

**INTRODUÇÃO A BIOLOGIA
DAS INVASÕES**

**O MEXILHÃO DOURADO NA
AMÉRICA DO SUL: BIOLOGIA,
DISPERSÃO, IMPACTO,
PREVENÇÃO E CONTROLE**

INTRODUÇÃO A BIOLOGIA DAS INVASÕES

O MEXILHÃO DOURADO NA AMÉRICA DO SUL: BIOLOGIA, DISPERSÃO, IMPACTO, PREVENÇÃO E CONTROLE

**Gustavo Darrigran &
Cristina Damborenea**

(Editores)



2009

© 2009

Qualquer parte desta publicação pode ser reproduzida, desde que citada a fonte.
Todos os direitos desta edição reservados aos editores da obra.

Tradução:

Prof. Carlos Pérez Bergmann - UFRGS

Profa. Daniela Lupinaci Villanova – UNISC

Profa. Juliane Vicenzi

Profa. Maria Cristina Dreher Mansur

Darrigran, Gustavo

Introdução a Biologia das Invasões O Mexilhão
Dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto,
prevenção e controle / Gustavo Darrigran / Cristina
Damborenea; tradução: Carlos Pérez Bergmann, Daniela
Lupinaci Villanova, Juliane Vicenzi e Maria Cristina Dreher
Mansur. São Carlos, SP: Cubo Multimídia Ltda., 2009.

246 p.

ISBN

1. Biologia. I. Damborenea, Cristina. II. Título.

CDD 570



Rua Marechal Deodoro, 2709
13560-201 São Carlos - SP
www.cubomultimedia.com.br



O catedrático da Universidade de Barcelona, R. Margalef, em seu livro “Planeta Azul, Planeta Verde” descreve uma figura tirada de um tapete tecido na Espanha há 465 anos, baseado em um cartão atribuído a Pierre van Relot. Este é um mosaico de calamidades (por exemplo, um homem em posição invertida, sob um cavalo; um nobre atravessado por uma flecha). No ângulo inferior direito, aparece um ancião, acorrentado, estudando detalhadamente a diversidade biótica.

*Diante dessa imagem, o catedrático reflete:
“Tem-se que ter valor para fazê-lo entre tanta adversidade”.*

Gentileza de Juan Armengol Bachero

SUMÁRIO

BIOINVASÕES	1
INTRODUÇÃO	1
A CIÊNCIA DOS VETORES	8
ACIDENTAL VS. INTENCIONAL	8
PROCESSO DE INVASÃO	9
INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES	10
CHEGADA E SOBREVIVÊNCIA	13
DISPERSÃO	14
EFEITOS DAS ESPÉCIES INTRODUZIDAS	15
EFEITOS DIRETOS	15
EFEITOS INDIRETOS	16
EFEITOS ECONÔMICOS	16
A GEOGRAFIA DA INVASÃO	16
IMPERIALISMO ECOLÓGICO. O EFEITO DOS INVASORES EUROASIÁTICOS	16
HABITAT PERTURBADO	16
ERRADICAÇÃO, CONTROLE E PREVENÇÃO	17
O CAMINHO A SEGUIR	19
FASES DE INVASÃO	19
AGENDA DE INVESTIGAÇÃO	21
1. ANÁLISES DAS VIAS DE INTRODUÇÃO E RISCOS DE MITIGAÇÃO	21
2. FERRAMENTAS NA DECISÃO DE RISCOS	22
3. MODELOS EMPÍRICOS E PREDIÇÃO	24
REFERÊNCIAS	26
ANEXO I	29
ÁGUA DE LASTRO COMO VIA DE INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES A NÍVEL GLOBAL	31
INTRODUÇÃO	31
EXEMPLOS DE INTRODUÇÃO POR ÁGUA DE LASTRO	32
CASOS DE INTRODUÇÕES POR ÁGUA DE LASTRO NA AMÉRICA DO SUL	32
PROJETO GLOBALLAST	33
DESCRIÇÃO, FINANCIAMENTO, COORDENADORES E EXECUTORES	33
OBJETIVO	33
RESULTADOS ALCANÇADOS - COMPONENTE	33
1. COORDENAÇÃO DO PROGRAMA	33
2. COMUNICAÇÃO E MOBILIZAÇÃO PÚBLICA	35
3. AVALIAÇÃO DE RISCO	35
3.1. AVALIAÇÃO DE RISCO DA ÁGUA DE LASTRO	35
3.2. INVESTIGAÇÕES BIOLÓGICAS BÁSICAS	36
4. MEDIDAS DE GESTÃO DA ÁGUA DE LASTRO	37
4.1. TREINAMENTO	37
4.2. LEGISLAÇÃO E REGULAMENTAÇÃO	37
5. CONFORMIDADE, MONITORAMENTO E IMPOSIÇÃO	38

6. COOPERAÇÃO REGIONAL E REPRODUÇÃO.....	38
7. RECURSOS E AUTOFINANCIAMENTO.....	39
EXPECTATIVAS.....	39
LIMNOPERMA FORTUNEI DENTRO DO PROJETO GLOBALLAST.....	39
A OMI E O CONTROLE DA INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES	
AQUÁTICAS INDESEJÁVEIS, VIA ÁGUA DE LASTRO	39
REFERÊNCIAS	40
ANEXO II.....	41
CARACTERÍSTICAS DA ESPÉCIE	43
INTRODUÇÃO	43
DESENVOLVIMENTO.....	44
MORFOLOGIA VALVAR.....	44
ANATOMIA INTERNA	46
MODO DE VIDA	46
ESTRATÉGIA REPRODUTIVA E CICLO DE VIDA	47
IDADE E CRESCIMENTO	48
MECANISMO DE DISPERSÃO	50
IMPACTO NEGATIVO NOS ECOSISTEMAS	50
REFERÊNCIAS.....	58
BIOLOGIA REPRODUTIVA DO <i>Limnoperna fortunei</i>	61
INTRODUÇÃO	61
GENERALIDADES	61
CICLO REPRODUTIVO	62
CARACTERÍSTICAS GERAIS.....	62
MATURAÇÃO E ELIMINAÇÃO DOS GAMETAS.....	63
REFERÊNCIAS.....	72
ANEXO III	74
DESENVOLVIMENTO E ECOLOGIA LARVAL DO <i>Limnoperna fortunei</i>	77
INTRODUÇÃO	77
ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTO.....	77
PRIMEIROS ESTÁGIOS SEM VALVAS	77
ESTÁGIOS POSTERIORES VALVADOS.....	78
CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS DA REPRODUÇÃO DOS	
BIVALVES DULCIACUÍCOLAS NEOTROPICAIS.....	78
DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DOS ESTÁGIOS LARVAIS.....	79
ORIGEM E RECRUTAMENTO DAS POPULAÇÕES DO <i>Limnoperna fortunei</i>	
EM AMBIENTES DO PARANÁ MÉDIO.....	82
REFERÊNCIAS.....	84
ANEXO IV.....	86

INTRODUÇÃO E DISPERSÃO DO <i>Limnoperna fortunei</i>	89
INTRODUÇÃO	89
DISTRIBUIÇÃO DO MEXILHÃO DOURADO NA REGIÃO NEOTROPICAL	89
INTRODUÇÃO E DISPERSÃO DO <i>LIMNOPERNA FORTUNEI</i> NA ARGENTINA	89
INTRODUÇÃO E DISPERSÃO DO <i>LIMNOPERNA FORTUNEI</i> NO BRASIL	92
INTRODUÇÃO NO CENTRO-OESTE DO BRASIL VIA RIO PARANÁ/PARAGUAI	92
INTRODUÇÃO NA BACIA DO LAGO GUAÍBA E DA LAGUNA DOS PATOS, SUL DO BRASIL	96
INTRODUÇÃO NO RIO URUGUAI E AFLUENTES	99
ABUNDÂNCIA	99
ESTÁGIOS LARVAIS DO MEXILHÃO DOURADO	99
MEXILHÃO DOURADO-FASE ADULTA	99
DISPERSÃO	103
PRIMEIROS PASSOS SUGERIDOS PARA PREVENIR O DESACELERAMENTO DA DISPERSÃO DO MEXILHÃO DOURADO	104
PROJEÇÃO DA INVASÃO EM NOVAS ÁREAS	104
AGRADECIMENTOS	106
REFERÊNCIAS	107
OS PEIXES PREDADORES DO <i>Limnoperna fortunei</i> NOS AMBIENTES COLONIZADOS	111
INTRODUÇÃO	111
CARACTERÍSTICAS DOS NOVOS PREDADORES	112
Os CHARACIFORMES. PIAVAS E PACUS	112
Os SILURIFORMES. ARMADOS, BAGRES E CASCUDOS	114
ARMADOS	114
BAGRES	115
CASCUDOS	116
Os CYPRINIFORMES. AS CARPAS	117
Os RAJIFORMES. AS RAIAS DE RIO	118
Os PERCIFORMES. A CORVINA	118
CONCLUSÕES	118
REFERÊNCIAS	120
ANEXO V	125
TAXAS DE CLAREAMENTO: RITMOS E IMPACTO	127
INTRODUÇÃO	127
DESENVOLVIMENTO	128
MÉTODOS DE MEDIÇÃO DAS TAXAS DE FILTRAÇÃO	128
FILTRAÇÃO DO <i>L. FORTUNEI</i>: VALORES, COMPARAÇÃO COM OUTRAS ESPÉCIES E IMPACTO SOBRE O SISTEMA	128
REFERÊNCIAS	137
GOVERNABILIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS E AS BIOINVASÕES	141

<i>INTRODUÇÃO</i>	141
<i>PRINCIPAL CORREDOR AQUÁTICO DE BIOINVASÕES EM NOSSO PAÍS</i>	142
<i>A DIMENSÃO ESTRATÉGICA DAS POLÍTICAS DE PREVENÇÃO PARA O INGRESSO DE ESPÉCIES INVASORAS</i>	145
<i>CARACTERÍSTICAS DOS RECURSOS HÍDRICOS</i>	147
<i>MODOS DE GOVERNABILIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS</i>	149
<i>CONCLUSÕES</i>	151
<i>REFERÊNCIAS</i>	153
ASPECTOS GERAIS VINCULADOS À PREVENÇÃO E CONTROLE	155
<i>INTRODUÇÃO</i>	155
<i>MÉTODOS DE PREVENÇÃO E CONTROLE</i>	155
<i>QUE ESTRUTURAS DA PLANTA DEVO PROTEGER?</i>	156
<i>PROBLEMAS JÁ CAUSADOS NA REGIÃO NEOTROPICAL</i>	158
<i>COMO PROTEGER A PLANTA?</i>	158
<i>SÍNTESE DE MÉTODOS DE CONTROLE</i>	160
<i>REATIVO</i>	162
<i>PRÓ-ATIVAS</i>	163
<i>DIFUSÃO</i>	165
<i>REFERÊNCIAS</i>	166
<i>ANEXO VI</i>	167
EFEITO DE BIOCIDAS E TOLERÂNCIA À EXPOSIÇÃO AO AR	169
<i>INTRODUÇÃO</i>	169
<i>BIOCIDAS</i>	169
<i>CLORO</i>	170
<i>MOLUSQUICIDAS</i>	172
<i>POLÍMERO DE AMÔNIO QUATERNÁRIO</i>	172
<i>OUTROS MOLUSQUICIDAS TESTADOS</i>	176
<i>TOLERÂNCIA À EXPOSIÇÃO AO AR</i>	177
<i>REFERÊNCIAS</i>	182
PINTURAS ANTIINCRUSTANTES	185
<i>INTRODUÇÃO</i>	185
<i>PRINCIPAIS COMPONENTES DAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES</i>	185
<i>MODO DE AÇÃO DOS PRODUTOS QUE LIBERAM BIOCIDAS OU REPELENTES FRENTE A LARVAS DOS ORGANISMOS QUE SE APROXIMAM DA SUPERFÍCIE PROTEGIDA</i>	186
<i>PROPRIEDADES DOS PRINCIPAIS COMPONENTES DAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES</i>	186
<i>COMPONENTES DO PIGMENTO</i>	186
<i>PIGMENTOS ATIVOS INORGÂNICOS</i>	186
<i>PIGMENTOS ATIVOS ORGÂNICOS</i>	189

COMPONENTES DO LIGANTE	190
LIGANTE SOLÚVEL E LIGANTE FIXO	190
CLASSIFICAÇÃO DAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES	
SOBRE A BASE DE SEU MODO DE AÇÃO	194
PINTURAS QUE SE DISSOLVEM COM DIMINUIÇÃO DA ESPESSURA DA PELÍCULA	196
PINTURAS OLEORRESINOSAS CONVENCIONAIS	196
PINTURAS DE LIGANTE HIDROLISÁVEL	197
PINTURAS QUE SE DISSOLVEM SEM A DIMINUIÇÃO DA ESPESSURA DA PELÍCULA	199
A LIXIVIAÇÃO DO ÓXIDO CUPROSO EM PINTURAS ANTIINCRUSTANTES	
DE MATRIZ INSOLÚVEL	200
SISTEMAS ECOLÓGICOS	207
DESENVOLVIMENTO DE PRODUTOS ANTIINCRUSTANTES NATURAIS	208
RECOBRIMENTOS DE BAIXA ENERGIA SUPERFICIAL	208
ADESÃO E UNIÕES ADESIVAS	208
MECANISMO DE ADESÃO DE ESPÉCIES INCRUSTANTES	209
O MECANISMO DE FIXAÇÃO DE INCRUSTAÇÕES CALCÁRIAS	210
O MECANISMO DE ADESÃO DOS BIVALVES	211
PINTURAS DE BAIXA ENERGIA SUPERFICIAL	212
FLUOPOLÍMEROS FUNCIONAIS	213
PINTURAS SILICONADAS	213
ADITIVOS PARA POLÍMEROS CONVENCIONAIS E SILICONADOS	214
MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE PINTURAS ANTIINCRUSTANTES	214
METODOLOGIA	215
ENSAIOS DE LABORATÓRIO	216
CONSIDERAÇÕES FINAIS	217
AGRADECIMENTOS	217
REFERÊNCIAS	217
ANEXO VII	220
AUMENTANDO A SENSIBILIDADE E A AGILIDADE DO	
MONITORAMENTO DE <i>Limnoperna fortunei</i> UTILIZANDO	
O MÉTODO MOLECULAR	223
INTRODUÇÃO	223
PROTOCOLO MOLECULAR DE DETECÇÃO	224
AS NOVAS EVIDÊNCIAS ATRAVÉS DO MÉTODO MOLECULAR	226
CONCLUSÕES	227
AGRADECIMENTOS	227
REFERÊNCIAS	227
ANÁLISE DE RISCO APLICADA ÀS BIOINVASÕES	229
INTRODUÇÃO	229
PREDIÇÃO VS. ANÁLISE DE RISCO	229
LIMITAÇÕES DOS TRABALHOS DE PREVENÇÃO	230

FERRAMENTAS PARA A PREDIÇÃO E A ANÁLISE DE RISCO	231
ESTUDO DE CASO	231
ANÁLISE DE RISCO DE BIOINVASÃO POR LIMNOPERNA FORTUNEI EM RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS DO RIO IGUAÇU, PARANÁ, BRASIL.....	231
ANÁLISE DOS VETORES DE DISPERSÃO.....	232
• TRANSPORTE DE AREIA.....	233
• TRANSPORTE DE BARCOS DE PESCA ESPORTIVA	234
• TRANSPORTE DE PEIXES VIVOS.....	235
MATERIAL E MÉTODO PARA A ANÁLISE DE RISCO	237
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	239
OUTROS COMPONENTES NECESSÁRIOS À ANÁLISE DE RISCO.....	241
BLOCO DE DADOS	241
CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS DO CORPO D'ÁGUA	241
CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO CORPO D'ÁGUA	242
VETORES DE DISPERSÃO DA ESPÉCIE	242
LIMITES AMBIENTAIS DA ESPÉCIE.....	242
CONCLUSÕES	243
REFERÊNCIAS.....	244

APRESENTAÇÃO

A AES Tietê é a geradora de energia elétrica com a melhor *performance* do País. Com um parque composto por 10 usinas hidrelétricas, localizadas nas regiões central, nordeste e noroeste do Estado de São Paulo, é responsável pela produção de 20% da energia do estado e 2% da produção nacional.

Preocupada em garantir altos índices de desempenho, a AES Tietê, além de manter as operações e manutenções das usinas sob um rígido controle de qualidade, tem um grande compromisso com a sustentabilidade empresarial, levando em conta os aspectos ambientais, sociais e econômico-financeiros.

É neste contexto que a empresa patrocina, por meio do programa de Pesquisa e Desenvolvimento da Aneel (Agência Nacional de Energia Elétrica), o livro “Introdução a Biologia das Invasões O Mexilhão Dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle”.

Este livro aborda a infestação do *Limnoperna fortunei*, popularmente conhecido como mexilhão dourado, identificado pelo Fundo para o Meio Ambiente (GEF) como uma das quatro maiores ameaças aos ecossistemas. Dependendo das condições ambientais, esses organismos são capazes de alterar por completo o equilíbrio ambiental pré-existente.

Nas usinas hidrelétricas, perdas econômicas consideráveis vêm sendo constatadas. O molusco, uma vez presente, forma rapidamente grandes massas incrustantes, que causam problemas nas grades de proteção, tubulações e trocadores de calor, responsáveis por aumentos significativos de custos de manutenção.

PREFÁCIO

Desde o ano 1991, registra-se na Argentina, e pela primeira vez na América do Sul, a presença de um mexilhão de água doce. Esta espécie, como seus parentes marinhos, vive fixa em substratos duros. *Limnoperna fortunei* ou mexilhão dourado, como comumente se denomina, ocupa um nicho vago nos ambientes de água doce da América do Sul. Desde então, o mexilhão dourado impacta tanto o ambiente natural (por exemplo, deslocamento de espécies nativas, alteração de dieta em peixes, alteração do bêntos nativo) como humano (por exemplo, estações de tratamento de água, de refrigeração de indústrias, de unidades geradoras de energia, de sistemas contra incêndios) provocando severos problemas de oclusão em tubulações e filtros (*macrofouling*). Sua dispersão na bacia do Prata se realiza contracorrente a uma velocidade de 240 km/ano, afetando os países membros do Mercosul.

Este tema apresenta tal magnitude que, no ano 2000, a Faculdade de Ciências Naturais e Museu da Universidade Nacional de La Plata, Argentina, através do Grupo de Investigação de Moluscos Invasores/Pragas (GIMIP), o qual é dirigido e coordenado pelos Editores da presente obra, obteve a distinção *MercoPremio. Área: Meio Ambiente* pela contribuição “BIVALVES INVASORES”. Um novo problema econômico-ambiental na água doce dos países do Mercosul“. Este prêmio foi conferido no concurso de monografias organizado pelo Estado do Rio Grande do Sul, através de seu Gabinete do Mercosul, e auspiciado pela Associação de Universidades Grupo Montevideú. A obra serviu como semente para a presente contribuição.

Por último, cabe destacar o mais profundo agradecimento a todos os que de um modo ou outro participaram na publicação deste livro:

- Programa Global de Gestão de Água de Lastro – GloBallast - (F. da Costa Fernandes - IEAPM, Brasil; A. de C. Leal Neto - GloBallast, Brasil; Robson José Calixto - Ministério do Meio Ambiente, Brasil); Buckman Laboratórios; CIDEPINT (Centro Investigação e Desenvolvimento Tecnológicos em Pinturas; Argentina - CIC CONICET) por suas valiosas contribuições.
- À Agência de Promoção Científica e Tecnológica, Argentina (PICT/04 -25621), ao Conselho Nacional de Investigações Científicas e Técnicas (CONICET), Argentina (PIP 6370) e à Universidade Nacional de La Plata, Faculdade de Ciências Naturais e Museu, Argentina, pelas contribuições e assistências oferecidas em diferentes aspectos do trabalho realizado.
- A AES Tietê e especialmente ao Prof. Carlos Pérez Bergmann – UFRGS pelo valioso esforço na publicação desta obra.

Gustavo Darrigan & Cristina Damborenea

CAPÍTULO 1

BIOINVASÕES

Gustavo Darrigran¹ & Cristina Damborenea¹

INTRODUÇÃO

Embora a distribuição das espécies mude naturalmente ao longo do tempo, a atividade do homem incrementa em grande medida a taxa e escala espacial destas mudanças, seja de forma intencional ou não (Ricciardi & MacIssac, 2000). Este incremento ocorre de forma direta, através de corredores de invasão (rotas aquáticas, terrestres ou aéreas; comerciais e/ou turísticas) ou de forma indireta, através de ambientes alterados como consequência da mudança global. Esta última expressão ambiental cria um meio potencialmente favorável para o estabelecimento das espécies introduzidas (Dukes & Mooney, 1999).

O impacto que ocasionam as espécies introduzidas é maior nos ambientes perturbados que nos prístinos. Já na década de 1950, Charles Elton (1958) estabeleceu o conceito de “resistência biótica”, que sustenta que, em áreas não perturbadas, o conjunto de competidores, predadores, parasitas e enfermidades frustram o estabelecimento da maioria dos invasores, enquanto que em um ambiente perturbado, essa resistência é menor devido à redução do número de espécies “defensoras”.

O estuário do Río de la Plata é uma área geográfica a considerar nos processos de bioinvasões. Como se pode observar na Figura 1, duas espécies de bivalves dulcícolas, *Corbicula fluminea* Müller, 1774 (Figura 1b – Anexo I) e *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Figura 1a – Anexo I) invadiram a América do Sul ingressando por este estuário. A estes casos de invasão deve-se somar outro molusco potencialmente invasor, o gastrópode *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Figura 1d – Anexo I), encontrado recentemente na baía Samborombón, área do Río de la Plata de alto conteúdo salino (Pastorino *et al.*, 2000). Além da capacidade invasora própria destas espécies, o estuário do Río de la Plata é uma importante via marítimo-fluvial, que aloja dois grandes portos internacionais (Portos de Buenos Aires na Argentina e Montevideu no Uruguai), os quais são utilizados de forma intensiva como consequência da globalização ocorrida nas últimas décadas. Por outro lado, Deschamps *et al.* (2003), analisam as precipitações registradas na cidade de Buenos Aires desde os séculos XIX ao XXI como manifestação da mudança climática no pampa da província de Buenos Aires. Seus resultados evidenciam um importante incremento das precipitações nas últimas três décadas (Figura 2), fenômeno que envolve uma mudança das condições ambientais nesta região. Portanto, neste ponto geográfico, paralelamente ao incremento do intercâmbio comercial-turístico que envolve o traslado potencial de espécies de qualquer ponto do planeta a esta região, ocorre uma mudança climático-ambiental local no tempo histórico (Deschamps *et al.*, 2003), que pode ser aproveitada por espécies com ampla capacidade adaptativa (tal como a das espécies invasoras).

Como já se mencionou, o conceito de invasões biológicas começou a ser utilizado na década de 1950 (Elton, 1958). Desde então, a diversidade de termos aplicada a este é tal, que chega a confundir a própria definição de bioinvasão. Atualmente, existe uma tendência a unificar critérios sobre a base dos aspectos envolvidos no processo de invasão (Marco *et al.*, 2002): um que corresponde à espécie invasora e o outro em relação ao ambiente receptor. O termo *invasiveness*, ou capacidade de invasão, se

¹ CONICET. Grupo Investigación sobre Moluscos Invasores/Plaga. División Zoología Invertebrados. FCNyM, UNLP. Paseo do Bosque, 1900 La Plata, Argentina. invasion@fcnym.unlp.edu.ar



Figura 1. Bioinvasões de bivalves de água doce no continente Americano. Linha preta tracejada corresponde à *Dreissena polymorpha*; linha preta contínua ao *Limnoperna fortunei*; linha cinza à *Corbicula fluminea* (modificado de Darrigran & Pastorino, 2004).

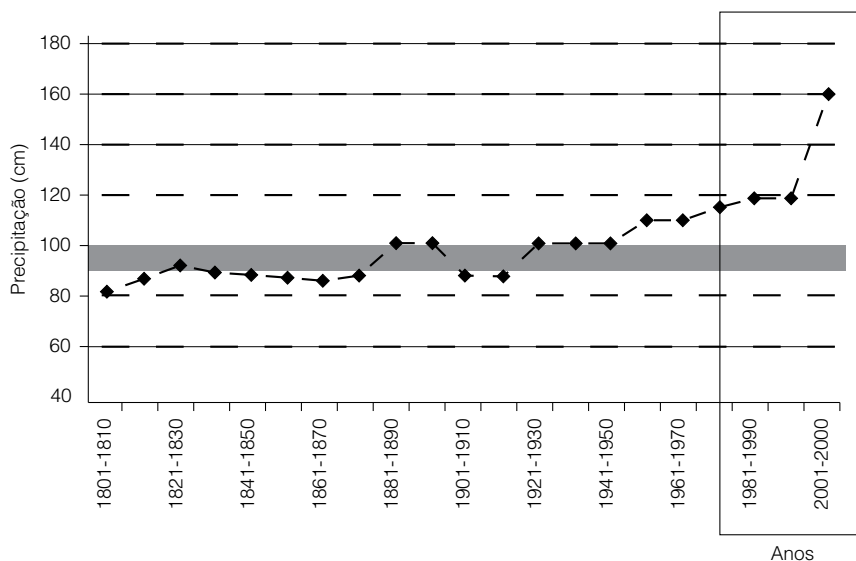


Figura 2. Dados históricos de precipitações para a cidade de Buenos Aires, desde o século XIX ao XXI. A faixa cinza indica os níveis de precipitação histórica utilizados para a construção pública (modificado de Deschamps *et al.*, 2003).

refere à característica própria de uma espécie em particular para invadir um *habitat* determinado; enquanto que *invasibility*, ou susceptibilidade do ambiente a ser invadido, alude a características próprias de um *habitat* que determinam sua disponibilidade para o estabelecimento e dispersão de uma espécie invasora.

A capacidade de invasão das espécies se vincula com a complexa interação entre espécies invasoras, nativas e o *habitat*. Estes aspectos geram um marco conceitual para a formulação de modelos,

com o objetivo de estudar e prever as tendências das bioinvasões. Não obstante, estes modelos se transformam em ferramentas adequadas na comparação de casos pontuais. Esquemáticamente, os principais elementos do processo de bioinvasão podem ser organizados considerando a *input* (espécies e características do *habitat*) e a *output* (padrões de predição e taxas de invasão) (Figura 3). Em relação ao *output*, e com a finalidade de compreender processos e mecanismos das bioinvasões, o padrão de dispersão é tão importante como a velocidade de dispersão. Estes conhecimentos são a base para incrementar a possibilidade de predição e controle das bioinvasões.

As ferramentas utilizadas para a prevenção de espécies introduzidas invasoras incluem a avaliação de risco, detecção precoce, rápida resposta e educação pública. Geralmente, o manejo de espécies invasoras é reativo e começa uma vez estabelecida a espécie na nova área.

Os esforços na geração de modelos de predição adquirem importância a fim de oferecer informação sobre a potencial distribuição geográfica das espécies invasoras aos encarregados das decisões sobre os problemas ambientais e, portanto, contar com ferramentas para estabelecer estratégias de prevenção (pró-ativas). Basicamente, dois tipos de modelos são característicos:

- I) Avaliação de risco. Realiza-se a partir da história da invasão e da obtenção de dados das características ecológicas da espécie invasora (tolerância térmica, fecundidade, uso de *habitat*, etc.);
- II) Modelos ecológicos espacialmente explícitos. Estabelecem os limites geográficos potenciais da invasão. Baseiam-se em assumir que o nicho ecológico da espécie, em seu lugar de origem, fornece a informação sobre o limite da distribuição em tal lugar; portanto, se contaria com esse conhecimento para transpassá-lo ao potencial lugar de invasão e estimar sua dispersão. Estes modelos se ajustam a modelos de mudança climática.

Kluza & McNycet (2005), com a finalidade de provar um modelo tipo II, GARP (*Genetic Algorithm for Rule-set Prediction*), o ajustaram para espécies animais invasoras de água doce e marinha, aonde utilizam dados como:

- a) ocorrência de espécies (latitude e longitude);
- b) variáveis ambientais (para a água doce, variáveis topográficas e climáticas; para a água do mar, batimetria, produção primária, salinidade, etc.)

Deste modo, estes dados são comparados com dois tipos diferentes de cenários:

- 1) Área a invadir na atualidade;
- 2) Área a invadir ajustando o GARP a um modelo de mudança climática global de predição para o ano 2020.

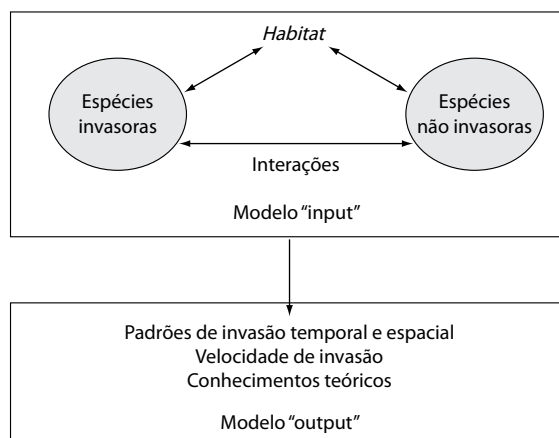


Figura 3. Principais elementos a considerar na formulação de um modelo de bioinvasão (modificado de Marco *et al.*, 2002).

Como espécie invasora de água doce, Kluza & McNycet (2005) utilizam o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) como pontos de referência para os dados da presença da espécie no sudeste da Ásia e na América do Sul. A partir destes dados se projeta a potencial invasão desta espécie a nível mundial (Figura 4a). Posteriormente, se ajusta a um modelo de mudança climática global. Os resultados mostram a potencial extensão da faixa de invasão na América do Sul, Leste da África, Arábia, Índia, Austrália e Ásia. (Figura 4b). É interessante destacar que, ao comparar os dois tipos de cenários (atual vs. mudança climática global), se detectam áreas de potencial redução de distribuição do mexilhão dourado, associados com a diminuição na precipitação e pressão de vapor, incremento na temperatura máxima e na faixa diurna da temperatura. Por sua parte, a expansão potencial se associa com uma diminuição da faixa diurna de temperatura.

Deste modo, a capacidade de predição/ajuste dos modelos está comprometida pela capacidade de invasão da espécie, que é afetada:

- a) pela relação distúrbios-recursos, entre outros fatores ambientais.
- b) pelas próprias características invasoras da espécie em relação ao distúrbio no sistema invadido (Marco *et al.*, 2002).

As interações ecológicas entre as espécies invasoras e as indígenas são complexas, chegando as primeiras a inibir o assentamento de espécies nativas. É difícil estabelecer os padrões de uma invasão biológica e seus efeitos. Isto se deve fundamentalmente às espécies que são mais estudadas, por produzirem maiores problemas econômicos [por exemplo, o mexilhão zebra desde meados da década de 80

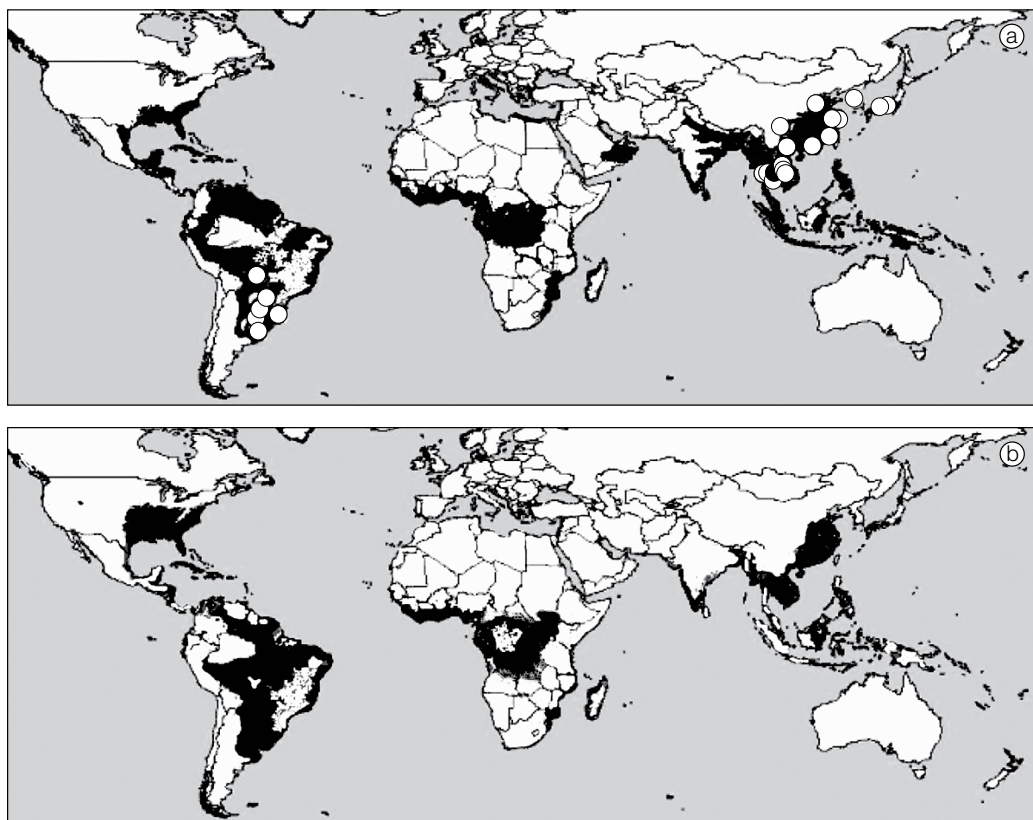


Figura 4. Melhor ajuste (zona escura) obtido com o modelo GARP para a distribuição potencial do *Limnoperna fortunei*. Em a) ajuste baseado nos dados de presença no sudeste asiático e na América do Sul e 12 variáveis ambientais; em b) projeção de um cenário considerando mudança climática para o ano 2020 (modificado de Kluza & McNycet, 2005).

na América do Norte que provoca, desde 2001, gastos da ordem de 4.000 milhões de dólares (Barón *et al.*, 2003)] (Figura 1 e Figura 1c – Anexo I), ou que tem importância sanitária (por exemplo, *Vibrio cholerae*, agente do cólera, transportado até o Peru no ano de 1991 na água de lastro dos barcos, causando mais de 10.000 mortos) em comparação com os poucos estudos sobre os efeitos ecológicos das bioinvasões. Não obstante, como consequência do importante impacto que na atualidade ocasionam as espécies invasoras, existe um notório aumento da literatura científica concernente ao tema bioinvasão (Kolar & Lodge, 2001), ainda também é evidente a existência de abundante literatura onde preponderam as hipóteses não contrastadas (Simberloff, 1995) (Figura 5).

Orensanz *et al.* (2002) assinalam a relação atual entre as citações de espécies introduzidas e os países/regiões onde ocorre a invasão (Figura 6). Este padrão poderia ter significado biológico se refletisse, de forma convincente, a disponibilidade de propágulos (grupo de indivíduos com a capacidade de incrementar a população inicial; para várias espécies, uma única fêmea fertilizada ou uma fêmea adulta ou apenas um macho e uma fêmea, constituem um propágulo) e a susceptibilidade do ambiente em suportar uma bioinvasão. Pelo contrário, esse padrão se deveria a um desequilíbrio entre a escassez de registros e áreas geográficas que compreendam países com pouca produção científica sobre este tema.

Orensanz *et al.* (2002) trabalharam com 31 casos de invasões identificadas de espécies marinhas costeiras do Atlântico Sul ocidental (Tabela 1), dos quais seis têm importância ecológica, dois são de estuários, e quatro da costa marinha.

