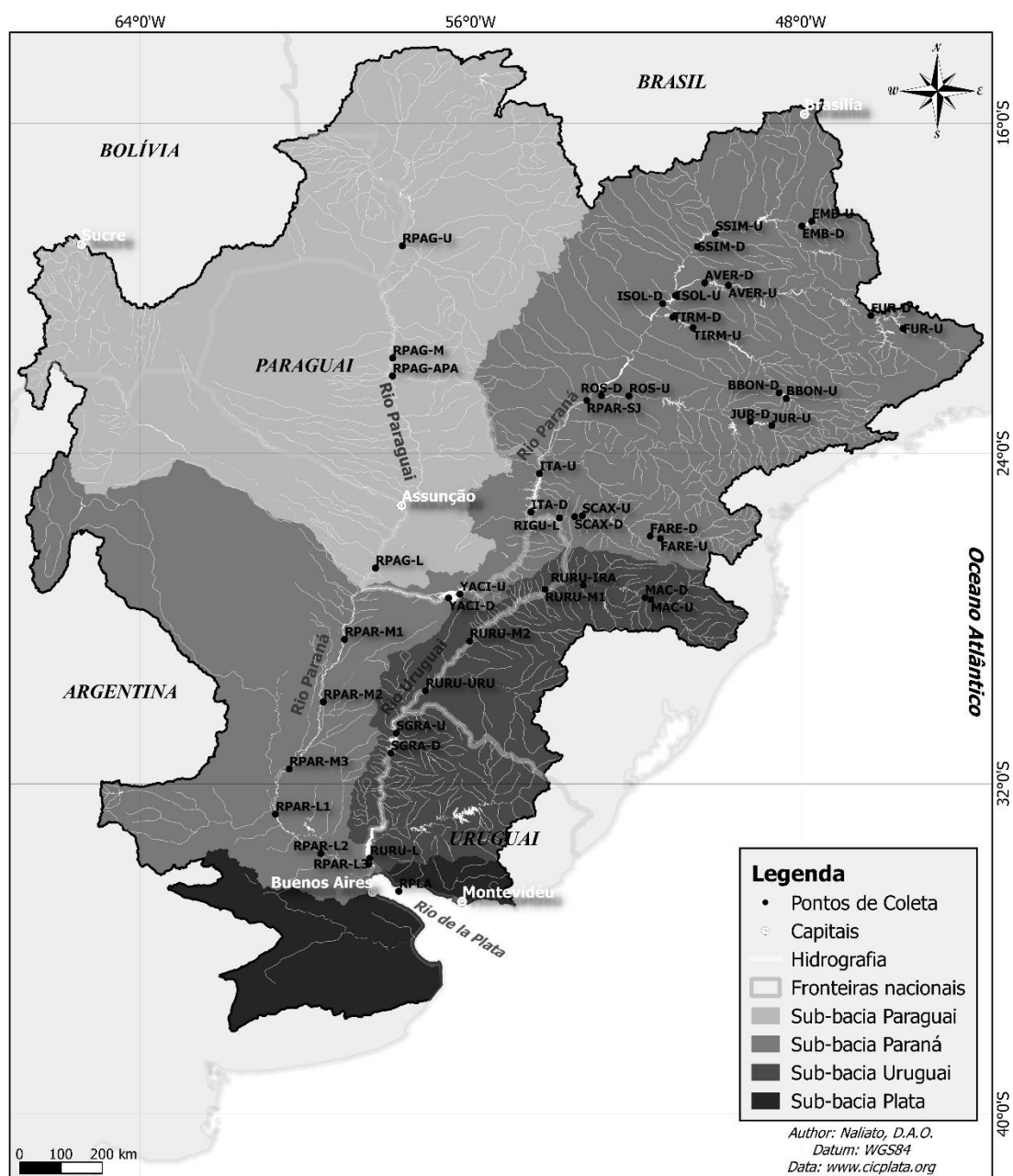


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem na bacia Prata - zonas de montante e de barragem de reservatórios e trechos lóticos.

Tabela 1. Lista dos pontos de amostragem, contendo abreviaturas, nomes e países (ARG/Argentina; BOL/Bolívia; BRA/Brasil; PAR/Paraguai; URU/Uruguai), unidades federativas dentro dos países (UF), coordenadas geográficas e altitude (Alt).

Nº	Abrev.	Rio/Represa (UHE)	UF	Coordenadas	Alt. (m)
1	EMB-U	UHE Emborcação – BRA	MG/GO	18°22'40.47"S 47°44'3.58"O	634
2	EMB-D	UHE Emborcação – BRA	MG/GO	18°29'33.09"S 47°58'17.22"O	648
3	SSIM-U	UHE São Simão – BRA	MG/GO	18°40'22.54"S 50° 4'17.76"O	402
4	SSIM-D	UHE São Simão – BRA	MG/GO	18°59'15.59"S 50°30'18.93"O	406
5	FUR-U	UHE Furnas – BRA	MG	20°58'35.58"S 45°31'24.18"O	771
6	FUR-D	UHE Furnas – BRA	MG	20°39'36.51"S 46°18'12.16"O	769
7	AVER-U	UHE Água Vermelha – BRA	MG/SP	19°55'42.17"S 49°45'5.31"O	388
8	AVER-D	UHE Água Vermelha – BRA	MG/SP	19°52'03.73"S 50°19'28.77"O	388
9	BBON-U	UHE Barra Bonita – BRA	SP	22°40'04.08"S48°21'05.01"O	463
10	BBON-D	UHE Barra Bonita – BRA	SP	22°31'43.07"S 48°31'26.05"O	454
11	TIRM-U	UHE Três Irmãos – BRA	SP	20°57'21.57"S 50°36'34.83"O	320
12	TIRM-D	UHE Três Irmãos – BRA	SP	20°41'57.09"S 51°05'58.43"O	326
13	JUR-U	UHE Jurumirim – BRA	SP	23°19'25.07"S 48°42'11.07"O	572
14	JUR-D	UHE Jurumirim – BRA	SP	23°13'41.07"S 49°13'28.03"O	566
15	ROS-U	UHE Rosana – BRA	SP/PR	22°36'28.27"S 52°09'43.75"O	262
16	ROS-D	UHE Rosana – BRA	SP/PR	22°36'04.71"S 52°49'48.15"O	261
17	FAR-U	UHE Foz do Areia – BRA	PR	26°03'41.64"S 51°24'02.25"O	754
18	FAR-D	UHE Foz do Areia – BRA	PR	25°59'57.06"S 51°38'52.27"O	749
19	SCAX-U	UHE Salto Caxias – BRA	PR	25°30'32.11"S 53°18'24.26"O	333
20	SCAX-D	UHE Salto Caxias – BRA	PR	25°31'50.96"S 53°28'45.76"O	319
21*	RIGU-L	Rio Iguaçu-BRA	Capanema/PR	25°35'33.87"S.....53°53'23.99"O	280
22	ISOL-U	UHE Ilha Solteira – BRA	SP/MS	20°10'29.60"S 51° 2'7.06"O	332
23	ISOL-D	UHE Ilha Solteira – BRA	SP/MS	20°22'10.87"S 51°20'37.65"O	321
24	ITA-U	UHE Itaipu – BRA/PAR	PR/Alto Paraná	24°29'10.77"S 54°19'42.38"O	217
25	ITA-D	UHE Itaipu – BRA/PAR	PR/Alto Paraná	25°25'09.67"S 54°32'14.47"O	220
26	YACI-U	UHE Yaciretá – ARG/PAR	Corrientes/Itapúa	27°24'24.13"S 56°15'19.86"O	71
27	YACI-D	UHE Yaciretá – ARG/PAR	Corrientes/Itapúa	27°30'9.12"S 56°31'56.69"O	78
28*	RPAR-SJ	Rio Paraná – trecho alto – BRA	Porto São José/PR	22°42'57.04"S.....53°10'58.33"O	230
29	RPAR-M1	Rio Paraná – trecho médio – ARG	Corrientes/Santa Fé	28°30'10.12"S 59°03'03.24"O	43
30	RPAR-M2	Rio Paraná – trecho médio – ARG	Corrientes/Santa Fé	30°01'07.73"S 59°33'50.86"O	26
31	RPAR-M3	Rio Paraná – trecho médio – ARG	Entre Rios/Santa Fé	31°38'29.94"S 60°23'21.53"O	21
32	RPAR-L1	Rio Paraná – trecho baixo – ARG	Entre Rios/Santa Fé	32°44'02.61"S 60°43'23.95"O	5
33	RPAR-L2	Rio Paraná – trecho baixo – ARG	Buenos Aires/Entre Rios	33°41'19.94"S59°37'30.79"O	5
34	RPAR-L3	Rio Paraná – trecho baixo – ARG	Buenos Aires/ Entre Rios	33°56'31.07"S 58°27'46.80"O	5
35	RPLA	Rio de la Plata – URU/ARG	Colonia/Entre Ríos	34°26'49.57"S 57°36'27.99"O	1
36	RPAG-U	Rio Paraguai – trecho alto – BOL/BRA	Santa Cruz/MS	18°58'07.73"S 57°38'55.75"O	94
37**	RPAG-M	Rio Paraguai – trecho médio – PAR/BRA	Alto Paraguay/MS	21°41'09.18"S 57°52'59.85"O	71
38*	RPAG-APA	Rio Apa – trecho médio – PAR/BRA	Alto Paraguay/MS	22°.4'59.22"S.....57°56'30.18"O	80
39	RPAG-L	Rio Paraguai – trecho baixo – ARG/PAR	Resistencia/Ñeembucú	26°51'15.42"S 58°19'21.45"O	54
40	MAC-U	UHE Machadinho – BRA	SC/RS	27°32'26.71"S 51°37'52.31"O	476
41	MAC-D	UHE Machadinho – BRA	SC/RS	27°29'27.77"S 51°46'26.50"O	484
42*	RURU-IRA	Rio Uruguai-trecho alto-BRA	Iraí/RS	27°10'28.58"S...53°13'39.44"O	320
43	RURU-M1	Rio Uruguai – trecho médio – ARG/BRA	Misiones/RS	27°17'15.23"S 54°11'31.66"O	112
44**	RURU-M2	Rio Uruguai – trecho médio – ARG/BRA	Corrientes/RS	28°32'38.40"S 56° 1'24.69"O	54
45*	RURU-URU	Rio Uruguai - trecho médio – ARG/BRA	Passos de los Libres/RS	29°44'48.91"S 57°.5'43.20"O	42
46	SGRA-U	UHE Salto Grande – URU/ARG	Salto/Entre Ríos	30°46'27.52"S 57°47'55.53"O	33
47	SGRA-D	UHE Salto Grande – URU/ARG	Salto/Entre Ríos	31°15'31.41"S 57°55'33.66"O	34
48	RURU-B	Rio Uruguai – trecho baixo – URU/ARG	Colonia/Buenos Aires	33°48'07.39"S 58°26'07.48"O	8

* Pontos adicionais amostrados em 2013/2014. ** Pontos amostrados em 2010 e em 2013/2014.

3.1. Coleta de amostras e análises realizadas no laboratório

A coleta de zooplâncton, para análise das larvas, foi feita por meio de arrastos verticais, integrando a coluna de água desde o fundo até a superfície. Em cada ponto selecionado foram obtidas 3 amostras, sendo as mesmas fixadas em formol 4%. Nos pontos mais profundos, os arrastos foram de no máximo 40m.

A rede de plâncton utilizada foi do tipo cônica, com 68 µm de abertura de malha. O volume de água filtrado nos arrastos foi determinado por meio do cálculo de volume do cilindro (feito com a área da boca da rede e a profundidade do arrasto). Nos trechos lóticos (com elevada velocidade de corrente), os arrastos verticais foram feitos com o barco em deriva a fim de evitar deslocamentos oblíquos da rede. O material retido na rede foi acondicionado em frascos apropriados devidamente etiquetados.

Simultaneamente à coleta de amostras de plâncton, foram feitas medições (*in situ*) dos parâmetros físicos e químicos da água com sondas multiparâmetro Eureka modelo Manta-2 (2010) e Horiba série U-52 (2013 e 2014). Perfis completos da coluna de água foram obtidos, com pelo menos uma leitura a cada metro de profundidade. As variáveis analisadas foram temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez.

Amostras de água (superfície, meio e fundo) foram coletadas com uma garrafa de Van Dorn para análise laboratorial da concentração de nutrientes totais (nitrogênio e fósforo), material em suspensão (total, inorgânico e orgânico) e clorofila *a* do fitoplâncton.

Em cada local também foram determinadas a profundidade (sonda SpeedTech) e a transparência da água (disco de Secchi).

3.2. Contagem das amostras e determinação das densidades

As amostras coletadas com rede de zooplâncton foram analisadas sob estereomicroscópio Zeiss Stemi SV6 para a detecção de *L. fortunei*. O volume de cada uma dessas amostras foi medido, e após a homogeneização, uma alíquota de 10% do volume retirada para a observação.

Quando confirmada a presença de larvas do mexilhão-dourado, realizava-se a contagem dos indivíduos em fase larval. O que era feito da seguinte maneira:

Uma alíquota de 1 ml era retirada da amostra, após homogeneização, e colocada em uma câmara de Sedgewick-Rafter para contagem em microscópio óptico (Zeiss Standard 25), sob aumento de 100X. O procedimento era repetido até a enumeração de aproximadamente 100 indivíduos (sem devolução da alíquota já analisada).

O volume total das alíquotas utilizadas na contagem era registrado. Então, era feita a medida do volume restante da amostra para a obtenção do volume total da mesma (volume contado + volume restante = volume total).

De acordo com a densidade de organismos planctônicos e de sedimento em suspensão notada durante a observação inicial da amostra, esta poderia ser concentrada (através de uma peneira com abertura de malha de 40 µm) ou diluída para quantificação em microscópio.

Quando a presença de larvas mostrava-se muito escassa, um volume de 10% de toda a amostra era contado para o cálculo da densidade.

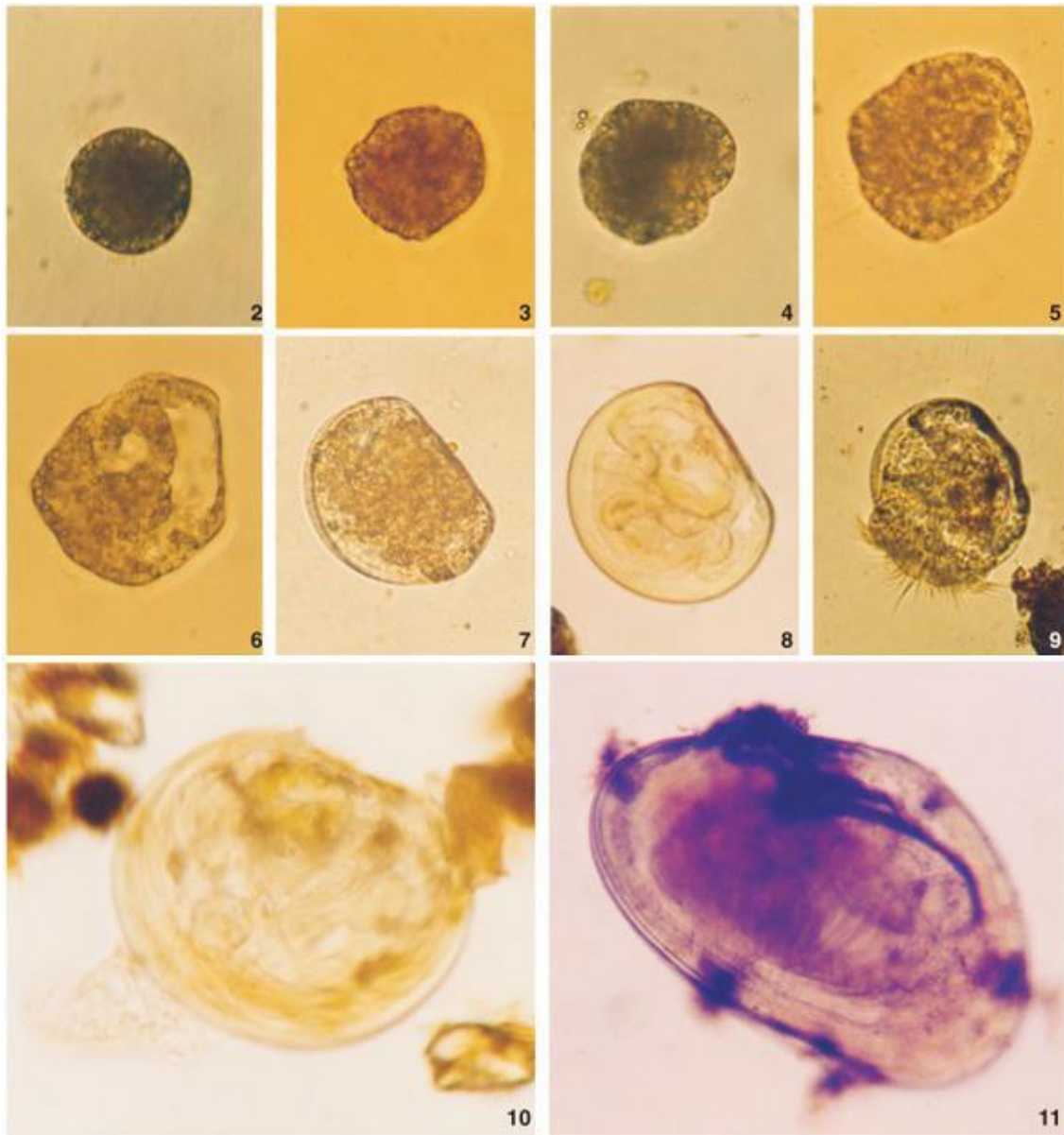
Os estágios considerados na quantificação, todos valvados (**Figura 2**), foram os seguintes:

Larva 'D' – quando possuíam a linha da charneira reta;

Larva véliger – com o véu para natação, e ainda com linha da charneira reta;

Larva umbonada – com umbo já definido e maior comprimento que as fases anteriores.