Orensanz *et al.* (2002) demonstram a ausência evidente de bibliografia referente a espécies exóticas, fato que também nos permite dimensionar a falta de investigação científica sobre a biodiversidade marinha do Atlântico Sul ocidental. No trabalho mencionado, os autores enfatizam três espécies de bivalves [*Crenella* sp. (Mytilidae); *Lasaea* sp. (Lasaeidae) e *Hiatellida* sp. (Hiatellidae)] presentes nestas costas, que podem ser transportadas por barco como integrantes das comunidades do *fouling* associados a estes, e que, além de serem citadas para estas costas, são de distribuição cosmopolita. Espécies com estas características, distribuição geográfica ampla e/ou incongruente, e consideradas como suspeitas de serem invasoras, tais como as três mencionadas anteriormente, compõem um grupo cada

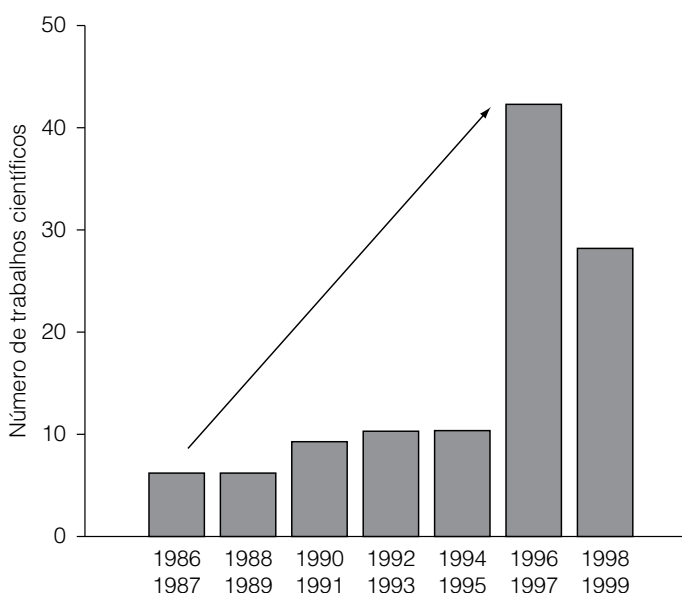


Figura 5. Incremento do número de publicações científicas que tratam o tema bioinvasões. Dados extraídos de *Biological Abstracts* (modificado de Kolar & Lodge, 2001).

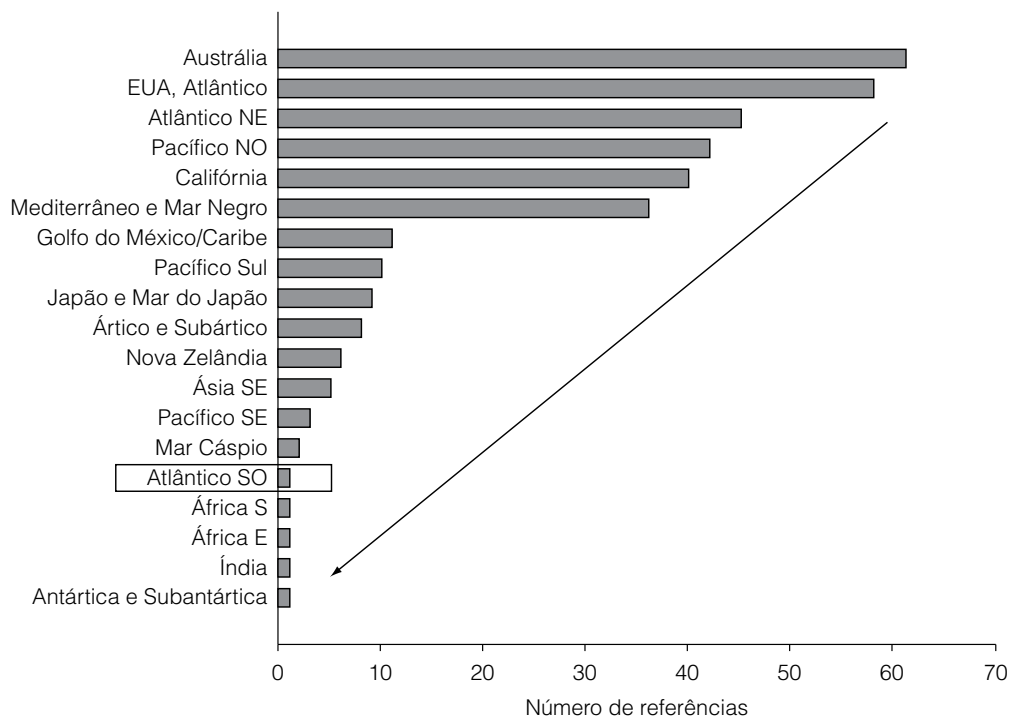


Figura 6. Número de referências bibliográficas, entre 1997 e 2001, de espécies marinhas introduzidas segundo sua distribuição geográfica (modificado de Orensanz *et al.*, 2002).

Tabela 1. Espécies com *status* de “exótica” bem documentada (modificada de Orensanz *et al.*, 2002).

Táxon	Espécie	Distribuição geográfica nativa	Distribuição no Atlântico Sul ocidental
Plantae	2		
Polychaeta	4		
Bivalve			
Ostreidae	<i>Crassostrea gigas</i> (Thunberg, 1793)	Nativa do noroeste do Pacífico	Baía San Blas e Anegada (Argentina)
Mytilidae	<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857)	China e sudeste da Ásia	Estuário do Río de la Plata (Argentina e Uruguai)
Gastropoda			
Muricidae	<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	Originária do Mar do Japão, Mar Amarelo e Mar do leste da China	Estuário do Río de la Plata (Argentina e Uruguai)
Ellobiidae	<i>Myosotella myosotis</i> (Draparnaud, 1801)	Poderia ser Europa	Praia Portezuelo, Maldonado (Uruguai)
Cirripedia	3		
Amphipoda	1		
Isopoda	5		
Decapoda	1		
Bryozoa	5		
Asciacea	6		
Total de Espécies	31		

vez mais extenso, definido como espécies criptogênicas (Carlton, 1996) Orensanz *et al.* (2002) assinalam 47 casos de espécies criptogênicas (Tabela 2) para a costa do Atlântico Sul ocidental.

Há 3 hipóteses potenciais que explicariam a origem das espécies criptogênicas:

- 1) Espécies com uma ampla distribuição geográfica anterior à dispersão produzida pelo homem;
- 2) Morfo-espécies cosmopolitas que correspondem a um *cluster* de distintas espécies, cada uma delas com uma faixa de distribuição restrita. Diz-se que podem ser espécies morfologicamente semelhantes, mas geneticamente distintas;
- 3) A faixa de distribuição cosmopolita é o resultado da introdução feita pelo homem, não documentada. Para contrastar estas hipóteses se necessita a interação da sistemática, genética, ecologia e história.

Os limites de distribuição das espécies podem modificar-se naturalmente ao longo de um tempo histórico. Este fato pode levar a uma má interpretação se for considerada esta variação na distribuição como uma introdução recente, quando na realidade não o é. Orensanz *et al.* (2002) mencionam alguns exemplos para organismos marinhos com distribuição subtropical no Atlântico Sul ocidental:

- *Donax hanleyanus Philippi*, 1847 (Bivalve) (Figura 2a – Anexo I) esteve ausente das praias arenosas ao sul do Río de la Plata até 1965, data em que foi encontrada pela primeira vez dentro desta área. Todavia, esta espécie está presente no registro fóssil do holoceno. Logo após ser encontrada em 1965, a população explodiu em grandes densidades.
- *Uca uruguayensis* (Nobili, 1901) (Crustacea) foi muito comum no Mar Chiquita durante a década de 1960, logo desapareceu por duas décadas e reapareceu nos anos 90.
- *Emerita brasiliensis* (Schmitt, 1935) (Crustacea); *Callinectes sapidus acutidens* (Rathbun, 1896) (Crustacea) e *Arenaeus cribarius* (Lamarck, 1818) (Crustacea) são exemplos de extra-limitação de espécies. Estes caranguejos estão distribuídos ao norte do Río de la Plata e, devido à presença de larvas pelágicas em seu desenvolvimento, são encontrados esporadicamente ao sul da desembocadura do Río de la Plata.
- *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia) (Figura 2a – Anexo I) apresenta uma complicada história de distribuição. Atualmente se estende ao longo da costa oeste, tropical e subtropical, do Atlântico Sul. Foi encontrada no sudeste do Brasil, em Santa Catarina, em 1900; foi encontrada pela primeira vez no Uruguai nos anos 50, porém não existem registros quaternários para esta espécie nessa região. Essas populações foram fortemente explotadas durante os anos 70, o que provocou declínio nos anos 80 até quase desaparecer. Posteriormente, nos anos 90 teve um

Tabela 2. Número de espécies criptogênicas segundo grandes grupos (modificado de Orensanz *et al.*, 2002).

Táxon	Espécie	Distribuição geográfica
Porifera	4	
Hydrozoa	6	
Actiniaria	3	
Polychaeta	12	
Bivalvia		
Mytilidae	<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)	Costas rochosas desde a Venezuela até o Uruguai
Cirripedia	2	
Amphipoda	9	
Mysidacea	1	
Decapada	2	
Bryozoa	4	
Tanaidacea	2	
Total de espécies:	47	

forte recrutamento. Existe evidência de que o homem, no século XIX, ajudou a sua dispersão por meio do tráfico de escravos (Souza *et al.*, 2004).

A CIÊNCIA DOS VETORES

Carlton e Ruiz (2004), dois pesquisadores pioneiros no estudo da água de lastro e em alertar sobre a problemática que acarreta este meio de transporte, em um de seus últimos trabalhos introduzem o conceito da “ciência dos vetores”, o que demonstra a importância que outorgam a este tema. Para eles, os vetores constituem o “calcanhar de Aquiles” das bioinvasões, através do qual uma espécie ganha acesso a um novo *habitat* distante de sua região nativa ou de sua distribuição atual. Se os vetores fossem interceptados, as bioinvasões poderiam diminuir. Estes fatos demonstram a importância de conhecer a diversidade e os padrões dos mecanismos de transporte humano, utilizados pelas espécies invasoras para atravessar barreiras naturais e alterar sua faixa de distribuição. Portanto, se deve ter conhecimento sobre a potencialidade dessas espécies invasoras para serem transportadas por esse meio. Segundo Ruiz *et al.* (2002), deve-se considerar data, história, *habitat* e atributos ecológicos das invasões detectadas com a finalidade de avaliar a factibilidade e efetividade do vetor. Estes autores definem para tal fim seis categorias de vetores:

- Barcos;
- Aquicultura;
- Bio-controle;
- Escape de espécies transportadas com os seguintes fins: ornamental, agrícola ou de pesquisa;
- Canais;
- Combinados.

Nestas épocas de globalização, ao considerar as bioinvasões aquáticas em particular, o vetor mais importante é a água de lastro das embarcações. Tal é sua importância a nível mundial, que as Nações Unidas, através da Organização Marítima Internacional (OMI), no ano 2004, depois de quase dez anos de tratativas e análises deste agente contaminante, fixou as pautas para uma legislação internacional da água de lastro (“Proyecto de Acta Final de la Conferencia Internacional sobre la Gestión del Agua de Lastre para Buques”. BWM/ CONF/DC/3. 12 fevereiro 2004).

Acidental vs. Intencional

O termo acidental é aplicado, essencialmente, para descrever uma introdução que marca uma deficiência das instituições que realizam o controle-prevenção. Utiliza-se de forma eufemística, da mesma forma que os termos “não-intencional”, “inadvertidos”, “inconscientes”, “escape ou fuga”. Ao contrário, o termo intencional se refere a uma introdução planejada ou deliberada, com um objetivo específico a cumprir. As liberações intencionais, autorizadas de espécies não-nativas, eram muito comuns e até estimuladas durante o século XIX, com fins alimentícios, estéticos, de controle, etc. No século XXI, a liberação de espécies exóticas tende a diminuir devido ao desconhecimento dos impactos que poderiam ocasionar no ambiente. Não obstante, os líderes econômicos e/ou políticos, incentivam as introduções benéficas para seus objetivos específicos, deixando de lado as considerações ambientais.

Dentro das estratégias de manejo das introduções deve-se distinguir claramente entre introdução acidental ou intencional. As introduções deliberadas não autorizadas se podem classificar como acidentais, devido a deficiências administrativas, quarentenas ineficientes, mau controle ou contrabando.

Ao se considerar as introduções de moluscos em particular, a maioria se realiza através de três meios:

- a) Item alimentício (Figura 2c – Anexo I) ou exemplar de aquários;

- b) Peixes parasitados com larvas de bivalves de água doce (observe a Figura 1 – Anexo V);
- c) Água de lastro.

Para transitar fora de sua área de distribuição, uma espécie deve ultrapassar uma sequência de obstáculos que, uma vez superados, permitirão transpassar seus limites naturais. A maioria das espécies que entram no processo de invasão, provavelmente não poderão superar nunca ou em um único intento a sequência de obstáculos; algumas podem morrer no próprio transporte, em sua descarga no novo *habitat*, etc. Pelo contrário, a repetição destas tentativas incrementa a probabilidade de invadir com êxito o ambiente (Figura 7). Quicá apenas uns 10% das espécies que ingressam no transporte se estabeleçam, formando populações sustentáveis, no ecossistema invadido.

Processo de Invasão

O processo de invasão consta de cinco etapas ou obstáculos a superar que, em conjunto, conformam a transição: transporte, liberação, estabelecimento, dispersão e impacto (Figura 7). Superadas as três primeiras, a espécie transpassa as barreiras naturais que limitavam sua distribuição e se transforma em não-nativa. Uma espécie que transpassa com êxito as cinco etapas é considerada invasora (Kolar & Lodge, 2001).

O início do processo de invasão ocorre quando a espécie é retirada pelo homem (intencionalmente ou não) dentro de sua faixa de distribuição, e é transportada por um vetor (por exemplo, água de lastro) e depositada fora dessa faixa natural de distribuição. A maioria das espécies provavelmente permanece no caminho por falhas no ingresso ao vetor ou morrem no trânsito do mesmo. As espécies não-nativas (ENN) que superam estas duas etapas (transporte e liberação) começam a interagir com o novo ambiente desde o momento em que são liberadas. O resultado destas interações determina se a espécie se estabelecerá ou não. Quicá apenas uns 10% destas espécies se estabeleçam formando populações duradouras no ecossistema invadido. As características próprias das ENN, mais suas interações com o ambiente invadido determinam a forma e a medida que a ENN começará a dispersar-se. Algumas continuam relativamente próximas do ponto de introdução (espécies não-invasoras), enquanto que outras se dispersam de forma ampla ou com muita rapidez (espécies invasoras). Kolar & Lodge (2001) consideram que a diferença entre espécie não-invasora e espécie invasora é imprecisa, já que a dispersão está em função do tempo de estabelecimento, o qual nem sempre é conhecido e depende, além disso, das características próprias de cada espécie.

A proporção de ENN que atravessa a série consecutiva de etapas de transição para transformar-se em uma espécie invasora se reduz, em cada uma das etapas, como consequência do acúmulo de

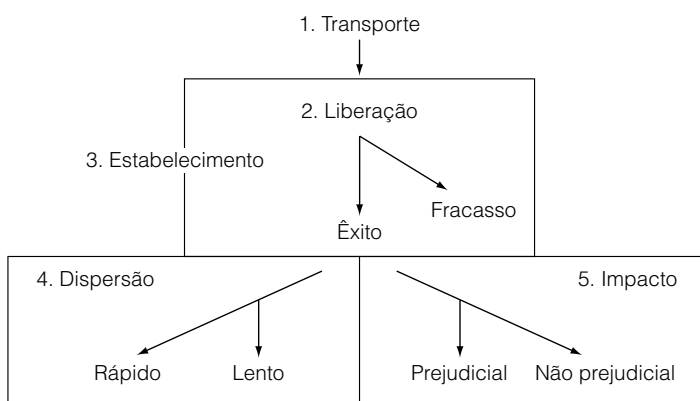


Figura 7. Sequência das etapas de transição em um processo de invasão (modificada de Kolar & Lodge, 2002).

espécies que falham na transição. Não obstante, uma espécie que falha em um dos passos de transição, poderia, em um futuro, continuar o passo seguinte (por exemplo, uma espécie que falha ao ser transportada por um vetor A, talvez o logre com um vetor B), e continuar com o processo de invasão no mesmo ou em outro ecossistema.

Neste ponto é conveniente introduzir o termo “*status* populacional”, que se utiliza para distinguir entre as introduções estáveis e não estáveis. Sobre a base do grau de êxito no processo da introdução da espécie não-nativa ao novo ambiente, Ruiz *et al.* (2000) diferenciam:

- Espécie estabelecida: aquela documentada como presente e que se reproduz nos últimos 30 anos, ou nos últimos dez anos ou, no mínimo, em dois anos consecutivos.
- Espécies com *status* desconhecido: quando passaram entre 20 e 30 anos sem registro ou uma introdução recente que apresenta escassos registros.
- Introduções que falharam: aquelas que foram reportadas, mas sobre as quais não existe evidência de estabelecimento.
- Espécie extinta: antes de desaparecer vivem vários anos, se reproduzem e logo desaparecem.

Introdução de Espécies

O termo introdução se tratará neste livro de forma equivalente ao dos primeiros passos de um processo de invasão (transporte e liberação). Por sua parte, Benson (2000) reconhece como espécies não-nativas para a América do Norte aquelas que se introduziram posteriormente à colonização da América; este e muitos outros autores diferenciam entre introdução e transplante. No caso de espécies introduzidas com origem fora da região geográfica em questão como, por exemplo, o caso de *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758) nos Estados Unidos proveniente da Europa, utilizam o termo introdução, enquanto que, no caso de espécies com origem dentro da mesma região [por exemplo, *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum, 1792), para outro salmão, mas nativo da costa do Pacífico - desde o norte da Califórnia até o Alaska - e que ampliou sua distribuição até os Grandes Lagos], utilizam o termo transplante (Figura 8).

Na América do Norte existe um grande esforço no monitoramento das espécies. Este fato, entre outras coisas, se deve à importância outorgada ao estudo dos organismos não-nativos, com o propósito de compreender os impactos das espécies introduzidas sobre as espécies e ambientes nativos. Neste subcontinente, as ENN incluem grande variedade de táxons de água doce. Na Tabela 3 se apresenta o número de ENN aquáticas para os Estados Unidos, excluindo aquelas causadoras de enfermidades e os parasitas (Benson, 2000).

Estes organismos foram introduzidos de formas distintas:

- Peixes para distintos fins, desde a costa oeste à costa leste e vice-versa.
- Aquários (plantas, escapes de peixes de cultivos) e liberação de animais de estimação.
- Liberação de iscas pelos pescadores esportivos.
- Liberação para conservação da espécie.
- Liberação para controle biológico.
- Aderidos aos cascos de botes esportivos, turísticos, comerciais (*biofouling*) ou por água de lastro.
- Construção de canais. Estes são os responsáveis pela introdução de peixes e algumas plantas. O canal de Chicago - construído com fins sanitários e para pesca -, que conecta o Lago Michigan com o Rio Illinois, é o responsável pelo escape do mexilhão zebra [*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)] dos Grandes Lagos à bacia do Rio Mississipi (Mills *et al.*, 2002).
- Transporte de exemplares vivos para alimento. Os imigrantes chineses poderiam ter transportado a *Corbicula fluminea* à América do Norte em 1924 e, em 1937, ao estado de Washington. Desde a data da dispersão da *C. fluminea*, esta se estabeleceu em 38 estados dos Estados Unidos



Figura 8. Terminologia utilizada por alguns autores para diferenciar, dentro do processo de invasão biológica, entre introdução (i) e transplante (t) de acordo com a origem da espécie.

Tabela 3. Número de espécies não-nativas (ENN) aquáticas nos Estados Unidos (modificado de Benson, 2000).

Grupo	ENN
Peixes	176
Plantas	74
Moluscos	29
Répteis	21
Crustáceos	15
Anfíbios	13
Celenterados	4
Briozoários	1
Mamíferos	1

da América do Norte (McMahon, 2002) e, todavia, continua a dispersar-se. É provável que esta espécie tenha invadido a América do Sul, também por este mecanismo.

- Os parasitas podem introduzir-se com os organismos ou pela água que os transportava (por exemplo, enfermidade dos cultivos de camarões em 1935, camarões com mancha branca).
- Hibridação de espécies. Por exemplo, a carpa e o *gold-fish* por hibridação geraram outra espécie (a carpa foi levada à América do Norte para controlar caramujos e o mexilhão zebra).
- Transporte por via terrestre (por exemplo, trailer).

O êxito de uma introdução resulta, fundamentalmente, da interação de dois pontos já mencionados: a susceptibilidade do ambiente a ser invadido (*invasibility*) e as características invasoras próprias que apresentam as ENN, que as fazem mais propensas a ganhar no processo de invasão (*invasiveness*). Morton (1996) apresenta uma descrição detalhada das características que deve ter uma espécie animal para adaptar-se e colonizar um novo ambiente e transformar-se em invasora. Esta espécie deve possuir vários destes atributos:

- Curto período de vida (por exemplo, dois ou três anos);
- Rápido crescimento individual;
- Rápida maturidade sexual (geralmente são espécies dióicas com poucos casos de hermafroditismo);
- Alta fecundidade;
- Eurióicos (grande capacidade de colonizar uma ampla faixa de *habitat*);
- Euritópicos (ampla faixa de tolerância fisiológica);
- Comportamento gregário;
- Associação com algum tipo de atividade humana (por exemplo, recursos alimentícios);
- Ampla variabilidade genética;
- Alimentadores de suspensão.

Nos moluscos em geral e nos bivalves invasores de água doce em particular, cumprem-se a maioria dos mesmos, apesar de existirem muitas exceções a estes atributos.

Deste modo, a previsão que poderia realizar um pesquisador científico sobre potenciais invasões, se dificulta ainda mais devido ao pobre conhecimento existente sobre a ecologia das espécies invasoras e o impacto que ocasionam. Utilizam-se, geralmente, exemplos da Europa e da América do Norte, mas não necessariamente estes se mantêm em outras regiões do planeta. Portanto, sobre esta base, pode chegar-se a conclusões tendenciosas. Na Figura 9 se observa a relação entre o número de citações de

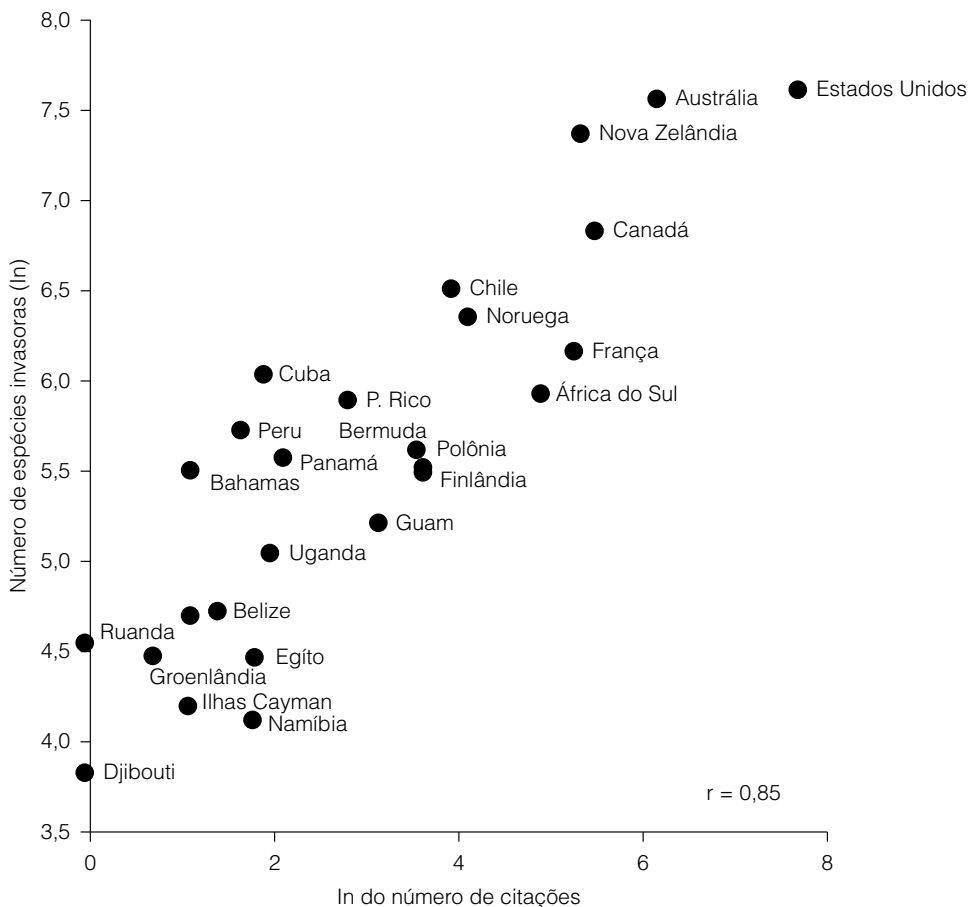


Figura 9. Relação entre o número de citações e o número de espécies invasoras segundo as regiões geográficas (modificado de Vázquez & Aragón, 2002).

espécies invasoras e os países desenvolvidos e não desenvolvidos que apresentam este tipo de informação. É óbvio que o baixo número de invasões em alguns países pode não ser devido à ocorrência de menor número de invasões, senão à falta de investigação suficiente; por exemplo, no sul da América do Sul, devido à disparidade de climas e biomas que apresenta, as invasões biológicas ocorrem em múltiplos grupos e tipos de ecossistemas (Tabela 4).

Nem todos os grupos têm a mesma representatividade entre as espécies invasoras. Por exemplo, os afídios no Chile correspondem à 77% de espécies exóticas, enquanto que apenas 0,6 % das abelhas são exóticas naquele país. No Río de la Plata, 11,5% dos moluscos são introduzidos, enquanto que no Chile não existem registros.

Chegada e Sobrevivência

Para a identificação das variadas interações possíveis entre o táxon introduzido e os distintos ambientes, deve-se conhecer outras informações, como por exemplo:

- 1) Vetores de transporte ou vias;
- 2) Porto de entrada;
- 3) Número de propágulos introduzidos;
- 4) Taxa de dispersão;
- 5) Impacto nos ambientes invadidos.

A maioria dos propágulos morre ou se reproduzem por poucas gerações antes de desaparecer. Não se conhece com exatidão o porquê do processo que provoca o fracasso da maioria dos propágulos na

Tabela 4. Espécies com *status* de “exótica” bem documentada (modificada de Orensanz *et al.*, 2002).

Ambiente	Táxon	Região	Nativas	Não nativas	% não nativas
Terrestre	Plantas	Chile	4.681	690	12,8
		I. Juan Fernández-C	209	232	52,6
		Central-C	2.395	507	17,5
		Tierra del Fuego-A-C	545	128	19,0
		Provincia Bs. As.-A	1.326	404	23,4
		Sierra San Javier-A*	79	15	16,0
	Anfíbios	Pampa Monte-A	83	0	0
		Patagonia	10	0	0
		Chile	42	1	2,3
	Répteis	Argentina	nc	1	
		Chile	89	6	6,3
	Aves	Argentina	951	11	1,1
		Chile	380	5	1,3
	Mamíferos	Argentina	300	19	6,0
		Chile	147	15	9,3
	Afídios	Chile	31	104	77,0
	Abelhas	Chile	348	2	0,6
	Oligoquetos	Sierra Chicas-A	5	12	70,6
	Moluscos	Chile	132	9	6,4
Água doce	Bivalves	Patagonia-A	23	3	11,5
		Río Tercero-A	nc	2	
	Moluscos	Chile	83	0	0
	Peixes	Patagonia-A	20	10	33,3
Río Tercero-A		29	14	12,1	

colonização, mas vários fatores podem ser considerados para que uma espécie não consiga assentar-se em um novo *habitat*:

- Não encontrar um ambiente adequado ou não migrá-lo de forma rápida;
- Pode existir a possibilidade de sobrevivência, mas os adultos não se reproduzem;
- As enfermidades ou altas densidades de predadores podem ser críticas.

Uma vez introduzida a espécie, o nível de invasão se estabelece de acordo com seu grau de dispersão, quer dizer, o produto da relação entre o espaço ocupado e o tempo que demandou este processo de dispersão.

Dispersão

Animais, plantas e microorganismos se dispersam de forma passiva ou ativa e, geralmente, têm etapas ou estágios dentro de seu ciclo de vida aonde ocorre preferencialmente sua dispersão. Deste modo, apresentam processos de dispersão que os localizam próximos ou em torno do agente de transporte, o que posteriormente o dispersará. Para muitos animais e plantas, a dispersão termina quando chegam ao lugar adequado para viver e reproduzir-se. Por exemplo, numerosos invertebrados marinhos se estabelecem nos lugares como uma resposta à percepção de uma série de estímulos químicos ou táteis.

Como se mencionou anteriormente, as interações entre a mudança global e o aumento de transporte de carga e pessoas, além do crescimento do comércio de animais e plantas, foi o maior responsável pelo recente aumento na introdução de espécies. Muitos organismos aquáticos e terrestres foram transportados pelo lastro das embarcações, o que fez dos portos os centros de maior introdução, depois da introdução de espécies devido à colonização europeia até outros continentes. Deste modo, o transporte aéreo, junto ao incremento do comércio marítimo e turístico, acelerou a quantidade de propágulos exóticos no século XX.

Simberloff (1995) distingue duas formas de dispersão:

- 1) Difusão: A espécie se dispersa em zonas próximas em forma de anéis concêntricos que se ampliam progressivamente. Significa uma dispersão relativamente regular e gradual. A alteração dos círculos concêntricos em forma irregular está relacionada com a heterogeneidade do meio como *habitat* possível de contenção do invasor.
- 2) Difusão por saltos: Em contraste com a forma anterior, a espécie se dispersa de forma irregular, com um curto período inicial de expansão circular, que logo sofre saltos (*jumps*) a grande distância. Um exemplo de dispersão em saltos oferece a *Corbicula fluminea* na América do Sul, que se dispersou de forma regular e gradual a partir do Río de la Plata, mas também foi detectada a centenas de quilômetros mais ao sul, nas costas arenosas do Rio Colorado, limite norte da Patagônia Argentina (Cazzaniga, 1997; Darrigrande & Damborenea, 2005a).

Estas duas formas de dispersão (1 e 2) não são excludentes. A grande variedade de mecanismos de dispersão e o potencial destes, fundamentalmente na dispersão por saltos (por exemplo, a probabilidade da adesão de um pedaço de barro à pata de uma ave), faz com que a probabilidade de predição da taxa e direção da dispersão sejam muito baixas.

Conhecem-se numerosos modelos de dispersão de espécies introduzidas que incluem desde o ajuste das mudanças observadas na área de distribuição, a uma curva posterior à data do fato até a predição, *a priori*, dos mecanismos de dispersão a partir das características biológicas.

Simberloff (1995) indica que a maioria dos modelos de dispersão desenvolvidos são epidemiológicos (micróbios-enfermidades). Dentro dos modelos ecológicos, vários estão baseados na suposição de difusão em sentido estrito, quer dizer, que os indivíduos se movem arriscadamente em sua vida. Isto não permite prever o tamanho e a faixa geográfica de dispersão da maioria das espécies introduzidas.

EFEITOS DAS ESPÉCIES INTRODUZIDAS

Os impactos gerados pelas bioinvasões (Tabela 5) não se diferenciam dos causados nas comunidades pesqueiras, contaminação e distúrbios não antropogênicos (por exemplo, tormentas). O Chefe de Técnicas de Bio-Segurança do Departamento de Conservação de Nova Zelândia, Geoff Hicks, em seu trabalho publicado em 2004, observa uma ausência de maturidade intelectual e operativa nas investigações de impacto das invasões aquáticas. A maioria destas descreve unicamente os impactos ou são estudos orientados até as consequências da perda (funcional e/ou estrutural do ecossistema) em diferentes espaços e tempos. O único que se faz é referir-se ao que já se sabe ou se assume.

Hicks (2004) delimitou a importância de estabelecer os primeiros passos para se obter uma metodologia científica pró-ativa, e se refere à assimetria existente entre as investigações sobre prevenção e controle-erradicação. Ao analisar, por exemplo, as atas do 11ª Conferência Internacional de Espécies Invasoras Aquáticas, realizada em Washington, em 2002, os 62% dos trabalhos ali apresentados foram sobre impactos ou efeitos econômicos e ecológicos, incluindo aspectos referidos ao controle e tratamentos. Quer dizer, descreve-se o sucedido e depois se indica o que fazer nesses casos; isto é investigação reativa ou curativa. Existe uma marcada deficiência entre estas investigações e as orientadas até a prevenção (pró-ativa).

Simberloff (1995) sustenta que as hipóteses de efeitos das invasões geralmente não estão contrastadas, nem as hipóteses alternativas consideradas. Não obstante, se podem reconhecer numerosos efeitos diretos: aqueles ocorridos quando a espécie introduzida mata, come e/ou desloca a nativa, e efeitos indiretos, que acontecem quando uma espécie muda o *habitat* de outra ou reduz sua presa ou hospedeiro; pode definir-se como efeito de uma espécie sobre as relações entre outras duas. Os efeitos indiretos são geralmente sutis, mas muito importantes.

Efeitos Diretos

O efeito direto pode ser visto no parasitismo, na depredação ou na competência que uma espécie introduzida exerce sobre as espécies nativas. A maior alteração que produz uma espécie introduzida é sobre o *habitat*, já que pode afetar a todo o ecossistema. Como exemplo temos a introdução do gastrópode intermareal, *Littorina littorea* (Linnaeus, 1758), que afetou pântanos e pântanos de sal dos Estados Unidos, comendo as algas que se desenvolvem sobre as rochas. Este caramujo se dispersou até o sul depois de sua introdução na Nova Escócia, modificando toda a estrutura da região entre-marés.

Outro exemplo explicativo do efeito direto é a hibridação das espécies introduzidas com as nativas, modificando estas últimas de tal forma que já não são consideradas como a espécie nativa original. Também as espécies introduzidas podem atuar transformando a novas espécies invasoras. Deste modo, podem hibridar-se com outras espécies introduzidas. Estes fenômenos de hibridação provocam sérios efeitos na estrutura genética do ecossistema e perda da diversidade genética (McNeely, 2003).

Tabela 5. Impactos das bioinvasões aquáticas (modificado de Hicks, 2004).

Estrutural	Funcional	Sócio-econômico
Competição pelo espaço	Redução da amplitude do nicho	Obstrução de estruturas
Redução da distribuição	Mudança do fluxo trófico/energia	Incremento do dragado
Extinções locais/substituições	Mudança do regime de nutrientes	Redução do valor imobiliário
Mudança do nº e abundância das espécies	Alteração da via depredador/presa	Efeito sobre a saúde
Perda de caracteres estruturais	Alteração do fluxo dinâmico do tamanho das partículas que sedimentam, re-suspensão	
Mudança no tamanho da distribuição		
Homogeneização do substrato		

Efeitos Indiretos

Neste tipo de efeito, a espécie introduzida afeta a interação entre outras espécies, já que as mesmas podem interagir, compartilhando presas, hospedeiros e parasitas, e também partilhar a modificação do *habitat*. A faixa dos efeitos indiretos é enorme e difícil de delimitar. Em relação ao aspecto sanitário, se pode fazer a seguinte síntese; as espécies introduzidas podem ser vetores ou reservatórios de enfermidades; estas podem trazer a enfermidade ou podem servir de reservatório da mesma, não introduzida com ela, mas existente previamente na área.

Efeitos Econômicos

É impossível estimar com exatidão o custo econômico de todas as espécies introduzidas, mas sem sombra de dúvidas, este é assombroso. Com exemplos de casos isolados podemos tentar dimensionar os custos que ocasionam:

- A entrada da lamprea nos Grandes Lagos afetou a pesca da truta. A pescaria em 25 anos teria diminuído aproximadamente em 2 milhões de quilos somente no Lago Hurón. Em adição a isto, o serviço dos Estados Unidos de pesca e vida silvestre, gastou aproximadamente 5 milhões para envenenar a larva da lamprea (Simberloff, 1995).
- O mexilhão zebra chegou na década de 80 na América do Norte. Esta espécie provoca *macro-fouling*, contamina a água e suas valvas são prejudiciais nas praias turísticas e também para a pesca. No ano 2000 ocasionou aproximadamente um gasto de 2 bilhões de dólares para este subcontinente.

O custo da introdução de espécies não se pode estimar de forma simples, tal como sugerem as seguintes perguntas:

- 1) É o custo da extinção de uma espécie nativa, aquele que potencialmente teria sua aplicação na engenharia genética?
- 2) Sua existência não teria valor comercial. Esta afirmação é de forma imediata, a médio ou a longo prazo?
- 3) É o valor de uma espécie o calculado em termos de seu potencial uso para o homem?

A GEOGRAFIA DA INVASÃO

Imperialismo Ecológico. O efeito dos invasores euroasiáticos

Numerosos autores observaram que as espécies nativas da região euroasiática invadem com mais frequência outras comunidades biológicas que o inverso. Por exemplo, todas as grandes enfermidades infecciosas (salvo a sífilis) são do velho mundo (Simberloff, 1995). Estes autores descrevem tal observação como um “imperialismo” ecológico de espécies euroasiáticas que mudaram o aspecto da Terra na medida em que se dispersaram durante o último milênio. Não existem dúvidas quanto à existência de uma relação desproporcionada da introdução de espécies euroasiáticas até outras regiões do globo; cabe supor que estas introduções foram simplesmente mais frequentes por causas geopolíticas e não como consequência de uma maior habilidade intrínseca competitiva das espécies.

Habitat perturbado

Um dogma da literatura das espécies introduzidas, é que estas são mais bem-sucedidas em sua invasão quando chegam a um *habitat* perturbado. Pela mesma razão se assume que o número de espécies invasoras em ilhas é proporcionalmente maior ao comparar-se com as que ocorrem nos

continentes. Isto se deve, em geral, ao menor número de espécies residente nelas. O número menor de competidores, predadores, etc., de um ambiente perturbado ou em uma ilha, apresentará uma menor “resistência biótica” ao invasor (segundo Elton, 1958). Deste modo, os ambientes que rotineiramente suportam distúrbios naturais podem não ser particularmente propensos à invasão de espécies introduzidas (Simberloff, 1995).

ERRADICAÇÃO, CONTROLE E PREVENÇÃO

Uma vez que uma espécie introduzida se transforma em problema econômico ou estético, a sociedade toma consciência de sua existência e se preocupa; e começam a implementar medidas destinadas à erradicação ou controle, que em muitos casos se realizam de forma inexperiente, tardia e desordenada. A reprodução e dispersão destas espécies complicam o êxito destas medidas, fundamentalmente para a erradicação. No estado prematuro de uma introdução, quando a espécie se encontra em um momento lento de invasão, a erradicação poderia realizar-se (Figura 10). Na maioria dos casos, apenas o controle é possível, sendo a erradicação muito difícil. Muitos métodos podem ser potencialmente utilizados (por exemplo, tratamentos químicos, físicos e biológicos); neste último caso, há uma tendência a se pensar que uma solução muito eficiente pode ser a introdução de espécies antagonistas, quer dizer, espécies que convivem no lugar de origem da espécie invasora e que são predadores, parasitas ou patógenos desta. Se for aplicada outra introdução como alternativa para o controle biológico, é provável que o resultado desta introdução intencional provoque a presença de outra espécie invasora. Deste modo, a aplicação inexperiente de tratamentos, sejam químicos ou físicos, também podem provocar um impacto ambiental. Para evitar a geração destes impactos é necessário que o controle seja realizado por especialistas. A aplicação de tratamentos preventivos é a alternativa de menor custo ambiental e econômico (Darrigran & Damborenea, 2005b).

A convenção da Biodiversidade do ano 2001 estabeleceu uma série de princípios prioritários para a conservação da diversidade biológica, dentro dos quais se encontram a *prevenção* de ingresso de espécies invasoras, em contraposição ao controle ou erradicação das mesmas. Hicks (2004) afirma que, para prevenir, além de ter presente a relação entre o tipo de táxon introduzido e os distintos ambientes - o que envolve uma faixa muito ampla de interações possíveis -, se deve conhecer outro tipo de informação que provém das ações necessárias a realizar:

- 1) Investigação dos vetores, a fim de gerar conhecimentos para estabelecer as estratégias de manejo e requerimentos a considerar nas regiões sensíveis de serem invadidas;
- 2) Informação pública através de campanhas de difusão para descrever, de forma simples, o relacionado com as invasões e por qual razão estas devem restringir-se.

Com relação a estes dois itens, multiplicam-se os desafios para que entre o público, governo, imprensa e cientistas, se obtenha uma correta compreensão da qualidade e quantidade das bioinvasões e a estreita relação entre estas e os vetores.

Existe uma série de crenças populares errôneas que devem ser retificadas. Entre elas se destacam:

- a) O homem apenas acelera um processo natural de invasão;
- b) O homem moveu espécies por anos, portanto, se outrora puderam ser movidas de um ponto a outro do planeta, agora também se poderia fazer sem maiores consequências;
- c) Os organismos se movem em escala mundial; este fato estabelece um marco preocupante sobre o qual seria impossível o controle desse movimento.

Neste princípio do século XXI, há consciência sobre a importância dos impactos ocasionados pela introdução de espécies exóticas, o que indica que se está no umbral de um incremento de pressão dirigido até a redução do fluxo de bioinvasões. Este fluxo está composto pelas regiões doadoras, vetores por si mesmos e pelas regiões receptoras. Estes três componentes estão em contínuo dinamismo, o qual

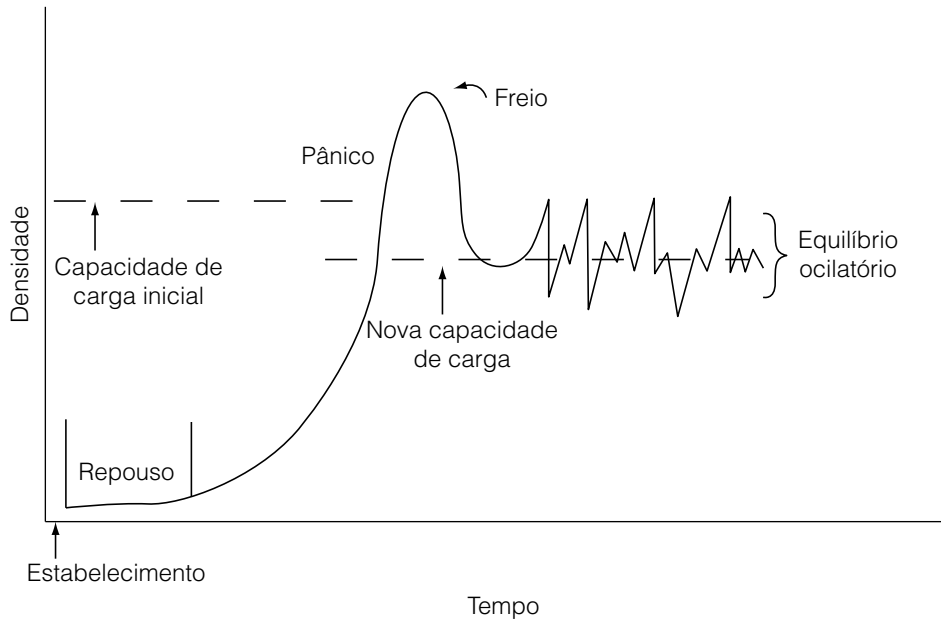


Figura 10. Crescimento populacional de uma espécie invasora de recente introdução (modificado de Taylor Miller, 1992; Hicks, 2004).

permite numerosas possibilidades para o estabelecimento das espécies invasoras. Não obstante, há esperanças fundadas no manejo e controle das espécies invasoras através da bio-segurança ambiental (Minchin, 2004; Sherley, 2004).

Neste nível de situação global frente às bioinvasões se deve precisar as áreas de trabalho, as quais também devem estar integradas com políticas regionais de ação (Darrigran & Darrigran, 2001).

Sobre que base conservar a biodiversidade é um ponto crucial para a vida na Terra, e que, por sua vez, esta está sendo devastada pela ação do homem através da destruição do *habitat*, em primeiro lugar, e da introdução de espécies não-nativas (ou contaminação por espécies) em segundo lugar (Hayes, 2003); as áreas de trabalho para a conservação da biodiversidade podem servir de eixo articulador para estabelecer um padrão de bio-segurança ambiental. Cowie (2004) estabelece três componentes básicos para a conservação da biodiversidade (Figura 11). O conhecimento científico gerado a partir das Ciências Naturais deve chegar às organizações ambientais locais e regionais com a finalidade de realizar um adequado manejo. Deste modo, ainda que se cumpram estes dois pontos anteriores, sem o apoio do setor da Sócio-Política Ambiental, apenas se teria êxito em pequenas áreas e por curto tempo. Este terceiro componente é o mais complexo dos três.

Cowie (2004) sustenta que o conhecimento necessário para estimar o risco de invasão e o potencial impacto que sofreria um determinado ambiente deve orientar-se a:

- Inventariar a presença e abundância atual dos organismos;
- Conhecer a distribuição das espécies no passado a fim de avaliar o estado da população atual (em declínio, em incremento ou estável);
- Conhecer a origem e as relações filogenéticas das espécies.

Os estudos que Cowie (2001) realizou para gastrópodes terrestres da ilha de Samoa evidenciam uma marcada tendência à homogeneização da biota, que sucede nos ambientes em geral, com a destruição do *habitat* e o incremento de espécies exóticas. Os 80% das espécies que declinam são nativas, enquanto que 83% das espécies que se incrementam são exóticas (Figura 12).

Cowie (2004) apresenta exemplos de erradicação de espécies de moluscos terrestres e de água doce, entre eles *Otala punctata* (Müller, 1774), erradicada da África do Sul; *Achatina fulica* (Boudich, 1822) foi erradicada da Flórida depois de um esforço de seis anos; *Pila conica* (Gray, 1828) e quiçá *Pomacea sp.* foram erradicadas de Palao. Apesar destes exemplos, Cowie enfatiza que a possibilidade de erradicação de uma espécie não-nativa é inversamente proporcional ao tempo em que se produz a introdução. Em geral, a erradicação pode realizar-se em condições especiais durante os primeiros dias de invasão. Nesses momentos as autoridades devem ser receptivas e aplicar tratamentos de erradicação, antes que a espécie invasora se transforme em uma ameaça para o ambiente e/ou saúde humana. Se uma espécie exótica consegue estabelecer-se, fundamentalmente em invertebrados, a erradicação é impossível. Geralmente, quando se detecta a população, esta já se espalhou e as densidades são relativamente altas.

Pelo dito anteriormente, é preferível a prevenção que a dificultosa erradicação ou o controle. É neste nível preventivo aonde o componente socio-político ambiental deve realizar ações em ao menos três níveis básicos (Cowie, 2004):

- 1) Regramento para pré-entrada e monitoramento;
- 2) Quarentena *post-entrada* em pequena e grande escala;
- 3) Resposta rápida *post-entrada* para a erradicação de populações potencialmente problemáticas.

O Caminho a Seguir

De acordo com o visto até o momento, se evidencia a importância de conhecer a biologia da espécie invasora e o foco de ação. Estas espécies geralmente provêm de áreas geográficas onde seu estudo biológico é escasso ou nulo, ou necessariamente sua grande capacidade adaptativa/reprodutiva faz com que o conhecido em seu lugar de origem seja pouco útil na hora de prever seu comportamento em um ambiente invadido por ela. Portanto, é conveniente conhecer os padrões básicos das bioinvasões e atuar segundo eles até alcançar o conhecimento da biologia e comportamento da espécie invasora no novo ambiente (Darrigran & Damborenea, 2005c).

Fases de Invasão

A Figura 10 mostra um modelo generalizado de crescimento populacional (Tayler Miller, 1992), que é representativo das fases de uma bioinvasão (Hicks, 2004). A primeira fase, de duração indeterminada ou variável, é a denominada de “repouso ou espera”. Nesta, a população se encontra enquadrada dentro do limite da capacidade de carga do ambiente, quando a espécie chega ao ambiente a invadir, se

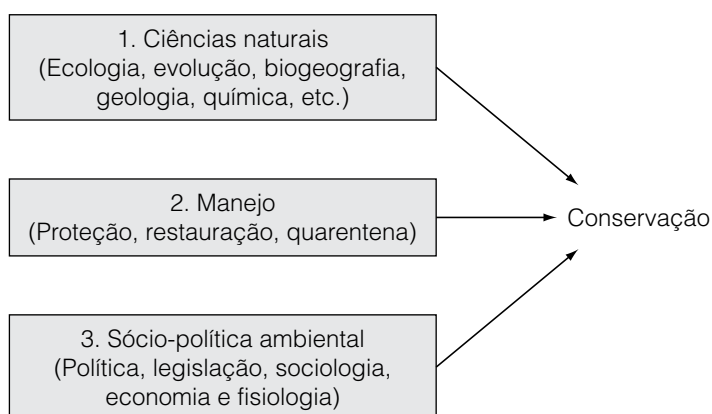


Figura 11. Três componentes básicos para a conservação da biodiversidade (modificado de Cowie, 2004).

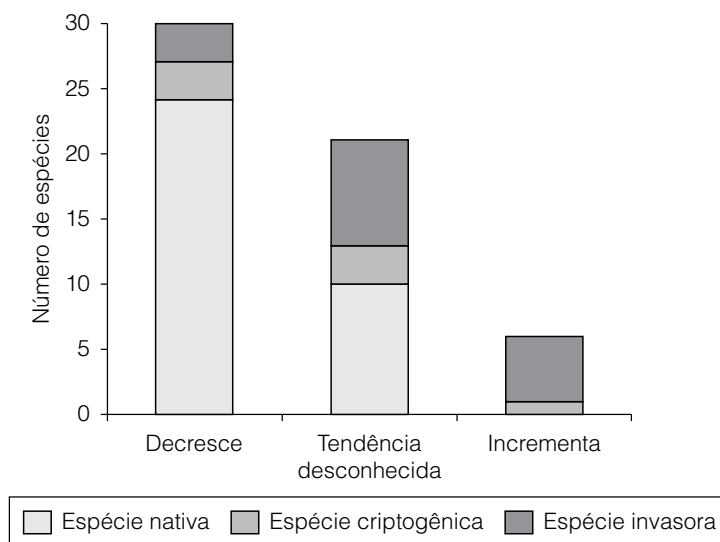


Figura 12. Tendências da riqueza de espécies de moluscos terrestres na ilha de Samoa (modificado de Cowie, 2004).

estabelece e o crescimento populacional é lento. Logo, sobrevém uma segunda fase, que se pode denominar de “pânico”, quando a população se expande com rapidez, excede temporalmente a capacidade de carga do ambiente invadido (nas populações nativas, isto geralmente sucede quando ocorre uma mudança nas condições ambientais locais, impacto ambiental, que diminui o limite da capacidade de carga). Esta fase de crescimento rápido gera “pânico” na sociedade diretamente envolvida, seja esta de operários de uma planta potabilizadora, sistema de risco, central hidroelétrica, etc., ou engenheiros dessas plantas, encarregados da tarefa de manutenção ou meio ambiente. Este “pânico” os motiva a implementar medidas de controle que, neste nível dos acontecimentos, caracterizam-se por serem tardias e/ou aplicadas de forma descontrolada. A terceira fase se caracteriza pela detenção do crescimento exponencial da fase anterior, portanto se produz um “freio” no crescimento populacional explosivo, e a densidade da população declina até uma capacidade de carga menor à inicial, para logo passar a uma etapa de “equilíbrio oscilatório”. O tamanho da população cai bruscamente em relação ao suportado pela capacidade de carga do ambiente. Pode ocorrer que o excesso de densidade populacional durante a fase de “pânico” tenha danificado as condições do ambiente e, portanto, ocorra uma diminuição da capacidade de carga deste, o que se evidencia porque a diminuição da população é mais severa (Figura 10). Nesta última fase, comparada com a de pânico, a espécie é muito mais previsível e estável, a qual faz com que os agentes envolvidos diretamente com seu controle considerem que o problema está controlado ou superado. Não obstante, como pode observar-se na Figura 10, o equilíbrio oscilatório alcança um nível de densidade populacional estável, mais alto no ambiente, o qual é tão variável temporalmente como o próprio ambiente, ou sensível às mudanças das rotinas das plantas afetadas de acordo a demanda social do produto que geram. Quer dizer, este equilíbrio oscilatório é instável e poderia reiniciar uma nova fase de “pânico”, até completar outro ciclo de invasão, com o consequente impacto envolvido.

A tardia reação dos funcionários e “Agências” (ou organismos do Estado encarregados de sistematizar e distribuir o conhecimento que gera uma nação) refletem a falta de capacidade para tratar este tema de forma prematura. As pressões se voltam até os cientistas, os quais devem prognosticar o que vai acontecer com a espécie invasora, além de gerar uma estratégia de controle sustentável. Não obstante, a ciência sempre está um passo atrás destas necessidades e começa a usufruir das inversões destinadas aos trabalhos mais imediatos e simples de realizar, quer dizer, se limita a descrever o impacto.

Deste modo, os funcionários estão sob a pressão dos políticos, pressão que se incrementa de forma diretamente proporcional ao interesse do público em solucionar o problema. Este tipo de comportamento é caótico e não estratégico (Hicks, 2004), e é semelhante ao que se vê imersa a política científica da maioria dos países membros do Mercosul. Em países como os Estados Unidos, em troca, se estabelece a importância da bio-segurança nacional. Se pretende manejar a invasão sobre a base dos componentes ou sequência da bio-incursão. Como se mencionou oportunamente, uma espécie invasora se move ao longo de uma sequência: a espécie se vincula a um vetor que a transporta, transporte ou translocação, introdução, estabelecimento, crescimento e impacto inicial, dispersão.

À medida que se avança na sequência de invasão, as opções de manejo são mais limitadas e custosas, e os tratamentos ou procedimentos correspondentes são postergados. Na maioria dos casos, os custos são perpétuos pois a erradicação é impossível no nível de sequência aonde se pretende atuar, como será detalhado no Capítulo 10. A erradicação é a melhor forma de minimizar o processo custo-benefício, mas no contexto em que se maneja o tema bioinvasão e bio-segurança, o ponto mais importante, e as vezes mais subestimado, é quando ou em que sequência da invasão biológica se realiza a investigação ou geração do conhecimento necessário para dobrar a minimização do risco de invasão ou controle firme do problema. Na atualidade, o maior esforço de investigação se realiza aonde o custo da invasão é mais alto e a erradicação do invasor é impossível (Figura 13). Hicks (2004) menciona que o melhor retorno da inversão é quando se realiza antes que o invasor chegue às margens (*pre-border*) ou um tempo antes que alcance sua fase exponencial de crescimento (*border*). Portanto, se deveria por ênfase em investigações em que a relação custo-benefício seja melhor, e realizá-las na etapa de *pre-border* e *border*. Se deve prevenir a invasão antes que esta aconteça. O esforço realizado na atualidade é inapropriado, já que é aplicado principalmente em estudos de impacto. Revertendo este esforço, disporíamos de informação para gerar marcos de decisão robusta, baseados em boas investigações científicas que incrementem as possibilidades para uma efetiva intervenção.

Agenda de Investigação

Para estabelecer uma potencial agenda de investigação útil para a prevenção da introdução de espécies, se devem considerar três pontos importantes, cada um deles com sua própria ênfase estratégica, além do impacto e controle do aqui e agora (Hicks, 2004). Estes são:

- 1) Análises das vias de introdução e riscos de mitigação;
- 2) Ferramentas na decisão de riscos;
- 3) Modelos empíricos e predição.

1. Análises das vias de introdução e riscos de mitigação

Com a finalidade de analisar a possibilidade de trasladar o risco de bioinvasão à fonte (área de origem), Hicks (2004) apresenta, de forma ilustrativa, um estudo dos containeres que chegam à Nova Zelândia.

O número de containeres aumentou 180% nos últimos doze anos; portanto, a taxa de inspeção resulta insuficiente e apenas se revisa 20% dos containeres (Figura 14). Para calcular o risco pela deficiência no sistema de bio-segurança que envolve os containeres, como também a embalagem dos mesmos, se avaliou a veracidade dos conteúdos e a frequência dos containeres. Deste modo, se considerou o movimento destes dentro da Nova Zelândia e o risco de mitigação de cada um destes passos. Na Tabela 6 se assinala a incidência e tipo de contaminantes em containeres carregados e vazios que chegam à Nova Zelândia. Registraram-se contaminantes tanto nos containeres cheios como nos vazios, portanto ambos são uma via de alto risco.

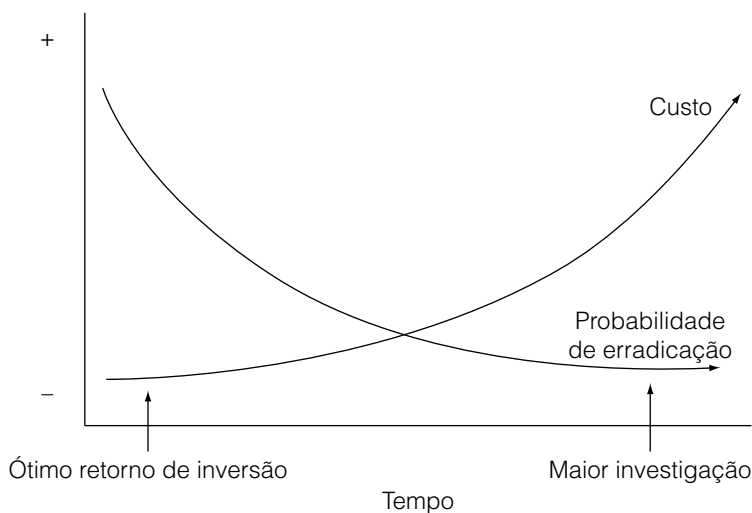


Figura 13. Processo custo-benefício das bioinvasões (modificado de Hicks, 2004).

Sobre esta base se estabelecem uma série de medidas de mitigação. Dentro deste sistema cabe esperar falhas que deixem passar potenciais espécies invasoras; este é o “risco ao mitigar” ou “risco de mitigação”. O risco poderia ser observado ao longo da via exportadores-importadores em detalhe, com novos procedimentos e investigações impostos com maior rigor. Desta forma se minimizaria o risco de:

- Contaminação interna ou externa do carregamento;
- Existência de carregamentos não declarados;
- Embalagem de madeira de carregamentos não declarados ou contaminados.

Além disso, nos passos da via mencionada, aos exportadores de produtos será requerido passar por uma série de procedimentos de mitigação (por exemplo, apresentar um *set* de importação extensiva para a importação de produtos; os padrões internacionais de limpeza e livres de pestes; teste de acatamento obrigatório). As inspeções se realizarão antes da exportação, portanto se deveria gerar um certificado de saída segura do recipiente para o porto receptor e para a empresa que recebe o recipiente. Estes certificados serão necessários para poder remover o carregamento do porto de origem e receber no porto de destino. Portanto, uma alta proporção de risco é mitigada. Nesta análise das vias de introdução e riscos de mitigação, a inovação científica residiria, por exemplo, em gerar uma assistência à tecnologia para a detecção de pestes, reduzindo, desta forma o tempo no procedimento.

2. Ferramentas na decisão de riscos

Existe um campo para o forte desenvolvimento, cientificamente apoiado, da avaliação de riscos e nas ferramentas de decisão. Este é o campo das técnicas de avaliação de riscos (TER), que abarcam desde a importação de padrões de saúde, até estados de predição que indicariam as novas direções de investigação necessárias para melhorar a exatidão das TER como processo em si mesmo.

Os marcos das TER operam como passos de decisão binária. Podem levar a uma faixa de níveis sofisticados de pontos; por exemplo, a avaliação da probabilidade estimada do que se denomina risco iminente (RI) ou o risco que o organismo em questão fora disperso em um país receptor, neste caso, a Nova Zelândia, e o risco estabelecido (RE), quer dizer, a probabilidade em que a espécie pode escapar do estado de cativo e estabelecer-se. O risco total (R) é igual ao produto entre o RI e o RE. A primeira

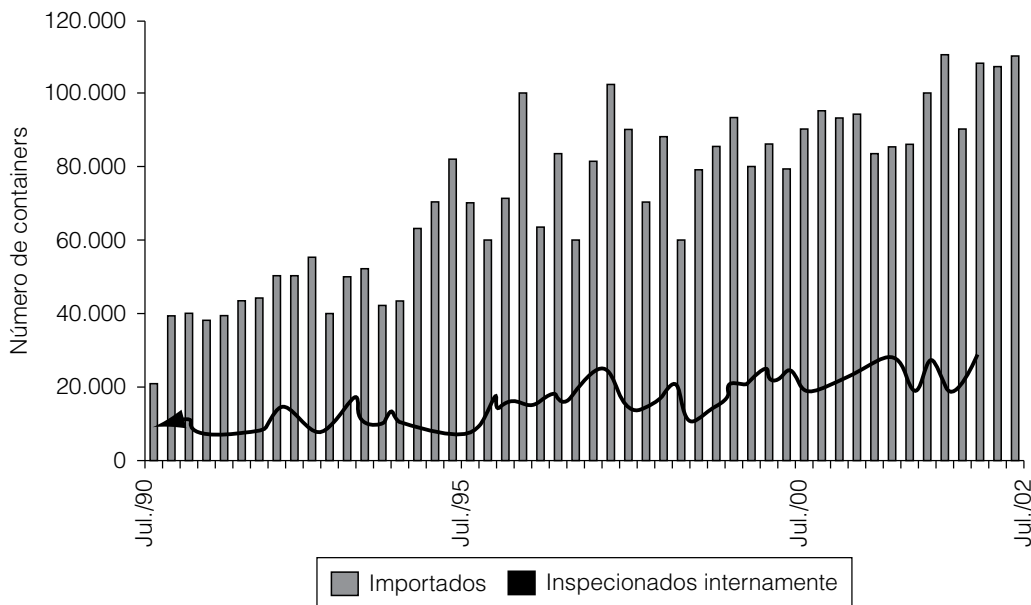


Figura 14. Número de contêineres que ingressaram na Nova Zelândia em um lapso de 12 anos (modificado de Hicks, 2004).

Tabela 6. Incidência e tipo de contaminantes nos contêineres vazios e carregados que ingressam à Nova Zelândia (modificado de Hicks, 2004).

	Contêineres carregados			Contêineres vazios		
	Interno	Externo	Total	Interno	Externo	Total
Terra	0,8%	3,6%	4,4%	1,3%	1,3%	2,6%
Sementes	6,7%	0,2%	6,8%	4,1%	0,0%	4,1%
Insetos vivos	4,0%	0,1%	4,1%	3,5%	0,1%	3,6%
Aranhas vivas	5,2%	0,2%	5,3%	6,1%	0,0%	6,1%
Material vegetal	6,3%	0,4%	6,7%	6,5%	0,1%	6,6%
Outros contaminantes	21,0%	4,4%	24,3%	17,7%	2,0%	18,9%

decisão binária neste sistema é qualitativa, na qual se classifica o organismo em desejado ou não-desejado, depois de um RI baseado na opinião de *experts* e na literatura.

A partir do trabalho de Hicks (2004), se podem conhecer os passos envolvidos na avaliação de RI de um bioinvasor marinho para a Nova Zelândia (Figura 15). Estes são:

- 1) O sistema considera a probabilidade de assentamento nos ecossistemas da Nova Zelândia. Esta pode ser NEGATIVA ou POSITIVA.
- 2) Deste modo, considera se existe ou não uma história de invasão prévia. 1 = não existem referências. 10 = sim, existe referência.
- 3) Estima-se, em uma escala de probabilidades, como pode, potencialmente, habitar ou dispersar-se em um *habitat* do ecossistema. 1 = de forma leve; 10 = exaustivo.
- 4) Depois de estimar a probabilidade, se considera a severidade do efeito. 1 = insignificante; 10 = catastrófico.
- 5) Estima a probabilidade de erradicação, reconhecendo que é muito baixa.

Este modelo depende de uma boa informação científica. O desafio para a ciência é, então, com a ajuda deste marco político-econômico, identificar os vazios de conhecimento e realizar uma investigação que remedeie essa deficiência, com o objetivo de acrescentar a precisão e utilidade dos modelos.

3. Modelos empíricos e predição

O estudo da biologia das invasões depende dos dados reunidos durante um lapso importante, autêntico e representativo, além de suas análises. Este é o material «cru» para ajustar a modelos e predições. Deste modo, a experimentação e monitoramento são fundamentais para conhecer a abrangência e a variação que apresenta o sistema. Não obstante, o estudo das invasões biológicas apresenta paradoxos que confundem a obtenção de medidas orientadas até a prevenção como resultado final. O risco de avaliação se baseia atualmente em protocolos, fatos sobre classificações qualitativas com as quais se realizam os diagnósticos, isto provoca uma percepção errônea; a predição sobre que espécies invadirão ou não um ambiente é impossível. Para passar de uma técnica de avaliação de risco (TER) qualitativa a uma de predição, se aplicam os modelos de invasões.

Koler & Lodge (2002) listam as espécies invasoras de peixes que apresentam propriedades de invasão e indicam aquelas espécies com maior probabilidade para estabelecer-se e dispersar-se rapidamente e, dessa forma, transformar-se em uma praga nos Grandes Lagos de América do Norte. Esta análise está realizada *post-border*, mas poderia ser feita observando os elementos da região doadora, as vias e vetores e, com um modelo de vigilância, não perder de vista o *border*. Atualmente, modelar com a consequente técnica preventiva está em desuso nas investigações das bioinvasões, e é desejável que estas metodologias sejam de maior aplicação (Koler & Lodge, 2002).

Comumente se indica, como já foi estabelecido neste capítulo, que existe algo único no êxito das invasões, vinculado com a relação entre as características da espécie invasora e algo inerente aos ecossistemas que os faz vulneráveis de invasão. Além de observar a capacidade da espécie para invadir, a outra dimensão a considerar é a do doador e/ou o que recebe (Figura 16). A vulnerabilidade do sistema

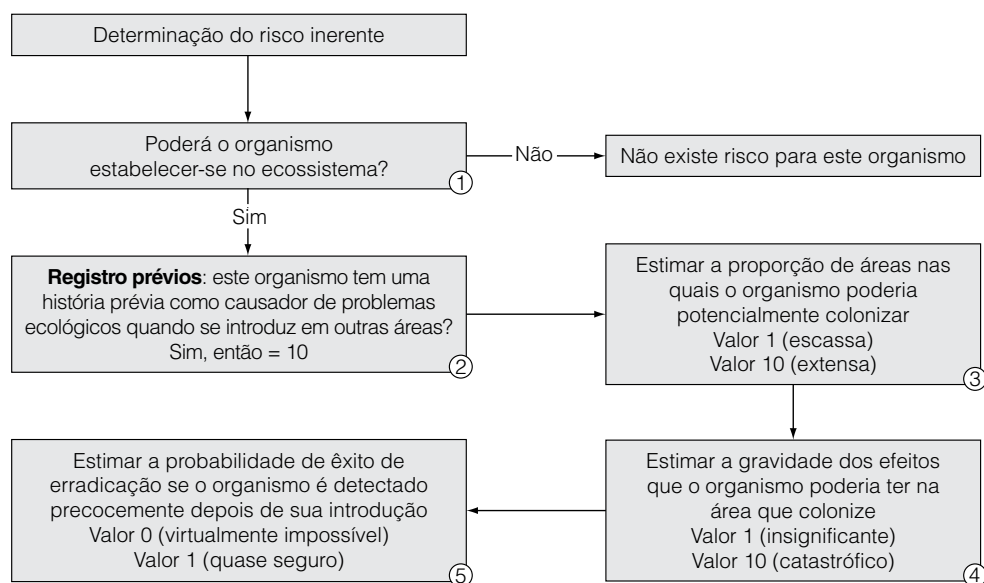


Figura 15. Avaliação de risco inerente na Nova Zelândia (modificado de Hicks, 2004).

à invasão (*ecosystem invasibility*) é uma parte da equação que necessita ser considerada. Se utilizam estas duas partes da equação, que é a nova tendência na bio-segurança. Com esse fim se deve por ênfase em:

- 1) Propriedades do ecossistema (qualidade e quantidade de recursos);
- 2) Diversidade de inimigos naturais;
- 3) Aspectos do ambiente abiótico.

Estas duas perspectivas (*species invasiveness* e *ecosystem invasibility*) estão condicionadas por:

- a) As características que possibilitam o ser invasor são dependentes do ecossistema receptor. Nos ecossistemas se poderão ativar essas expressões úteis da população para invadir um novo *habitat*;
- b) Essas características são o produto do que se denomina Evolução Submetida ao Cenário Ecológico (*Evolutionary Contingent Ecological Settings*) (ESEE) na faixa nativa da espécie. Os organismos evoluem em um conjunto de características ecológicas únicas no espaço e tempo, e dão a estes um conjunto de propriedades biológicas nesse espaço que lhe permitem adaptar-se ao novo ambiente.

As características que fazem com que uma espécie apresente capacidade invasiva, se espera, que variem de um ecossistema a outro. Portanto, para prever a capacidade invasora de uma espécie, se deve avaliar o ESEE e o ajuste da espécie fora de sua faixa nativa de distribuição.

A maior capacidade de invasão de uma espécie depende, então, de que as características abióticas e recursos do novo ambiente sejam semelhantes ao nativo, e de que a diversidade biótica e os inimigos naturais sejam distintos. Comparando estes componentes em um modelo, estes se ocultam. Para avaliar a capacidade de invasão de uma espécie, em um modelo de bio-segurança deverá analisar-se o contraste entre as ESEE, a faixa conhecida de introdução em outros ambientes e a faixa predominante no potencial ecossistema receptor. Sobre esta base, Hicks (2004) compara a faixa nativa e a de introdução de uma hipotética espécie invasora com a faixa de temperatura como único elemento climático (Figura 17).

Por último, os modelos de bio-segurança se orientam com base num marco conceitual do perfil de risco de estabelecimento de uma espécie não-nativa, basicamente através de uma série de itens; Hicks (2004) toma a Nova Zelândia como região receptora:

- 1) Compara as ESEE da fonte e do receptor para eliminar competidores e inimigos (índice de liberação de competidores e inimigos);
- 2) Avalia a conectividade externa, observando as vias de invasão;
- 3) Considera a probabilidade de dispersão em relação às conexões internas e o isolamento geográfico da região receptora;
- 4) Modifica estas relações por gradientes de distúrbios.

Bio-segurança: dois elementos básicos para a bio-invasão



A vulnerabilidade do ecossistema reflete o ajuste da espécie ao novo cenário

Figura 16. Dois elementos fundamentais no risco de bioinvasão, presentes nos modelos de bio-segurança (modificado de Hicks, 2004).