Porém, a discriminação entre os distintos estágios não foi realizada, obtendo-se apenas a densidade total de larvas para cada ponto.



Figuras 2-10. Fases larvais de *Limnoperna fortunei*, praia do Veludo, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. (2) Mórula ciliada, \varnothing 80 μm ; (3) larva trocófora fase 1, comprimento 100 μm ; (4) larva trocófora fase 2, comprimento 110 μm ; (5) larva trocófora fase 3, comprimento 125 μm ; (6) larva trocófora fase 4, com primórdios de concha, comprimento 125 μm ; (7) larva "D", comprimento 120 μm ; (8) veliger de charneira reta, comprimento 150 μm ; (9) larva veliger umbonado, comprimento 200 μm ; (10) larva pediveliger, comprimento 230 μm ; (11) pós larva em fase de fixação sobre substrato duro, comprimento 0,75 mm. A coloração mais escura se deve a utilização de filtro.

Figura 2. Estágios de desenvolvimento larval da espécie *L. fortunei* (extraído de Santos et al., 2005).

Após a contagem, foram determinadas as densidades a partir do volume filtrado durante a execução do arrasto, o volume da amostra e o número de larvas encontradas na alíquota analisada, da seguinte maneira:

$$\text{Densidade} = \frac{\left(\frac{\text{volume amostra (mL)} \times \text{n}^\circ \text{ indivíduos na alíquota}}{\text{volume da alíquota (mL)}} \right) \times \text{volume filtrado na coluna d'água (L)}}{1000}$$

A densidade foi expressa em larvas m⁻³ (ou indivíduos m⁻³).

3.3. Análise e apresentação dos resultados

Com as densidades larvais obtidas foram elaborados gráficos (SigmaPlot 11.0) de abundância para cada local de coleta, possibilitando descrever a atual distribuição geográfica desses organismos na bacia do Prata. Para a representação de cada ponto/período foi utilizado o valor médio entre as três amostras coletadas simultaneamente.

A discriminação entre os resultados dos períodos de verão e de inverno, para cada um dos locais amostrados, foi feita pela adição das letras S (*Summer*) e W (*Winter*), respectivamente.

Uma análise multivariada nMDS (non - Metrec Multidimensional Scaling) (software Primer 6), com base nos valores médios das densidades larvais por grande sub bacia hidrográfica (Alto, Médio e Baixo Paraná, Rio Paraguai, Rio Iguazu, Rio Uruguai e Rio da Prata), foi realizada. O objetivo foi fazer uma ordenação que possibilitasse identificar tendências espaciais de distribuição de *L. fortunei* na bacia do Prata.

A fim de identificar possíveis fatores que interferem na abundância das larvas de *L. fortunei* foram feitas análises de correlação entre as densidades e os parâmetros ambientais obtidos simultaneamente. As análises foram feitas para os períodos de inverno e verão separadamente. Utilizou-se a correlação de Spearman, visto que a distribuição dos dados não foi normal. No caso de

perfis de medidas foram utilizadas médias para a coluna d'água e os dados de densidade foram logaritmizados (devido à grande amplitude de variação entre os pontos). Excluiu-se da análise aqueles pontos onde as larvas não foram encontradas. Para a análise de correlação de Spearman utilizou-se o software Sigmaplot 11.0.

4. Resultados

4.1. Parâmetros ambientais

Os resultados das variáveis ambientais medidas nas campanhas de verão são apresentados na **Tabela 2**, enquanto que os de inverno na **Tabela 3**.

Tabela 2. Valores dos parâmetros ambientais (média da coluna d'água) em cada ponto de coleta: nitrogênio total (**N.T.** $\mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo total (**P.T.** $\mu\text{g.L}^{-1}$); clorofila "a" (**Cloro.** $\mu\text{g.L}^{-1}$); profundidade (**Prof.** m); transparência (**Transp.** m); temperatura da água (**Temp.** $^{\circ}\text{C}$); **pH**; condutividade (**Cond.** $\mu\text{S.cm}^{-1}$); oxigênio dissolvido (**O.D.** mg L^{-1}); turbidez (**Turb.** NTU); material em suspensão total (**M.S.T.** mg L^{-1}). Período de verão.

Ponto de Coleta	N.T.	P.T.	Cloro.	Prof.	Transp.	Temp.	pH	Cond.	O.D.	Turb.	M.S.T.
S10 EMB U	225,29	10,03	1,58	70,00	2,10	24,21	7,07	37,99	5,42	8,07	2,43
S10 EMB D	158,25	4,64	0,87	100,00	5,20	24,29	7,07	34,49	4,66	4,04	0,93
S10 SSIM U	265,66	10,67	1,70	34,50	2,10	27,94	7,37	50,91	6,63	15,69	2,23
S10 SSIM D	257,31	15,24	3,08	57,40	2,00	27,99	7,41	46,41	6,02	13,03	1,99
S10 FUR U	286,11	7,89	2,65	20,00	0,70	27,12	7,02	26,05	7,74	33,10	5,69
S10 FUR D	252,42	5,44	1,03	95,00	5,35	23,48	6,93	34,24	5,00	2,12	0,83
S10 AVER U	397,08	10,98	5,76	21,00	1,60	28,14	7,72	42,65	7,15	12,48	3,58
S10 AVER D	403,75	9,28	5,36	46,00	2,20	28,26	7,39	46,17	6,40	10,39	2,95
S10 BBON U	2466,13	85,07	4,08	19,00	1,55	25,99	7,18	198,58	4,08	14,85	1,78
S10 BBON D	1365,30	67,05	2,09	32,00	0,75	25,87	7,29	136,56	5,84	25,70	1,88
S10 TIRM U	1246,88	17,88	3,03	23,10	2,65	28,61	6,37	180,00	6,19	4,51	5,48
S10 TIRM D	989,13	12,36	3,35	36,00	2,80	28,40	7,67	167,65	5,43	6,73	5,89
S10 JUR U	428,05	11,15	2,18	15,90	0,90	24,37	7,16	48,97	6,33	25,03	6,20
S10 JUR D	361,20	12,22	1,50	32,20	1,10	25,21	7,44	47,17	6,92	14,32	2,13
S10 ROS U	583,16	22,35	1,26	13,00	0,40	27,46	6,28	70,00	7,31	52,60	15,12
S10 ROS D	393,93	24,96	3,71	26,00	0,70	27,65	7,36	59,05	7,22	40,63	6,82
S10 FARE U	333,62	12,29	1,70	39,00	1,60	28,35	7,24	44,69	6,23	18,56	1,63
S10 FARE D	302,26	11,70	1,25	53,00	1,60	28,27	7,37	44,40	7,44	15,08	1,30
S10 SCAX U	392,08	21,51	3,37	16,00	0,45	28,17	7,11	55,93	6,49	46,30	11,40
S10 SCAX D	371,11	14,16	0,94	34,00	2,00	29,25	7,38	58,18	6,96	12,78	1,75
S10 ISOL U	761,34	28,83	5,09	66,00	1,20	23,78	7,32	42,57	6,17	23,68	5,23
S10 ISOL D	750,68	14,75	2,53	120,00	2,20	23,36	7,16	41,01	5,61	11,14	2,40
S10 ITA U	752,14	12,85	1,54	57,60	2,50	24,20	7,08	38,31	7,23	9,29	1,15

S10 ITA D	635,50	12,50	1,32	53,50	3,00	24,12	7,06	38,07	7,05	9,03	0,82
S10 YACI U	489,65	14,76	1,04	15,60	1,35	28,43	7,42	55,53	8,57	16,53	3,19
S10 YACI D	476,11	10,83	1,54	15,00	2,10	28,65	7,87	55,62	8,16	7,84	0,97
S10 RPAR M1	497,20	21,77	2,27	16,00	0,40	28,99	7,26	58,20	8,36	24,23	36,70
S10 RPAR M2	513,48	37,92	5,86	4,50	0,65	29,67	7,00	62,92	5,91	37,07	50,35
S10 RPAR M3	507,03	49,36	4,32	12,60	0,30	29,53	7,17	74,22	5,98	37,50	76,34
S10 RPAR L1	458,32	50,95	1,83	18,40	0,55	29,74	7,03	92,80	5,52	39,57	64,60
S10 RPAR L2	487,30	62,29	3,92	18,00	0,55	29,65	7,16	136,11	5,00	33,83	50,84
S10 RPAR L3	397,13	88,11	5,20	13,00	0,45	30,06	7,11	116,77	4,18	40,80	138,03
S10 RPLA	503,07	69,13	8,21	4,00	0,65	28,54	8,12	66,25	8,54	22,43	12,82
S10 RPAG U	570,10	36,60	1,79	9,00	0,50	30,21	6,69	44,04	4,47	41,75	13,17
S10 RPAG M	776,71	73,82	3,50	21,00	1,00	31,03	6,90	90,45	2,79	9,52	7,74
S10 RPAG L	610,08	68,32	3,96	3,90	0,40	29,60	6,98	88,59	6,00	31,20	20,70
S10 MAC U	552,45	18,10	1,70	100,00	1,85	19,58	6,94	30,09	9,26	14,44	2,97
S10 MAC D	538,13	16,80	2,25	100,00	2,30	19,41	7,06	30,19	9,03	10,36	1,91
S10 RURU M1	909,98	24,33	4,49	30,00	0,70	26,29	7,55	48,19	7,90	21,28	14,01
S10 RURU M2	792,28	31,41	5,68	8,00	0,45	26,38	7,16	40,27	7,55	44,43	33,15
S10 SGRA U	611,27	36,01	4,62	10,00	0,55	28,93	6,99	39,33	6,32	35,63	16,62
S10 SGRA D	651,83	43,30	4,36	20,00	0,55	28,82	7,33	40,50	8,19	36,47	11,91
S10 RURU L	660,93	51,24	4,03	15,00	0,55	29,17	7,40	52,89	7,91	25,80	5,52
S14 RPAG M	818,65	58,75	2,20	16,3	0,7	29,70	6,45	81,36	5,25	38,18	15,5
S14 RPAG APA	646,05	77,89	5,68	2	0,2	27,78	7,53	163,67	6,92	82,5	92,13
S14 RPAR SJ	866	7,775	0,55	12	8,2	27,55	6,48	54,62	8,15	5	3,64
S14 RIGU L	802,5	13,05	1,26	10	1,2	24,99	6,21	51,33	7,21	19,53	9,86
S14 RURU IRA	1455	89,88	2,75	10	0,15	23,15	6,73	65,50	6,67	237,25	116,7
S14 RURU M2	1255	56,025	4,40	11	0,25	23,98	6,50	58,33	6,99	92,37	48,9
S14 RURU URU	825,1	61,26	2,20	7	0,35	22,49	6,26	50,00	6,51	57,09	45,63

Tabela 3. Valores dos parâmetros ambientais (média da coluna d'água) em cada ponto de coleta: nitrogênio total (**N.T.** $\mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo total (**P.T.** $\mu\text{g.L}^{-1}$); clorofila "a" (**Cloro.** $\mu\text{g.L}^{-1}$); profundidade (**Prof.** m); transparência (**Transp.** m); temperatura da água (**Temp.** $^{\circ}\text{C}$); **pH**; condutividade (**Cond.** $\mu\text{S.cm}^{-1}$); oxigênio dissolvido (**O.D.** mg L^{-1}); turbidez (**Turb.** NTU); material em suspensão total (**M.S.T.** mg L^{-1}). Período de inverno.

Ponto de Coleta	N.T.	P.T.	Cloro.	Prof.	Transp.	Temp.	pH	Cond.	O.D.	Turb.	M.S.T.
W10 EMB U	140,96	6,36	0,75	55,90	3,75	22,20	7,33	39,98	7,08	4,44	1,55
W10 EMB D	123,32	5,49	0,54	80,00	6,00	22,20	6,76	38,55	5,11	9,49	3,07
W10 SSIM U	192,35	10,43	0,66	36,50	4,40	22,72	7,19	40,82	7,61	9,88	1,55
W10 SSIM D	205,68	14,00	0,58	58,60	7,50	23,26	7,49	45,45	7,63	4,51	0,69
W10 FUR U	274,43	9,26	2,31	22,00	3,10	19,36	7,03	30,25	9,78	15,98	3,66
W10 FUR D	243,70	9,28	0,26	92,00	4,00	21,15	6,53	35,01	5,47	1,75	1,25
W10 AVER U	348,70	7,82	1,21	19,60	4,00	22,36	7,50	44,75	8,05	9,65	1,47
W10 AVER D	288,08	8,34	1,06	39,00	5,60	23,00	7,55	lç	7,73	7,25	0,89
W10 BBON U	7189,50	205,39	31,25	17,60	1,20	19,62	7,07	327,95	3,70	18,90	14,77
W10 BBON D	2230,50	54,65	9,31	18,20	1,60	20,26	7,36	196,68	7,49	14,85	5,55
W10 TIRM U	778,10	13,45	2,58	24,40	5,00	21,66	7,29	116,19	9,72	6,95	1,20
W10 TIRM D	182,95	9,68	1,90	37,20	6,10	22,53	7,93	135,80	7,96	4,43	1,40
W10 JUR U	350,90	11,69	1,07	17,00	2,40	18,26	7,50	50,22	8,92	11,63	2,01
W10 JUR D	322,67	11,87	1,20	32,00	2,40	19,43	7,54	47,84	8,65	14,45	1,83
W10 ROS U	616,51	20,75	0,40	13,20	1,60	20,87	7,23	58,80	8,85	18,65	1,56
W10 ROS D	654,96	20,54	0,76	24,00	1,80	20,89	7,52	58,82	9,08	16,38	1,86
W10 FARE U	877,59	23,08	1,72	77,00	1,30	15,49	6,88	44,71	8,78	20,16	3,41
W10 FARE D	653,74	17,96	1,58	135,00	1,40	15,11	6,63	54,96	6,24	25,54	7,05
W10 SCAX U	685,99	16,93	0,32	54,00	2,00	19,61	6,83	41,08	8,85	12,26	1,10
W10 SCAX D	594,01	13,91	0,52	54,00	1,30	19,64	6,85	39,81	8,98	13,52	1,27
W10 ISOL U	263,50	9,85	0,64	36,00	7,75	23,20	7,15	47,69	8,31	5,56	0,62
W10 ISOL D	258,48	10,35	0,76	49,00	6,50	23,07	7,53	49,32	7,82	4,22	0,51
W10 ITA U	325,94	22,77	0,77	21,00	1,50	20,07	7,30	54,35	9,42	16,40	1,76

W10 ITA D	356,10	20,63	0,72	32,00	1,40	20,77	7,65	55,56	7,91	17,42	1,16
W10 YACI U	392,81	8,95	0,51	13,00	1,90	19,53	7,59	52,33	9,23	16,25	1,57
W10 YACI D	398,00	9,55	0,63	15,00	1,70	18,85	7,72	51,80	8,79	15,70	0,73
W10 RPAR M1	377,41	28,48	1,89	10,00	0,40	17,72	7,62	60,69	8,70	50,73	86,13
W10 RPAR M2	416,71	35,16	1,46	5,00	0,40	17,13	7,57	61,88	9,35	42,85	79,26
W10 RPAR M3	496,90	33,32	3,23	11,00	0,40	16,23	7,55	69,96	9,61	50,60	72,54
W10 RPAR L1	351,51	51,98	4,20	21,00	0,40	15,11	7,59	150,27	9,21	53,44	52,17
W10 RPAR L2	266,76	38,32	2,28	9,50	0,50	15,18	7,41	142,53	9,80	43,45	40,20
W10 RPAR L3	357,03	36,45	2,97	6,50	0,80	14,46	7,44	123,40	9,48	39,50	24,89
W10 RPLA	531,26	39,62	1,39	4,00	0,60	13,36	7,95	98,08	10,76	29,43	6,01
W10 RPAG U	139,86	14,74	1,14	12,30	1,10	24,66	6,24	49,66	4,44	16,00	7,53
W10 RPAG M	203,33	25,10	1,98	8,90	1,30	24,21	6,62	63,85	5,74	17,03	16,67
W10 RPAG L	258,58	39,47	2,12	5,50	0,60	18,73	7,13	70,49	7,64	49,93	38,21
W10 MAC U	286,56	8,11	1,82	82,00	1,60	15,95	6,74	34,39	8,22	16,32	1,60
W10 MAC D	431,04	15,19	1,18	101,00	1,70	15,95	6,74	34,39	8,22	16,96	1,98
W10 RURU M1	740,93	15,51	1,14	46,20	0,70	16,64	7,58	45,92	9,28	35,18	6,83
W10 RURU M2	680,45	17,05	1,18	6,50	0,80	18,07	7,43	48,66	9,82	28,70	5,78
W10 SGRA U	963,73	26,90	1,91	9,60	0,90	16,72	7,84	49,02	10,17	23,68	4,67
W10 SGRA D	465,13	18,39	1,29	29,00	0,90	15,39	7,67	52,75	9,79	27,40	4,35
W10 RURU L	549,25	40,81	1,68	18,00	0,60	14,30	7,43	120,99	9,79	38,88	22,53
W13 RPAG M	815,15	50,485	1,76	20	0,9	19,79	6,08	89,00	6,58	9,44	12,45
W13 RPAG APA	405,65	16,21	8,74	2	1,6	19,44	7,41	202,25	10,1	1,75	8,59
W13 RPAR SJ	687,6	16,71	0,88	12	4,1	19,22	6,42	75	9,79	4,46	2,72
W13 RIGU L	751,1	12,68	0,69	2,7	2,5	17,48	6,12	48,00	9,83	7,5	1,76
W13 RURU IRA	1005,8	20,075	8,19	4	1,6	15,452	5,8	58	10,8	6,32	3,78
W13 RURU M2	954,4	25,785	0,60	8	1,3	15,06	6,28	65,00	11,09	15,90	8,89
W13 RURU URU	879,1	36,37	1,43	3,7	0,9	13,16	6,33	67,00	11,26	50,05	16,43

4.2. Densidades larvais

Considerando o conjunto dos resultados obtidos, a densidade larval de *L. fortunei* variou de 0 a 60.000 ind. m⁻³ no verão e de 0 a 10.000 ind. m⁻³ no inverno.

Os valores com as densidades médias de cada ponto amostrado são apresentados no **Anexo I**.

A partir dos dados de contagem das larvas, foram elaborados gráficos de densidade, representando cada ponto de coleta, agrupados por sub bacias hidrográficas (**Figuras 3 a 12**).

As maiores densidades de indivíduos foram encontradas no rio da Prata (R-PLA), durante o período de verão, com valor médio em torno de 60.000 ind. m⁻³. O mesmo não ocorreu no inverno, quando a densidade média foi muito reduzida, de apenas 197 ind. m⁻³ (**Figura 3**).

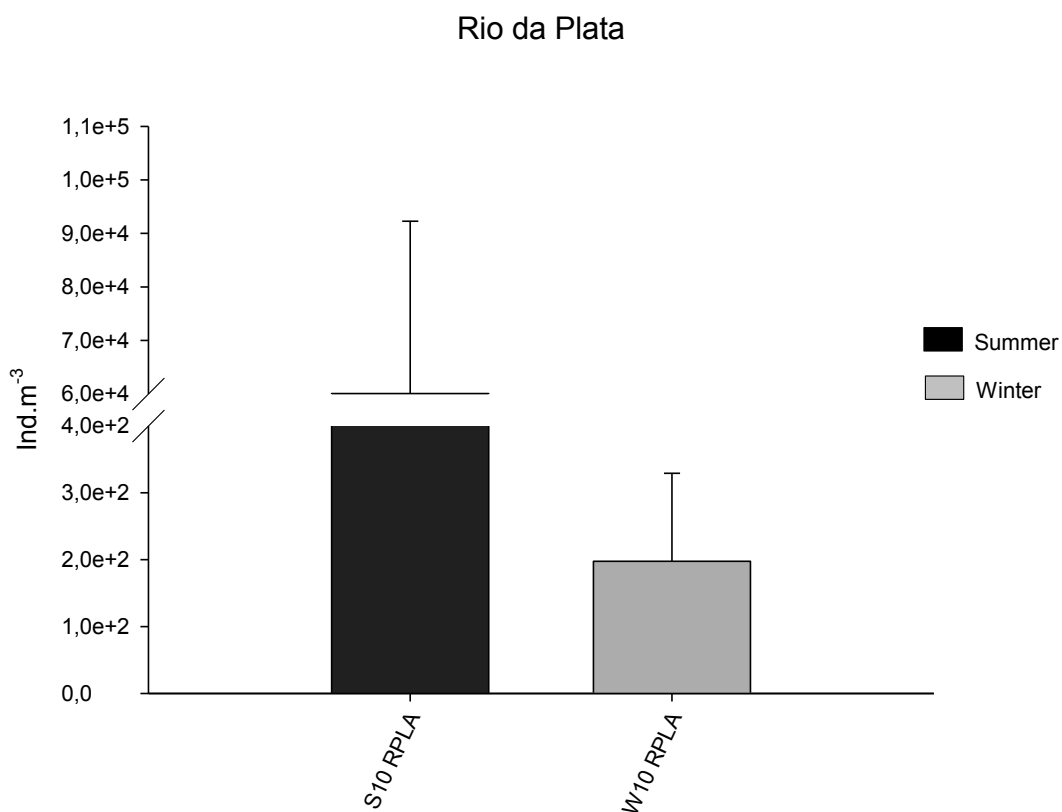


Figura 3. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no rio da Prata.

Para o trecho alto do rio Paraná (**Figura 4**), as densidades observadas no período de verão também foram bem mais elevadas. Os pontos S10 ISOL U e S14 RPAR SJ apresentaram as maiores densidades médias, com 11215 e 10436 ind. m⁻³, respectivamente. Nesse trecho de rio a espécie em estudo foi encontrada em todos os pontos amostrados, porém sem um padrão definido de variação espacial. O menor valor de densidade ocorreu em S10 ISOL D, com 1309 ind. m⁻³. Com relação ao inverno, nota-se uma clara diminuição da densidade e menor amplitude de variação. Os pontos W10 ITA D e W13 RPAR SJ apresentaram os maiores valores: 881 e 836 ind. m⁻³, respectivamente. Já o menor valor encontrado ocorreu em W10 ISOL D, com 233 ind. m⁻³.

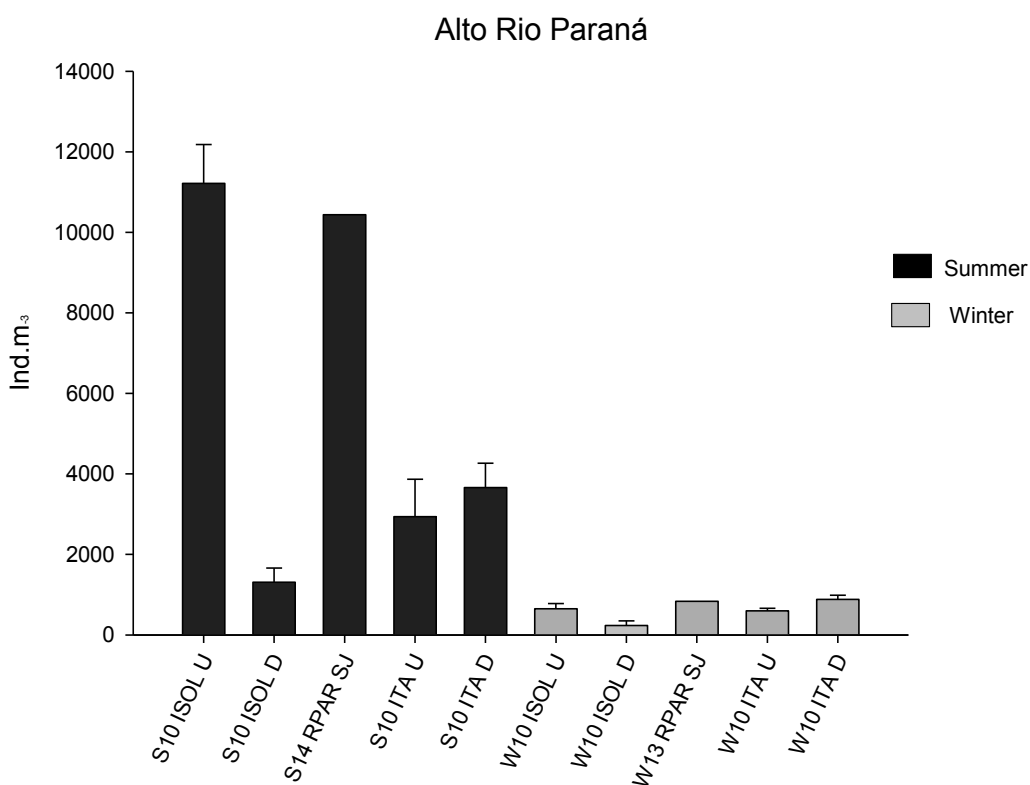


Figura 4. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no trecho alto do rio Paraná.

Para o trecho médio do rio Paraná (**Figura 5**), baseado nos dados do verão, é possível notar um padrão relativamente homogêneo de distribuição da densidade larval, com exceção do ponto S10 YACI D que apresentou um valor bem mais elevado de 16079 ind. m⁻³. Os demais pontos amostrados no trecho mantiveram densidades de aproximadamente 2000 ind. m⁻³. Com relação aos dados do inverno, novamente nota-se menor amplitude de variação e densidades mais baixas. O maior valor ocorreu no ponto W10 YACI D e o menor em W10 RPAR M2, com 952 e 339 ind. m⁻³, respectivamente.

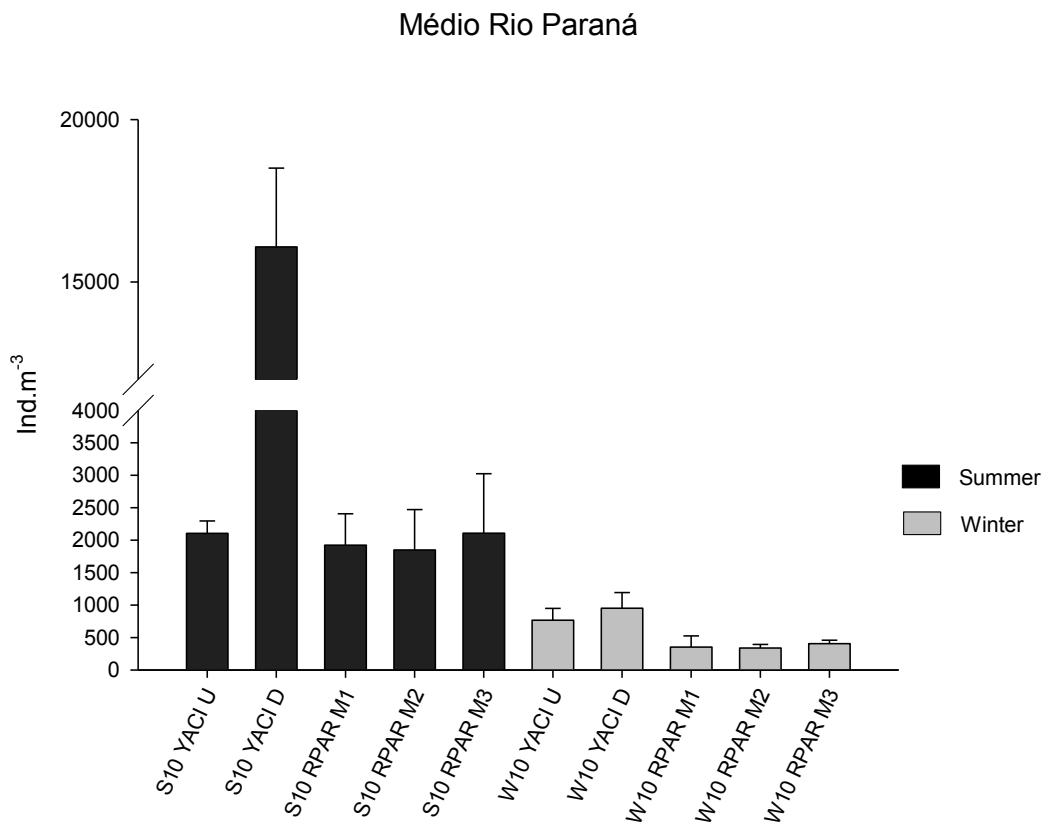


Figura 5. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no trecho médio do rio Paraná.

Para o baixo rio Paraná (**Figura 6**) os dados do verão apresentaram um gradiente decrescente (sentido do curso do rio) de densidade larval, desde L1 até L3 (S10 RPAR L1, S10 RPAR L2 e S10 RPAR L3). Os valores médios entre esses locais foram de 2581, 1538 e 673 ind. m⁻³, respectivamente. A mesma tendência foi observada no período de inverno, porém com densidades bem menores que as do verão. Os valores médios nestes locais foram de 381, 349 e 207 ind. m⁻³, em W10 RPAR L1, W10 RPAR L2 e W10 RPAR L3, respectivamente.

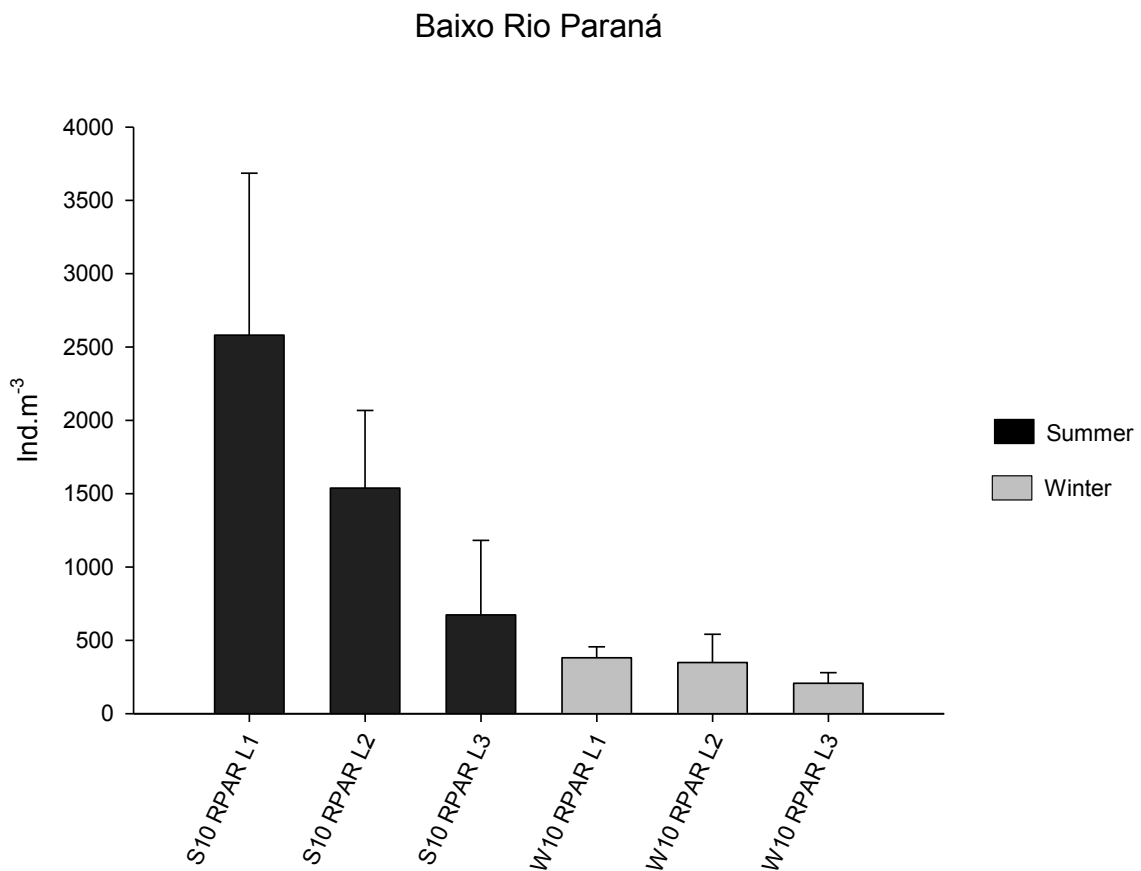


Figura 6. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no trecho baixo do rio Paraná.