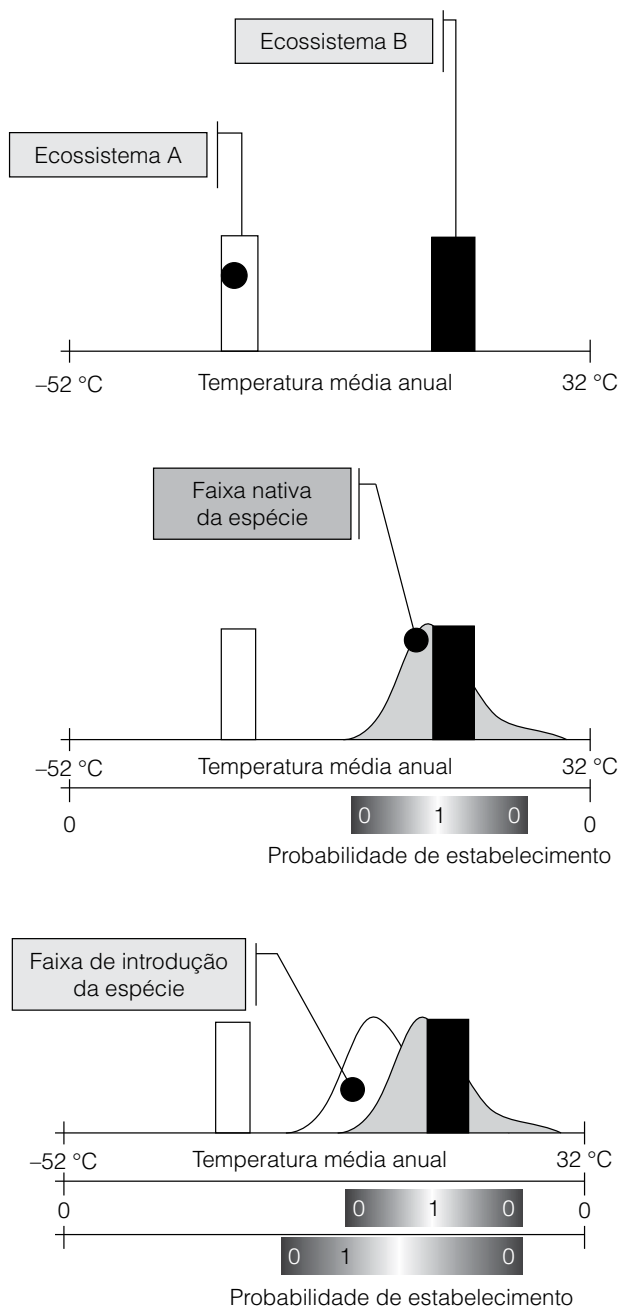


Figura 17. Medida de vulnerabilidade de um ecossistema em particular. Considera-se a faixa de distribuição de uma espécie em sua área nativa e na área de introdução, em relação a um único gradiente climático, como é a temperatura média anual (modificado de Hicks, 2004).

REFERÊNCIAS

BARON, J.S., N. LEROY POFF, P. LANGERMEIER, C.N. DAHM, P.H. GLEICK, N.G. HAIRSTON, JR., R. B. JACKSON, C. A. JOHNSTON, B.D. RICHTER & A. D. STEINMAN. 2003. Ecosistemas de Água

Dulce Sustentables. *Tópicos en Ecología* 10: 1-15

BENSON, A. J. 2000. Documenting over the century of aquatic introductions in the U.S. En: R. Claudi and J.H. Leach (eds). *Nonindigenous freshwater organisms. Vectors, biology, and*

- impacts, pp 1-32. Lewis Publishers. Boca Raton.
- CARLTON, J. T. 1996. Pattern, Process, and Prediction in Marine invasion Ecology. *Biological Conservation* 78: 97-106.
- CARLTON J. T. & G.M. RUIZ. 2004. Vector Science and Integrated Vector Management in Bioinvasion Ecology: Conceptual Frameworks. En: H.A.Mooney, J.McNeely, L.E.Neville, P.J. Schei, J.K.Waage (eds.). *Invasive Alien Species: A new synthesis*. Island Press, Covelo, California.
- CAZZANIGA, N. J. 1997. Asiatic Clam, *Corbicula fluminea*, reaching Patagonia (Argentina). *Journal of Freshwater Ecology* 4: 629-630.
- COWIE, R. H. 2001. Decline and homogenization of Pacific faunas: the land snails of American Samoa. *Biological Conservation* 99: 207-222.
- COWIE, R. H. 2004. Disappearing snails and alien invasions: the biodiversity/conservation interface in the Pacific. *Journal of Conchology, Special Publication* 3:23-37.
- DARRIGRAN, G. & G. PASTORINO. 2004. Distribution of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Family Mytilidae) after 10 years invading America. *Journal of Conchology, Special Publication* 3: 95-102
- DARRIGRAN G.A. & C. DAMBORENEA. 2005a. La almeja de água doce *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). Pp. 133-177. En Penchaszadeh, P.E. (coordinador). *Invasores. Invertebrados exóticos en el rio da Plata e região marina aledaña*. EUDEBA, Bs. As. 377pp.
- DARRIGRAN G.A. & C. DAMBORENEA. 2005b. El mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la Cuenca del Plata. Pp. 39-109. En Penchaszadeh, P.E. (coordinador). *Invasores. Invertebrados exóticos en el rio da Plata e região marina aledaña*. EUDEBA, Bs. As. 377pp.
- DARRIGRAN, G. & C. DAMBORENEA. 2005c. A South American bio-invasion case history: *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), the golden mussel. *American Malacological Bulletin* 20: 105-112.
- DARRIGRAN, G. & J. DARRIGRAN. 2001. El mejillón dorado: una obstinada especie invasora. *CienciaHoy* 61:20-23. Buenos Aires.
- DESCHAMPS, J., O. OTERO, E. TONNI. 2003. Cambio climático en la pampa bonaerense: las precipitaciones desde los siglos XVIII al XX. *Documento de trabajo*, 109:1-18. UNIVERSIDADE de Belgrano.
- DUKES, J. S. & H. A. MOONEY. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *TRENDS in Ecology & Evolution* 14 (4): 135-139.
- ELTON, CH. S. 1958. *The Ecology of Invasions by animals and plants*. Catalogue 6041/U. Methuen and CO LTD. Great Britain 181 pp.
- HAYES, K. R. 2003. Biosecurity and the Role of Risk Assessment. En: Ruiz & Carlton (eds.) *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. 518 pp. Ilhand Press. Washington.
- HICKS, G. 2004. Turning the Tide: Is aquatic bioinvaders research heading in the right direction? *Aquatic Invaders* 15(1): 9-20.
- KLUZA, D.A. & K.M. MCNYSET. 2005. Ecological niche modeling of aquatic invasive species. *Aquatic Invaders* 16 (1): 1-7.
- KOLAR, C. S. & D. M. LODGE. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Ecology & Evolution* 16(4): 199-204.
- KOLAR, C. S. & D. M. LODGE. 2002. Ecological Predictions and Risk Assessment for Alien Fishes in North America. *Science* 298 (8): 1233-1236.
- MARCO, D., S. PÁEZ, S. CANNAS. 2002. Species invasiveness in biological invasion: a modeling approach. *Biological Invasion* 4: 193-205.
- MCMAHON, R.F. 2002. Invasive characteristics of the freshwater bivalve, *Corbicula fluminea*. En: R. Claudi and J.H. Leach (eds). *Nonindigenous freshwater organisms. Vectors, biology, and impacts*, pp 315-346. Lewis Publishers. Boca Raton.
- MCNEELY, J. A. 2003. Invasive Species: A global concern bubbling to the surface. En: Muckle-Jeffs (ed.) *Proceeding of the 11th. International Aquatic Nuisance Species and Zebra-Mussels Conference*. Alexandria 2003. USA.
- MILLS, E. L., J. R. CHRISTMAN & K. T. HOLECK. 2002. The role of canals in the spread of non-indigenous species in North America. En: R. Claudi and J.H. Leach (eds). *Nonindigenous freshwater organisms. Vectors, biology, and impacts*, pp 347-379. Lewis Publishers. Boca Raton.
- MINCHIN, D. 2004. Vectors, Detectors and Inspectors. Abstracts: 1. 13th International Conference on Aquatic Invasive Species. September 20 to 24, 2004. Ennis, County Clare, Ireland
- MORTON, B. 1996. The Aquatic Nuisance Species Problem: A Global Perspective and Review. En: Frank D'itri (ed.). *Zebra Mussels and Other Aquatic Nuisance Species*. Ann Arbor Press.

- ORENSANZ, J., E. SCHWINDT, G. PASTORINO, A. BORTULUS, G. CASAS, G. DARRIGRAN, R. ELIAS, J. J. LOPEZ GAPPA, S. OBENET, M. PASCUAL, P. PENCHASZADEH, M. L. PIRIZ, F. SACARBINO, E. D. SPIVAK & E. A. VALLARINO. 2002. No longer a pristine confine of the World Ocean-A survey of exotic marine species in the Southwestern Atlantic. *Biological Invasion* 4: 115-143.
- PASTORINO, G., P. PENCHASZADEH, L. SCHEJTER & C. BREMEN. 2000. *Rapana venosa* (Valenciennes 1846) (Mollusca: Muricidae): a new gastropod in South Atlantic waters. *J. Shellfish Research* 19 (2):1-2.
- RICCIARDI, A. & H. J. MACLSAAC. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *TRENDS in Ecology & Evolution* 15 (2): 62-65.
- RUIZ G.M., P.W. FOFONOFF, J. T. CARLTON & M. J. WONHAM. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31:481-531
- SHERLEY, G. 2004. Managing the Global Invasive Species Problem – Some Lessons from experience with national, regional and global programmes. Abstracts: 2. 13th International Conference on Aquatic Invasive Species. September 20 to 24, 2004. Ennis, County Clare, Ireland.
- SIMBERLOFF, D. 1995. Introduced Species. *Encyclopedia of Environment Biology* 2: 323-336. Academic Press.
- SOUZA, R.C. LUZ DA, F. DA C. FERNANDEZ & E.P. DA SILVA. 2004. Distribuição atual do mexilhão *Perna perna* no mundo: um caso recente de bioinvasão. En: Silva & Souza (eds.). *Água de Lastro e Bioinvasão*. Editora Interciência. 224 pp. Rio de Janeiro.
- TYLER MILLER, G. JR. 1992. *Ecología y Medio Ambiente*. Grupo Editorial Iberoamericana. México D.F. 867pp.
- VÁZQUEZ, D. & R. ARAGÓN. 2002 Introduction. *Biological Invasions* 4: 1-5.

ANEXO I

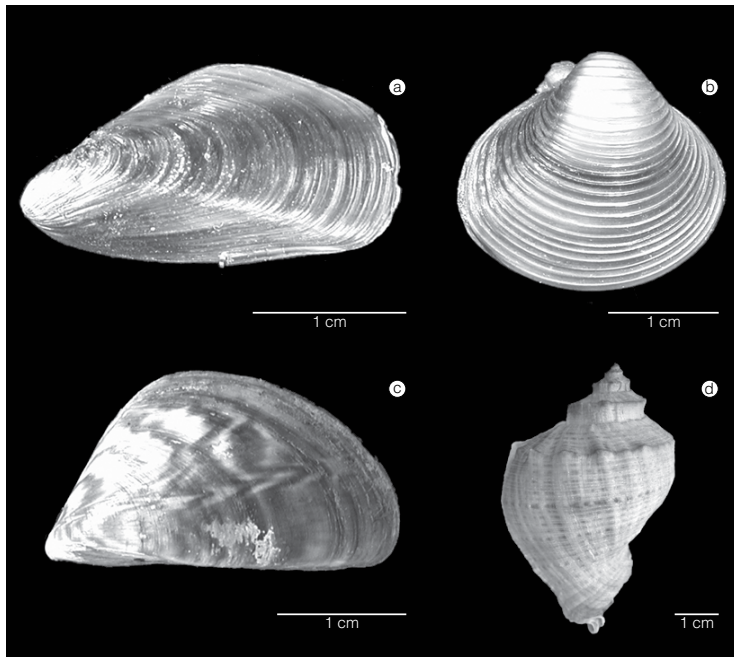


Figura 1. Moluscos invasores: a) *Limnoperna fortunei*; b) *Corbicula fluminea*; c) *Dreissena polymorpha*; d) *Rapana venosa*.

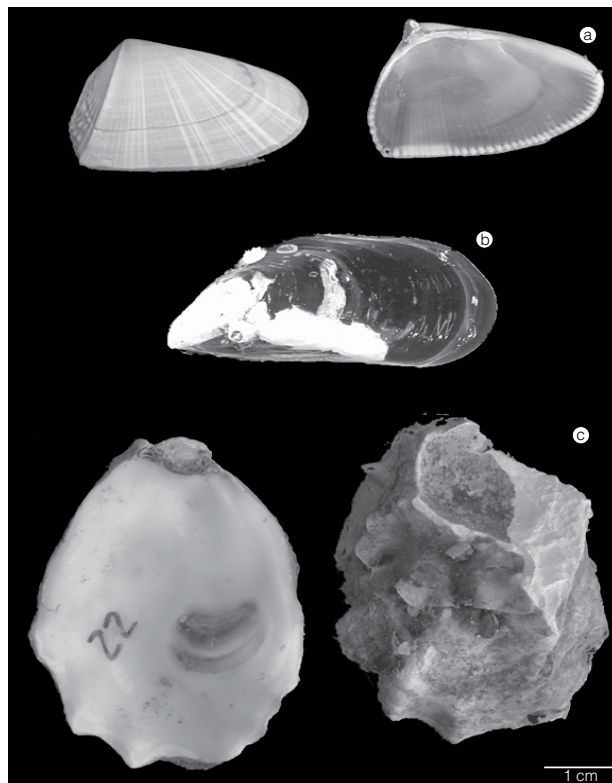


Figura 2. Aspecto geral de: a) *Donax hanleyanus*; b) *Perna perna*; c) *Crassostrea gigas*.

CAPÍTULO 2

ÁGUA DE LASTRO COMO VIA DE INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES A NÍVEL GLOBAL

Flavio da Costa Fernandes¹ & Alexandre de Carvalho Leal Neto²

INTRODUÇÃO

A forma de lastrear um navio com porões vazios, na atualidade, é por meio do uso de água do mar, rios ou lagos. A tecnologia disponível até o momento não impede o ingresso de microorganismos junto com a água de lastro nos tanques. Quando esta água é deslastrada no porto de destino, aonde o navio carrega seus porões, os organismos são liberados ao ambiente. Muitos destes organismos morrem, pois as características ambientais e as espécies nativas dificultam seu estabelecimento, enquanto que outros sobrevivem. Destes, alguns se integram como parte da biodiversidade local, sem danos aparentes; outros se tornam verdadeiras pragas, deslocando as espécies nativas ou causando prejuízos econômicos e/ou sanitários.

Estima-se que aproximadamente 4 bilhões de toneladas de água de lastro são transferidas globalmente a cada ano, e que 7.000 espécies de bactérias, plantas e animais são carregadas por dia na água de lastro de navios ao redor do mundo. Espécies contidas na água de lastro tomadas a bordo em um país podem ser descarregadas nas águas de outro país. Enquanto muitas destas introduções de espécies não-indígenas têm sido e continuam sendo inócuas, algumas têm tido consequências econômicas e ambientais severas. Navios mais rápidos significam maior economia no transporte de mercadorias. Lamentavelmente, navios mais rápidos, e a consequente redução no tempo de viagem entre os portos, aumentam a probabilidade de sobrevivência e introdução de espécies não-indígenas potencialmente prejudiciais.

As invasões ocasionam:

- Ecossistemas inteiros estão mudando - a biodiversidade nativa e/ou os processos ecológicos podem ser deteriorados pelas espécies invasoras.
- Impactos econômicos excedem os bilhões de dólares – indústria da pesca, indústria costeira e outras atividades comerciais e recursos podem ser prejudicados pelas invasões.
- Enfermidades e mortes por causa de organismos tóxicos - pessoas que adoecem e morrem por causa de agentes patogênicos introduzidos pela água de lastro como vetor.

Uma vez estabelecidas as espécies aquáticas invasoras é quase impossível sua erradicação. A introdução destas em novos ambientes via água de lastro de navios, assim como por outros meios, foi identificada pelo Fundo para o Meio Ambiente Mundial (GEF), como uma das quatro maiores ameaças aos oceanos do mundo. As outras três são:

- contaminação proveniente de fontes terrestres;
- sobre-exploração de recursos marinhos vivos; e
- alteração física e destruição de *hábitat* marinhos.

¹ Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Rua Kioto, 253 Arraial do Cabo – RJ – 28930-000 Brasil. flaviocofe@yahoo.com

² Programa Global de Gestión del Agua de Lastre . GloBallast. aleal@netbotanic.com.br

A introdução de organismos aquáticos prejudiciais através da água de lastro atrai cada vez mais a atenção do mundo. A gestão e controle da água de lastro se tornou uma das agendas mais importantes da Organização Marítima Internacional (OMI). A OMI adotou a Resolução de Assembleia A.868(20) em 1997 sobre *Diretrizes para o controle e a gestão da água de lastro dos navios a fim de reduzir ao mínimo a transferência de organismos aquáticos prejudiciais e agentes patógenos*. Esta Resolução solicita aos governos que tomem medidas urgentes para aplicar as Diretrizes. As opções de controle e gestão recomendadas pelas Diretrizes incluem:

- reportar e registrar operações da água de lastro a bordo;
- desenvolver um plano de gestão da água de lastro específico para cada navio;
- minimizar a entrada de organismos ao carregar o lastro, evitando:
 - a) zonas assinaladas no porto afetadas por epidemias, pragas ou colônias conhecidas de organismos prejudiciais e agentes patógenos;
 - b) águas muito pouco profundas;
 - c) a escuridão, quando os organismos que vivem no fundo podem ascender na coluna de água.
- limpar regularmente os tanques de lastro para retirar o lodo e sedimentos que se acumulam neles;
- evitar a descarga desnecessária da água de lastro; e
- levar a cabo os procedimentos de gestão de água de lastro.

Ainda que as Diretrizes estejam sendo implementadas em vários países, são de natureza voluntária. Para abordar o problema internacionalmente, se utilizará o Convênio Internacional para o Controle e a Gestão da Água de Lastro e os Sedimentos dos Navios, subscrito em 13 de fevereiro de 2004, que proporcionará as provisões legais sobre gestão de lastro.

Exemplos de introdução por água de lastro

O exemplo mais conhecido no mundo de introdução de uma espécie por água de lastro é o caso do mexilhão zebra, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), que invadiu os Estados Unidos e o Canadá através dos Grandes Lagos, na década de 1980. Originário da Europa, causou grandes prejuízos econômicos e ecológicos em toda a região leste da América do Norte. Outro exemplo de invasão é o ctenóforo americano, *Mnemiopsis leidy* Agassiz, 1865, que impactou a produção pesqueira do Mar Negro. Vários casos de intensa proliferação de dinoflagelados tóxicos foram registrados em todo o mundo. Estes eventos frequentemente estão associados à água de lastro. Alguns casos de cólera, como os ocorridos no Peru e Brasil, também estão relacionados ao deslastre dos navios mercantes. Na Austrália, várias espécies foram introduzidas, e a estrela-do-mar, *Asterias amurensis* Lutken, 1871, causou grandes prejuízos nos cultivos de mariscos.

Casos de introduções por água de lastro na América do Sul

O mexilhão dourado ou *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), originário da China e sudeste da Ásia, citado pela primeira vez na desembocadura do Rio de la Plata, na costa argentina, em 1991, e introduzido por água de lastro, tem atualmente uma ampla distribuição. Além do Brasil e Argentina, os países que têm mexilhão dourado em seus rios são o Uruguai, o Paraguai e a Bolívia. No Brasil a dispersão foi muito rápida, ocorrendo nos estados do Rio Grande do Sul, Paraná, São Paulo, Mato Grosso do Sul e Mato Grosso.

Outros exemplos de introdução por água de lastro são:

- *Charybdis hellerii* (Milne Edwards, 1867), decápode originário do Oceano Índico, provavelmente introduzido no Caribe via água de lastro, observado na Bahia de Todos os Santos, Salvador, e baías de Sepetiba e Guanabara, no Rio de Janeiro. Esta espécie, sem valor comercial,

provoca o deslocamento de espécies nativas de caranguejos que têm importância pesqueira (Figura 1a – Anexo II).

- *Isochnomon bicolor* (Adams, 1845), espécie do Caribe introduzida aproximadamente em 1995 que invadiu a região intermareal do litoral brasileiro. Este molusco bivalve vive em altas densidades, impedindo a fixação de muitas espécies nativas (Figura 1b – Anexo II).

PROJETO GLOBALLAST

Descrição, financiamento, coordenadores e executores

A OMI, junto com o Fundo para o Meio Ambiente Mundial (GEF) e o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), contando com o apoio dos Estados Membros e a indústria naval, desenvolveu o projeto denominado *Remoção de barreiras para a efetiva implementação do controle e medidas de gestão da água de lastro em países em desenvolvimento*, ou, mais simplesmente, *Programa Global de Gestão da Água de Lastro - GloBallast*.

Objetivo

O projeto teve como objetivo ajudar os países em desenvolvimento na implementação das medidas de caráter voluntário previstas na Resolução A.868(20), com o propósito de reduzir a transferência de espécies aquáticas exóticas indesejáveis que têm como vetor a água de lastro de navios.

Resultados alcançados - componente

O projeto GloBallast preparou os países participantes para a implementação do Convênio Internacional para o Controle e a Gestão da Água de Lastro e os Sedimentos dos Navios. Para que isso fosse alcançado, os seis países participantes, durante a execução do Programa (março de 2000 a dezembro de 2004), receberam assistência técnica, capacitação e reforço institucional. Esses seis sítios de demonstração representaram as principais regiões em desenvolvimento do mundo (Figura 1).

O Plano de Implementação do Projeto GloBallast, que esboça os componentes e as atividades a serem levadas a cabo durante a execução do Programa, os respectivos pressupostos e prazos, foram elaborados pela Unidade de Coordenação do Programa (UCP). A necessidade de assegurar abordagens padronizadas em países situados ao redor do globo, com diversificadas condições geo-climáticas e político-administrativas, impôs cronogramas flexíveis e determinou vários ajustes. Portanto, cada um dos seis países membros elaborou seu Plano de Trabalho Nacional para ser aplicado na “localidade de demonstração”; no caso brasileiro foi eleito o porto de Sepetiba, no estado do Rio de Janeiro (Figura 2).

1. Coordenação do Programa

O Ministério do Meio Ambiente (MMA) foi a Agência Líder para o Programa GloBallast no Brasil. A Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos daquele ministério atuou como o “Ponto Focal Nacional” designado para o projeto. O Ponto Focal foi auxiliado, no MMA, pela área de Gestão Integrada dos Ambientes Costeiro e Marinho, contando, também, com um Assistente Técnico contratado pela OMI e uma “Força-Tarefa Nacional” integrada por uma equipe multi-disciplinar de especialistas.

As seguintes universidades e instituições integram a Força-Tarefa Nacional: Agência Nacional de Vigilância Sanitária, Companhia Docas do Rio de Janeiro, Fundação Estadual de Engenharia do Meio



Figura 1. Países que participam do programa GloBallast, com a localização dos seis portos estudados. 1 Sepetiba – Brasil; 2 Dalian – China; 3 Mumbai – Índia; 4 Ilha Khark – Irã; 5 Saldanha – África do Sul; 6 Odessa – Ucrânia; a. Londres – OMI; b. Nova York – PNUD; c. Washington DC – GEF.

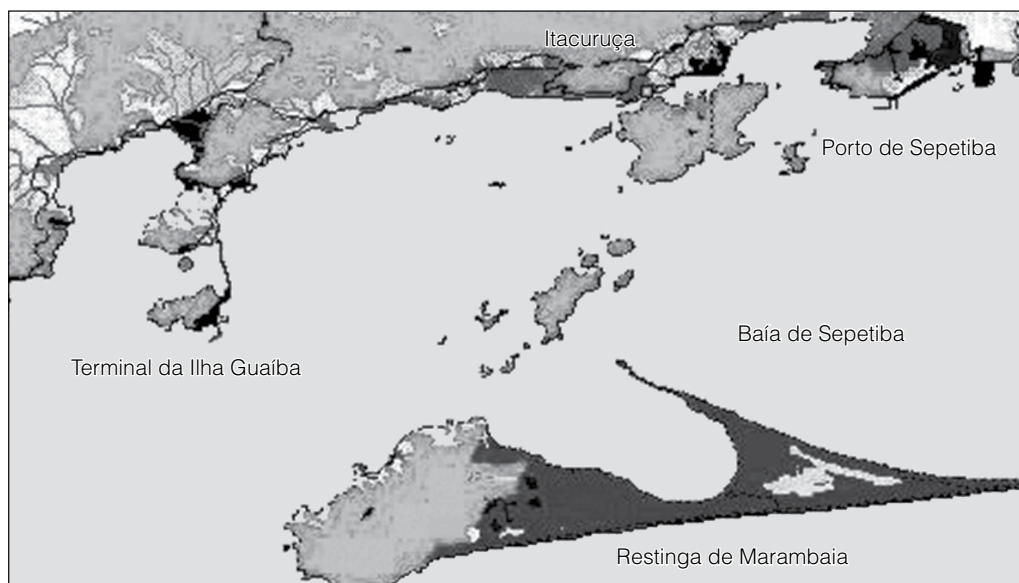


Figura 2. Baía de Sepetiba – Rio de Janeiro – Sítio piloto estudado no Brasil pelo Programa GloBallast.

Ambiente, Fundação Universidade Federal de Rio Grande, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, PETROBRAS, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Universidade Estadual Norte Fluminense, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e Universidade Santa Úrsula.

2. Comunicação e Mobilização Pública

Apesar dos trabalhos efetuados sobre este tema, a informação sobre o perigo que representa a transferência de organismos aquáticos prejudiciais e agentes patógenos através da descarga da água de lastro não estava bem difundida. Considerou-se de suma importância esta falta de informação e o baixo nível de conhecimento geral do problema da água de lastro; para aumentar o nível de conhecimento público, se tomaram várias ações a nível nacional.

Com o objetivo de interessar à comunidade envolvida e o público em geral foi implementado um Plano de Comunicação que incluiu, entre outras, as seguintes atividades:

- a) Desenvolver, produzir e distribuir material de divulgação.
- b) Projetar, estabelecer e manter uma página *web* do Programa GloBallast no Brasil.
- c) Traduzir, imprimir e disseminar documentos relevantes.
- d) Estimular os especialistas na produção e publicação de artigos relacionados com a água de lastro e espécies introduzidas.
- e) Incentivar a produção de documentários para a televisão sobre o tema espécies introduzidas.
- f) Preparar um vídeo sobre a gestão da água de lastro para a educação a bordo e sua difusão nas companhias navais.

3. Avaliação de Risco

É importante estabelecer, para cada porto em particular, em relação à introdução de espécies aquáticas invasoras o nível de risco capaz de enfrentar. Para isso é necessário enfocar determinados organismos e avaliar as vias e processos requeridos para sua introdução e estabelecimento bem-sucedido, assim como identificar os recursos naturais mais sensíveis e potencialmente ameaçados.

As atividades previstas no Plano de Trabalho Nacional de “Avaliação de Risco da Água de Lastro” e de “Levantamento da Biota do Porto”, descritas na continuação, constituíram os fundamentos da avaliação de risco.

3.1. Avaliação de Risco da Água de Lastro

Atualmente, os Estados Membros da OMI têm significativa flexibilidade na determinação da natureza e extensão de seus regimes nacionais de controle da água de lastro. Um país pode aplicar um regime uniforme a todos os navios ou, buscando avaliar o risco relativo que os navios impõem aos recursos da região, aplicar procedimentos seletivos àqueles de maior risco.

A opção de aplicação uniforme oferece as vantagens de um programa simplificado de administração no qual não há “julgamentos” que necessitem ser efetuados (ou justificados) pelas autoridades do porto com respeito aos navios que devem ou não ser inspecionados. Adicionalmente, o sistema uniforme requer menos informações, oferecendo maior proteção na relação com a introdução de espécies inesperadas, não dependendo, tampouco, da eficiência do sistema de apoio à decisão adotada. Entretanto, algumas desvantagens advêm desse controle, tais como os custos adicionais para inspecionar navios que no princípio não necessitariam ser fiscalizados. Quanto maior o número de navios envolvidos, maior deverá ser o sistema de controle das autoridades portuárias.

Alguns países estão experimentando sistemas que permitem uma seletividade baseada na avaliação de risco por “viagem”; este sistema reduziria o número de navios sujeitos ao controle e monitoramento da água de lastro. A perspectiva de aplicar um programa de controle para um número reduzido de navios é especialmente atrativa quando se pretende evitar determinados organismos, tais como dinoflagelados tóxicos. Deste modo, medidas mais rigorosas podem ser aplicadas em navios julgados de “alto risco”, em contraposição a menores restrições impostas a navios de baixo risco. Entretanto, a

efetividade do sistema depende estritamente da qualidade da informação disponível. Este fato pode também deixar o país/porto vulnerável a riscos desconhecidos.

Para os países-portos que optarem por uma abordagem seletiva será essencial estabelecer, por meio de um Sistema de Apoio à Decisão, normas para a avaliação do risco potencial imposto por cada navio que entre no porto. Somente assim será possível tomar decisões e definir as ações necessárias quanto à descarga da água de lastro de um navio determinado. Um Sistema de Apoio à Decisão é uma forma de gestão que provê mecanismos para avaliar todas as informações disponíveis relacionadas a um navio em particular e a suas medidas de gestão da água de lastro, de modo que, baseado na avaliação de risco, se oriente a ação a ser tomada.

Antes de decidir que sistema adotar - uniforme (todos os navios) ou seletivo (identificando navios de alto risco) - se deve realizar uma avaliação de risco genérica. Essa análise considerará os padrões de navegação e a identificação dos portos de origem de onde a água de lastro é importada. Depois dessa avaliação se efetuarão comparações de similaridade ambiental, de tal modo que possa obter-se uma indicação preliminar do risco global. Isso auxiliará o país na determinação do sistema a implementar.

Deste modo, têm que ser revisadas as informações existentes em respeito à quantidade de água de lastro atualmente descarregada na região de estudo, buscando determinar as ameaças para a economia, o meio ambiente e a saúde humana, além de verificar vazios nas informações e as atividades necessárias para sua superação.

A Avaliação de Risco foi realizada por consultores contratados pela UCP, com a participação direta da Força-Tarefa Nacional. A equipe que recebeu o treinamento na metodologia foi escolhida pelo perfil básico de sua capacitação e sua potencial ação multiplicadora do conhecimento adquirido (Figura 1c - Anexo II).

3.2. Investigações Biológicas Básicas

As Diretrizes da OMI incentivam os Estados Membros a realizar investigações biológicas iniciais em seus portos e disseminar amplamente os resultados de suas investigações, de forma que as oportunidades de transferência de espécies exóticas já conhecidas sejam mínimas (seção 10.3.2 das Diretrizes). Na medida em que a informação preexistente é limitada, o levantamento da biota do porto se torna vital para a avaliação das condições naturais existentes e a presença de espécies aquáticas introduzidas. Nesse sentido, o Programa GloBallast apoiou a realização do levantamento de base no porto de Sepetiba, Brasil.

Para que essa atividade seja bem-sucedida e, em especial, para subsidiar o estabelecimento da estratégia de amostragem do levantamento de base, se deve contar com uma compilação dos dados pretéritos para a região de estudo. Essa atividade consiste na compilação de todas as informações existentes a partir de estudos prévios sobre a composição, abundância e distribuição espaço-temporal da biota na área de estudo, incluindo, se fosse possível, a presença de espécies introduzidas.

O levantamento de dados bióticos pretéritos relativos à área de influência do porto de Sepetiba se realizou por grupos e subgrupos temáticos, incluindo as seguintes áreas: microorganismos (bactérias e protozoários); plâncton (fitoplâncton, zooplâncton, ictioplâncton); bentos (fitobentos, zoobentos de substrato consolidado, zoobentos de substrato consolidado) e nécton. Em cada um dos temas, os dados levantados foram analisados criticamente e sintetizados em um relatório. Cada subgrupo temático teve um especialista responsável.

A investigação biológica básica no porto de Sepetiba foi desenvolvida em novembro e dezembro de 2001, utilizando a capacidade científica local, e contando, além disso, com o apoio de um consultor contratado pela UCP. A metodologia adotada na campanha foi aquela estabelecida pelo *Centre for Research on Introduced Marine Pests* - CRIMP. Esse centro australiano elaborou, em 1996, procedimentos dirigidos para o levantamento de espécies introduzidas (disponível em: <http://www.marine>).

csiro.au/CRIMP), já aplicados em 34 portos da Austrália. Estes procedimentos foram revisados e republicados em 2001.

4. Medidas de Gestão da Água de Lastro

Desenvolver e tornar efetivas as medidas de gestão da água de lastro em cada sítio de tarefa, constituiu-se em um importante componente do Programa, pois serão as que produzirão os benefícios práticos esperados. As medidas contidas nas Diretrizes da IMO incluem:

- formação e ensino para as tripulações dos navios;
- procedimentos para navios e *Port States* (sistema de inspeção de navios estrangeiros);
- procedimentos de registro e notificação;
- procedimentos operacionais dos navios;
- considerações relativas ao *Port States*;
- medidas de execução e supervisão por parte dos *Port States*;
- considerações futuras em relação à mudança da água de lastro.

O desenvolvimento das atividades de “Treinamento” e de “Legislação e Regulamentação”, descritas na continuação, se basearam na implementação das medidas de gestão da água de lastro de forma consistente com o regime em vigor da OMI.

4.1. *Treinamento*

Um curso de treinamento com vários módulos de Introdução à Gestão da Água de Lastro de Navios foi preparado utilizando a metodologia *Train-X* (metodologia de treinamento interativa adotada por diversas agências vinculadas às Nações Unidas para o desenvolvimento de recursos humanos) pela coordenação central do Programa TRAIN-SEA-COAST e a unidade no Brasil (Fundação Universidade Federal de Rio Grande). O objetivo do curso foi impulsionar a aplicação inicial dessa metodologia nos países participantes do Programa GloBallast.

Os módulos são desenvolvidos de maneira interativa. O modo de oferecer o pacote de treinamento consiste de um conjunto de atividades em classe (leitura e/ou explicação; discussão orientada; atividades em grupo e realização de provas de acompanhamento da aprendizagem) e saídas em campo para atividades práticas, assim como para a observação do sistema envolvido e a análise das atividades operacionais. O curso foi traduzido para o espanhol pela unidade do TSC no Uruguai (Río de la Plata).

4.2. *Legislação e Regulamentação*

As obrigações dos países participantes do Convênio do Direito do Mar em relação à prevenção da introdução de espécies exóticas que podem causar deslocamentos significativos ou danos a uma parte do ambiente marinho, já estavam claramente articuladas em 1982. A preocupação pela biodiversidade, incluindo a proteção e a preservação da biodiversidade marinha, foi novamente enfatizada pela comunidade mundial, em 1992, por meio do Convênio da Biodiversidade.

As ações dos países podem dar-se em diferentes níveis. Um país pode ter responsabilidade como *Flag State* (sistema de inspeção de navios do próprio país), garantindo o cumprimento dos procedimentos por parte dos navios e sua tripulação, tanto como Estado Costeiro (*Coastal State*) ou *Port State*, prevenindo-se contra a importação/exportação não intencional de organismos nocivos ou patogênicos.

Levar à prática a Resolução A.868(20) da OMI e o Convênio requer alterações na legislação nacional em vigor ou a criação de novas leis. A revisão da legislação, desenvolvida em âmbito do Programa GloBallast, buscou identificar uma ampla variedade de instrumentos normativos, nacionais e internacionais, que puderam estar relacionados com a implementação das Diretrizes. Consultores legislativos dos seis sítios de demonstração trabalharam com um consultor líder da *World Maritime University* (Malmö, Suécia) na elaboração de uma notícia com recomendações e propostas, baseadas

nas experiências dos países participantes do GloBallast e outros países na implementação das diretrizes da OMI. A notícia final identificou melhores práticas, e contém um modelo de legislação que pode ser usado pelos países para que estes desenvolvam e implementem rapidamente a legislação e os regulamentos de gestão da água de lastro consistentes em respeito às atuais diretrizes voluntárias da OMI e o Convênio sobre gestão da água de lastro.