Em afluentes importantes da margem esquerda do rio Paraná, como os rios Tietê, Paranapanema e Iguaçu, não foi constatado nenhum padrão claro de distribuição de *L. fortunei*. Nem todos os pontos apresentaram registro da espécie. No rio Tietê (**Figura 7**) durante o verão, as densidades larvais médias foram de 3420, 801 e 176 nos pontos S10 TIRM U, S10 TIRM D e S10 BBOM D, respectivamente. Já nos meses de inverno as médias de densidade larvais nos pontos de ocorrência W10 TIRM U e W10 TIRM D foram de 173 e 624 ind. m⁻³, respectivamente.

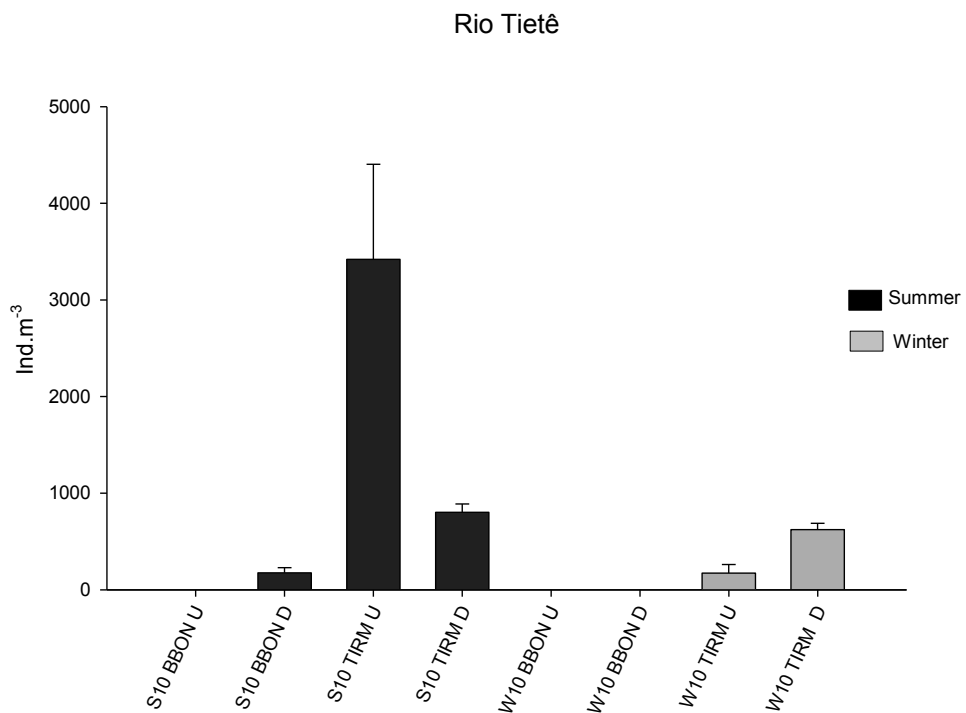


Figura 7. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no rio Tietê.

No rio Paranapanema (**Figura 8**), para o verão de 2010, os valores de densidades foram de 4319 e 4025, para os pontos de S10 ROS U e S10 ROS D, respectivamente. Para o período de inverno W10 ROS-M e W10 ROS-B foram 371 e 135 indivíduos m^{-3} , respectivamente. Nessa época não houve registro da espécie no reservatório de Jurumirim.

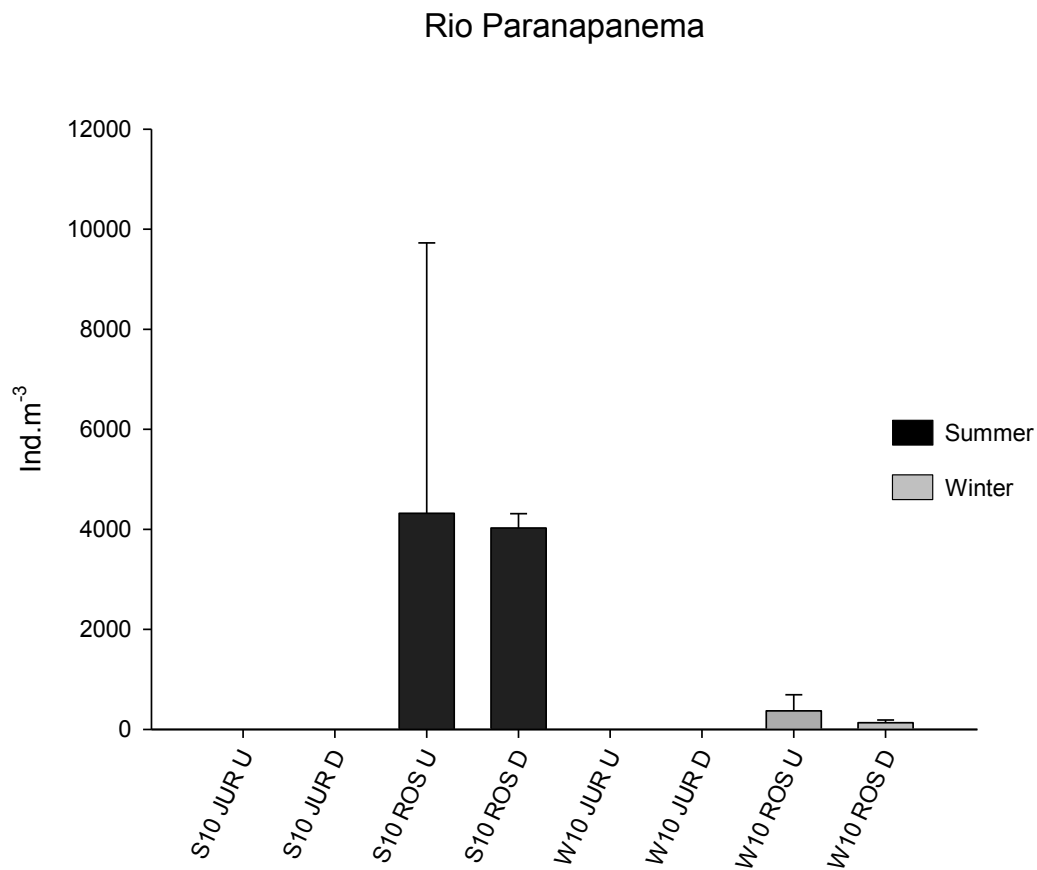


Figura 8. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no rio Paranapanema.

No rio Iguaçu (**Figura 9**) pode se notar um gradiente decrescente de densidades larvais desde o ponto mais a montante (SCAX U) até o ponto mais a jusante (RIGU L), tanto no período de verão, quanto no inverno. Para o período de verão, os valores médios das densidades larvais foram de 5991, 3343 e 2851 para os pontos S10 SCAX U, S10 SCAX D e S14 RIGU L, respectivamente. Diferentemente das outras bacias analisadas, no período de inverno foram encontradas maiores densidades larvais, com valores médios de 10430, 2685 e 1104 para os pontos W10 SCAX U, W10 SCAX D e W13 RIGU L, respectivamente.

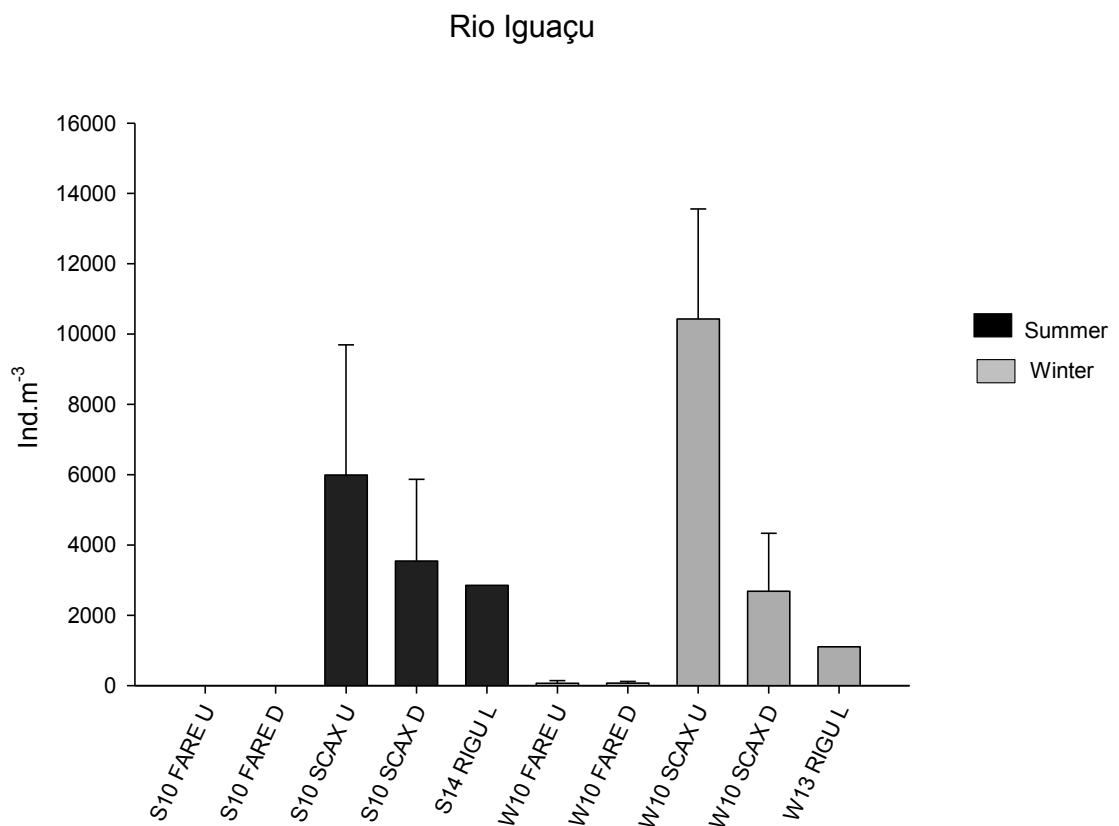


Figura 9. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no rio Iguaçu.

Na bacia do rio Uruguai (**Figura 10**), os maiores valores de densidades larvais ocorreram no período do verão de 2010, com 47976 e 22253 ind. m⁻³ nos pontos SGRA D e RURU L, respectivamente. Para o verão de 2014, houve um gradiente decrescente de densidade no sentido montante (RURU IRA) para jusante (RURU URU) do rio. Os valores médios encontrados foram de 4246 e 520 ind. m⁻³, respectivamente. No período de inverno de 2010 e também de 2013, foram encontrados valores bem menores de densidade. As densidades larvais para a campanha de 2010 foram de 0, 0, 17, 36, 13, 0 e 59, correspondente aos pontos MAC U; MAC D; RURU M1; RURU,M2; SGRA U; SGRA D e RURU L, respectivamente. Para a campanha de 2013 os valores foram de 268, 184 e 268, referentes, respectivamente, aos pontos RURU IRA, RURU M2 e RURU URU.

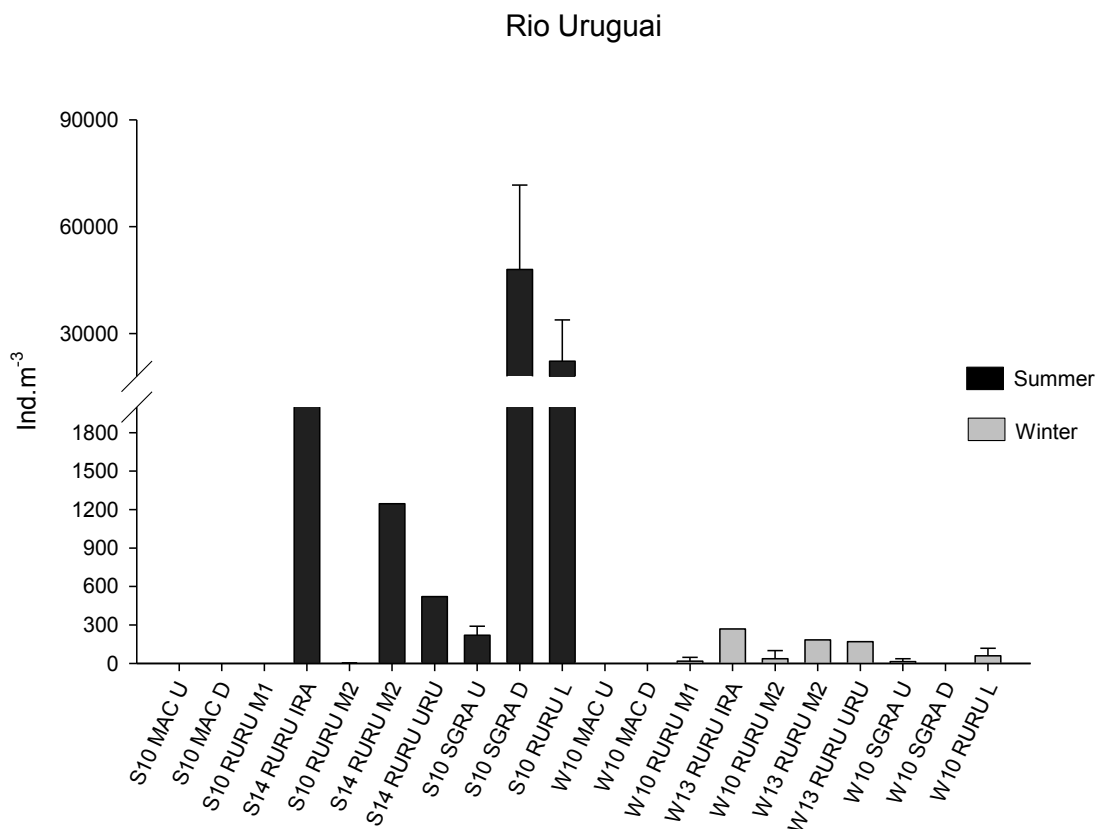


Figura 10. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no rio Uruguai.

No rio Paraguai (**Figura 11**), os valores médios para a campanha de verão de 2010 foram altos, com 52.030; 20.706 e 7741, referentes aos pontos RPAG U, RPAG M e RPAG L, respectivamente, formando um gradiente decrescente do ponto RPAG U ao ponto RPAG L. Na campanha de verão de 2014 foram encontrados 10111 e 0 (zero) ind. m⁻³ nos pontos RPAG M e RPAG APA. Para a campanha de inverno de 2010 observou-se um padrão inverso de distribuição (trecho mais baixo para o trecho mais alto) com relação ao verão anterior, sendo encontradas densidades de 2631, 2226 e 685, ind. m⁻³ em RPAG-L, RPAG-M e RPAG-U, respectivamente. Na campanha de inverno de 2013 valores muito baixos foram encontrados, 55 ind. m⁻³ W13 RPAG M e 0 (zero) em W13 RPAG APA.

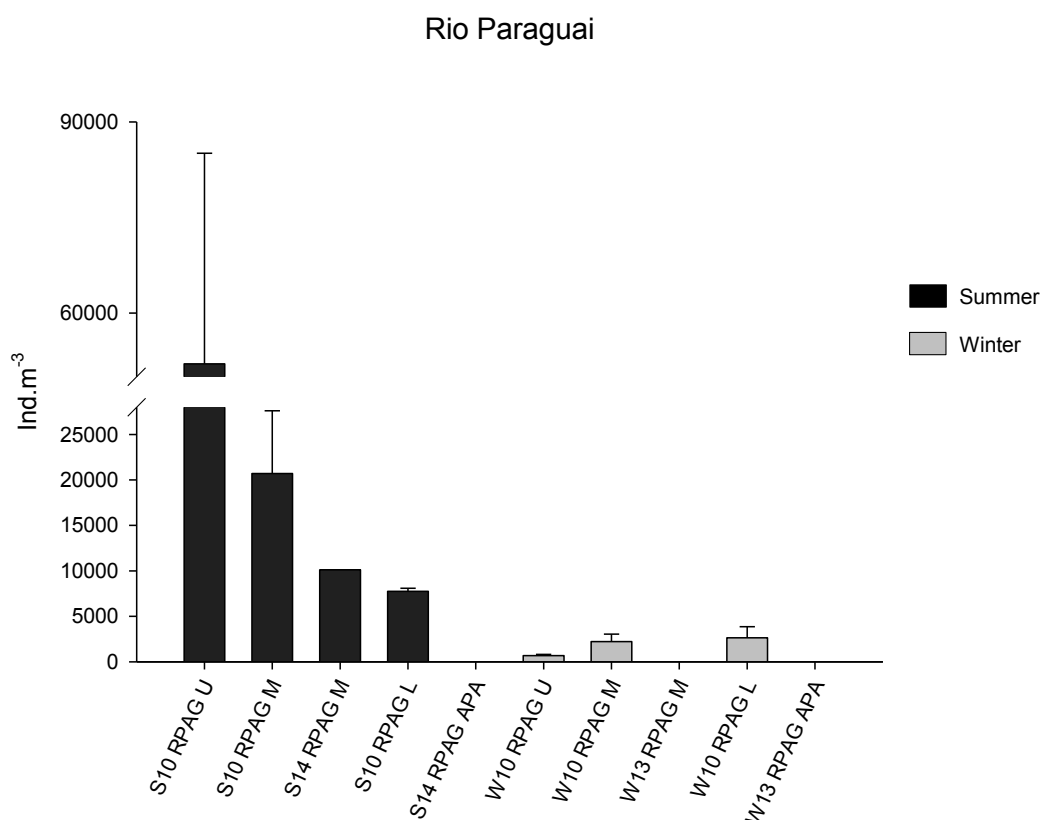


Figura 11. Variação da densidade larval de *L. fortunei* no rio Paraguai.

Os rios Paranaíba e Grande não apresentaram a ocorrência de larvas de mexilhão-dourado na época da coleta das amostras e em nenhum dos pontos amostrados.

A fim de identificar padrões espaciais mais amplos, foram calculados valores médios de densidade de *L. fortunei* a partir do conjunto de dados obtidos em cada uma das grandes sub bacias hidrográficas (**Figura 12**). Maiores valores ocorreram no rio da Prata, seguidos pelo Paraguai, enquanto que os mais baixos estiveram associados ao rio Paraná. Tal padrão é devidamente corroborado pela análise de nMDS (**Figura 13**).

Grandes Bacias

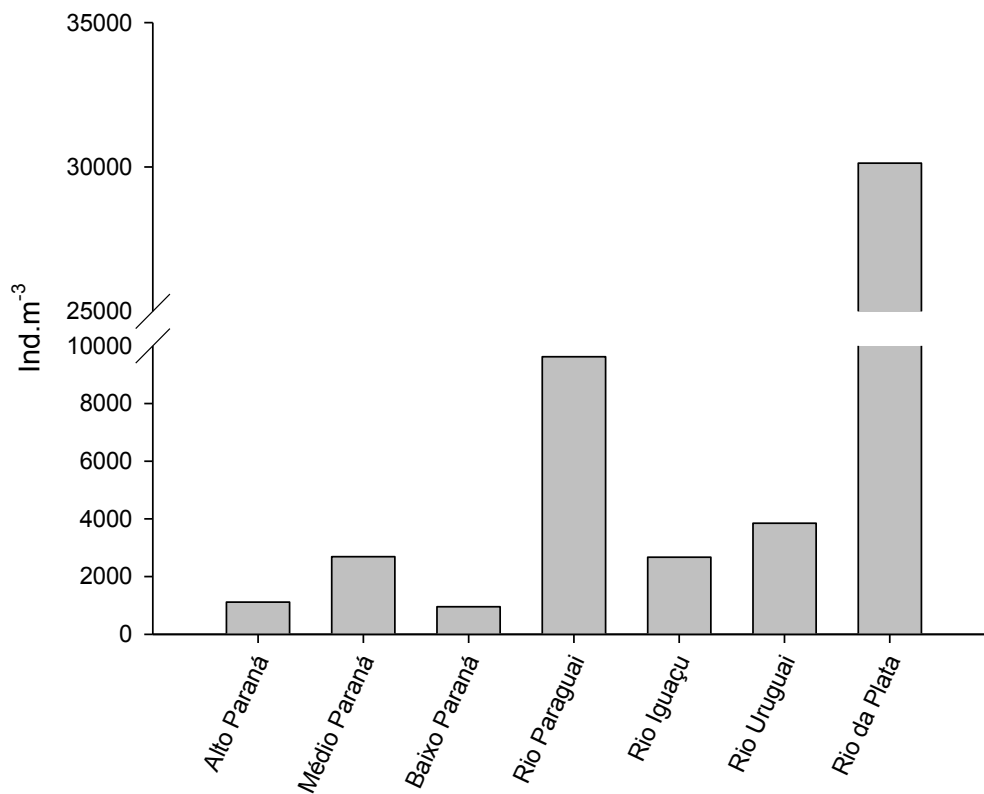


Figura 12. Variação dos valores médios da densidade larval de *L. fortunei* nas principais sub bacias estudadas.

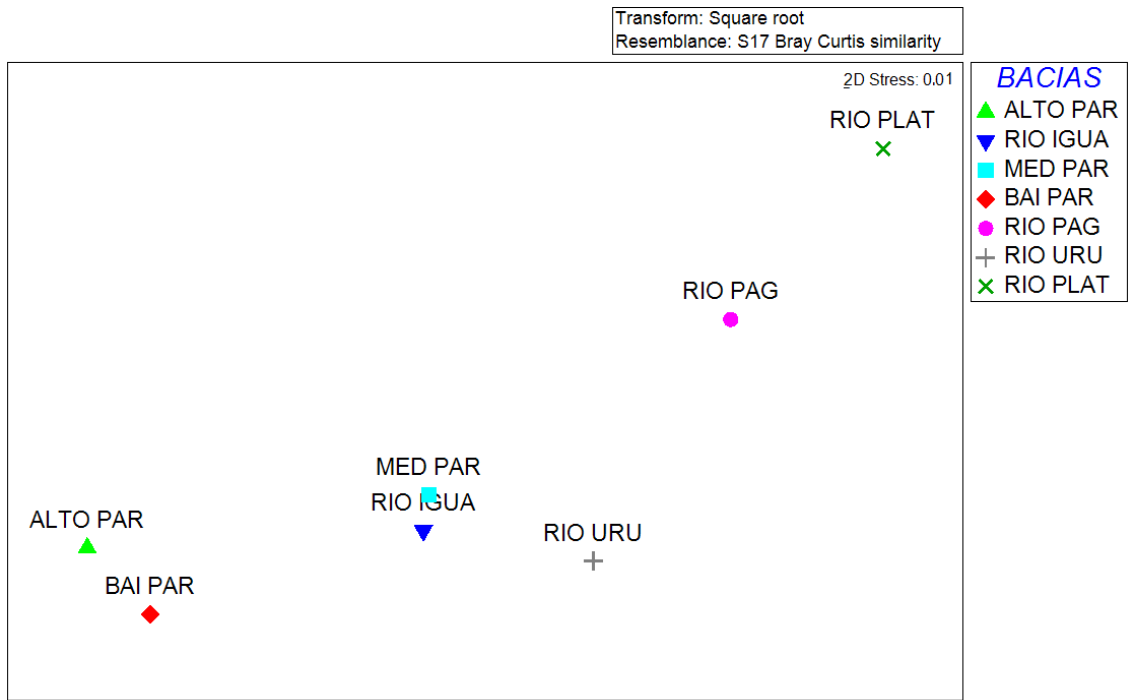


Figura 13. Diagrama de ordenação (nMDS) da variação da densidade larval de *L. fortunei* nos principais rios da bacia do Prata.

4.3. Análises de correlação

Nas análises de correlação foram desconsiderados os pontos onde não se detectou a presença larvas na coluna d'água.

De um modo geral as correlações entre as variáveis ambientais estudadas e a abundância de larvas presentes foram pouco consistentes estatisticamente ($p \geq 0,002$). Os coeficientes de correlação de Spearman não indicaram correlações significativas entre nenhum conjunto de dados confrontados, como se pode observar na **Tabela 4**. Algumas variáveis melhor correlacionadas (positiva ou negativamente), destacadas em negrito na tabela, também são apresentadas na forma de gráfico (**Figuras 14 a 17**).

Tabela 4. Valores r e p das correlações entre as densidades larvais e as variáveis ambientais.

Dados Inverno	Valor r	Valor p	Dados verão	Valor r	Valor p
Nitrogênio total	-0,5	0,002	Nitrogênio total	-0,2	0,2
Fósforo total	-0,3	0,04	Fósforo total	-0,09	0,6
Clorofila “a”	-0,3	0,07	Clorofila “a”	0,02	0,8
Transparência	0,2	0,1	Transparência	0,2	0,2
Temperatura	0,4	0,01	Temperatura	-0,08	0,6
pH	-0,09	0,6	pH	0,1	0,3
Condutividade	-0,1	0,4	Condutividade	-0,2	0,1
OD (mg L⁻¹)	-0,3	0,07	OD (mg L⁻¹)	0,3	0,03
OD (%Sat)			OD (%Sat)		
Turbidez	-0,2	0,1	Turbidez	-0,1	0,3
MST	-0,2	0,11	MST	-0,1	0,3

4.3.1. Dados de inverno

Observou-se uma correlação inversa entre a densidade de larvas e a concentração de nitrogênio (**Figura 14**). Da mesma forma houve uma relação inversa com as concentrações de fósforo e clorofila, que assim como nitrogênio são variáveis indicadoras da eutrofização do meio.

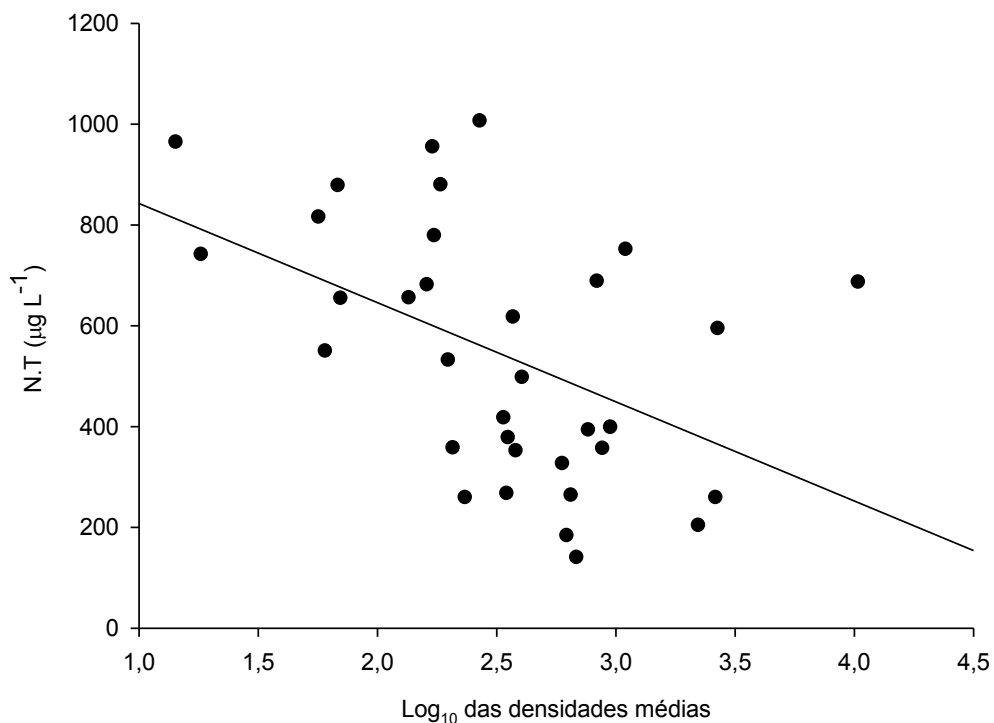


Figura 14. Correlação entre a densidade larval (ind. m^{-3}) e nitrogênio total ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Uma relação positiva entre a densidade de larvas e a temperatura da coluna d'água foi obtida (**Figura 15**).

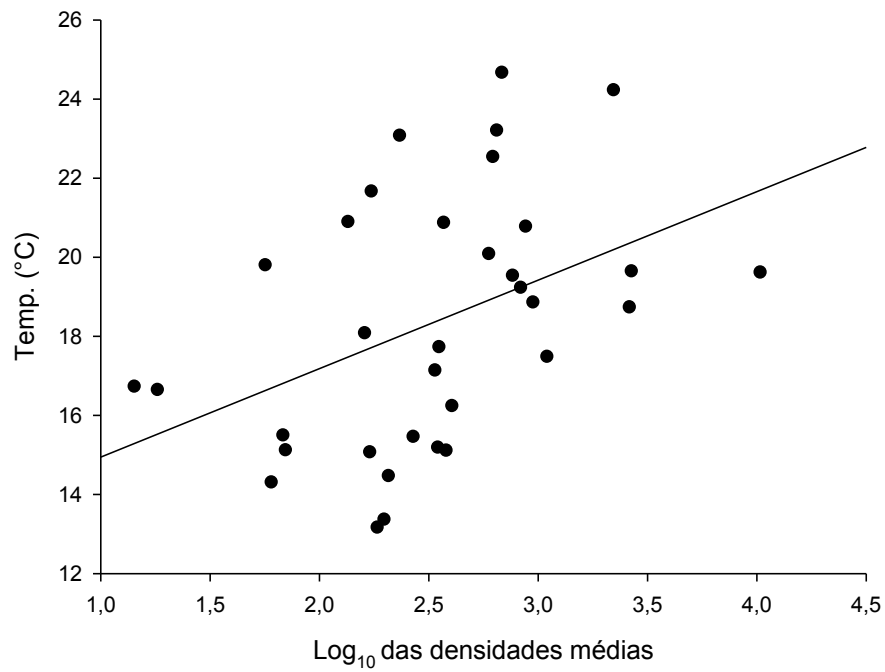


Figura 15. Correlação entre a densidade larval (ind. m⁻³) a temperatura da água (°C).

Para o oxigênio dissolvido observou-se uma correlação negativa com a s densidades (**Figura 16**). Na faixa de 7 a 9 mg L⁻¹ encontrou-se as maiores densidades larvais da espécie.

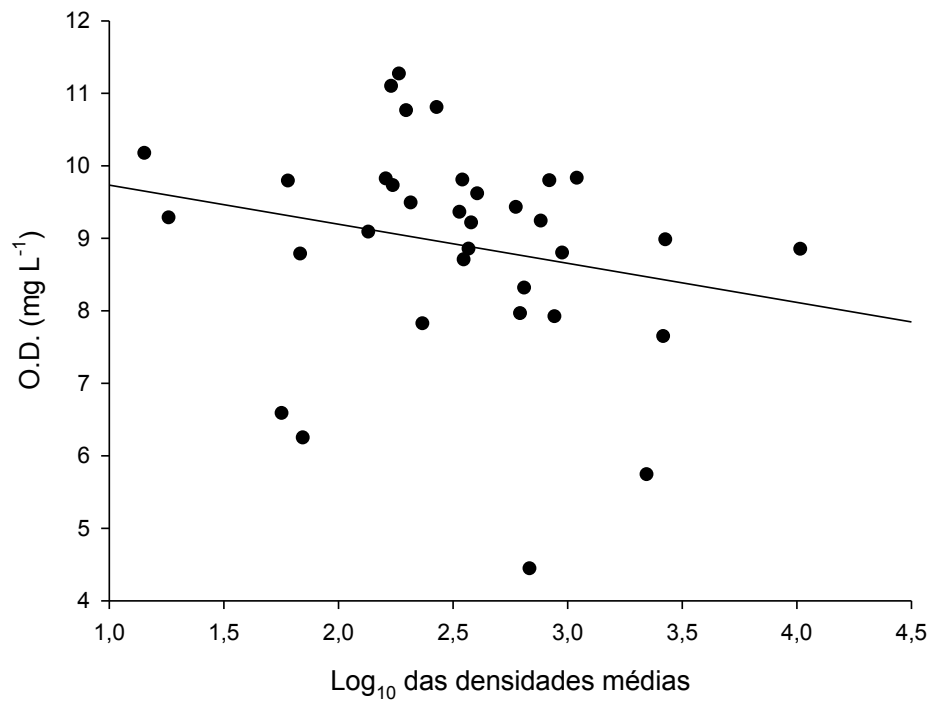


Figura 16. Correlação entre a densidade larval (ind. m³) e o oxigênio dissolvido (mg L⁻¹).