5. Conformidade, Monitoramento e Imposição

Uma implementação efetiva de medidas de gestão da água de lastro não será alcançada sem o apoio de um sistema de verificação de conformidade em relação àquelas prescritas nas Diretrizes da OMI ou em normas do próprio país; monitoramento da água de lastro que informe o grau de cumprimento das medidas e imposição (fiscalização) do que se determina para os navios.

O sistema de conformidade, monitoramento e imposição (CMI) deve ser suficientemente flexível para adaptar-se às condições dos diferentes países e regiões do mundo. O sistema deve, também, permitir a cada país participante, considerando os recursos específicos que tenham baixo risco, estabelecer instrumentos adicionais de conformidade e monitoramento. O monitoramento pode ser usado para avaliar a eficiência relativa de cada opção de gestão da água de lastro nos diversos ecossistemas e condições climáticas cobertas pelos seis países-piloto.

Independentemente do sistema de CMI planejado por cada país participante, a conformidade apenas será efetiva se o pessoal de bordo tiver pleno conhecimento dos requisitos e das razões para sua exigência. Portanto, qualquer sistema de CMI deve incluir manuais que informem aos comandantes dos navios e às autoridades portuárias os requisitos do sistema e como estes são aplicados.

Diversos países estão revisando e/ou desenvolvendo equipes e métodos de amostragem. Além disso, discute-se, no Grupo de Trabalho da Água de Lastro do Comitê de Proteção do Meio Marinho (CPMM), padrões para amostragem da água de lastro. A eleição dos tipos de equipes que serão empregadas adotará o sistema mais satisfatório indicado por essas linhas de ação.

O Programa GloBallast pretendeu desenvolver o equipamento necessário para a amostragem da água de lastro, e proporcionar treinamento ao pessoal envolvido em seu uso para o monitoramento e tornar eficaz os procedimentos de CMI. Além disso, cada país seria apoiado na implementação do sistema de CMI, o que incluiria sistemas de comunicação e informação navio-porto; sistemas de vigilância e inspeção, armazenamento de registros e estabelecimento de banco de dados. Por vários motivos este componente foi muito pouco desenvolvido.

6. Cooperação Regional e Reprodução

Um importante objetivo da implementação do Programa GloBallast no Brasil foi estabelecer e apoiar uma “Força de Tarefa Regional”, no âmbito de América do Sul, para fomentar a tomada de consciência, a cooperação regional e a eventual reprodução de atividades em outros sítios-pilotos na região. Os países sul-americanos foram incentivados a unir-se a esta “Força de Tarefa Regional” com o objetivo de assimilar a experiência obtida no porto de Sepetiba. Espera-se que cada país-piloto tenha um papel chave na formação de relações cooperativas com os países vizinhos, difundindo as atividades relacionadas à gestão da água de lastro, utilizando-se para isto, mecanismos de organizações regionais como, por exemplo, a Comissão Permanente do Pacífico Sul (CPPS), a Rede Operativa de Cooperação Regional entre as Autoridades Marítimas de América do Sul, México, Panamá e Cuba (ROCRAM) e o Subgrupo de Trabalho N° 6 do Mercosul.

7. Recursos e Autofinanciamento

O Programa Global dispôs de um pressuposto do GEF de 7 milhões de dólares para cobrir os custos das atividades da UCP e para o apoio das ações previstas no Plano de Trabalho. Entretanto, cada país destinou subsídios e recursos próprios para a realização das atividades do projeto. Um objetivo vital do Programa GloBallast foi identificar e implementar oportunidades de autofinanciamento para os esforços nacionais de gestão da água de lastro, de modo que o país pudesse, progressivamente, assumir a responsabilidade por essa gestão, em busca de garantir a sustentabilidade para o empreendimento das ações depois do tempo de vida do projeto.

Expectativas

O GEF e o PNUD aprovaram um fundo para o desenvolvimento da proposta do projeto GloBallast Partnerships. Esta proposta será preparada pela OMI ao longo do ano 2005 para ser submetida à reunião de conselho do GEF em julho de 2006. Em caso de ser aprovada a proposta, o projeto deverá estar operacional no fim de 2006, ou começo de 2007. O GloBallast Partnerships deverá ser levado a cabo em cinco anos, com um orçamento proposto de 17 milhões de dólares, dos quais 7 milhões serão fundos do GEF e o restante contribuições dos países participantes. A diferença da primeira fase, desenvolvida em seis países pilotos, desta segunda fase, o projeto pretende ter um enfoque regional, assistindo a países/regiões particularmente vulneráveis a promulgar reformas legais e de políticas, para minimizar os impactos adversos de espécies aquáticas invasoras transferidas por navios, incluindo novas regiões não cobertas na primeira fase como o Grande Caribe e as ilhas do Pacífico.

Limnoperma fortunei dentro do Projeto GloBallast

Devido aos danos causados pelo mexilhão dourado na América do Sul, o Projeto GloBallast financiou uma investigação para avaliar a dimensão destes prejuízos e a distribuição geográfica atual da espécie. A introdução ocorreu através de duas entradas: a primeira foi em 1991 pelo Río de la Plata, na Argentina, e a segunda, em 1999 por Porto Alegre, no Brasil.

Aderidos aos cascos das embarcações, equipes para pesca comercial e/ou desportiva, trailers, etc., em sete anos o mexilhão dourado chegou a Corumbá, no Mato Grosso do Sul, e em dez anos, à Foz do Iguaçu, Paraná. Atualmente, todo o Rio Paraná e o Rio Paraguai estão infectados de mexilhões. Ao longo do Rio Paraguai encontramos estes animais até as proximidades de Cáceres (Mato Grosso) e, pelo Rio Paraná, sua distribuição superou Porto Primavera entrando no Rio Tietê e chegando à Barra Bonita. A invasão por Porto Alegre, por enquanto, está limitada aos rios Guaíba e Jacuí e a Lagoa dos Patos. O principal prejudicado é o meio ambiente onde as espécies nativas se encontram ameaçadas. Entretanto, as empresas que dependem da água crua dos rios são as que mais sofrem. Empresas Hidroelétricas e Estações de Abastecimento de Água têm tido imensos prejuízos. Em função dos resultados apresentados por este projeto, o Ministério do Meio Ambiente criou uma Força de Tarefa Nacional com a participação de outros ministérios e instituições envolvidos para estabelecer medidas de controle do mexilhão dourado. Não existe uma legislação específica para este controle, mas para minimizar os danos causados, ou para não criar outros danos ambientais a partir de métodos nocivos, como o uso inadequado de biocida, o governo brasileiro trabalhou na elaboração de normas que impedem novas entradas do mexilhão e que regulamentam o uso de procedimentos de controle físico, químico e biológico (www.mma.gov.br/aguadeastro). A distribuição atual do mexilhão dourado na América do Sul está desenvolvida no Capítulo 6.

A OMI E O CONTROLE DA INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES AQUÁTICAS INDESEJÁVEIS, VIA ÁGUA DE LASTRO

A Organização Marítima Internacional (OMI) é uma agência especializada das Nações Unidas, com sede em Londres, que elabora acordos internacionais para aumentar a segurança dos navios e seus tripulantes e, também, para minimizar os efeitos da poluição proveniente das atividades marítimas realizadas pelos navios. Em 13 de fevereiro de 2004, uma Conferência Internacional realizada na OMI adotou a Convenção Internacional para o Controle e Gestão da Água de Lastro. O Comitê de Proteção do Meio Marinho (CPMM) da OMI está elaborando várias diretrizes que facilitarão a implementação da Convenção. Ainda levará algum tempo para que este conjunto de normas entre em vigor, mas nada impede que cada país, baseando-se na Convenção e nas Diretrizes, estabeleça os procedimentos legais que controlam a introdução das espécies aquáticas indesejáveis.

Alguns destes procedimentos são:

- Mudança da água de lastro em alto mar. Os organismos oceânicos não sobrevivem no ambiente costeiro.
- Entrega do Formulário da OMI sobre a Água de Lastro. A partir da análise destes formulários pode-se saber a frequência, o volume e a origem da água deslastrada nos portos, permitindo uma avaliação do risco de introdução de uma espécie indesejável em um porto determinado.
- Tratamento da água de lastro. Diversas metodologias de tratamento da água de lastro têm sido investigadas e todavia não estão disponíveis, mas dependendo do risco de introdução de uma espécie indesejável, o uso de biocidas pode ser inevitável.
- Elaboração de um Plano de Gestão de Água de Lastro para cada porto e cada navio.
- Determinação das características ambientais e das espécies nativas e exóticas presentes em cada porto e identificação daquelas que poderiam ser nocivas em outros portos. Essas informações são essenciais para a elaboração do Plano de Gestão de Água de Lastro nos portos e para realizar a avaliação do risco de introdução de espécies indesejáveis.

REFERÊNCIAS

- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1996. *Stemming the Tide*. National Academy Press, Washington, 141p.
- SILVA, J. S. V. & SOUZA, C. L. S. 2004 *Água de Lastro e Bioinvasão*. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 224p.

ANEXO II

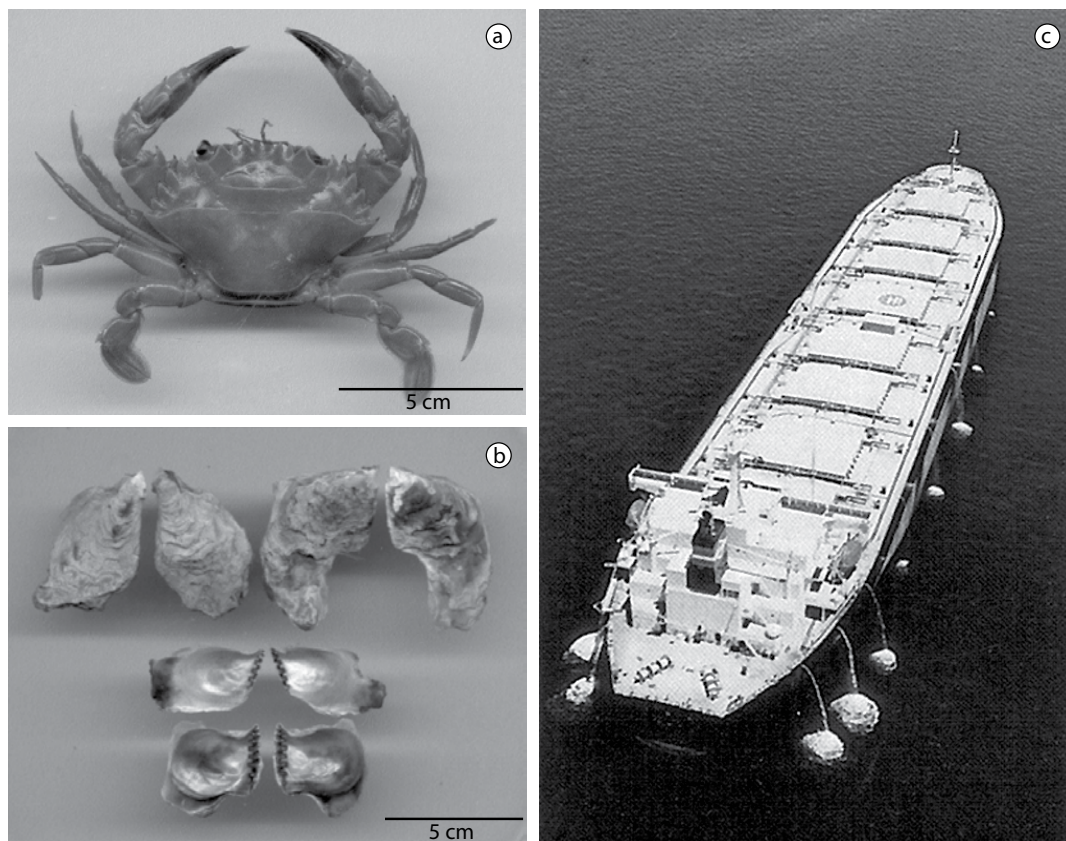


Figura 1. a) vista dorsal do caranguejo *Charybdis hellerii*; b) vista externa e interna da concha do bivalve *Isognomon bicolor*; c) navio de carga liberando o lastro.

CAPÍTULO 3

CARACTERÍSTICAS DA ESPÉCIE

Gustavo Darrigran¹ & Cristina Damborenea¹

INTRODUÇÃO

Neste capítulo se realiza uma descrição básica da morfologia e biologia do *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) ou mexilhão dourado com o objetivo de familiarizar o leitor com o vocabulário empregado frequentemente na descrição e biologia desta espécie. Não obstante, o apresentado aqui se desenvolve de modo introdutório, pois se fará um desenvolvimento mais pormenorizado nos capítulos respectivos.

Através do conhecimento da morfologia externa e interna é possível diferenciar o mexilhão dourado das espécies de bivalves nativas e permite, parcialmente, entender a causa de seu êxito como invasor. A descrição de seus hábitos e preferências de *habitat*, assim como sua biologia e potencial reprodutivo, são características importantes para explicar por que o mexilhão dourado pode estabelecer-se em ambientes de distintos climas, como também gerar *macrofouling* em estruturas tais como sistemas de água de indústrias, estações de tratamento de água, sistemas de risco, etc. Somadas a estas características, o mecanismo natural de dispersão desta espécie e seu vínculo com as atividades comerciais e desportivas do homem, permitem explicar a grande velocidade de dispersão contracorrente que adquiriu no ambiente invadido. Deste modo, o conhecimento de sua fisiologia permite ajustar mecanismos sustentáveis de controle (sejam físicos ou químicos). Por último, cabe destacar que conhecer os impactos provocados pelo mexilhão dourado, tanto no ambiente natural como no interior de sistemas de água, e os tratamentos possíveis para o controle do *macrofouling*, são ferramentas que permitirão preservar ambos os tipos de ambientes com o menor impacto possível.

O mexilhão dourado pertence ao Phylum Mollusca e, dentro deste, à Classe Bivalvia, Família Mytilidae, a qual inclui os mexilhões e “mejillines” marinhos, que são formas bissadas de valvas iguais e com dois músculos adutores desiguais. Na América esta família tem apenas formas nativas marinhas e estuarinas, não de água doce.

Entre os bivalves de água doce nativos da bacia do Prata (Tabela 1) predominam os nacaríferas ou «naiades», das famílias Mycetopodidae e Hyriidae, de hábitos infaunais com larvas parasitas, e os bivalvinhos não nacaríferos infaunais ou bissados, com larvas vivíparas, das famílias Corbiculidae e Sphaeriidae. No estuário do Río de la Plata se encontram, além disso, outras duas espécies mixoalinas: *Erodona mactroides* Daudin, 1802, da família Aloididae, e *Mytella charruana* (d’Orbigny, 1842) (= *M. falcata*), da família Mytilidae. Dois bivalves exóticos que se encontram na bacia do Prata são *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) e *C. fluminea* (Müller, 1774), pertencentes à família Corbiculidae e introduzidas do sudeste da Ásia.

Mytella charruana é uma espécie nativa aparentada e semelhante morfologicamente ao mexilhão dourado. Habita águas salobras e sua distribuição solapa com a do *Limnoperna fortunei* apenas aonde a salinidade alcança 1, correspondente ao limite norte da zona externa do estuário do Río de la Plata (Punta Piedras). Apesar de *L. fortunei* tolerar os valores de salinidade destas áreas, não se estabelecem grandes populações.

¹ CONICET. Grupo Investigación sobre Moluscos Invasores/Plaga. División Zoología Invertebrados. FCNyM. UNLP. Paseo del Bosque, 1900 La Plata, Argentina. invasion@fcnym.unlp.edu.ar

Tabela 1. Classificação dos gêneros de bivalves nativos da bacia do Prata (modificado de Castellanos & Landoni, 1995).

Ordem	Subordem	Família	Subfamília	Gênero
Anisomyaria	Schizodonta	Mytilidae	Mytilinae	<i>Mytilus</i>
				<i>Mytella</i>
		Mycetopodidae	Leilinae	<i>Leila</i>
			Anodontitinae	<i>Anodontites</i>
			Mycetopodinae	<i>Mycetopoda</i>
			Monocondylaeinae	<i>Monocondylaea</i>
				<i>Fossula</i>
Hyriidae	Hyriinae	<i>Castalia</i>		
Eulamellibranchia	Heterodonta	Aloididae		<i>Erodona</i>
		Psammobidae		<i>Tagelus</i>
		Corbiculidae		<i>Neocorbicula</i>
	Heterodonta	Euperinae		<i>Eupera</i>
				<i>Byssanodonta</i>
		Sphaeriidae	Pisidiinae	<i>Pisidium</i>
			Sphaeriinae	<i>Musculium</i>
		<i>Sphaerium</i>		

O *Limnoperna fortunei* se diferencia em geral dos bivalves nativos e das espécies do gênero *Corbicula* em:

- a forma da valva, anatomia interna e modo de vida;
- estratégia reprodutiva e ciclo de vida;
- idade e crescimento individual;
- mecanismo de dispersão;
- impacto negativo nos ecossistemas.

DESENVOLVIMENTO

Morfologia Valvar

A valva do *Limnoperna fortunei* é distintiva. O nome vulgar, mexilhão dourado, se deve à coloração dourada que adquire nos ambientes de águas claras colonizadas da América do Sul. Entretanto, mesmo a coloração como o aspecto geral e espessura das valvas podem variar de acordo com o ambiente.

Aqui apresentamos uma breve descrição da morfologia valvar do mexilhão dourado. Para mais detalhes, consultar Morton (1973), que nos oferece uma detalhada descrição da espécie.

São organismos equivalves, heteromiários. As valvas apresentam desde uma cor marrom escura até amarelo dourado. O interior das valvas é nacarado. A camada mais externa da concha, o periortraco, é delgado, engrossando-se na margem valvar onde se curva até o interior. Os umbos são subterminais e o ligamento é dorsal, reto ou levemente curvado. A margem ventral é variável, podendo ser reta ou arqueada. Todas as dimensões da valva são regulares segundo as populações consideradas. Existe uma forte correlação entre o comprimento total e a largura da valva (Morton, 1973, 1977;

Maroñas *et al.*, 1997). O maior comprimento total observado na América do Sul foi de 4,9 cm, para populações do Rio Santa Lucia, República Oriental do Uruguai (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000).

A fusão do manto ocorre acima do sifão exalante e entre este último e a abertura do inalante. Esta encontra-se unida à abertura pediosa/sifonal, mas funcionalmente independente.

A impressão do músculo adutor anterior é pequena e localiza-se antero-ventralmente nas valvas. A impressão do músculo retrator anterior do bisso se origina na região antero-dorsal da valva. O músculo adutor posterior é grande e o retrator posterior do bisso se subdivide em duas unidades: um músculo retrator posterior do pé que se origina anteriormente ao segundo retrator do bisso posterior (Figura 1).

A forma da valva mostra uma perfeita adaptação para viver em substratos duros. A superfície plana ventral permite ao animal uma maior adesão ao substrato, enquanto que o umbo anterior oferece melhor estabilidade.

As duas espécies de Mytilidae encontradas na bacia do Prata, *Limnoperna fortunei* e *Mytella charruana*, possuem morfologia valvar e forma de vida muito semelhantes (esta última espécie apresenta crenulações características ou “resilial ridge pitted” na área da charneira, estrutura ausente no *L. fortunei*). No entanto, ambas as espécies se diferenciam claramente dos restantes bivalves da bacia do Prata. As “naiades ou bivalves” nativos de água doce estão adaptadas para viver enterradas no sedimento. Nestas, o umbo é arredondado e de posição dorsal, a margem ventral arredondada e, nos organismos adultos, a glândula do bisso não é funcional. As espécies de Mycetopodidae e Hyriidae são de tamanho maior em média (muito variável de acordo com a espécie, idade e *hábitat*), ao redor de 10 cm e as valvas são robustas e muito grossas (Figura 2).

Entre as espécies da família Corbiculidae, as mais abundantes são as introduzidas do gênero *Corbicula*. Estas têm conchas arredondadas, de 3-4 cm de comprimento valvar, são robustas e com ondulações concêntricas conspícuas. *Neocorbicula limosa* é a espécie nativa de Corbiculidae, de forma semelhante ao gênero introduzido, e se diferencia deste por apresentar seio palial. Todas estas espécies são infaunais superficiais de fundos moles.

Os representantes da família Sphaeriidae são pequenos, de aproximadamente 5-8 mm de comprimento valvar; as conchas são frágeis e delgadas.

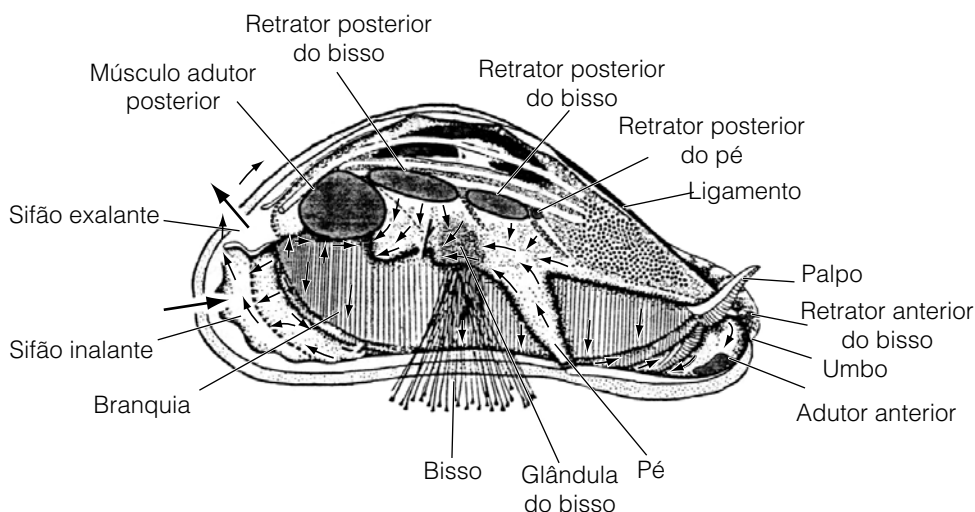


Figura 1. *Limnoperna fortunei*. Esquema da anatomia com detalhe das correntes ciliares (modificado de Morton, 1973).

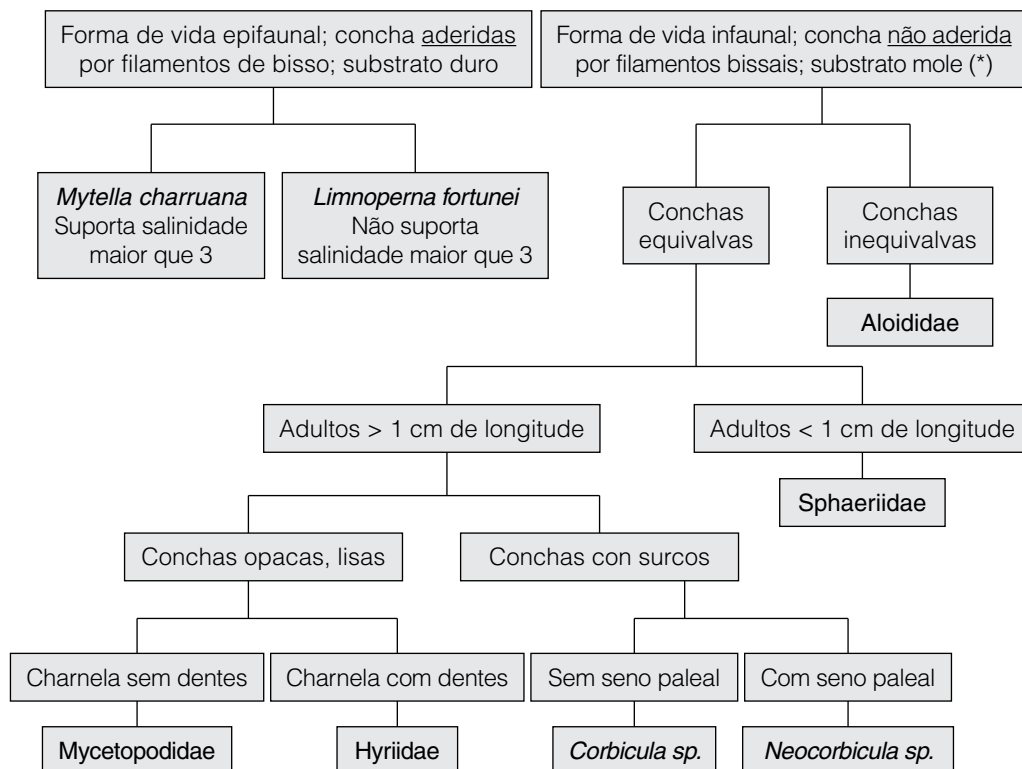


Figura 2. Esquema que permite uma rápida identificação dos grupos bivalves presentes na bacia do Prata. (*) desta identificação geral de espécies de bivalves, ficam excluídas as espécies de Sphaeriidae que apresentam bisso com o qual se aderem na vegetação e cantos arredondados (e.g. *Eupera platensis*) ou juvenil de *Corbicula fluminea* que apresentam semelhantes características.

Anatomia Interna

O corpo do mexilhão dourado está rodeado pelo manto, capa delgada de tecido, que segrega a concha e se une a esta. O espaço interno ocupado pelo manto é a cavidade do manto. Em cada lado do corpo, entre o manto e a base, se encontram as brânquias. Os cílios das brânquias geram correntes que impulsionam a água pelo sifão inalante para a cavidade do manto e brânquias. As partículas sólidas são removidas pelos cílios da brânquia. As partículas alimentícias são dirigidas até a boca para sua ingestão, enquanto que as partículas não alimentícias são envoltas em muco secretado pelas células da brânquia e eliminadas como pseudofeces. A morfologia interna básica do *Limnoperna fortunei* é detalhada na Figura 1.

Modo de Vida

O *Limnoperna fortunei* é epifaunal; se fixa pelas fibras do bisso em toda superfície dura, tanto inertes (naturais ou artificiais) como sobre outros organismos. A forma de sua concha e o desenvolvimento das fibras bissais são adaptações para este tipo de vida.

Os bivalves nativos são infaunais; vivem enterrados em substrato macio. As náides projetam fora do substrato apenas o terço posterior de sua concha, para a circulação de água. Esta parte posterior oferece um substrato adequado para o assentamento do mexilhão dourado, ocasionando problemas na circulação, de forma semelhante ao ocorrido na América do Norte posteriormente à invasão da

Dreissena polymorpha (Pallas, 1771), ou mexilhão zebra, aonde se realizaram numerosos estudos sobre o impacto ocasionado sobre a população de seus bivalves nativos.

Conhecer o mecanismo de fixação e a força que suportam as fibras protéicas bissais é informação relevante para o desenvolvimento de técnicas de prevenção e controle do *macrofouling*. Foram realizado estudos sobre a força de fixação desta espécie sobre vários substratos (Matsui *et al.*, 2001) e em relação à corrente de água (Nagaya *et al.*, 2001). Estes autores indicam que o número de fibras secretadas por um indivíduo varia entre 0 e 109, e que existe correlação entre a força necessária para o desprendimento das fibras e o número de fibras do bisso (Figura 3).

Estratégia reprodutiva e ciclo de vida

O ciclo de vida do *Limnoperna fortunei* inclui uma fase juvenil-adulta bentônica e uma fase larvária planctônica. É uma espécie de sexos separados ou gonocórica. As gônadas se desenvolvem tanto na massa visceral como no manto, sendo mais estendidas neste último.

Os gametas femininos e masculinos são liberados na água aonde se produz a fecundação. No Balneário Bagliardi, Río de la Plata (Berisso, Argentina), que apresenta um clima temperado, a altura mínima de diferenciação sexual é de 5 mm de comprimento valvar. O ciclo gametogênico está regido por fatores ambientais, particularmente a temperatura (Morton, 1982; Darrigran *et al.*, 1999, 2003), de tal forma que o grau de desenvolvimento gonadal, evacuação gamética e duração do ciclo variam de acordo com as condições climáticas nas quais se encontram as populações. De acordo com a informação disponível, os gametas são liberados quando a temperatura da água alcança ou supera 16 °C, sendo variável o número de evacuações.

Diferentes estágios larvais se desenvolvem no plâncton (Cataldo *et al.*, 2005; dos Santos *et al.*, 2005). Os ovos têm um diâmetro de 60-100 µm; depois das primeiras divisões se distinguem mórula, blástula e gástrulas, que ocorrem na larva trocófora. Posteriormente, se desenvolvem as larvas pré-véliger, véliger tipo D, véliger pré-umbonado, véliger umbonado, pedivéliger e plantígradas. Desde a fase de pré-véliger se observa o desenvolvimento das valvas pequenas. Mais detalhes acerca do desenvolvimento larvário e as diferenças observadas entre o ciclo de vida desta espécie invasora e as nacaríferas ou náíades nativas se encontram no Capítulo 5.

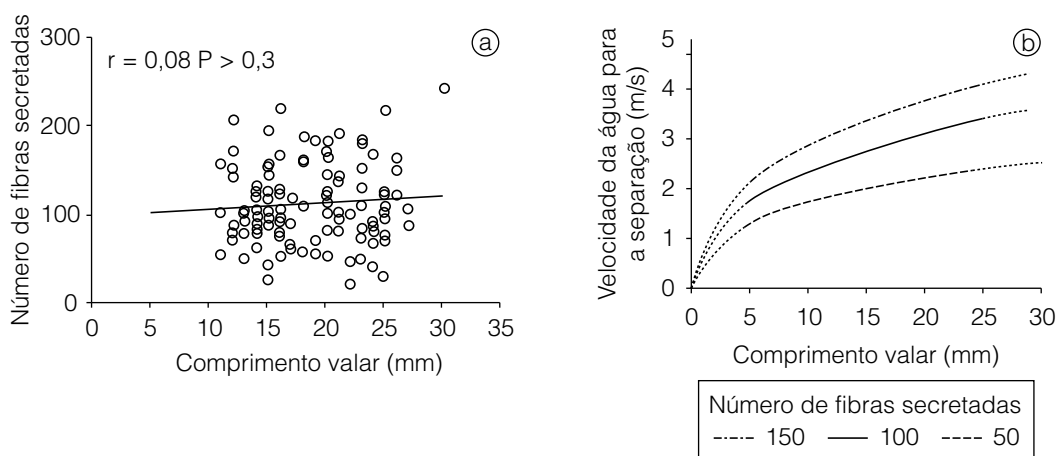


Figura 3. Número de filamentos bissais em relação à altura do *Limnoperna fortunei* (a) e velocidade necessária para separar as fibras bissais em função do tamanho e número de filamentos dos mexilhões (b) (modificado de Nagaya *et al.*, 2001).

As larvas do *Limnoperna fortunei* têm capacidade de ingressar nos sistemas de água das indústrias, assentar-se em seu interior e provocar *macrofouling*. A extensão do ciclo reprodutivo varia de acordo com as temperaturas reinantes, sendo maior em zonas mais quentes. Do anteriormente dito se depreende a importância de conhecer o ciclo de vida desta espécie invasora em cada uma das localidades das plantas industriais. Tanto o protocolo de monitoramento das larvas como a estratégia dos tratamentos a seguir pelas indústrias deve ser própria para cada uma delas, e ajustados de acordo com as condições climático-ambientais reinantes. Deve considerar-se que a duração do ciclo de vida pode levar várias semanas, e que a disponibilidade de larvas está vinculada com a densidade das populações locais, assim como também pelas características químicas (e.g. pH, níveis de cálcio), físicas (e.g. temperatura, velocidade de corrente) e biológicas do ambiente (e.g. produtividade primária).

Idade e Crescimento

O primeiro assentamento do mexilhão dourado em águas do continente americano ocorreu em 1991, no Balneário Bagliardi, Río de la Plata, Argentina (Pastorino *et al.*, 1993). Realizou-se a descrição do ciclo reprodutivo do mexilhão dourado nesta localidade e em épocas de amostragem próximas à invasão desta espécie (Darrigran *et al.*, 1999). Próximo ao seu lugar de origem, na Ásia, foi estudado apenas o ciclo de vida e a dinâmica populacional desta espécie por Morton (1977, 1982) e Iwasaki e Uryu (1998). No Río de la Plata, a descrição do crescimento individual do *L. fortunei* se realizou a partir de amostragens realizadas entre julho de 1992 e novembro de 1994, no litoral rochoso do Balneário Bagliardi (Darrigran & Maroñas, 2002; Maroñas *et al.*, 2003). Nesta análise se reconheceram três coortes anuais definidas para as alturas menores de 22 mm (Figura 4). O tempo de vida do mexilhão, no ambiente natural considerado, é de 3,2 anos. O comprimento é o parâmetro valvar estatisticamente mais apropriado para ser utilizado no estudo do crescimento individual nesta espécie (Maroñas *et al.*, 1997). O comprimento infinito foi de 36 mm, e os parâmetros restantes de crescimento para as três coortes (C1 de dezembro de 1993, C2 de fevereiro de 1994 e C3 de julho de 1994) foram: t_0 -0,071; 0,097 e 0,513; k 0,3371; 0,3409 e 0,3761, respectivamente.

Boltovskoy e Cataldo (1999) calcularam os parâmetros populacionais a partir de exemplares de *L. fortunei* em monitores em canais de água da planta nuclear Atucha I, sobre o Rio Paraná das Palmas. Assinalaram diferenças na taxa de crescimento registrada no inverno e no verão, e acharam que os

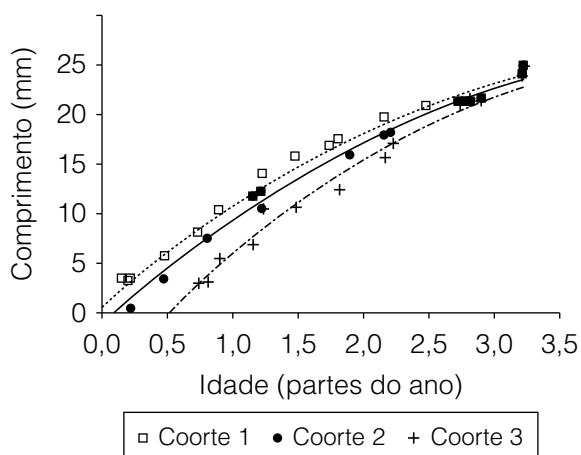


Figura 4. Ajuste do crescimento do *Limnoperna fortunei* em três coortes para uma população do Balneário Bagliardi, Río de la Plata (modificado de Maroñas *et al.*, 2003).

animais alcançam os 20 mm durante o primeiro ano, ao final do segundo ano alcançariam os 30 mm e que o comprimento máximo teórico é 35 mm (Tabela 2).

Darrigran e Maroñas (2002) discriminam três coortes para os intervalos de classes menores que 22 mm. Os intervalos maiores apresentam mescla de indivíduos com crescimento assintótico e com sobreposição das coortes. Este fato determinou um valor comum de comprimento máximo para as três coortes, de acordo com o padrão geral de crescimento em bivalves. Nestes, o crescimento da concha é contínuo, mas sua taxa decresce com o tempo, resultando em uma curva de crescimento sigmoideal (Krommenhoek, 1996).

O reconhecimento de mais de uma coorte anual neste bivalve é coerente com o observado nos estudos de biologia reprodutiva realizados em um clima temperado por Darrigran *et al.* (1999), na mesma área e época. As estimativas das épocas de assentamento das três coortes mostram uma relação e um deslocamento no tempo com respeito às épocas de evacuação oocitária (Figura 5). Este deslocamento temporal se relacionaria com o período de tempo de desenvolvimento do estado larval planctônico, o qual apresenta um lapso de 15/20 dias (Choi & Kim, 1985; Capítulo 5).