4.3.2. Dado do verão

Para análise entre densidade larval e oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) observou-se uma correlação positiva (**Figura 17**). Sendo assim, o aumento moderado da oxigenação da coluna d'água, atingindo de 6 a 8 mg L^{-1} , parece influenciar positivamente na densidade larval.

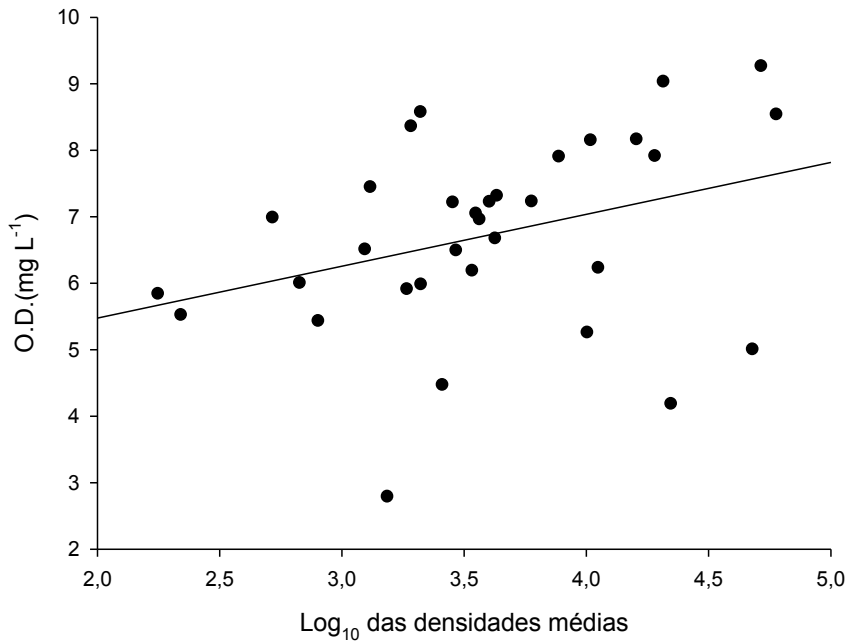


Figura 17. Correlação entre a densidade larval (ind. m^{-3}) e o oxigênio dissolvido (mg L^{-1}).

5. Discussão

A efetividade da metodologia aplicada durante as coletas, uso da rede de 68 μm , bem como durante a contagem das amostras, com relação aos estágios larvais quantificados (tipo “D”, véliger e umbonada), é corroborada por estudos anteriores. Santos et al. (2005), a partir de observações feitas no Rio Grande do Sul, comprovaram que o tamanho mínimo das larvas é em torno de 80 μm . Por sua vez, Eilers et al. (2011) em uma análise discriminante da proporção dos diferentes estágio larvais em amostras coletadas no rio Paraguai, verificaram que o estágio “D” prevalecia em 80%.

O presente estudo demonstrou que a espécie se encontra amplamente distribuída na bacia do Prata atingindo altas densidades larvais, acima de 10.000 ind. m^{-3} , em todas as grandes sub bacias hidrográficas consideradas. No entanto, o fato das amostragens terem sido realizadas em uma extensa região geográfica, resultou em uma ampla variabilidade dos dados. Isto pode ser devido tanto às diferenças ambientais intrínsecas como as distintas etapas do processo de dispersão - introdução da espécie, propriamente, e tempo necessário para o estabelecimento populacional.

Com o intuito de mostrar a sequência temporal do processo de dispersão e colonização de *L. fortunei* na bacia do Prata, foi confeccionada uma tabela mostrando os primeiros registros conhecidos da espécie nos principais corpos d’água formadores da bacia do Prata (**Tabela 5**). Os dados mostram que em aproximadamente de duas décadas a espécie introduzida no extremo sul da bacia (estuário do rio da prata) alcançou latitudes mais baixas do alto rio Paraná. Pelo menos há 2500 km acima da foz do rio, correspondendo a cerca de 10 graus latitudinais. A partir de monitoramentos sistemáticos da espécie no rio Paranapanema, Nogueira et al. (submetido) mostram que a velocidade média de dispersão do mexilhão na bacia, após seu estabelecimento efetivo, foi de aproximadamente 100 km por ano (entre 2004 e 2011).

Tabela 5. Ano do primeiro registro da espécie *L. fortunei* nos principais rios da bacia do Prata.

Registro	Local	Coordenadas Geográficas	Referências
1991	Rio da Prata	34° 55' S 57°49' W	Pastorino et al. (1993)
1998	UHE Yacyretá (Rio Paraná)	27° 29' S 56° 44' W	Darrigran (2002b)
1998	Rio Paraguai	19° 1'11.66"S 57°30'12.86"W	Oliveira et al. (1998)
2000	Rio Uruguai	31°24'28.67"S 58° 0'3.82"W	Brugnoli et al. (2005)
2001	UHE Itaipu (Rio Paraná)	25°23'48.69"S 54°34'35.86"W	Mansur et al. 2004
2002	UHE de Rosana (Rio Paranapanema)	22°32'56,9" S 53°02'48"W	Avelar et al., 2004
2004	UHE Ilha Solteira (Rio Paraná)	20°22'29.66"S 51°21'33.05"W	Von Rukert et al. 2004
2004	UHE Ibitinga (Rio Tietê)	21° 45' 30" S 48° 58' 57" W	Pareschi et al. (2008),
2005	Iguaçu	(25°35.435' S 54°34.716' W	Pestana et al. (2010)
2011	UHE Jurumirim (Rio Paranapanema)	23°19'18.36" S 48°43'22.88"W	(Nogueira et al., submetido)

De acordo com a tabela 5, os dados demonstram que a dispersão da espécie em cerca de 20 anos se deu ao longo de 15 graus de latitude (Rio da Prata - Rio Paraguai), isso é, aproximadamente equivalente a 1700 km de extensão, em linha reta.

Ao comparar-se os trechos lóticos e lênticos amostrados na bacia do Prata não foi possível observar um padrão de variação da espécie que pudesse estar associado a esse tipo de condição do ambiente.

Além da capacidade de deslocamento ativo, graças a capacidade de natação da fase larval e de aderir-se às embarcações dos juvenis e adultos, o que favorece enormemente a dispersão, a grande tolerância às diferentes condições ambientais contribui ainda mais para ampliar a distribuição da espécie.

A amplitude de variação suportada pela espécie para alguns parâmetros ambientais é indicada por Darrigran (2002) (**Tabela 6**). Contudo, dados de nosso estudo mostram que amplitude é ainda maior, uma vez a espécie foi encontrada além do limite inferior de temperatura proposto em 2 pontos de amostragem. Para o pH a ocorrência se deu em condições mais ácidas que o

proposto em 2 pontos e mais básicas em 20 pontos. Provavelmente, isso se deve ao fato de que a abrangência espacial geográfica no presente trabalho é muito maior, abarcando, portanto, uma variabilidade ambiental muito maior.

Assim como os demais Mytilidae, o mexilhão-dourado apresenta desenvolvimento larval planctônico, o que facilita a ampla dispersão pelas correntes. Diferentemente da maioria dos moluscos componentes da fauna americana de águas continentais, a estratégia conservativa de fases larvais livres e as temperaturas ideais para a reprodução encontradas, ainda que com variações regionais (ver a seguir), são fatores determinantes do sucesso da dispersão de *L. fortunei* por toda a bacia do Prata.

Tabela 6. Limites ambientais tolerados por *L. fortunei* (Fonte: Darrigran, 2002).

Parâmetro	Limites
Salinidade	0 - 12%
Cálcio	> 3.96 mg/L
pH	6,2 - 7,4
Temperatura de desenvolvimento larval	14 - 32 °C
Sobrevivência do adulto	8 - 35 °C
Oxigênio	> 1,0 mg/L
Exposição ao ar	Até 7 dias

Portanto, alguns fatores ambientais, como a temperatura, parecem de fato controlar o crescimento das populações e levar ao estabelecimento de gradientes de distribuição ao longo da bacia do Prata. Apesar de não ter havido correlação estatisticamente significativa com a temperatura, por exemplo, na maioria dos pontos a abundância de mexilhão foi maior durante o período de verão. Principalmente nos pontos RURU e RPLA, as densidades no período de inverno diminuíram expressivamente, em 370 e 300 vezes, respectivamente. Ambos os pontos de amostragem encontram-se em altas latitudes. Tal

influência também já havia sido reportada por outros estudos realizados na região (Cataldo & Boltovskoy, 2000; Darrigran et al. 2007; Oliveira, 2009).

Outro ponto que apresentou uma abundância bem mais elevada no verão (180 vezes maior comparada ao inverno) foi PAG M, para o período de 2013/2014. No entanto, tal diferença não foi tão evidente em 2010 (9,3 maior no verão). Nesse caso, a temperatura consideravelmente mais baixa no inverno de 2013 (19°C), comparada ao inverno de 2010 (24°C) pode ter sido responsável pela variabilidade interanual: 2226 ind. m⁻³ no inverno de 2013 e 56 ind. m⁻³ no inverno de 2010.

Somente 5 pontos apresentaram maior abundância no inverno, com máximo de 1,7 vezes em SCAX U. Provavelmente este ponto era o único onde a espécie se encontra de fato estabelecida na ocasião. Nos demais a quantidade de indivíduos nas amostras foi extremamente baixa.

Apesar de a variável ambiental oxigênio dissolvido ter apresentado correlação negativa com os dados de inverno e positiva com os dados de verão, é possível observar que a faixa de maior densidade da espécie *L. fortunei*, em ambos os períodos do ano, esteve entre 7 e 10 mg L⁻¹. Provavelmente a variável oxigênio tem um papel mais relevante durante o verão pelo fato dessa ser a época em que ocorrem naturalmente valores mais baixos.

Com relação as condições de trofia do ambiente, nos locais onde menores temperaturas também estiveram associadas a concentrações mais baixas de clorofila, por exemplo 5,9 vezes menos no RPLA e 2,44 no RURU L, a menor disponibilidade de alimento é um fator adicional que regula as populações durante o inverno.

As diferentes amplitudes de variação das condições limnológicas, conforme a região da bacia, como extremos consideravelmente mais baixos de temperatura, além de grandes reduções de clorofila (populações de fitoplâncton), no sul da bacia, faz com que não ocorra um gradiente latitudinal

decrecente de abundância no sentido norte, como postulado inicialmente em função da localidade de entrada da espécie no continente. Portanto, refuta-se a primeira hipótese da presente investigação. Com exceção do rio da Prata e de alguns pontos do rio Uruguai, UHE Salto Grande, os demais pontos do baixo e médio Paraná e rio baixo e médio Uruguai apresentam baixas densidades larvais, quando comparados a pontos de coletas localizados em latitudes menores, por exemplo no rio Paraguai.

A segunda hipótese levantada nesse trabalho, de que maiores densidades de larvas de *L. fortunei* ocorreriam em regiões lânticas, também é refutada, pois os trechos lóticos, de modo geral apresentam as maiores densidades larvais quando comparados aos trechos lânticos. O que mostra, mais uma vez a grande capacidade de colonização de diferentes tipos de habitats pela espécie em estudo.

A seguir é apresentada uma discussão pontual, para cada sub bacia formadora da bacia da Prata, sobre a ocorrência e distribuição de *L. fortunei*.

Estuário do rio da Prata

No estuário do rio da Prata, via de entrada do mexilhão-dourado na América do Sul, foi encontrada a maior densidade do estudo, com 60.000 ind. m⁻³ durante o verão de 2010. O ponto de coleta fica na costa uruguaia a aproximadamente 50 quilômetros ao norte do balneário de Bagliardi, Argentina, local onde foi registrada a espécie pela primeira vez no continente (Pastorino et al., 1993). No ano de sua introdução, 1991, a densidade de organismos incrustados no substrato era de apenas 5 ind. m⁻². Em 1992, alcançou a densidade de 30.000 ind. m⁻², e seguiu aumentando, com 80.000 ind. m⁻² em 1993 e 150.000 ind. m⁻² em 1995 (Darrigran & Pastorino, 1995).

Darrigran et al. (1999) investigaram o ciclo reprodutivo de *L. fortunei* nesse estuário pouco tempo após a introdução da espécie, feito com base em análises de gônadas de 20 a 40 indivíduos, entre julho de 1992 e novembro de 1994. Os resultados indicaram haver períodos contínuos de reprodução, com desovas ocorrendo nos meses de setembro-outubro, dezembro-janeiro, maio-junho e abril-maio. A variabilidade observada ao longo dos meses de desova foi atribuída ao fato de o processo de invasão ter ocorrido recentemente e ainda se encontrar numa fase de estabelecimento populacional provavelmente correspondendo à fase 3 *sensu* Colautti & MacIsaac (2004). Nesta fase a espécie pode sobreviver e reproduzir no novo ambiente, mas ainda não se encontra amplamente disseminada e em condições dominante no ambiente.

A área RPLA amostrada sofre uma menor influência direta de poluentes, por não se localizar na adjacência de grandes conglomerados urbanos e áreas industriais, como Buenos Aires e Montevideu. À margem do local há apenas propriedades rurais, além da capital do departamento de Colônia, Colônia do Sacramento, que dista em torno de 20 quilômetros e tem pouco mais de 20 mil habitantes. Nessa região, a espécie foi registrada pela primeira vez em 1994 (Scarabino & Verde, 1995).

Sobressai-se em nossos resultados, para essa região da bacia, a grande amplitude de variação das densidades larvais, cerca de 300 vezes mais indivíduos no verão (~ 60.000 ind. m⁻³) comparado ao inverno (~ 200 ind. m⁻³).

Dentre as variáveis ambientais determinadas nesse ponto, destacam-se as grandes diferenças sazonais. Para o período do verão a média dos valores de clorofila "a", temperatura e oxigênio dissolvido foram de 8,21 µg. L⁻¹, 28,54 °C e 8,54 mg L⁻¹, respectivamente. Para o período do inverno os valores para as mesmas variáveis foram de 1,39 µg. L⁻¹, 13,36°C e 10,76 mg L⁻¹. Essa grande amplitude de variação, principalmente a baixa temperatura de inverno, influencia grandemente o tamanho das populações, embora não limite sua ocorrência regionalmente.

Segundo Darrigran (2002), o limiar de temperatura associado com o início da reprodução é de cerca de 15-17°C.

Entre os parâmetros ambientais já estudados por outros autores, o que mais se relaciona com as densidades de mexilhão-dourado é a temperatura (Cataldo & Boltovskoy, 2000; Darrigran et al. 2007; Oliveira, 2009), a qual influencia a reprodução e desovas no decorrer do ano.

Baixo e médio rio Paraná

Os trechos baixo e médio do rio Paraná estão localizados no norte da Argentina, e percorrem cinco províncias: desde Entre Rios a Buenos Aires, na região da foz e suas adjacências; Santa Fé, e segue sentido montante passando por Corrientes e Chaco, na porção média da bacia.

Na Argentina, os principais portos exportadores de grãos (cereais e oleaginosas) concentram-se em uma área no entorno da cidade de Rosário, província de Santa Fé, que abrange, de norte à sul, uma área que vai da cidade de Arroyo Seco até a localidade de Timbués. Em 2008, eram 17 os portos habilitados nessa região, com uma movimentação de 75 milhões de

toneladas de grãos anuais (<http://es.wikipedia.org/wiki/Up-river>, acessado em 20/01/2015). Isso evidencia a intensa atividade de navegação na região, o que é um dos principais meios para a dispersão do mexilhão-dourado, que se prende aos cascos das embarcações e alcança novas áreas.

No ponto mais próximo à foz do Paraná, RPAR-L3, a densidade de larvas foi menos elevada, 673,4 ind. m⁻³ no verão e 207 ind. m⁻³ no inverno, apesar de estar relativamente próximo (geograficamente) do local onde a espécie foi inicialmente introduzida. Trata-se de uma região com menor ocupação ou modificação antrópica do que os trechos imediatamente superiores, sendo o entorno basicamente de propriedades rurais, sem grandes cidades próximas às margens do rio ou imediatamente à montante. RPAR-L2 e RPAR-L1 encontram-se mais próximos a centros urbanos. RPAR-L1 encontra-se na região de Rosário, já citada anteriormente, onde a navegação fluvial é muito intensa, com a presença de muitos portos nos arredores. Neste, a densidade foi a mais elevada do trecho baixo, com 2581 ind. m⁻³ no verão e 381 ind. m⁻³ no inverno, valor ligeiramente maior que nos demais pontos.