À diferença do observado por Morton (1977), a população do mexilhão dourado no Balneário Bagliardi, Río de la Plata, aparece com uma reprodução contínua ao longo do tempo, mas com picos de atividade gonadal relacionados com mudanças na temperatura. Com três desses picos se relacionam as três coortes do estudo de crescimento individual no clima temperado. Este último fato o diferencia da análise realizada por Boltovskoy e Cataldo (1999), que afirmam que seus dados não mostram picos associados com as variações térmicas do ambiente. Esta observação, contrária ao padrão clássico do crescimento individual de bivalves em geral (Vakily, 1992) e ao observado para o *Limnoperna fortunei* em particular, tanto nas investigações realizadas no Río de la Plata como no Japão por Magara *et al.* (2001), pode dever-se a que os autores se basearam em dados obtidos em relação a um ambiente humano (planta de energia nuclear), com a correspondente estabilidade ambiental que isso implica em relação a um ambiente natural. Deste modo, suas populações se assentam em superfícies artificiais (amostradores tridimensionais) e não em rochas costeiras do Río de la Plata.

Por sua parte, estudos realizados em um ambiente humano de clima subtropical, uma central hidroelétrica (Maroñas & Darrigran, 2005), foi possível reconhecer, ao menos, a presença de seis coortes no ano, com taxas de crescimento superiores às determinadas para a mesma espécie em clima temperado da mesma região neotropical. Determinou-se que, dada a taxa de crescimento, o intervalo de altura mais apropriado para realizar este tipo de análise deve ser de 0,5 mm e não de 1 mm como geralmente se recomenda para outros moluscos. A velocidade de crescimento e o número de

Tabela 2. Principais parâmetros populacionais de *L. fortunei* reportados na bibliografia por diferentes autores.

	Iwasaki & Uryu (1998)	Boltovskoy & Cataldo (1999)	Darrigran & Maroñas (2002)								
Temperatura média anual (°C)	21,5									
Faixa de temperatura	21,0-26,0	12,9-26,5	14,0-24,0								
K	1	K1 0,337 K2 0,340 K3 0,376								
L_{∞} (mm)	35	35	36								
Longevidade (anos)	2	3	3,5								
Tamanho (mm)											
1º ano	2º ano	3º ano	20	30	33	9,5	17	23

recrutamento neste tipo de ambiente (ambiente humano, mais estável que um ambiente natural), comparado com variações climáticas menores em relação ao clima temperado, é maior.

Por sua parte, Boltovskoy e Cataldo (1999) estimam em 3 anos o tempo de vida em uma planta nuclear no Rio Paraná inferior, enquanto que Darrigran e Maroñas (2002) em 3,2 anos no Balneário Bagliardi. Deste modo, o tempo de vida do mexilhão dourado para o Rio Uji, Japão, é de 2 anos de vida segundo Iwasaki e Uryu (1998). Nesta última publicação os autores mencionam, além disso, que na China Central o tempo de vida é superior a 10 anos, e na Coreia de 4 a 5 anos (Tabela 2). Estas variações nas estimativas do tempo de vida (entre 2 e 10 anos) podem advir de diversos fatores ambientais, como a temperatura, a produção primária ou abundância de material orgânico em suspensão na água. Por outra parte, cabe recordar a sobreposição de coortes a partir dos três anos de vida.

Mecanismo de dispersão

O mexilhão dourado emprega mecanismos naturais e não naturais (aqueles vinculados à atividade do homem) para sua dispersão, tanto na etapa larval planctônica como na juvenil-adulta bentônica. Durante a etapa planctônica ocorre a dispersão natural dos estágios larvais pelas correntes de água. Também a dispersão pode ocorrer pela fixação de formas adultas ou juvenis a qualquer tipo de elemento flutuante ou realizar-se, provavelmente, por zoocoria. No entanto, este mecanismo natural de dispersão, não foi o principal utilizado pela espécie desde seu ingresso na bacia do Prata (Darrigran, 2002), aonde a maior dispersão ocorreu contracorrente. Este fato se relaciona com a antropocoria, particularmente devido à fixação nos cascos das embarcações, o que fica demonstrado ao analisar a velocidade diferencial de invasão observada nos diferentes rios do mencionado vale em relação à navegabilidade relativa dos mesmos. Os rios Paraná e Paraguai, com alta navegabilidade, foram rapidamente colonizados, enquanto que a invasão no Rio Uruguai foi posterior devido a sua baixa navegabilidade (principalmente desportiva). Para mais detalhes, remeter-se ao Capítulo 6.

Impacto negativo nos ecossistemas

O recente assentamento do *Limnoperna fortunei* ou mexilhão dourado (Pastorino *et al.*, 1993) nas margens de corpos de água continentais da América do Sul, proporciona um impacto ambiental que pode entender-se como negativo, seja alterando a dieta das espécies nativas (ver Capítulo 7) ou favorecendo o assentamento de espécies não comuns na bacia do Prata. Um exemplo, é o caso do caranguejo malacófago *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, o qual ingressa pelo Río de la Plata até o delta, encontrando-se em seus estômagos restos do mexilhão dourado (Cesar *et al.*, 2003). Afeta também a taxa de clarificação de corpos de água onde se encontram suas densas populações (ver Capítulo 8), criando um novo microambiente, onde se produz o deslocamentos de espécies nativas, como também o desenvolvimento de populações de macrofauna bentônica de invertebrados nativos, provocando talvez uma homogeneização do ambiente.

Nesta seção do presente capítulo, se dará ênfase aos microambientes formados pelos densos assentamentos do mexilhão dourado. No litoral rochoso da localidade aonde se citou pela primeira vez na América a presença do mexilhão dourado, Balneário La Bagliardi, se destaca a fauna de oligoquetos e hirudíneos associados às densidades do *Limnoperna fortunei* (Darrigran *et al.*, 1998). Deste modo, estes assentamentos alteram a composição da malacofauna nativa (Martín & Darrigran, 1994) provocando um deslocamento de duas das três espécies mais comuns de gastrópodes característicos do ambiente rochoso desse litoral, convertendo sua presença em esporádica ou acidental. A terceira espécie, depois de um marcado decréscimo em sua abundância nos inícios do assentamento do mexilhão dourado, consegue adaptar-se e manter-se como uma espécie frequente e densa no ambiente (Darrigran, 2002; Darrigran & Damborenea, 2005) (Figura 6). Observa-se uma diminuição das

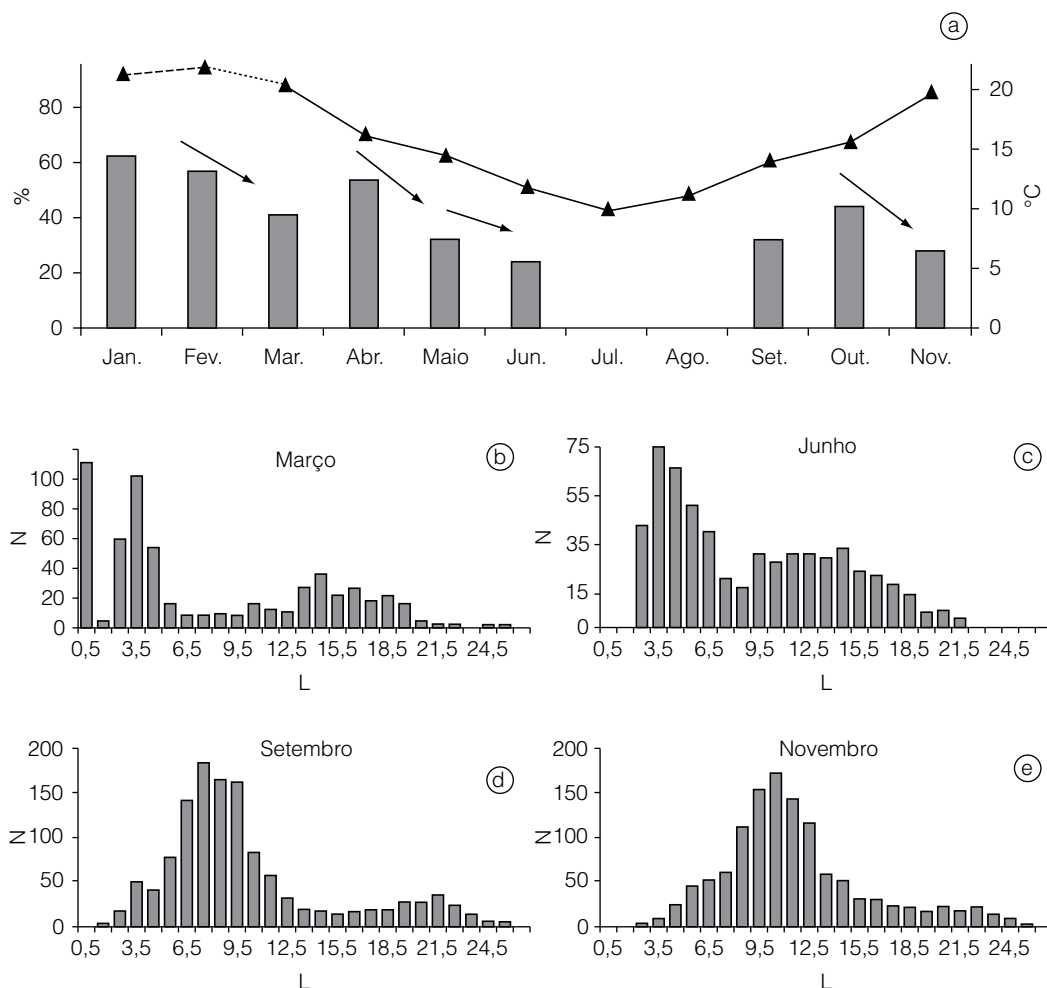


Figura 5. Comparação entre os períodos de evacuação gamética e frequência de distribuição de altura de *Limnoperna fortunei* em uma população do Balneário Bagliardi, Río de la Plata. a) porcentagem de oócitos maiores que 60 μm e temperatura média do ar, as flechas indicam os momentos de liberação dos gametas; b)-e): distribuição de alturas, L: comprimento valvar em mm (modificado de Maroñas *et al.*, 2003).

densidades e a presença do *Uncancylus concentricus* (d'Orbigny, 1835) e *Chilina fluminea* (Maton, 1809). Por sua parte, a densidade do *Heleobia piscium* (d'Orbigny, 1835) é diretamente proporcional à densidade do *L. fortunei* ($r: 0,36$, $n: 104$, $P: 0,01$) (Darrigran *et al.*, 1998). Estes dados concordam com o descrito por Ricciardi *et al.* (1997) na América do Norte, aonde a presença do mexilhão zebra, ou *Dreissena polymorpha*, incrementa a riqueza e a abundância de macroinvertebrados devido aos atributos biológicos que oferecem altas densidades do mexilhão (e.g. *hábitat* criado pelo agrupamento de conchas, bio-deposição). As densidades do mexilhão zebra alteram as comunidades de macroinvertebrados de substratos duros, ajudando os alimentadores de depósitos (e.g. pequenos gasterópodos) e predadores de invertebrados, deslocando gastrópodes de maior tamanho e certos alimentadores de suspensão (Ricciardi e outros, 1997).

A fauna de invertebrados bentônicos litorais no Balneário Bagliardi, prévia ao assentamento do mexilhão dourado, está descrita, basicamente, nos seguintes trabalhos: Darrigran e Rioja (1988); Darrigran (1991, 1994, 1995, 1999); Darrigran e López Armengol (1998); Darrigran e Lagreca (2005); Gullo e Darrigran (1991); Gullo (1995). Estes autores assinalam que a fauna de macroinvertebrados

presente em substratos duros litorais do Río de la Plata, era escassa ou ausente. O mesmo sucedia com a macrofauna assentada nas rochas do litoral do Balneário Bagliardi (Río de la Plata), na qual a presença do mexilhão dourado era escassa (Darrigran & Rioja, 1988; Darrigran, 1991, 1994; Martin & Darrigran, 1994), e depois do assentamento do mexilhão dourado no litoral rochoso, tal fauna corresponde a: Gastropoda; Hirudinea; Oligochaeta; Turbellaria Tricladida; Nematoda; Diptera Chironomidae e Crustacea Tanaidacea, Isopoda e Amphipoda. As características faunísticas dos gastrópodes e hirudíneos associados ao bisso do *L. fortunei*, se detalham na Tabela 3. Estas características faunísticas (Darrigran, 1991) se obtêm em função da dominância (número de indivíduos da espécie em relação ao número total de indivíduos) e à frequência (número de amostras aonde aparece a espécie considerada em relação ao número total de amostras). As espécies melhor representadas no litoral sob estudo correspondem ao gastrópode *Heleobia piscium* e ao hirudíneo *Gloiobdella michaelsoni* (Blanchard, 1900); estas populações são dominantes, constantes e expansivas. Os hirudíneos *Helobdella adiastrata* Ringuet, 1972 e *Helobdella hyalina* Ringuet, 1942 são dominantes, constantes e difusos. As espécies restantes de moluscos e os hirudíneos *Helobdella striata* (Ringuet, 1943) e *H. triserialis triserialis* (Blanchard, 1849), são acidentais. Na Tabela 4 se apresentam os dados de dominância e frequência, da fauna de oligoquetos correspondente à amostragem de março de 1995. As espécies *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862 e *Nais variabilis* Piguot, 1906 são dominantes, constantes e expansivas, enquanto que a espécie *Dero (Dero) digitata* (Müller, 1773) é acidental.

No trabalho de Darrigran *et al.* (1998), realizou-se a amostragem do litoral rochoso do Bagliardi, com a finalidade de determinar a heterogeneidade da macrofauna presente em distintas zonas da área de amostragem (com maior (A) e menor (B) energia da água) (Figura 7). De encontrar-se diferenças significativas na composição e estrutura do bentos associado ao mexilhão dourado, se refutaria a hipótese de que a franja de altas densidades do *Limnoperna fortunei* (da ordem dos 150.000 indivíduos/m²) cria um microambiente estável, independente do meio em si. Ao se ter em conta as densidades médias dos oligoquetos e hirudíneos correspondentes à amostragem de março de 1995, considerando a variável espacial (amostras provenientes de um dos extremos da área de amostragem – A = amostras 1, 2, 3 – com o outro extremo – B = 4, 5, 6 -), não são significativas ($\chi^2 = 0,062$; g.l. = 5; $P < 0,01$). Deste modo, se compararam as densidades médias de hirudíneos para ambos extremos a partir de janeiro de

Tabela 3. Características faunísticas de Gastropoda e Hirudínea do Balneário Bagliardi (modificado de Darrigran *et al.*, 1998).

TAXA	Dominância (%)	Frequência (%)	Característica
Mollusca Gastropoda			
<i>Heleobia piscium</i>	97,76	76,19	Dominante-Constante-Expansiva
<i>Uncancylus concentricus</i>	0,15	14,28	Acidental-Difusa
<i>Chilina fluminea</i>	1,75	23,80	Acidental-Difusa
<i>Biomphalaria straminea</i>	0,07	4,76	Acidental-Difusa
Annelida Hirudinea			
<i>Gloiobdella michaelsoni</i>	61,67	95,2	Dominante-Constante-Expansiva
<i>Helobdella adiastrata</i>	16,97	95,2	Dominante-Constante-Difusa
<i>H. hyalina</i>	13,46	90,4	Dominante-Constante-Difusa
<i>H. simplex</i>	3,58	71,42	Dominante-Constante-Difusa
<i>H. striata</i>	0,21	10,52	Acidental
<i>H. triserialis triserialis</i>	0,59	23,8	Acidental-Difusa
<i>H. triserialis lineata</i>	2,65	33,33	Dominante-Acesoria-Difusa
<i>H. triserialis nigricans</i>	2,98	42,85	Dominante-Acesoria-Difusa

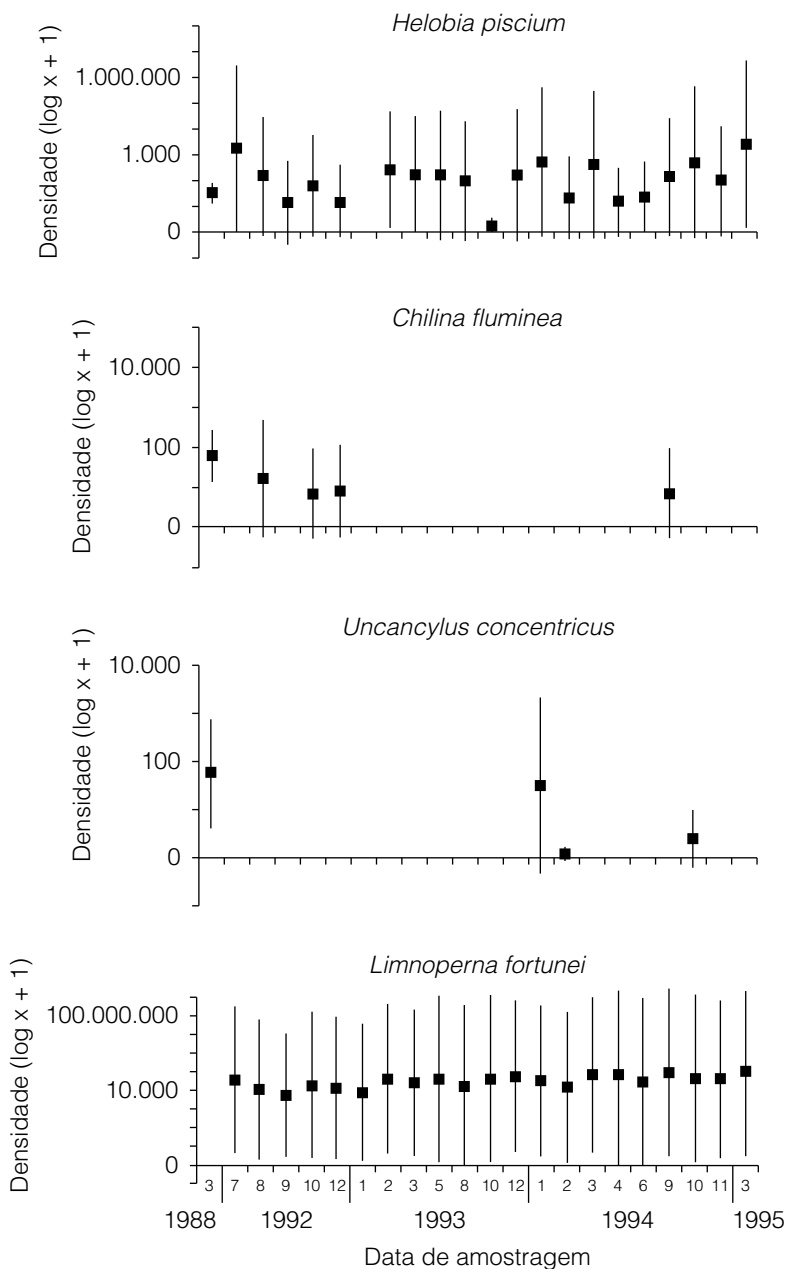


Figura 6. Variação temporal da presença e densidade, expressa em $\log(x + 1)$, da malacofauna autóctone associada ao bisso do *Limnoperna fortunei* no Balneário Bagliardi (modificado de Darrigran *et al.*, 1998).

1994 e até março de 1995 (quer dizer, tomando em consideração a variável temporal); tampouco se acharão diferenças significativas entre elas ($\chi^2 = 6,119$; g.l. = 1; $P < 0,01$). Por último, as diferenças dos valores da densidade média de hirudíneos no total de amostragens realizadas, tampouco foram significativas ($\chi^2 = 7407$; g.l. = 20; $P < 0,01$).

No estudo de Darrigran *et al.* (1998), os valores do índice de diversidade de Shannon (H) e da equitabilidade (J) dos hirudíneos, são muito heterogêneos. O valor do índice de diversidade mais elevado para os hirudíneos se registrou no início das amostragens (H = 0,69) com um J de 0,82. A partir desta amostragem, o valor de H tende a diminuir (Tabela 5). Não obstante, a riqueza específica

(S) da fauna de hirudíneos, aumentou desde o ingresso do *L. fortunei* no ambiente. Gullo e Darrigran (1991) citam somente duas espécies para a área; desde julho de 1992 se encontram valores de até $S = 7$. Deste modo, a densidade da fauna de hirudíneos é diretamente proporcional à densidade de *L. fortunei* ($r = 0,28$; $n = 57$; $P = 0,05$).

Por sua parte, a diversidade e equitabilidade da fauna de oligoquetos são inversamente proporcionais à abundância de *L. fortunei* ($r = -0,86$; $n = 6$; $P = 0,05$). A densidade dos oligoquetos não apresenta correlação com a abundância do mitilídeo ($r = 0,56$; $n = 6$; $P = 0,05$). Deste modo, cabe destacar que antes da presença do mexilhão dourado em Bagliardi, no litoral rochoso apenas habitavam duas espécies de hirudíneos, três de oligoquetos e uma espécie de isópode (Darrigran, 1991). Posteriormente à presença do *Limnoperna fortunei*, o número de hirudíneos aumentou para oito, o de oligoquetos para oito, enquanto que o de isópodes é nulo.

Para a análise da similaridade entre as amostras do ambiente rochoso considerado em Bagliardi (Darrigran *et al.*, 1998), através do índice de Jaccard, se comparou a composição faunística da primeira amostra com as restantes e da última com as restantes, correspondente à amostragem de março de 1995 (Figura 8). Observa-se que a diferença existente entre as amostras dos extremos não é marcada. Deste modo existe uma zona intermediária de relativa homogeneidade faunística com valores de J que oscilam entre 0,5 a 0,8.

Os resultados detalhados nos parágrafos anteriores permitem corroborar com os observados por Morton (1977) em relação ao novo microambiente criado pelo *Limnoperna fortunei*. Deste modo, é provável que este microambiente apresente características estruturais ambientais tão complexas como as existentes nas comunidades de mitilídeos marinhos (Paine, 1974; Tsuchiya & Retiere, 1992), e maior complexidade ainda que a simples superfície desnuda que ofereciam as rochas antes da incorporação do *L. fortunei* no ambiente.

Os incrementos na densidade média de hirudíneos se correlacionam com incrementos nas densidades de *L. fortunei*. Estes aumentos podem relacionar-se com a maior disponibilidade de alimento (Bij de Vaate *et al.*, 1993) para o tipo de dieta oportunista dos hirudíneos. *Gloiobdella michaelsoni* se alimenta principalmente de Chironomidae e do planorbídeo *Biomphalaria* sp. (Ringuélet, 1985), enquanto que *Helobdella triserialis* é especialista, alimentando-se quase exclusivamente de moluscos.

Assim, ao aumentar a numerosidade do *Limnoperna fortunei*, o microambiente se torna mais favorável a umas poucas espécies, que estão mais densamente representadas em relação às espécies

Tabela 4. Características faunísticas de Oligochaeta do Balneário Bagliardi, março 1995 (modificado de Darrigran *et al.*, 1998).

TAXA	Dominância (%)	Frequência (%)	Característica
Annelida Oligochaeta			
<i>Eiseniella tetraedra</i>	4,72	100	Dominante-Constante-Difusa
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	41,8	100	Dominante-Constante-Expansiva
<i>Aulodrilus pigueti</i>	3,43	100	Dominante-Constante-Difusa
<i>Nais variabilis</i>	39,9	100	Dominante-Constante-Expansiva
<i>Pristina leidy</i>	3,21	33,3	Dominante-Accessoria-Difusa
<i>Dere (Dero) digitata</i>	0,43	16,6	Accidental-Difusa
<i>Pristinilla osborni</i>	2,57	33,3	Dominante-Accessoria-Difusa
<i>Pristinilla jenkiniae</i>	1,28	16,6	Dominante-Accidental-Difusa
Annelida Aphanoneura			
<i>Aelosoma</i> sp.	2,57	50	Dominante-Constante-Difusa

Tabela 5. Valores de diversidade (H), equitabilidade (J) e riqueza específica (S) de hirudíneos, no Balneário Bagliardi, desde 1992 a 1995 (modificado de Darrigran *et al.*, 1998).

Amostragem	H	J	S
Jul/92	0,69	0,82	7
Ago/92	0,64	0,91	5
Set/92	0,22	0,72	2
Out/92	0,4	0,67	4
Dez/92	0,5	0,7	5
Jan/93	0,66	0,94	5
Fev/93	0,45	0,64	5
Mar/93	0,54	0,77	5
Mai/93	0,09	0,3	2
Ago/93	0,25	0,52	3
Out/93	0,04	0,13	2
Dez/93	0,5	0,59	7
Jan/94	0,42	0,6	5
Fev/94	0,49	0,63	6
Mar/94	0,46	0,6	6
Abr/94	0,42	0,7	4
Jun/94	0,47	0,79	4
Set/94	0,19	0,32	4
Out/94	0,14	0,23	4
Nov/94	0,38	0,54	5
Mar/95	0,59	0,66	6

restantes do grupo, como sucede com a fauna de oligoquetos. Este efeito também se observa nos microambientes marinhos formados pelos bissos de outros mitilídeos (Tsuchiya & Reteiere, 1992). Em um ambiente dulcícola, *Dreissena polymorpha* forma também um microambiente adequado para o assentamento de uma espécie do gênero *Limnodrilus*, que cumpre com o papel de processar os sedimentos e as fezes e pseudofezes do meio (Bij de Vaate *et al.*, 1993) como assim também para *Nais variabilis* que se alimenta de detritos e bactérias (Harper *et al.*, 1981a, b).

As espécies *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Aulodrilus pigueti* Kowalewski, 1914, *Nais variabilis*, *Dero digitata*, *Pristinilla jenkiniae* (Stephenson, 1931) e *Eiseniella tetraedra* (Savigny, 1867), achadas nesta zona do litoral do Río de la Plata, são cosmopolitas (Brinkhurst & Jamieson, 1971; Martinez Ansemil & Giani, 1987). O microambiente formado no meio rochoso do Balneário Bagliardi pela alta densidade do *Limnoperna fortunei*, assinala uma correlação positiva entre esta e a presença do gastrópode *Heleobia piscium*. Entretanto, foi alterada a presença e numerosidade do resto das espécies de gastrópodes, *Uncancylus concentricus* e *Chilina fluminea*. Coincidente com a introdução do *L. fortunei*, se detectou apenas a presença accidental, em uma única amostragem, de outra espécie de gastrópode não comum no ambiente rochoso do Balneário Bagliardi. Esta é o planorbídeo *Biomphalaria straminea*.

Como se descreveu anteriormente, a presença do *Limnoperna fortunei* desempenha um importante papel no incremento do número de espécies no ambiente rochoso sob estudo. A estrutura das taxocenoses que compõe os macroinvertebrados associados a este microambiente, excluindo os moluscos, se encontra favorecida pela presença e alta densidade do *L. fortunei*. Pelo contrário, os gastrópodes nativos presentes neste microambiente sofrem, em geral, um deslocamento. Não se registra até o momento a incorporação de outras espécies estáveis de moluscos.

Um estudo preliminar no qual se compara a macrofauna de invertebrados associada ao mexilhão dourado, entre duas estações de amostragem situadas em climas distintos (represa da Central Hidroelétrica de Jácyré - clima subtropical - e o Balneário Bagliardi - clima temperado -) (Pelichotti *et al.*, 2002), assinala uma tendência a uma maior concentração de espécies da macrofauna no micro-ambiente em um clima aonde a variação térmica é muito marcada (Tabela 6 e Figura 9).

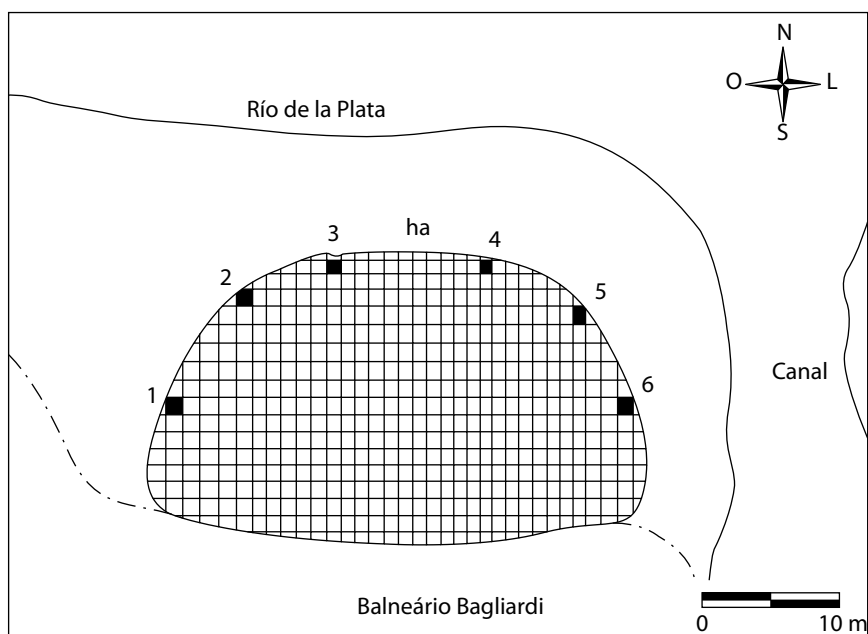


Figura 7. Localização das amostras na costa do Balneário Bagliardi, Río de la Plata (modificado de Darrigran *et al.*, 1998).

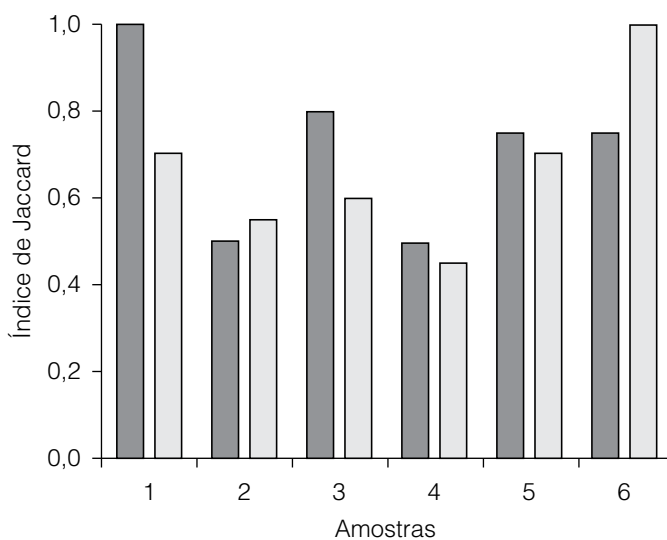


Figura 8. Comparação da composição faunística entre a estação 1 e as restantes (em pontos) e a estação 6 e as restantes (em branco) a partir das amostras esquematizadas na Figura 7 realizado em março de 1995 (modificado de Darrigran *et al.*, 1998).

Outro impacto direto severo é o ocasionado pelo assentamento do mexilhão dourado sobre as valvas das náíades nativas (Hyriidae e Mycetopodidae) Ele provoca, como o *Dreissena polymorpha* no Hemisferio Norte (Ricciardi *et al.*, 1998), uma diminuição desta malacofauna devido ao fato de incapacitá-la de abrir e fechar suas valvas na presença do mexilhão dourado. *D. polymorpha* acelerou a taxa de extinção regional das náíades na América do Norte (Ricciardi *et al.*, 1998). O impacto quantitativo causado pelo *L. fortunei* sobre as náíades nativas é, até o presente, desconhecido para a região neotropical. Deste modo, o assentamento do mexilhão dourado sobre a fauna não é exclusivo das náíades nativas; também são afetadas, por exemplo, *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) (Gastropoda, Ampullariidae) ou *Aegla platensis* (Schmitt, 1942) (Anomura Aeglidae), assim como também se assenta sobre outra espécie invasora no continente, *Corbicula fluminea* (Bivalve, Corbiculidae) (Darrigran, 2002).

O microambiente formado pelas altas densidades do mexilhão dourado apresentaria um meio estruturalmente complexo, que está relacionado ao incremento no número de espécies (Pianka, 1982), ao incremento na competência e ao aumento na especialização pelo *hábitat*. Estes temas deverão abordar-se em futuras investigações.

Tabela 6. Parâmetros da comunidade bentônica associada ao *Limnoperna fortunei*.

Río de la Plata (clima temperado)		Represa Jácyretá (clima subtropical)	
Diversidade (H)	1.700	Diversidade (H)	2,175
Riqueza (S)	46	Riqueza (S)	32
Equitabilidade (J)	0,045	Equitabilidade (J)	0,100

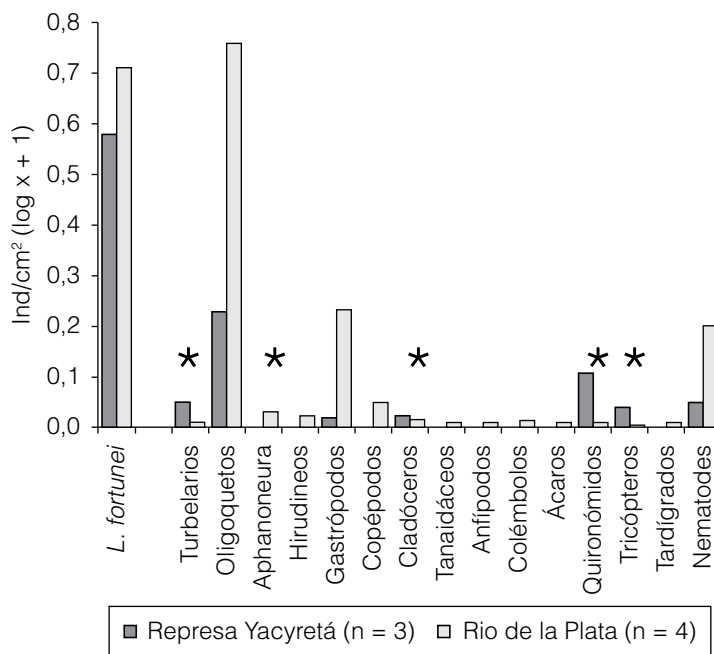


Figura 9. Comparação entre a composição e densidade média (ind/cm²) de táxons de invertebrados bentônicos associados ao bisso do *Limnoperna fortunei* em duas localidades, uma de clima subtropical (Represa de Yacyretá, Argentina-Paraguai) e outra de clima temperado (Río de la Plata, Argentina); n: número de amostras; *: diferenças significativas (P < 0,05) (modificado de Pelichotti *et al.*, 2002).

REFERÊNCIAS

- Bij de Vaate, H., H. Reeders, E. Van Nes & R. Noordhuis. 1993. Colonization, Ecology and Positive Aspects of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) in The Netherlands. In: Nalepa, T. & W. Schloesser. (ed.) *Zebra mussels: biology, impacts, and control*. Lewis Publisher, Boca Raton, 508 pp.
- Boltovskoy, D. & D. Cataldo. 1999. Population Dynamics of *Limnoperna fortunei*, an Invasive Fouling Mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). *Biofouling* 14(3):255-263.
- Brinkhurst, R. O., & B. G. M. Jamieson. 1971. *Aquatic Oligochaeta of the world*. University of Toronto Press, Toronto, ON, and Buffalo, NY. 860pp.
- Castellanos, Z. & N. Landoni. 1995. Mollusca Pelecypoda e Gastropoda. En: E. Lopretto e G. Tell (dirs.) *Ecosistemas de Águas Continentales. Métodos para su estudio*. Tomo 2. Ediciones Sur. La Plata. pp. 759-801.
- Cataldo, D., D. Boltovskoy, J. L. Hermosa & C. Canzi. 2005. Temperature-dependent larval development rates of *Limnoperna fortunei* (Mollusca, Bivalvia). *Journal of Molluscan Studies* 71(1): 41-46.
- Cesar, I., Armendáriz, L. Olalla, N. & A. Tablada. 2003. The blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda, Portunidae) in the Río de la Plata. Argentina. *Crustaceana* 76 (3): 377-384.
- Choi, S. S. & J. S. Kim. 1985. Studies on the metamorphosis and the growth of larva in *Limnoperna fortunei*. *Korean Journal Malacology* 1(1):13-18.
- Darrigran, G. 1991. *Aspectos Ecológicos de la Malacofauna Litoral do Río de la Plata. República Argentina*. Tesis Nro. 568. Facultad Ciencias Naturales y Museo (UNLP) La Plata. Inédito.
- Darrigran, G. 1994. Composición de la malacofauna litoral del estuário del Río de la Plata, República Argentina. *Tankay* 1:147-149.
- Darrigran, G. A. 1995. Distribución de tres especies del genero *Heleobia* Stimpson, 1865 (Gastropoda, Hydrobiidae) en el litoral argentino del Río de la Plata e arroyos afluentes. *Iheringia* 78:3-8 Porto Alegre, Brasil
- Darrigran, G. A. 1999. Longitudinal distribution of molluscan communities in the Río de la Plata estuary as indicators of environmental conditions. *Malacological Review suppl. Freshwater Mollusca* 8:1-12. USA
- Darrigran, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4:145-156.
- Darrigran, G. & M. C. Damborenea. 2005. A bioinvasion history in South America. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), the golden mussel. *American Malacological Bulletin* 20:105-112.
- Darrigran, G. A. & I. Ezcurra de Drago. 2000. Invasion of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in America. *Nautilus* 114 (2): 69-74.
- Darrigran, G. & M. Lagreca. 2005. Moluscos Litorales del Estuario del Río de la Plata. Argentina. Serie Técnica y Didáctica n° 8. Versión Electrónica. ProBiota (ISSN 1515-9329). FCNyM (UNLP).
- Darrigran, G. A. & M. F. Lopez Armengol. 1998. Composition, structure and distribution of malacofauna living on a hard substrate at the Argentinian shore of Río de la Plata, Argentina. *Gayana* 62(1):79-89. Chile.
- Darrigran, G. & M. E. Maroñas. 2002 Crecimiento valvar de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) de una localidad de clima templado de la región neotropical. V Congreso Latinoamericano de Malacología -CLAMA-Res 56b 30/6 al 4/7 do 2002. San Pablo Brasil.
- Darrigran, G. A. & S. Rioja. 1988. Distribución y selección de ambientes de los isópodos talasoides del Río de la Plata, República Argentina. *Neotropica* 36(92):105-114.
- Darrigran, G. A., S. M. Martin, B. Gullo & L. Armendariz. 1998. Macroinvertebrados asociados to the byssus of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Pelecypoda, Mytilidae). Río de la Plata, Argentina. *Hydrobiología* 367:223-230. Bélgica.
- Darrigran, G. A., P. Penchaszadeh & M. C. Damborenea. 1999. The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) from a neotropical temperate locality. *Journal Shellfish Research* 18(2):361-365. USA.
- Darrigran, G. A., M. C. Damborenea, P. Penchaszadeh & C. Taraborelli. 2003. Adjustment of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) after ten years of invasion in the Americas. *Journal of Shellfish Research* 22 (1): 141-146.
- Gullo, B. S. 1995. Composición de la hirudofauna asociada al biso de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Pelecypoda, Mytilidae) en el Balneario Bagliardi, Río de la Plata, República

- Argentina. Resúmenes XVII Reunión Argentina de Ecología. Mar del Plata.
- Gullo, B. & G. A. Darrigran. 1991. Distribución de la fauna de hirudíneos litorales del estuario del Río de la Plata, República Argentina. *Biología Acuática*. Notas Científicas II Reunión Argentina de Limnología 15(2): 216-217. La Plata
- Harper, R. M., J. C. Frey & M. A. Leamer. 1981a. A bacteriological investigation to elucidate the feeding, biology of *Nais variabilis* (Oligochaeta: Naididae). *Freshwater Biology* 11: 227-236.
- Harper, R. M., J. C. Frey & M. A. Leamer. 1981b. Digestion of bacteria by *Nais variabilis* (Oligochaeta) as established by autoradiography. *Oikos* 36(2):211-218.
- Iwasaki, K. & Y. Uryu. 1998. Life cycle of a freshwater Mytilid mussel, *Limnoperna fortunei*, in Uji River, Kyoto. *Venus* 57:105-113.
- Krommenhoek, W. 1996. About Groth Patterns in Gastropods and Bivalves. *Of Sea and Shore* 19(2): 114-116.
- Magara, Y., Y. Matsui, Y. Goto & A. Yuasa. 2001. Invasion of the non/indigenous nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, into water supply facilities in Japan. *Journal Water Supply Research and Technology AQUA* 50 (3):113-124.
- Maroñas, M. & G. Darrigran. 2005. Crecimiento del mejillón durado en un ambiente humano de clima subtropical. III Congreso Argentino de Limnología. 30 de octubre al 3 de noviembre de 2005, Chacomus. Argentina.
- Maroñas, M., G. Darrigran & G. Breckon. 1997. Relación de la densidad con los parámetros valvares de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), en el Río de la Plata. II Congreso Arg. Limnología. 21/9/97. Bs. As.
- Maroñas, M., G. A. Darrigran, E. Sendra, & G. Breckon. 2003. Shell growth of the golden mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), from a Neotropical temperate locality. *Hydrobiologia* 495:41-45.
- Martin, S. & G. A. Darrigran. 1994. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en el Balneario Bagliardi, Río de la Plata. Alteración en la composición de malacofauna litoral. *Tankay* 1:164-166.
- Martinez Ansemil, E & N. Giani. 1987. The distribution of aquatic oligochaetes in the south and eastern Mediterranean area. *Hydrobiologia* 155:293-303.
- Matsui, Y., K. Nagaya, A. Yuasa, H. Naruto, H. Yamamoto, K. Ohkawa & Y. Magara. 2001. Attachment strength of *Limnoperna fortunei* on substrates, and their surface properties. *Biofouling* 17(1):29-39.
- Morton, B. 1973. Some aspects of the biology and functional morphology of the organs of feeding and digestion of *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Bivalvia: Mytilacea). *Malacologia* 12 (2):265-281.
- Morton, B. 1977. The population dynamics of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia: Mytilacea) in Plove Cove Reservoir, Hong Kong. *Malacologia* 16 (1):165-182.
- Morton, B. 1982. The reproductive cycle in *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) fouling Hong Kong's raw water supply system. *Oceanol Limnol Sin* 13: 312-325.
- Nagaya, K., Y. Matsui; K., Hohira, A. Yuasa, H. Yamamoto, K. Ohkawa & Y. Magara. 2001. Attachment strength of an adhesive nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, against water flow. *Biofouling* 17:263-274.
- Paine, R. T. 1974. Intertidal Community structure: experimental studies on the relationship between a dominant competitor and its principal predator. *Oecologia* 15: 93-120.
- Pastorino, G., G. A. Darrigran, S. M. Martin. & L. Luma Schi. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo Bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica* 39(101-102):34 La Plata.
- Pelichotti, P., C. Damborenea & G. Darrigran. 2002. Variaciones espaciales de la composición y estructura de la macrofauna asociada a *Limnoperna fortunei* (Bivalvia Mytilidae) en la cuenca del plata. V Congreso Latinoamericano de Malacología -CLAMA Res.59. 30/6 al 4/7 do 2002. San Pablo Brasil.
- Pianka, E. R. 1982. *Ecología Evolutiva*. Ediciones Omega. Barcelona. 365 pp.
- Ricciardi, A., Whoriskey, F. G. & Rasmussen, J. B. 1997. The role of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in structuring macroinvertebrate communities in hard substrata. *Can. J. Aquat. Sci.* 54: 2596-2608.
- Ricciardi, A., R. J. Neves & J. B. Rasmussen. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoidea) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology* 67: 613-619.
- Ringuélet, R. 1985. Annulata Hirudinea. En: Castellanos, Z. Fauna de Agua Dulce da República Argentina. 27(1). FECIC, Buenos Aires. 321 pp.

- Santos, C. P. dos, Wurdig, N. L. & Mansur, M. C. D. 2005. Fases larvais do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 22 (3): 702-708.
- Tsuchiya, M. & C. Retiere. 1992. Zonation of Intertidal Organisms and Community Structure of Small Animals Associated with Patches of the Mussel *Mytilus edulis* L. along the Rocky Coast of Dinard, Brittany, France. *Bulletin of the College of Science University of the Ryukyus* 54:47-81.
- Vakily, I. M. 1992. Determination and comparison of bivalve growth, with emphasis on Thailand and other tropical areas. ICLARM Tech. Rep. 36, 125p.

CAPÍTULO 4

BIOLOGIA REPRODUTIVA DO *Limnoperna fortunei*

Cristina Damborenea¹ & Pablo E. Penchaszadeh²

INTRODUÇÃO

O *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), bivalve nativo do sudeste da Ásia, se dispersou muito rapidamente desde seu ingresso na América do Sul em 1991 (ver Capítulo 6). Isto se deve à habilidade que têm os adultos para adaptar-se a amplas variações ambientais, à flexibilidade de seu ciclo reprodutivo e à atividade humana como via de dispersão.

As populações do *L. fortunei* foram se adaptando às diferenças ambientais próprias de sua nova faixa de distribuição, a qual compreende desde uma zona geográfica de clima temperado até uma zona de clima subtropical. Pequenas alterações nos fatores físicos podem provocar diferenças no momento da maturação gamética e produção de larvas. A capacidade reprodutiva desta espécie, e certas características de seu ciclo de vida estão diretamente relacionadas com sua capacidade invasora e de dispersão. O conhecimento do ciclo de vida poderia converter-se em uma ferramenta fundamental para o desenvolvimento e aplicação de estratégias de controle e para a implementação de programas de desaceleração de sua dispersão nos ambientes naturais.

GENERALIDADES

Existem diferenças muito notórias entre as características da morfologia gonadal e os ciclos de vida das espécies nativas de bivalves de água doce da região Neotropical (pertencentes às Famílias Hyriidae, Mycetopodidae, Sphaeriidae e Corbiculidae) (ver Capítulo 5) e do bivalve invasor *Limnoperna fortunei*. Esta última espécie é um representante da família Mytilidae, e muitas das características de seu ciclo de vida (e.g. morfologia e disposição, por exemplo, das gônadas, presença de fases larvais livres) são afins com os restantes mitilídeos (ex. mexilhões, “mejillines” e “cholgas” marinhos) e com os bivalves marinhos em geral.

Nos bivalves marinhos podem-se reconhecer três tipos fundamentais de disposição das gônadas. No primeiro deles, a gônada é difusa na massa visceral e invade progressivamente o manto, como pode observar-se nos mitilídeos. No segundo tipo, encontrado em espécies com um pé cavador muito desenvolvido como nos mariscos brancos e moçambiques (ex. espécies dos gêneros *Mesodesma* e *Donax*), a gônada se desenvolve entre o pé e a massa visceral. No terceiro tipo de disposição, a gônada é um órgão conspícuo e separado da massa visceral que, em forma de saco, rodeia o músculo adutor e a massa visceral, como nos pectínídeos.

Nos mitilídeos, a progressiva invasão de folículos gônadais no manto desloca o tecido conjuntivo. As extremidades destes folículos estão repletas de células em mitose (zonas de crescimento) e, ao longo

¹ Grupo Investigación sobre Moluscos Invasores/Plaga. División Zoología Invertebrados. Facultad Ciencias Naturales y Museo. Paseo del Bosque. (1900) La Plata. Argentina: (CONICET). cdambor@fcnym.unlp.edu.ar

² Museo Argentino de Ciencias Naturales B. Rivadavia, Av. A. Gallardo 470. Buenos Aires. DBBE, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires: (CONICET). penchas@bg.fcen.uba.ar

de suas paredes, repletas de células mãe, ou primordiais, sinciciais, necróticas, espermatogônias e oogônias (Lubet, 1983).

Em zonas temperadas e temperado-frias, os moluscos têm um ciclo reprodutivo estacional típico, que implica em um estágio de repouso sexual imediatamente posterior a um período de evacuação dos gametas, geralmente com um pico máximo de eliminação dos gametas e um período sincrônico na população. Segundo as espécies e as localidades geográficas, este período de repouso pode ser prolongado ou reduzido, mas quase sempre é claramente reconhecível. No caso das regiões tropicais, geralmente não existe uma sequência estacional definida e sincrônica de estágios de desenvolvimento das gônadas na população. O resultado dele é a produção contínua de células sexuais (gametas), geralmente acompanhados por numerosos eventos de evacuação parcial da gônada no ano.

Nos invertebrados em geral, e nos moluscos em particular, os fenômenos sexuais estão correlacionados com fatores ambientais como a salinidade da água, as fases lunares, a temperatura da água, a abundância de fitoplâncton, etc.

Nos mitilídeos, a temperatura constitui um fator determinante do ciclo de maturação das gônadas e também dos fenômenos de eliminação dos gametas na água. Entre eles, o caso do *Limnoperna fortunei* é, por si só, muito interessante, já que se trata do único representante da família na água doce e a estrutura de suas gônadas é igual a das espécies marinhas.

Os bivalves de água doce evoluíram, tanto na formação de larvas gloquídeos, parasitas das brânquias de peixes, como na incubação dos embriões por parte da mãe, até quase uma etapa de juvenil. A produção de larvas véliger natantes, que se manteve no *Limnoperna fortunei* de sua linhagem marinha, é uma raridade nos ambientes de água doce.

O fato de *Limnoperna fortunei* ter conquistado ambientes muito diversificados fala de sua enorme plasticidade, ao mesmo tempo que oferece uma oportunidade privilegiada para o estudo do comportamento reprodutivo de uma espécie invasora sumamente agressiva e bem-sucedida em distintos regimes de temperatura.

CICLO REPRODUTIVO

Características gerais

O ciclo de vida do *Limnoperna fortunei* inclui uma fase juvenil-adulta bentônica e uma fase larvária planctônica de vida livre (ver Capítulos 3 e 5). Esta é uma espécie de sexos separados ou gonocórica. As gônadas se desenvolvem tanto na massa visceral como no manto, sendo mais estendidas neste último.

A informação sobre a proporção de sexos nas distintas populações é escassa. Para uma população da represa de Plover Cove, em Hong Kong, se consignou uns 34% de machos (Morton, 1982), enquanto que na população do Balneário Bagliardi (34° 55' S; 57° 49' W) - primeira localidade aonde se registrou a espécie na América do Sul (Pastorino *et al.*, 1993) -, Río de la Plata, Argentina, foi de 45% de machos, 40% de fêmeas e 15% de indiferenciados (Darrigran *et al.*, 1999).

O comprimento mínimo para a diferenciação sexual na Região Neotropical, tanto para machos como fêmeas, é de 5 mm de comprimento máximo valvar (LS) por observação microscópica na primavera, e de 9 mm de LS no verão e outono (Darrigran *et al.*, 1999). A maturidade sexual se observou desde 6 mm de LS, sendo este comprimento varia ao longo do ano.

Durante o ciclo reprodutivo se evidenciam mudanças morfológicas a nível dos folículos, tanto femininas como masculinas. Estas mudanças permitem reconhecer diferentes estágios no processo reprodutivo. Em Morton (1982) se definem estes estágios, e aqui se segue esta classificação:

- Estágio 1: Primórdios foliculares. É um período em que as gônadas começam a organizar-se, tanto nos machos como nas fêmeas. Os folículos são pequenos, com primórdios seminíferos e dos óvulos (Figura 1a – Anexo III). Nas fêmeas observam-se pequenos oócitos com um núcleo vesicular e nucléolo evidente que se alinham no epitélio germinativo (Figura 1b – Anexo III). Nos machos, o epitélio germinativo produz espermátócitos primários, arredondados, de uns 5 µm de diâmetro.
- Estágio 2: Em desenvolvimento. Os folículos masculinos aumentam de tamanho e, além dos espermátócitos primários, se observam espermátócitos secundários (corados mais intensamente, de 2,5 µm de diâmetro) e algumas espermátides no lumen dos túbulos (1,5-2,0 µm de diâmetro) (Figura 2a – Anexo III). Os folículos femininos têm um lumen reduzido, as paredes produzem grandes oogônias pedunculadas (Figura 1c – Anexo III e Figura 1a).
- Estágio 3: Em maturação. O tamanho, tanto dos folículos masculinos como dos femininos, aumenta. No primeiro caso, apresentam espermatozóides (Figura 2b – Anexo III) e no segundo, oogônias pedunculadas que permanecem presas à parede, de aproximadamente 30 µm de diâmetro, com um grande núcleo claro e com um nucléolo evidente (Figura 1f – Anexo III).
- Estágio 4: Maduras. Os folículos masculinos apresentam espermátócitos primários e secundários, e o lúmen central se encontra repleto de espermatozóides dispostos com suas cabeças até o epitélio germinativo e seus longos flagelos direcionados ao lúmen (Figura 2c – Anexo III). Os folículos femininos apresentam oócitos separados da parede, arredondados, de 60 µm de diâmetro ou mais, com um núcleo vesicular claro (Figura 1d e 1e – Anexo III e Figura 1b). Os oócitos apresentam pouco vitelo (oligolécitos).
- Estágio 5: Gônadas esvaziadas. Estão comprimidas, os folículos masculinos vazios (Figura 2d – Anexo III); os folículos femininos apresentam uma redução no tamanho geral (Figura 1g – Anexo III e Figura 1c) e, nestes últimos, se evidenciam fenômenos de citólise e reabsorção, resultando na formação de corpos amarelos (Figura 1h – Anexo III).

Durante os estudos da biologia reprodutiva do *Limnoperna fortunei* no Balneário Bagliardi, se detectaram indivíduos hermafroditas em uma proporção de 0,25% (Darrigran *et al.*, 1998, 2003), situação não encontrada em estudos semelhantes realizados no sudeste da Ásia (Morton, 1982). Os espécimes hermafroditas apresentam três tipos de folículos mesclados: uns 21% de folículos unicamente masculinos, uns 19% de folículos unicamente femininos e o restante, 60%, de folículos com ambos os tipos de gametas (Figura 3 – Anexo III). Esta proporção é semelhante à encontrada em outros moluscos bivalves (Darrigran *et al.*, 1998), incluindo o *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), na qual se reconhece até uns 4-8% de indivíduos hermafroditas (Ram *et al.*, 1996).

Maturação e eliminação dos gametas

O estudo da biologia reprodutiva do *Limnoperna fortunei* na região Neotropical se encontra em etapas primárias de execução. A grande extensão e variabilidade ambiental desta região conduzem à realização de um estudo básico em áreas selecionadas que caracterizem os ambientes onde se detectem populações já assentadas. Cumprida esta primeira etapa, se estará em condições de efetuar um estudo de síntese, capaz de englobar a totalidade de ambientes e de descrever o comportamento reprodutivo desta espécie para a Região Neotropical.

Neste capítulo se apresentam os resultados publicados da biologia reprodutiva do *L. fortunei*, tanto para o sudeste da Ásia como para a Região Neotropical e outras áreas invadidas.

Os estudos sobre o mexilhão dourado realizados até esta data, tanto no sudeste asiático (Iwasaki & Uryu, 1998) como na região Neotropical (Cataldo & Boltovskoy, 2000; Darrigran *et al.*, 1998, 1999, 2003; Taraborelli *et al.*, 2002a, b), revelam que esta espécie apresenta uma marcada diferenciação



Figura 1. Esquemas do manto de fêmeas do *Limnoperna fortunei*. a) Folículos em desenvolvimento; b) Folículos maduros; c) Folículos esvaziados.

geográfica em relação a sua biologia reprodutiva, taxa de crescimento, comprimento máximo e longevidade. Esta variabilidade no ciclo de vida não é apenas reconhecida para o *Dreissena polymorpha*, como também considerada relevante no êxito da colonização desta última espécie na Europa e América do Norte (Nichols, 1996).

É difícil estabelecer a relação entre os padrões de reprodução e o *habitat*, pois se trata, fundamentalmente, de uma espécie oportunista (Morton, 1982). O *Limnoperna fortunei* pode ser considerado

como estrategista do tipo r, com a presença de um curto período de vida, maturação precoce e alta fecundidade (Morton, 1977).

O estudo mais completo da biologia reprodutiva do *Limnoperna fortunei* para o sudeste da Ásia foi realizado por Morton (1982) a partir do estudo histológico de exemplares procedentes da represa de Plover Cove, Hong Kong. Este foi efetuado entre outubro de 1971 e fevereiro de 1974, aproximadamente 6 anos depois da introdução da espécie em 1965 (Morton, 1977) na represa, o trabalho reconhece uma estreita relação entre a gametogênese e o esvaziamento gonadal com as mudanças de temperatura da água, registrando dois eventos de esvaziamentos gonadais por ano (Figura 2a). A espécie começa sua maturidade sexual na primavera, alcançando o estágio de maturidade (estágio 3) entre maio-junho, quando a temperatura da água ascende gradualmente. No princípio do verão (junho-julho), quando a temperatura é de 27-28 °C, ocorre o esvaziamento gonadal (estágio 4). Uma segunda fase de gametogênese se inicia imediatamente depois, quando as gônadas maturam progressivamente à medida que a temperatura diminui. No princípio do inverno (novembro-dezembro), quando a temperatura é de 17-19 °C, as gônadas estão maduras e, coincidindo com a temperatura mínima (16-17 °C) (dezembro-janeiro), se produz a liberação de gametas. Segundo este estudo, a gametogênese está regulada, tanto com o aumento como a diminuição da temperatura. As temperaturas críticas estimulam a evacuação (Morton, 1982).

Os dados sobre a biologia reprodutiva da área de distribuição nativa do *Limnoperna fortunei* são muito escassos e se remetem a referências esporádicas. Entre elas se menciona um estudo realizado para o norte de China, no lago Huama, aonde a temperatura mínima é de 8 °C em janeiro e a máxima de 30 °C em julho (Liu *et al.*, 1979, segundo Morton, 1982). Nesta localidade se observa uma única liberação gonadal no inverno, entre setembro e novembro, quando a temperatura é de 16 a 21 °C (Figura 2b).

Em outro estudo do ciclo de vida, realizado na represa de Paldang, na Coreia, entre outubro de 1982 e novembro de 1983 (Choi & Shin, 1985), se reconhecem os primeiros oócitos maduros e esperma móvel em maio, quando a temperatura na localidade estudada é de 18-22 °C. Em junho e julho, com a temperatura da água de 23,6 e 27-28 °C respectivamente, a gônada se encontra no estágio de maturação. Em julho e agosto, os gametas são liberados (temperatura de 24 °C), sendo este período ao redor de 15-20 dias (Figura 2c).

Os estudos de Iwasaki e Uryu (1998), realizados no Rio Uji, Japão, se baseiam na análise do índice gonadal (porcentagem do peso úmido da gônada em relação com o peso úmido total dos exemplares), metodologia menos exata e precisa que a histologia comumente utilizada. Estes autores analisaram mensalmente 25 mexilhões maiores do que 20 mm de comprimento valvar. Estes estudos se estenderam durante os sete meses mais quentes (desde abril até outubro de 1995, aproximadamente 5-6 anos da primeira citação do mexilhão dourado no Japão). Tanto em abril como em novembro não se pode determinar o sexo dos mexilhões devido ao escasso desenvolvimento dos gametas. A temperatura da água nestas amostragens foi ao redor de 15 °C. As dimensões das gônadas aumentaram de maio até junho (em machos) e julho (em fêmeas), com uma temperatura da água próxima a 20 °C, para depois decrescer. A partir destes resultados, em Iwasaki e Uryu (1998) se conclui que o *L. fortunei* se reproduz, nessa zona do Japão, desde junho até setembro, apresentando um único período reprodutivo por ano, com um recrutamento de juvenis entre julho e setembro (Figura 2d). Esta nova coorte alcança os 20 mm depois do primeiro ano e amadurece sexualmente no segundo. A longevidade é de dois anos, sem sobreviventes durante o terceiro. Durante o inverno as temperaturas da água no Rio Uji, que alcançam os 7-9 °C, inibiriam a reprodução. Estas temperaturas são entre 6 e 8 °C inferiores às mínimas registradas em Hong Kong (Iwasaki & Uryu, 1998).

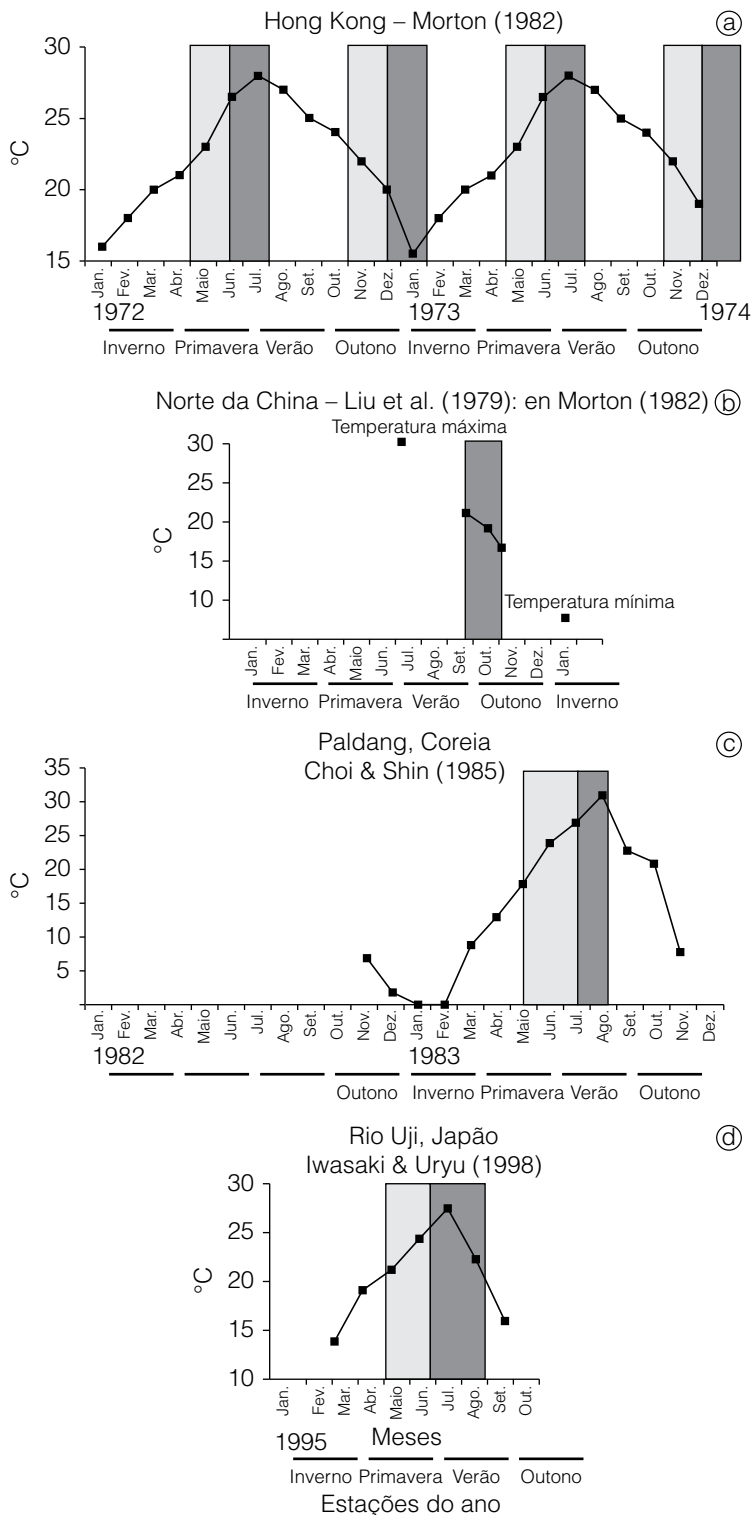


Figura 2. Períodos de maturação sexual (cinza claro) e liberação de gametas (cinza escuro) em três populações do *Limnoperna fortunei* estudadas no sudeste da Ásia, e uma no Japão, e a temperatura. a) Represa de Plover Cove, Hong Kong (Morton, 1982); b) Lago Huama, Norte da China (Liu *et al.*, 1979, segundo Morton, 1982); c) Represa de Paldang, Coreia (Choi & Shin, 1985); d) Rio Uji, Japão (Iwasaki & Uryu, 1998). Em todos os gráficos se inclui a temperatura da água, o período estudado e a estação do ano correspondente.

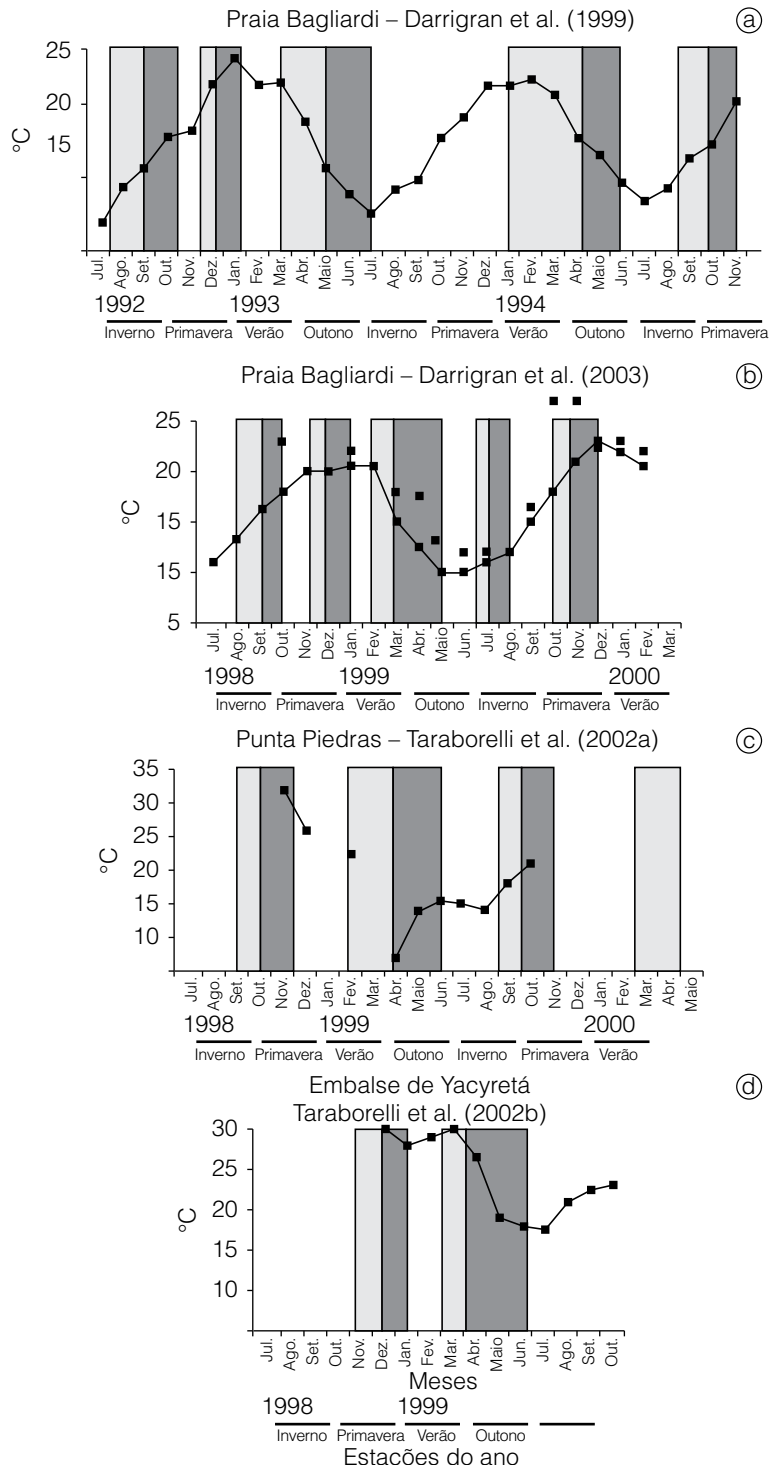


Figura 3. Períodos de maturação sexual (cinza claro) e liberação de gametas (cinza escuro) para diferentes populações do *Limnoperna fortunei* na região Neotropical. a) Praia Bagliardi, Río de la Plata, Argentina, entre julho de 1992 e novembro de 1994 (Darrigran *et al.*, 1999) (as temperaturas correspondem a temperatura do ar); b) Praia Bagliardi, Río de la Plata, Argentina, entre agosto de 1998 e março de 2000 (Darrigran *et al.*, 2003) (em linha contínua a temperatura do ar, quadrados pretos, temperatura da água no momento da amostragem); c) Punta Piedras, Río de la Plata, Argentina (Taraborelli *et al.*, 2002a); d) Represa de Yacyretá, Corrientes, Argentina (modificado de Taraborelli *et al.*, 2002b).

Em Darrigran *et al.* (1999, 2003) estuda-se a biologia reprodutiva do *Limnoperna fortunei* no Balneário Bagliardi (34° 55' S; 57° 49' W), aonde a salinidade varia entre 0,4 e 0,5 (Darrigran, 1991), e em Punta Piedras (35° 27' S; 57° 08' W) (Taraborelli *et al.*, 2002a), com uma salinidade média de 2,5 (Darrigran, 1991). Ambas as localidades se encontram no estuário do Río de la Plata, Argentina, com um clima temperado e com temperaturas da água entre 14 e 24 °C. Em Taraborelli *et al.* (2002b) realiza-se um estudo preliminar da biologia do *L. fortunei* na represa de Jaciretá (27° 29' S; 56° 44' W), Corrientes, Argentina. Esta última localidade é de clima subtropical, com a temperatura da água oscilando entre 15 e 31,5 °C. Os estudos no Balneário Bagliardi (Darrigran *et al.*, 1999, 2003) se realizaram a partir de coletas mensais na costa rochosa durante as marés baixas. Na primeira investigação, as amostras se estenderam entre julho de 1992 - a menos de um ano do primeiro registro da espécie nessa localidade - e novembro de 1994; e na segunda, entre agosto de 1998 e março de 2000 - quase dez anos depois de sua invasão nessa localidade. Em ambos os estudos aplicaram-se técnicas histológicas *standard*, tingiu-se com hematoxilina e eosina, considerou-se o tamanho dos oócitos, assim como os períodos de lise e reabsorção ovocitária.

De forma análoga ao mencionado por Morton (1982) em seu estudo para a população de Hong Kong, os resultados obtidos para a margem do Río de la Plata confirmam que, tanto a gametogênese como a liberação de gametas, poderiam estar reguladas pelas variações da temperatura da água. Entretanto, diferenças importantes entre ambos os estudos foram encontradas. No primeiro (Darrigran *et al.*, 1999) detectaram-se cinco eventos de eliminação de gametas (Figura 3a):

- em setembro - outubro de 1992;
- dezembro 1992 - janeiro 1993;
- maio - julho de 1993;
- abril - junho 1994;
- outubro - novembro 1994;

Sendo o terceiro e o quarto eventos os de maior magnitude e os restantes de menor importância. Não se registrou esgotamento gonadal entre outubro de 1993 e fevereiro de 1994 e de junho a outubro de 1994. Apesar de se registrarem cinco eventos de eliminação dos gametas, algumas delas muito importantes em magnitude, a proliferação oocitária, medida como porcentagem de oócitos menores de 20 µm, foi contínua durante todo o período amostrado (Figura 4a), reconhecendo-se um período prolongado de alta proliferação oocitária entre dezembro de 1992 e março de 1993. Entre dezembro de 1993 e março de 1994, os oócitos de pequena altura se encontraram com frequências menores de 10%, indicando um período de escassa proliferação oocitária. Durante todo o período de estudo se registraram três picos de máxima proliferação oocitária: outubro de 1992, agosto de 1993 e junho de 1994, coincidindo estes com períodos de altas e baixas temperaturas.