Para os pontos do trecho médio RPAR-M1, RPAR-M2 e RPAR-M3, observa-se maior densidade larval no período do verão, quando comparada ao período do inverno, sendo a maior abundância registrada em RPAR-M1 verão, com 1922 ind. m⁻³ e a menor em RPAR-M2 no inverno, com 338 ind. m⁻³. De modo geral, para esses pontos, houve uma variação de 12 °C entre os períodos de amostragem que influenciaram diretamente na concentração de clorofila “a” disponível, pois nota-se concentrações 5 vezes maiores na campanha de verão, quando comparada a de inverno, ponto RPAR-M2.

A Usina Hidrelétrica de Yacyretá, construída entre a Argentina e o Paraguai, fica no trecho médio do rio Paraná, à montante de RPAR-M1. Nessa localidade, o mexilhão-dourado foi registrado pela primeira vez em 1998 (Darrigran, 2002b). No reservatório da usina, a densidade larval média foi a mais alta de todo o trecho médio. Os valores máximos ocorreram no verão com 16079 ind. m⁻³ na região da barragem, com temperaturas em torno de 28°C.

Nesse caso, além da temperatura, as condições mais lênticas podem ter influenciado positivamente para o aumento da abundância.

Rio Uruguai

De acordo com Brugnoli et al. (2005) no rio Uruguai, o primeiro registro de mexilhão-dourado data do ano 2000 na localidade de La Cañas, em comunidades bentônicas. Os autores mencionam que a ocorrência do mexilhão se dava no trecho baixo e médio do rio Uruguai, sendo seu limite de distribuição localizado no reservatório da usina hidrelétrica de Salto Grande, até o ano de 2003. Após essa data, a espécie entrou em uma nova fase de expansão e foi encontrado em pontos mais ao norte, o que os autores atribuíram à disponibilidade de substrato duro das margens e do fundo.

Durante a campanha de 2010, período de verão, fases larvais foram encontradas em maior abundância no trecho baixo do rio, nos pontos RURU-L, SGRA-D e SGRA-U, com valores de 22.253, 47.976 e 219 ind. m⁻³, respectivamente. No trecho médio (RURU-M2) densidade média foi de apenas 1,5 ind. m⁻³ no restante dos pontos não foram a presença de larvas não foi detectada. No período de inverno a abundância de *L. fortunei*, diminui drasticamente, provavelmente associada a uma diminuição de 15°C nos pontos de latitudes maiores. Porém, para a campanha de 2014, a espécie já tinha se deslocado mais a montante, S14 IRAÍ, com valores médios de 4.246 ind. m⁻³. O que mostra a capacidade de dispersão da espécie em períodos relativamente curtos (apenas 4 anos).

Rio Paraguai

Segundo Oliveira et al. (2006), *Limnoperna fortunei* alcançou o rio Paraguai no ano de 1998, mesmo ano em que foi registrado próximo da cidade de Corumbá. Entretanto, os autores sugerem que este já estivesse presente ao menos há um ano no local, visto o tamanho encontrado de suas conchas (10 mm – 20 mm), e com base nas taxas de crescimento anual de populações *L. fortunei* estudadas no Japão (média de 15 mm por ano - Magara et al., 2001). A

espécie foi observada pela primeira vez na região em uma amostra de fundo obtida na Baía do Tuiuiú, que é conectada ao rio Paraguai e fica próxima à cidade de Corumbá, no Mato Grosso do Sul.

Oliveira et al. (2004) vistoriaram diversos locais de ocorrência do mexilhão-dourado no rio Paraguai entre 1998 e 2004. Os autores observaram a espécie em toda a extensão do rio que foi investigada, desde sua foz no rio Paraná (cidade de Pylar, Paraguai). Além desses locais, várias lagoas que se conectam ao canal central do rio e ocorrem no trecho alto deste, também tiveram detectada a presença da espécie. *Limnoperna fortunei* foi encontrado em ambientes lóticos, lênticos e semi-lóticos, com profundidades que variaram de 50 cm a 10 m. A colonização foi observada em tanques de aquicultura, cabos de aço, cordas de nylon e tambores de plástico. A densidade no substrato natural do rio Paraguai foi de 10.000 ind. m⁻² (setembro de 2002), valores estes restritos a pequenas áreas rochosas.

Ainda, foi registrada a mortandade dos indivíduos durante o mês de maio de 2002, após o período de cheias (fevereiro a março de 2002). Nessa ocasião, o oxigênio dissolvido teve uma queda muito acentuada, de 7.0 para 0.3 mg L⁻¹ por uma duração de dois meses. Esse é um fenômeno natural conhecido como 'decoada' (Andrade & Calheiros, 2014) e está associado à decomposição de matéria orgânica no início do período das cheias, o que provoca grandes modificações nas características físico-químicas da água. Além do oxigênio, o pH também pode se tornar mais ácido e atingir valores menores do que 6.4, que segundo Ricciardi (1998) é o limite inferior para que estabelecimento e infestação possam ocorrer.

Em 2010, no verão, as densidades foram bem mais elevadas quando comparadas ao inverno. No ponto mais a montante, RPAG-U, amostrou-se 52.030 ind. m⁻³, sendo esse um dos maiores valores encontrados no estudo. Em contrapartida, no inverno de 2010, o maior valor foi de 2630 ind. m⁻³ em RPAG-L. As coletas de verão foram realizadas no mês de fevereiro, e os elevados valores de temperatura (30,2°C; 31,03°C e 29,6°C), podem explicar os baixos valores de oxigênio dissolvido (4,47 mg L⁻¹; 2,79 mg L⁻¹ e 6,00 mg L⁻¹).

¹), mas que por sua vez não influenciaram na abundância da espécie, visto que altas densidades larvais foram encontradas nesse período. Quanto ao valores de pH, tanto no verão (6,69; 6,90 e 6,98), quanto no inverno (6,24; 6,62 e 7,13), correspondendo aos pontos RPAG-U, RPAG-M e RPAG L, respectivamente, observa-se que atendem as condições de tolerância da espécie em estudo.

Considerando os dados de pH e oxigênio dissolvido registrados, é possível que à época do estudo, o evento da decoada já desse leves sinais de ocorrência no alto Paraguai, porém, ainda sem afetar a presença de larvas na coluna d'água.

Bacia do alto rio Paraná

Na bacia do rio da Prata a concentração dos reservatórios é particularmente elevada na região sudeste do território brasileiro, que corresponde à porção superior do rio Paraná, onde estes têm sido construídos intensivamente desde a década de 1950. Trata-se de um sistema integrado e complexo de geração, que embora disponibilize um tipo de energia relativamente limpa e renovável, causa profundas mudanças sócio-ambientais e interfere na estrutura e funcionamento ecológico das bacias hidrográficas (e.g. Tundisi et al., 1993; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003; Nogueira et al., 2006; Agostinho et al., 2007).

A bacia do rio Paraná compreende seis estados brasileiros e o Distrito Federal e inclui a região mais industrializada e urbanizada do Brasil. Essa bacia tem a maior capacidade instalada para geração de energia elétrica do país, bem como a maior demanda. São 57 (cinquenta e sete) grandes reservatórios, sendo os de maior capacidade: Itaipu, Porto Primavera e Furnas (<http://www.itaipu.gov.br/en/energy/parana-river-basin>, acessado em 18 de janeiro de 2015). Os principais tributários do rio Paraná são os rios: Tietê, Paranapanema e Iguaçu, todos considerados pelo presente estudo.

Nessa bacia, ainda se localiza a hidrovía Tietê-Paraná, com cerca de 2.400 quilômetros navegáveis, compreendidos nos estados brasileiros de São

Paulo, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Paraná, além do Paraguai, <http://www.transportes.sp.gov.br/programas-projetos_/hidrovia-tiete.asp>, acessado em 18 de janeiro de 2015. Também se estima que o sistema hidroviário Paraná-Paraguai movimente mais de seis milhões de toneladas de carga por ano (Silveira, 2005). Sendo que Oliveira et al. (2004) atribuíram a dispersão de *L. fortunei* para o centro do Brasil ao uso da mesma.

A presença do mexilhão-dourado já foi reportada nas usinas de Itaipu, no ano de 2001 (Mansur et al. 2004; Zanella & Marenha, 2002), além de Porto Primavera, Jupiá e Ilha Solteira (Von Rukert et al. 2004; Avelar et al., 2004; Oliveira et al., 2004), por volta do ano de 2004 nas duas últimas.

Na área de influência de Ilha Solteira, aproximadamente seis anos após o primeiro registro, a densidade larval encontrada à montante do reservatório (presente estudo) foi muito elevada (cerca de 11.000 ind. m⁻³). Já em Itaipu, onde a introdução ocorreu alguns anos antes de Ilha Solteira, o maior valor foi registrado na região da barragem, ITA D, na coleta do verão com 3.661 ind. m⁻³. Uma possível explicação para essa diferença de valores médios, ao comparar os pontos ISOL U e ITA D, pode ser pela quantidade de clorofila “a” encontrada nesses pontos, durante as campanhas de verão, sendo que, em ISOL U, foi amostrada um dos maiores valores dessa variável ambiental, com 5,09 µg.L⁻¹, enquanto que em ITA D amostrou-se um valor de 1,32 µg.L⁻¹, representando, nesse último caso, menor oferta de alimento para o mexilhão-dourado.

E apesar de a ocorrência de *L. fortunei* já ter sido registrada no reservatório de São Simão (rio Paranaíba) por Resende & Martinez (2008). Para o reservatório de Emborcação não há registro da espécie na literatura, da mesma forma que para Furnas. Apesar de o reservatório de Água Vermelha, não ter apresentando presença do *L. fortunei* no período de amostragem, hoje sabe-se que a espécie já encontra-se no reservatório (observação pessoal).

Rio Tietê

Pareschi et al. (2008), considerando os estudos sobre macroinvertebrados bentônicos dos trechos médio e baixo do rio Tietê feitos por França (2006) e Suriani (2006) em 2002 e 2003, respectivamente, e que não relataram a presença de *L. fortunei*, concluíram que a introdução da espécie neste rio deve ter ocorrido apenas após essa data, provavelmente em 2004. A espécie foi registrada no trecho médio do rio Tietê em julho de 2005, nas represas de Ibatinga e Bariri.

No atual estudo da bacia do Prata, realizado cinco anos após as amostragens de Pareschi et al. (2008), encontrou-se valores altos de densidade larval para o ponto TIRM U, 3.420 ind. m⁻³. Na ocasião a temperatura da água variou entre 28 a 21°C, a concentração média de oxigênio dissolvido variou entre 6,19 no verão até 9,72 mg L⁻¹ no inverno e apesar da menor oferta de alimento na água, clorofila “a” quando comparado ao ponto mais a montante BBOM –B, que possui uma concentração 12 vezes maior, os parâmetros ambientais se mostram mais homogêneos, o que possivelmente favorecem a maior densidade larval em TIRM U. Em contrapartida encontrou-se baixa densidade larval na represa de Barra Bonita BBOM D ,176 ind. m⁻³, mesmo assim, isso comprova a ampla distribuição da espécie na bacia, visto que a distância entre os reservatórios de Três Irmão e Barra Bonita é de aproximadamente de 500 km.

Rio Paranapanema

No rio Paranapanema, até o ano de 2001 não havia registros da espécie em comunidades bentônicas (Jorcin & Nogueira, 2008). Entretanto, em 2006 foi detectada sua presença nos reservatórios de Canoas I, Canoas II e Capivara (Garcia et al., 2009; Rocha et al., 2011), e posteriormente em alguns afluentes da margem esquerda, como o rio Tibagi em 2007 e 2008 (Pestana et al., 2010). Em 2010 já podia ser observado em quase toda extensão deste rio, presente nas usinas hidrelétricas do sistema em cascata e em trechos lóticos, com exceção da UHE de Jurumirim. Este reservatório também não apresentou nenhuma larva, tanto na montante quanto na barragem, podendo ser considerado região limítrofe da ocorrência até o ano de 2010. Porém a partir do

ano de 2011 (Nogueira et al., submetido) a presença de *L. fortunei* foi registrada em Jurumirim.

Rio Iguaçu

Pestana et al. (2010) realizaram a prospecção de *L. fortunei* nos principais rios do estado do Paraná. Nesse trabalho foram amostrados os rios Iguaçu, Piquiri, Ivaí e Tibagi. A maior densidade de larvas registrada foi de 4.173,6 ind. m⁻³, na jusante do reservatório de Salto Caxias, outono de 2008 (temperatura de 23,1°C e pH 7,2). Nesse reservatório, registramos densidades similares, SCAX D (3543 ind. m⁻³) durante o verão, no mês de janeiro de 2010, com temperaturas de 29,25°C. Porém, no período de inverno, diferentemente do que acontece com todos os outros pontos amostrados, encontramos maiores densidades para esse reservatório, com valores superiores a 10.000 ind. m⁻³. Uma possível explicação para esse fato é que o ponto SCAX U apresenta uma concentração de clorofila “a” 3,5 vezes maior que o ponto SCAX D para o período de verão, o que proporciona uma maior quantidade de alimento na coluna d’água, favorecendo a maior densidade larval no período de inverno.

6. Considerações finais

Devido às grandes diferenças latitudinais e épocas sazonais distintas que foram amostradas, observou-se uma grande amplitude de variação de dados ambientais bem como de densidades larvais da espécie *L. fortunei*. Amplitudes de mais de 15°C de temperatura ocorreram entre os período de verão e inverno, bem como consideráveis diferenças nas concentrações de clorofila, nitrogênio e fósforo total. Tal variabilidade, apesar de não limitar a distribuição espacial geográfica da espécie, parece controlar de forma determinante o tamanho das populações nas diferentes sub bacias e/ou latitudes de uma mesma sub bacia.

Os resultados do estudo demonstraram que a espécie invasora *L. fortunei* encontra-se, atualmente, amplamente distribuída e estabelecida nos principais rios da Bacia Hidrográfica do rio da Prata, com exceção do extremo noroeste dos rios Grande e Paranaíba. Pode se considerar que esse processo se deu de uma forma muito rápida, uma vez que a chegada da espécie no continente ocorreu há apenas duas décadas.

Sazonalmente, as maiores densidades foram encontradas no verão. Além da temperatura favorável, o maior aporte de nutrientes na coluna d'água devido às intensas chuvas nas latitudes mais baixas, favorece aumento de alimento (fitoplâncton) nesse período do ano. Excepcionalmente, a influência da variação das concentrações de clorofila prevaleceram, independente da temperatura.

Algumas correlações foram contrastantes, conforme o período do ano. O oxigênio dissolvido, por exemplo, parece ter uma maior importância no controle das populações durante o verão, em função da maior amplitude de variação das concentrações (médias mínimas consideravelmente mais baixas). O aumento da densidade associado à queda moderada da oxigenação da coluna d'água no período de inverno pode ser um efeito indireto, pois águas com maior temperatura (e conseqüentemente menor oxigênio) favorecem a abundância de organismos.

A primeira hipótese do trabalho foi refutada, não sendo constatado um gradiente latitudinal decrescente das densidades larvais no sentido norte-sul, inicialmente suposto em função da localidade de introdução da espécie – extremo meridional da bacia. Condições sazonais regionais e sua influência nas características limnológicas devem ser responsáveis pelo não estabelecimento de um claro padrão latitudinal.

De um modo geral, a segunda hipótese também não foi satisfeita, isso é, não se observou um aumento significativo da densidade larval de mexilhão-dourado associado às condições mais lenticas (reservatórios) da bacia. Contudo, exceções importantes devem ser consideradas.

7. Referências Bibliográficas

- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. & Pelicice, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem, 501 p.
- Andrade, M.H.S; Brandimarte, A.L; Calheiros, D.F; Tambosi.L (2014) Anais 5º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Campo Grande, MS, 22 a 26 de novembro 2014 Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 220-230.
- Avelar, W.E.P; Martins; S.L. & Vianna, M.P. 2004. A new occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) (Bivalvia, Mytilidae) in the State of São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol. = Rev. Bras. Biol.*, vol. 64, no. 4, p. 739-742.
- Banco Mundial. 2008. Licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos no Brasil: uma contribuição para o debate. Brasil: Banco Mundial. v. 1.
- Bazán, J. M. & Arraga, E. 1993. O Rio de la Plata, um sistema fluvio-marítima Frágil? Acercamiento a una definición de la calidad de sus aguas. In: Boltovskoy, A. & Lopez, H. (eds). Conferencias de Limnología. Instituto de Limnología Dr. R. Ringuelet, La Plata. 71-82.
- Boon, P. J.; Davies, B. R. & Petts, G. E. (eds). 2000. Global perspectives on river conservation: Science, policy and practice. New York. John Wiley & Sons. 548 pp.
- Brown, J. H; Lomolino, M. V. 2006 Biogeografia, segunda edição. FUNPEC, Editora. Ribeirão Preto. 691p.
- Brugnoli, E.; Clemente, J.; Boccardi, L.; Borthagaray, A. & Scarabino, F. 2005. Golden mussel *Limnoperna foitrinei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay: update and predictions. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 77(2): 235-244.
- Carlton J. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biol Conserv* 78: 97–106.
- Carlton, J. T. 1999. The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans. In: Sundlund, O. T.; Shei, P. J. & Viken, A. (eds). Invasive species and biodiversity management. Kluwer Academic, Dordrecht. 195–212.

- Cataldo, D. H.; Boltovskoy, D. 2000. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Parana river and the Rio de la Plata estuary (Argentina). *Aquatic Ecology* 34 pp: 307-317.
- Cataldo, D. H.; Boltovskoy, D.; Hermosa, J. L.; Canzi, C. 2005. Temperature-dependent rates of larval development in *Limnoperna fortunei* (Bivalvia : Mytilidae). *Journal of Molluscan Studies* 71 (1) pp: 41-46..
- Clark, K. R & Gorley, R. N, 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Colautti, R.I. and Macisaac, H.J., 2004. A neutral terminology to define "invasive" species. *Diversity Distribution*, vol. 10, p. 135-141.
- Darrigran, G. & Pastorino, G. 1995. The recent introduction of a freshwater asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. *The Veliger*, 38: 171-175.
- Darrigran, G.A 1997. Invasores en la Cuenca del Plata. *Ciência Hoy* 38:1-6.
- Darrigran G.; Penchaszadeh, P. & Damborenea, M.C. 1999. The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) from a neotropical temperate locality. *J Shellfish Res.*, 18: 361-365.
- Darrigran, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasion*, 4: 145-156.
- Darrigran, G.A. 2002a. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasion*, 4: 145-156.
- Darrigran, G.A. 2002b. Invasive freshwater bivalves of the neotropical region. *Dreissena*, (2)2: 7-13.
- Darrigran, G. A.; Damborenea, C. & Greco, N. 2007. An Evaluation Pattern for Antimacrofouling Procedures: *Limnoperna fortunei* Larvae Study in a Hydroelectric Power Plant in South America. *Ambio*, Vol. 36, No. 7, pp. 575-579.
- Darrigran G & Damborenea C (2011) Ecosystem Engineering Impact of *Limnoperna fortunei* in South America. *Zoological Science* 28: 1-7.

- Eilers V (2006) Abundância e tamanho das fases larvais de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) no rio Paraguai e rio Miranda, MS. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) Centro de Ciências Biológicas e da Saúde- Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.
- Eilers.V, Oliveira.M.D, Roche.K.F (2011) Density and body size of the larval stages of the invasive Golden mussel (*Limnoperna fortunei*) in two neotropical rivers. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2011, vol.23,n°3,p.282-292.
- Ferrareze, M. & M. G. Nogueira. 2006. Phytoplankton Assemblages and Limnological Characteristics in Lotic Systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 18: 1-16.
- Garcia, D.A.Z.; Orsi, M.L.; Casimiro, A.C.R. & KURCHEVSKI, G. 2009. Registros de ocorrência de *Limnoperna fortunei* no médio e baixo Paranapanema: uma ameaça às suas águas.
- IUCN (2000) Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. 51st Meeting IUCN Council, Gland, Switzerland.
- Kelman, J; Pereira; M. V.; Ararirpe; T. A. & Sales; P. R. De H. (2006). Hidrelectricidade. In: Rebouças, A. da C.; Braga, B. & Tundisi, J. G. (eds). Águas doces no Brasil. Capital ecológico, uso e conservação. 2. ed. São Paulo. Escrituras Editora. 195-223.
- Lockwood, J; Hoopes, M, Marchetti M (2007) Invasion ecology. Blackwell, Oxford.
- Magara, Y.; Matsui, Y.; Goto, Y.; Yuasa, A. (2001) Invasion of the non-indigenous nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, into water supply facilities in Japan. *Journal of Water Supply: Research and Tecnology*. London, 50(3) pp: 113-124.
- Mansur, M.C.D.; Quevedo, C.B.; Santos, C.P. & Callil, C.T. 2004. Prováveis vias de introdução de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul e novos registros de invasão no Brasil pelas bacias do Paraná e Paraguai. In SILVA, J.S.V. & SOUZA, R.C.C.L. (Orgs.). *Água de Lastro e Bioinvasão*. Rio de Janeiro: Interciência. p. 33-38.

- Morton, B.S. (1975). The colonization of Hong Kong's raw water supply system by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilacea) from China. *Malacol. Rev* 8: 91-105.
- Morton, B.S. (1977). The population dynamics of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in Plove Cover reservoir, Hong Kong. *Malacologia* 16 (1) pp: 165-182.
- Morton, B.S. (1979). Freshwater fouling bivalves. Proceedings First International Corbicula Symposium. Texas. Christian Univ., pp. 1-14.
- Morton, B. S. (1982). The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) fouling Hong Kong' raw water supply system. *Oceanologia et Limnologia Sinica, Hong Kong*, 13 pp: 312-325.
- Mugni, H.; Maine. A. & Bonetto, C. 2005. Phosphate and nitrogen transformation in a large floodplain river. In: Serrano, L. & Golterman, H. (eds.). Phosphate in Sediments. Proceedings of the 4th International Symposium. Backhuys Publishers, Leiden. 139-149.
- Nakai, K. (1995). Intrusion of the freshwater mytilid mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), into Japan. *Kansai Shizenhogo Kiko*, 17:45-56.
- Nalepa, T. F. & D. W. Schloesser. (1993). Zebra mussels biology, impacts, and control. Boca Raton: Lewis Publishers. 810 pp.
- Nogueira, M. G.; Jorcín, A.; Vianna, N. C., Britto, Y. C. T. 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In: Cirelli, A. & Marquisa, G. (eds.), *El agua en Iberoamerica, de la limnologia a la gestión en sudamerica*. Buenos Aires. CYTED. 91-106.
- Nogueira, M.G.; Jorcín, A.; Vianna, N.C.; Britto, Y.C. 2006. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: Nogueira, M.G.; Henry, R. & Jorcín, A. (eds.). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata (2ª ed.)*. São Carlos: Rima. 435-459.
- Nogueira, M. G.; Reis Oliveira, P. C. & Britto, Y. T. 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica* 27(1): 151- 170.

- Nogueira, M. G.; Pomari, J.; Ferreira, R. A. R.; Pessotto, M. A. & Vianna, N. C. 2014. A represa de Jurumirim como um sistema espacialmente complexo - limnologia, qualidade de água, comunidade fitoplanctônica em uma abordagem inter-década. In: HENRY, R. 2014. Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais. Holos, Editora. Ribeirão Preto. 139-153.
- Oliveira, M.D.; Pellegrin, L.A.; Barreto, R.R.; Santos, C.L.; Xavier, I.G. 2004. Área de Ocorrência do Mexilhão Dourado (*Limnoperna fortunei*) na Bacia do Alto Paraguai, entre os anos de 1998 e 2004. Corumbá: Embrapa Pantanal. 19p.
- Oliveira, M.D.; Takeda, A. M.; Barros, L. F.; Barbosa, D. S. & Resende, E. K. 2006. Invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) of the Pantanal wetland, Brazil. *Biological Invasions*, 8: 97–104.
- Oliveira, M.D. 2009. Fatores reguladores e distribuição potencial do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei* Dunker, 1857), na bacia do alto rio Paraguai e outros rios brasileiros. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 93p.
- Oliveira, M.D., Hamilton, S.K., Calheiros, D.F. & Jacobi, C.M 2010. Oxygen depletion events control the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) in a tropical floodplain. *Wetlands*, vol. 30, no. 4, p. 705-716.
- Pastorino, G; G. Darrigran; S Martin & L Lunaschi. (1993). *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), Nuevo bivalvo invasor em águas del Río de la Plata. *Neotropica* 39(101-102) 34.
- Pareschi, D.C.; Matsumura-Tundisi, T.; Medeiros, G.R; Luzia, A.P. & Tundisi, J.G. 2008. First occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the Rio Tietê watershed (São Paulo State, Brazil). *Braz. J. Biol.*, 68(4, Suppl.): 1107-1114.
- Pestana, D.; Ostrensky, A.; Tschál, M. K. & Boeger, W. A. 2010. Prospecção do molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) nos principais corpos hídricos do estado do Paraná, Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 50(34): 553-559.
- Pizarro, M. J.; Hammerly, J.; Maine, M. A & Suñe, N. 1992. Phosphate adsorption on bottom sediments of the Rio de la Plata. *Hydrobiologia*. 228: 43-54.

- Resende, M.F. & Martinez, C.B. 2008. Impactos da infestação de condutos forçados de PCH's pelo *Limnoperna fortunei*. In: VI Simpósio Brasileiro sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas. Belo Horizonte, MG, Brasil.
- Ricciardi, A. 1998. Global range expansion of the Asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): Another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling*, vol. 13, no. 2, p. 97-100.
- Rocha, O.; Espíndola, E. L. G.; Rietzler, A. C.; Fenerich-Verani, N. & Verani, J. R. 2011. Animal Invaders in São Paulo State Reservoirs. *Oecologia Australis*, 15(3):631-642.
- Rodrigues, L.; Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. 2005. Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos: Rima.
- Sampaio, E.V.; Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J.G. 2002. Composition and Abundance of Zooplankton in the Limnetic of Seven Reservoir of the Paranapanema River. *Braz. J. Biol.* 62 (3): 525-545.
- Santos, C. P. dos; (2004). Avaliação da densidade e crescimento populacional do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em suas diferentes fases de vida no Lago Guaíba, município de Porto Alegre-RS, como subsídios ao controle do bivalve invasor. UFRGS. Dissertação de Mestrado. 93 p
- Santos, et al (2005). Fases larvais do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Scarabino, M. & Verde, M. 1995. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la costa uruguaya del Río de la Plata (Bivalvia: Mytilidae). *Com Soc Malac Uruguay*, 7: 374-375.
- Silva, C.A.; Train, S. & Rodrigues, L.C. 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia* 537: 99-109.
- Silva, D. P. 2006. Aspectos Bioecológicos do Mexilhão Dourado *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) (Dunker, 1857). Tese de doutorado. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 123pp.
- Silveira, J.P. 2005. http://www.amcham.com.br/advocacy/informativos/advocacy2001-12_10f_arquivo (acesso em 25/01/2015).

- Souza-Filho, E.E.; Rocha, P.C.; Comunello, E. & Stevaux, J.C. 2004. Effects of the Porto Primavera Dam on Physical Environment of the downstream floodplain. In: Thomaz; S.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (eds). The upper River Paraná River and its Floodplain, Backhuys Publishers, Leiden, 55-74.
- Stevaux, J.C.; Souza-Filho, E.E.; Medeanic, S. & Yamskikh. 2004. The quaternary history of the Paraná River and its floodplain. In: Thomaz; S.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (eds). The upper River Paraná River and its Floodplain, Backhuys Publishers, Leiden, 31-53.
- Suriani, A.L.; França, R. S. & Rocha, O. 2007. A malacofauna bentônica das represas do médio rio Tietê (São Paulo, Brasil) e uma avaliação ecológica das espécies exóticas invasoras, *Melanooides tuberculata* (Müller) e *Corbicula fluminea* (Müller). *Rev. Bras.Zool.*, vol. 24, no. 1, p. 21-32.
- Tundisi, J. G. 1993. Represas do Paraná superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento. In: Boltovskoy, A. & López, H. (Eds). Conferencias de Limnología. Instituto de Limnología Dr. R. Ringuelet, La Plata. 41-52.
- Tundisi, J. G. 1994. Tropical South America: present and perspectives. In: Margalef, R. (ed.) *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Amsterdam, Elsevier Science B. 353-424.
- Tundisi, J. G. & Matsumura-Tundisi, T. 2003. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience of South American and Brazilian cases studies. *Hydrobiologia*, 500: 231-242.
- Udvardy, M., (1969). *Dynamic Zoogeography*. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Von Ruckert, G. Campos, M. C. S. & Rolla, M.E. 2004. Alimentação de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857): taxas de filtração com ênfase ao uso de Cyanobacteria. *Acta Sci. Biol. Sci.*, 26 (4): 421-429.
- Zanella, O. & Marenha, L. D. 2002. Ocorrência de *Limnoperna fortunei* na Central Hidrelétrica de Itaipu. In: Congresso Latinoamericano de Malacologia, 5, São Paulo. Resumos. São Paulo: Instituto Butantan/Instituto de Biociências - USP, p.41.

Anexo

Pontos verão	Densidade de larvas de <i>L. fortunei</i> (ind.m ⁻³) (média das réplicas)	Pontos inverno	Densidade de larvas de <i>L. fortunei</i> (ind.m ⁻³) (média das réplicas)
S10 EMB U	0	W10 EMB U	0
S10 EMB D	0	W10 EMB D	0
S10 SSIM U	0	W10 SSIM U	0
S10 SSIM D	0	W10 SSIM D	0
S10 FUR U	0	W10 FUR U	0
S10 FUR D	0	W10 FUR D	0
S10 AVER U	0	W10 AVER U	0
S10 AVER D	0	W10 AVER D	0
S10 BBON U	0	W10 BBON U	0
S10 BBON D	176,3	W10 BBON D	0
S10 TIRM U	3420,4	W10 TIRM U	172,7
S10 TIRM D	801,7	W10 TIRM D	623,6
S10 JUR U	0,0	W10 JUR U	0,0
S10 JUR D	0,0	W10 JUR D	0,0
S10 ROS U	4319,2	W10 ROS U	371,1
S10 ROS D	4025,0	W10 ROS D	135,0
S10 ISOL U	11215,4	W10 ISOL U	650,0
S10 ISOL D	1309,7	W10 ISOL D	233,3
S10 ITA U	2939,8	W10 ITA U	597,7
S10 ITA D	3661,3	W10 ITA D	881,8
S14 RPAR SJ	10436,4	W13 RPAR SJ	836,4
Média Alto Paraná Verão	2014,5	Média Alto Paraná Inverno	214,4
S10 YACI U	2104,6	W10 YACI U	768,3
S10 YACI D	16079,6	W10 YACI D	952,1
S10 RPAR M1	1922,4	W10 RPAR M1	353,2
S10 RPAR M2	1848,2	W10 RPAR M2	338,7
S10 RPAR M3	2108,6	W10 RPAR M3	404,9
Média Médio Paraná Verão	4812,7	Média Médio Paraná Inverno	563,4
S10 RPAR L1	2581,7	W10 RPAR L1	381,0
S10 RPAR L2	1538,0	W10 RPAR L2	348,7
S10 RPAR L3	673,4	W10 RPAR L3	207,1
Média Baixo Paraná Verão	1597,7	Média Baixo Paraná Inverno	312,3
S10 RPAG U	52030,5	W10 RPAG U	685,5
S10 RPAG M	20706,5	W10 RPAG M	2226,3
S10 RPAG L	7741,7	W10 RPAG L	2630,9

S14 RPAG M	10111,2	W13 RPAG M	55,9
S14 RPAG APA	0,0	W13 RPAG APA	0,0
Média Paraguai Verão	18118,0	Média Paraguai Inverno	1119,7
S10 FARE U	0	W10 FARE U	67,6
S10 FARE D	0,0	W10 FARE D	69,4
S10 SCAX U	5991,9	W10 SCAX U	10430,2
S10 SCAX D	3543,3	W10 SCAX D	2685,4
S14 RIGU L	2851,1	W13 RIGU L	1104,0
Média Iguaçu Verão	2477,2	Média Iguaçu Inverno	2871,3
S10 MAC U	0	W10 MAC U	0,0
S10 MAC D	0	W10 MAC D	0,0
S10 RURU M1	0,0	W10 RURU M1	17,3
S10 RURU M2	1,5	W10 RURU M2	36,6
S10 SGRA U	219,1	W10 SGRA U	13,3
S10 SGRA D	47976,4	W10 SGRA D	0,0
S10 RURU L	22253,4	W10 RURU L	59,6
S14 RURU URU	520,9	W13 RURU URU	169,9
S14 RURU M2	1245,6	W13 RURU M2	184,0
S14 RURU IRA	4246,28	W13 RURU IRA	268,9
Média Uruguai Verão	7646,3	Média Uruguai Inverno	53,4
S10 RPLA	60064,1	W10 RPLA	197,6
Média Rio da Plata Verão	60064,1	Média Rio da Plata Inverno	197,6