Em relação à porcentagem de folículos masculinos com presença de espermatozoides (Figura 4b) se reconhece um longo período de acumulação, entre agosto de 1993 e janeiro de 1994, e dois períodos de esgotamento coincidentes com os dois maiores de eliminação oocitária. O padrão de ocupação do manto por parte das gônadas (Figura 4c) se relaciona com os períodos de maturação e esgotamento gonadal.

No segundo estudo (Darrigran *et al.*, 2003), realizado no Balneário Bagliardi dez anos depois da introdução do *Limnoperna fortunei* nessa localidade, registraram-se dois picos de maturação gonadal por ano (Figura 3b). O primeiro, evidente no fim do inverno e princípio da primavera (agosto-setembro de 1998 e outubro-novembro de 1999), com temperaturas da água maiores que 20 °C, e o segundo pico durante o verão (fevereiro de 1999 e março de 2000), quando a temperatura da água decresce, registrando-se entre 20 e 15 °C. Nestes períodos dominam os oócitos maiores que 60 µm, enquanto que os menores de 20 µm são escassos (Figura 5a). Registraram-se, no período de estudo, quatro eventos de eliminação dos gametas:

- desde setembro a outubro de 1998;

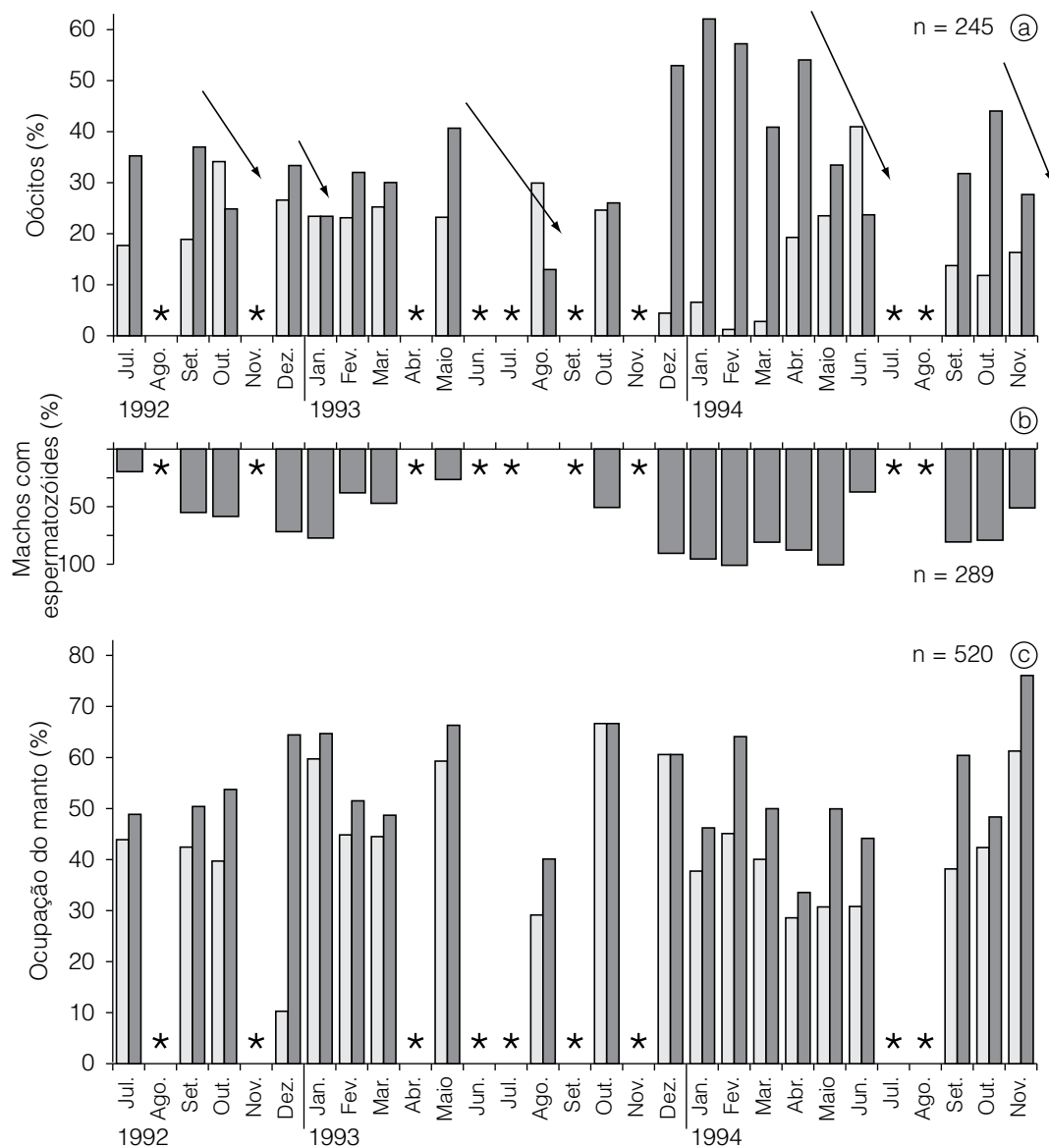


Figura 4. Variação temporal no ciclo do *Limnoperna fortunei* na Praia Bagliardi, Río de la Plata, Argentina, entre julho de 1992 e novembro de 1994. a) Porcentagem de oócitos maiores de 60 μm (barra escura) e menores de 20 μm (barra branca); as flechas indicam os momentos de liberação de gametas. b) Porcentagem de machos com espermatozoides. c) Porcentagem de ocupação do manto pelos folículos femininos (barras brancas) e pelos folículos masculinos (barras escuras). Os * indicam a ausência de dados (modificado de Darrigran *et al.*, 1999).

- de fevereiro a maio de 1999;
- de julho a agosto de 1999;
- entre outubro e dezembro de 1999.

O segundo evento é o mais prolongado temporalmente e o de maior intensidade; o terceiro, em troca, é de menor importância. Estes períodos de eliminação dos gametas coincidem com a porcentagem de ductos masculinos com esperma (Figura 5b) e com a porcentagem de ocupação do manto por parte dos folículos femininos e masculinos (Figura 5c).

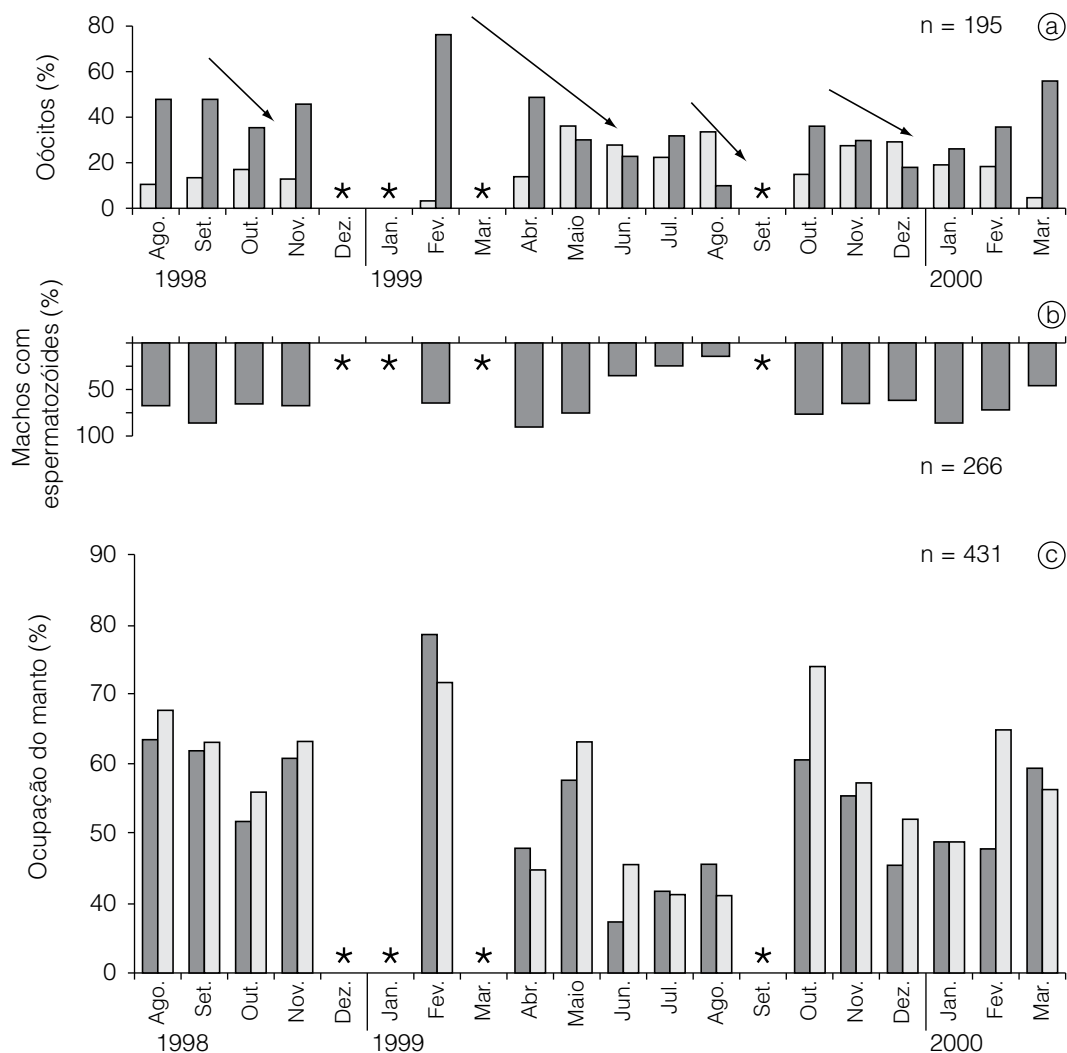


Figura 5. Variação temporal no ciclo de *Limnoperna fortunei* na Praia Bagliardi, Río de la Plata, Argentina, entre agosto de 1998 e março de 2000. a) Porcentagem de oócitos maiores de 60 μm (barra escura) e menores de 20 μm (barra branca); as flechas indicam os momentos de liberação de gametas. b) Porcentagem de machos com esperma. c) Porcentagem de ocupação do manto pelos folículos femininos (barras escuras) e pelos folículos masculinos (barras brancas). Os * indicam ausência de dados (modificado de Darrigran *et al.*, 2003).

Outra localidade aonde se realizou uma análise da biologia reprodutiva do mexilhão dourado foi Punta Piedras (Taraborelli *et al.*, 2002a), distante 90 km do Balneário Bagliardi, com clima semelhante, mas com uma salinidade maior, entre 1 e 2,5. O período de estudo é comparável ao anterior, estendendo-se entre outubro de 1998 e abril de 2000. Os resultados são coincidentes em parte com os de Darrigran *et al.* (2003). Reconhecem-se apenas dois períodos de eliminação dos gametas por ano. O primeiro, em momentos de temperaturas altas (primavera), ocorreu em outubro-novembro de 1998 e de 1999, e o segundo, de maior magnitude, coincidiu com um período de decréscimo da temperatura, entre abril e junho de 1999 (Figura 3c). Entretanto, à diferença do observado no Balneário Bagliardi, não se registra eliminação dos gametas durante o período de incremento da temperatura observado no inverno; o esgotamento gonadal mais importante acontece no fim do verão e princípio do outono no Balneário Bagliardi; em Punta Piedras, em troca, ocorre no outono (Figura 6) (Taraborelli *et al.*, 2002a).

Se bem que a descrição da biologia reprodutiva do *L. fortunei* na região Neotropical ter sido baseada, até a data, em estudos realizados em clima temperado, existe um estudo preliminar para uma população assentada em uma região subtropical da bacia do Prata: a represa de Jaciretá, Corrientes, Argentina (Taraborelli *et al.*, 2002b). Apesar de tratar-se de resultados de um curto período de amostragem - entre novembro de 1998 e outubro de 1999 -, registra-se uma eliminação no verão, que coincide com as máximas temperaturas da água para a região (ao redor de 30 °C), e outra eliminação, a princípios de outono - abril e maio -, registrando-se, nesse período, temperaturas de entre 30 e 17,5 °C na água da represa (Figura 3d e 7). Não se observou a eliminação dos gametas no período de incremento de temperatura da água tal como se registra no Balneário Bagliardi e Punta Piedras.

A maioria dos autores concorda que o principal fator regulador do ciclo de vida desta espécie é a temperatura. Outro fator, mencionado por Morton (1982), é a disponibilidade de oxigênio dissolvido. Ainda que os estudos relativos ao sudeste da Ásia, como os referidos à região Neotropical, não estejam

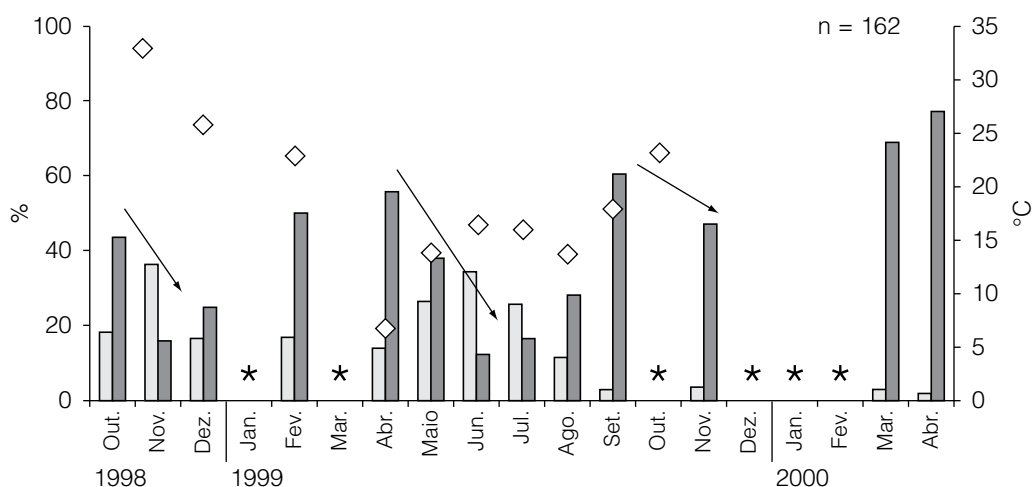


Figura 6. Variação temporal no ciclo do *Limnoperna fortunei* em Punta Piedras, Río de la Plata, Argentina. Porcentagem de oócitos maiores de 60 µm (barra escura) e menores de 20 µm (barra branca); as flechas indicam os momentos de liberação de gametas. Os * indicam ausência de dados (dados de Taraborelli *et al.*, inéditos).

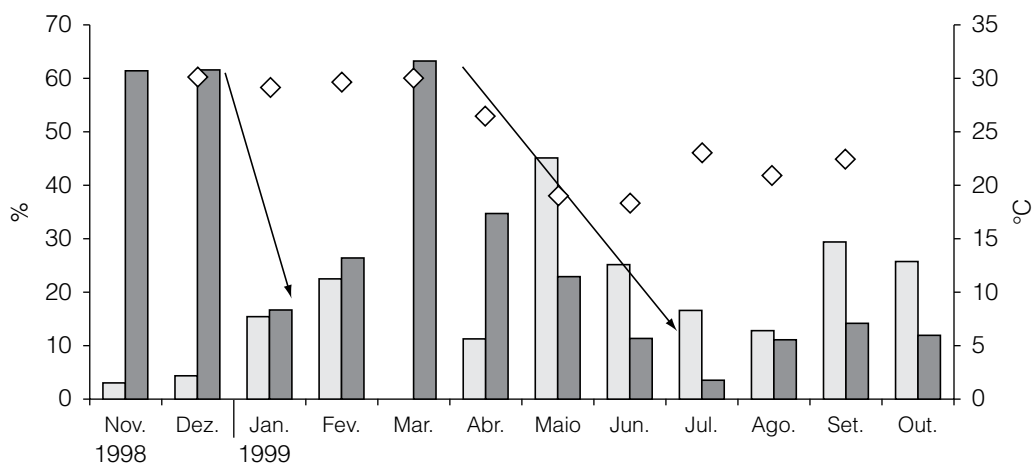


Figura 7. Variação temporal no ciclo do *Limnoperna fortunei* na represa de Jaciretá, Corrientes, Argentina. Porcentagem de oócitos maiores de 60 µm (barra escura) e menores de 20 µm (barra branca); as flechas indicam os momentos de liberação de gametas (dados de Taraborelli *et al.*, inéditos).

completos, nem espacial nem temporalmente, para reconhecer um padrão definido do ciclo de vida do *Limnoperna fortunei*, podem ser reconhecidas duas tendências reprodutivas:

- (a) Tendência em relação ao comportamento reprodutivo ao produzir-se a invasão e sua posterior adaptação ao ambiente.

Na primeira aproximação a seu novo ambiente, ao longo de quase todo o ano, o mexilhão dourado apresenta um tecido gonadal no “estágio 2: em desenvolvimento”, inclusive de forma simultânea à presença de folículos em “estágio 4: maduras”, e durante o período de eliminação de gametas (“estágio 5”). Desta forma, como pode-se observar no Balneário Bagliardi (Darrigran *et al.*, 1999), e para os primeiros anos do assentamento em Porto Alegre (Mansur e Darrigran, comunicação pessoal), apresenta um *stock* de gametas prontas para maturar e evacuar no momento em que o meio se adapte para esse fim. Neste período não se podem descrever com facilidade picos máximos de liberação de gametas, pelo contrário, são uma continuidade de pequenos picos. Posteriormente, aproximadamente a 3 anos do primeiro assentamento (Darrigran *et al.*, 2003), a população apresenta um comportamento de “sincronia” aonde se definem picos reprodutivos, tendendo a dois picos máximos de eliminação de gametas ao longo do ano.

- (b) Tendência em relação à contínua formação gamética e o aumento da homogeneidade térmica. No decorrer da invasão do mexilhão dourado na região Neotropical, o clima varia desde um clima temperado a um clima subtropical. A medida que se avança até um clima tropical, onde as temperaturas menores de 15 °C são pouco frequentes e duradouras ao longo do ano, esperar-se que os momentos de “estágio 5: gônadas esvaziadas” sejam curtos, a partir do qual se realizará a recuperação do tecido gonadal e, os períodos de “estágio 2: em desenvolvimento”, estendam-se no tempo.

REFERÊNCIAS

- Cataldo, D. & D. Boltovskoy. 2000. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Río de la Plata estuary (Argentina). *Aquatic Ecology* 34: 307-317.
- Choi, S. S. & C. N. Shin. 1985. Study on the early development and larvae of *Limnoperna fortunei*. *Korean J. Malacol.* 1 (1): 5-12.
- Darrigran, G. 1991. Aspectos ecológicos de la malacofauna litoral del Río de la Plata. República Argentina. Trabajo de Tesis Doctoral nº568. Facultad de Ciencias Naturales e Museo. Universidad Nacional da Plata. 238 pp. (INEDITO).
- Darrigran, G. A; M. C. Damborenea & P. E. Penchaszadeh. 1998. A case of hermaphroditism in the freshwater invading bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) from Rio de la Plata, Argentina. *Iberus* 16 (2): 99-104.
- Darrigran, G.; P. Penchaszadeh & M. C. Damborenea. 1999. The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) from a neotropical temperate locality. *Journal Shellfish Research* 18(2): 361-365.
- Darrigran, G.; C. Damborenea; P. Penchaszadeh & C. Taraborelli. 2003. Adjustment of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) after ten years of invasion in the Americas. *Journal Shellfish Research* 22 (1): 141-146.
- Iwasaki, K. & Y. Uryu. 1998. Life cycle of a freshwater mytilid mussel, *Limnoperna fortunei*, in Uji River, Kyoto. *Venus* 572 (2): 105-113.
- Lubet, P. 1959. Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les Mytilidés et les Pectinidés. *Revue des Travaux Institut Pêches Maritimes* 23(4): 339-548.
- Lubet, P. 1983. Experimental studies on the action of temperature on the reproductive activity of mussel (*Mytilus edulis* L. Mollusca, Lamelibranchia). *J. Mollusc. Stud. Suppl.* 12A: 100-105.
- Morton, B. 1977. The population dynamics of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia: Mytilacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. *Malacologia* 16(1): 165-182.
- Morton, B. 1982. The reproductive cycle in *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) fouling Hong Kong's raw water supply system. *Oceanologia et Limnologia Sinica* 13: 312-324.

- Nichols, S. J. 1996. Variations in the reproductive cycle of *Dreissena polymorpha* in Europe, Russia, and North America. *Amer. Zool.* 36: 311-325.
- Pastorino, G.; G. Darrigran; S. M. Martin & L. Luma Schi. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica* 39: 34.
- Ram, J. L.; P. P. Fong & D. W. Garton. 1996. Physiological aspects of Zebra Mussel reproduction: maturation, spawning, and fertilization. *Amer. Zool.* 36: 326-338.
- Taraborelli, A. C.; C. Damborenea; P. Penchaszadeh & G. Darrigran. 2002a. Ciclo gonadal del bivalvo invasor, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) en la localidade estuarial de Puntas Piedras, río da Plata, Argentina. Resúmenes: 138. V Congreso Latinoamericano de Malacología. 30/06/02 al 04/07/02. San Pablo, Brasil.
- Taraborelli, A. C.; C. Damborenea; P. Penchaszadeh & G. Darrigran. 2002b. Comparación del ciclo gonadal de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) entre poblaciones de una localidad de clima templado e una subtropical (Cuenca do Plata, Argentina). Resúmenes: 139. V Congreso Latinoamericano de Malacología. 30/06/02 al 04/07/02. San Pablo, Brasil.

ANEXO III

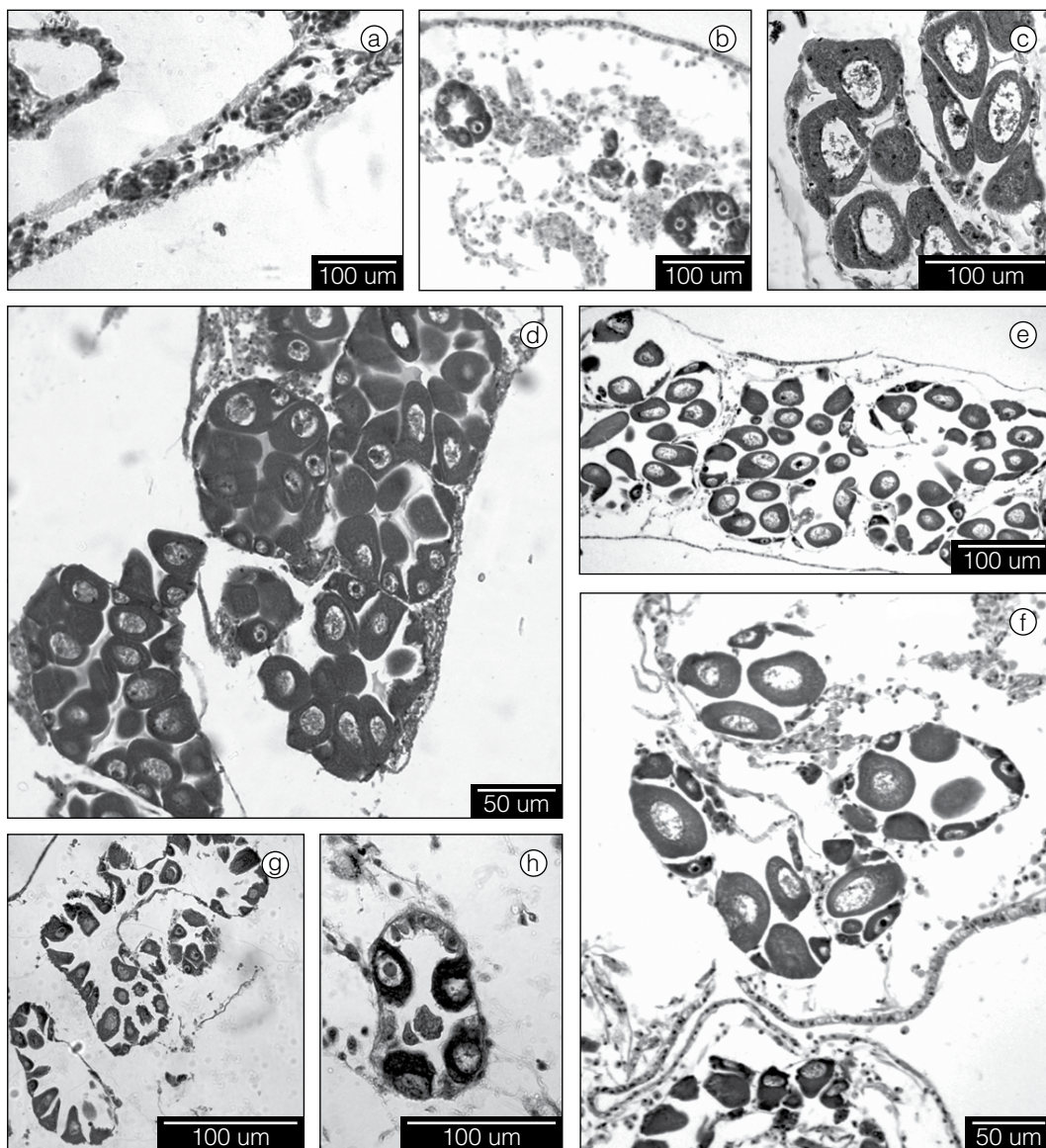


Figura 1. Microfotografias de seções do manto de fêmeas do *Limnoperna fortunei*. a) Estágio 1, primórdios genitais; b) Estágio 1, oócitos com núcleo vesicular e nucléolo evidente alinhados no epitélio germinal; c) Estágio 2, folículos em desenvolvimento, suas paredes produzem grandes oögonias pedunculadas; d)-e) Estágio 4, folículos femininos com oócitos separados da parede, arredondados; f) Estágio 3, as oögonias em desenvolvimento se mantém sujeitas à parede dos folículos e incrementam de tamanho; g) Estágio 5, folículos de tamanho reduzido; h) Estágio 5, folículo no qual se detectam corpos amarelos (flecha).

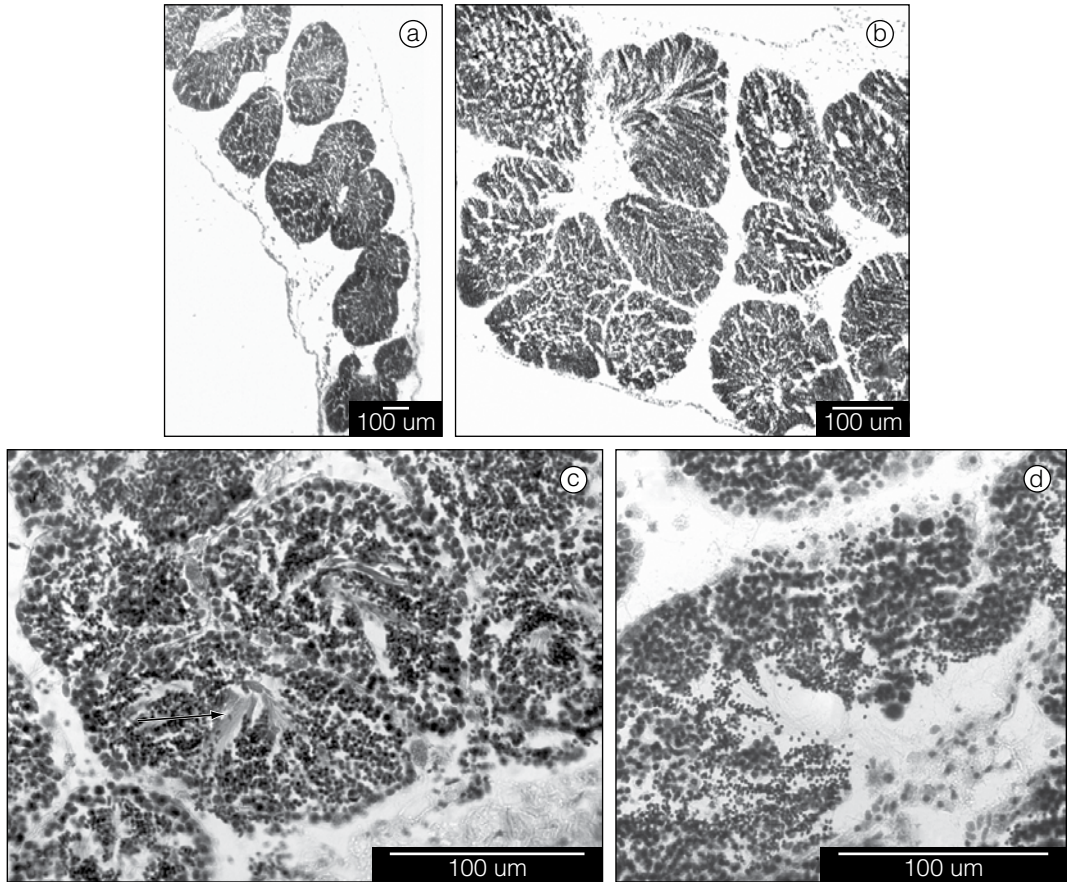


Figura 2. Microfotografias de seções do manto de machos do *Limnoperna fortunei*; a) Estágio 2, folículos com espermatídes na luz; b) Estágio 3: folículos de maior tamanho; c) Estágio 4, lúmen central do folículo com abundantes espermatozóides (flecha); d) Estágio 5, folículos vazios.

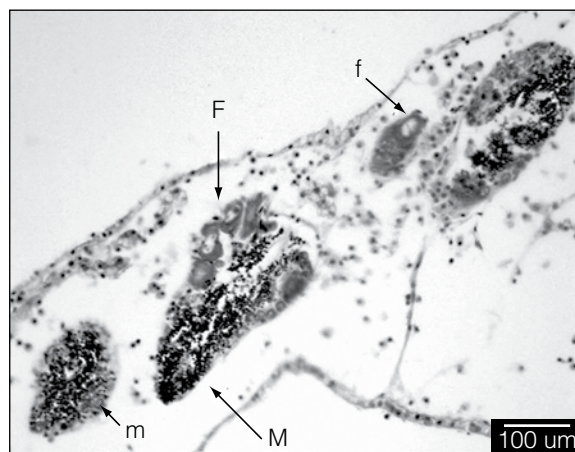


Figura 3. Microfotografia do manto de um exemplar hermafrodita do *Limnoperna fortunei*. Folículo misto com desenvolvimento de oócitos (F) e espermatozóides (M), folículo unicamente masculino (m) unicamente feminino (f).

CAPÍTULO 5

DESENVOLVIMENTO E ECOLOGIA LARVAL DO *Limnoperna fortunei*

Inés Ezcurra De Drago¹, Luciana Montalto¹ & Olga B. Oliveros¹

INTRODUÇÃO

Ao ser o *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) uma espécie da família Mytilidae de origem marinha, sua reprodução possui a dinâmica típica de tais organismos, com fecundação externa, dióica e com larvas de vida livre planctônica. Em Choi & Shin (1985) e Choi & Kim (1985) se descreve parcialmente o desenvolvimento larval que apresenta o *L. fortunei* em lagos de represas da Coreia.

As amostragens conduzidas em distintos ambientes do trecho no médio do Rio Paraná (31° 38' S-60° 40' W) desde junho de 1997 até novembro de 1998, e desde dezembro de 1999 até dezembro de 2000, permitiram ampliar a informação detalhada por Choi & Shin (1985) e Choi & Kim (1985), analisando os distintos estágios larvais desde o ovo até o último estágio de plantígrada.

ESTÁGIOS DE DESENVOLVIMENTO

O desenvolvimento larval possui um ciclo com duas etapas fundamentais:

- a) Primeiros estágios sem valvas: ovos; primeiras divisões celulares; trocóforas e pré-velígeras com valvas incompletas.
- b) Estágios posteriores valvados: véliger tipo-D; primeiras formas umbonadas; pedivéliger e plantígradas.

Neste desenvolvimento os estágios larvais variam gradualmente de lecitívoros para planctívoros. Quer dizer, desde o ovo e até o estágio de véliger tipo D, as larvas em seu interior possuem para seu alimento grânulos de vitelo. A partir do desenvolvimento completo do véu ciliado, as larvas começam a ter um sistema de alimentação planctívoro.

Primeiros Estágios sem Valvas

- 1) Ovos: esféricos, com um diâmetro variável entre 60 e 100 µm (Figura 1a – Anexo IV).
- 2) Primeiras divisões celulares: Observam-se as etapas progressivas de segmentação com a diferenciação dos blastômeros. Posteriormente, se distinguem as mórulas, blástulas e gástrulas, sendo estas últimas ciliadas.
- 3) Trocófora: A partir do estágio anterior observa-se, de forma progressiva, o aparecimento de uma coroa ciliar e de um grupo de flagelos centrais, completando-se no estágio de trocófora. Estas são piriformes, constituindo um dos estágios mais frágeis, assim como um dos mais breves.
- 4) Pré-véliger com valvas incompletas: A presença de duas pequenas valvas assinala o começo do estágio véliger. No final deste estágio as valvas, ao se fecharem, cobrem quase por completo o corpo larval. Esta mudança é gradual, semelhante à passagem do período lecitívoro ao

¹ Instituto Nacional de Limnologia (INALI, CONICET-UNL). Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, (3000). Santa Fe, Argentina.
inenezcurra@arnet.com.ar

plactívoro, já que, tanto neste estágio como nos posteriores, ainda se registram esférulas de vitelo (Figura 1b – Anexo IV).

Estágios Posteriores Valvados

- 5) Véliger tipo D: o contorno valvar é característico por sua forma de «D», com um desenvolvimento completo do véu, de disposição anterior, provido de uma densa franja de cílios e um grupo central de flagelos. Neste estágio as valvas cobrem já totalmente o véu e o resto do corpo larval nos movimentos de fechamento. Observam-se ainda, nesta etapa, esférulas de vitelo (Figura 1c – Anexo IV).
- 6) Véliger pseudoumbonado: Este estágio se caracteriza pelo começo da formação do umbo, das primeiras linhas de crescimento das valvas, assim como por um paulatino processo de metamorfose na organização interna da larva (Figura 1d – Anexo IV).
- 7) Véliger umbonado: A formação do umbo alcança seu maior desenvolvimento neste estágio de véliger. Neste sentido, incrementam-se tanto as linhas de crescimento como a diferenciação dos distintos órgãos internos (Figura 1e – Anexo IV).
- 8) Pedivéliger: Neste estágio observa-se a formação do pé (base), que começa a ser funcional, tendo a larva uma dupla forma de deslocamento, quer nadando na coluna de água pelo meio do véu, quer deslocando-se sobre um substrato com o pé. Nesta etapa, visualiza-se o começo da formação dos filamentos branquiais, registrando-se momentos esporádicos da formação de delgados fios de bisso.
- 9) Plantígrada: Nesta etapa já não se registra mais a presença do véu, portanto o pé passa a ser o único meio de locomoção da larva e completa sua organização interna. Neste estágio a valva começa a alongar-se, assumindo a forma do futuro mexilhão, distinguindo-se também os sifões. A organização da larva já é a de um juvenil, mas se diferencia deste por não ter conseguido fixar-se (Figura 1f – Anexo IV).

CARACTERÍSTICAS PRINCIPAIS DA REPRODUÇÃO DOS BIVALVES DULCIACUÍCOLAS NEOTROPICAIS

A elevada diversidade de bivalves de água doce existente na América do Sul determina a necessidade de expor, de forma sintética, o tipo de reprodução que estes possuem, assim como os distintos ambientes em que se desenvolvem, para uma melhor compreensão da inocuidade das espécies nativas em respeito aos sérios problemas causados pelo *Limnoperna fortunei*.

Os bivalves nativos compreendem as famílias Hyriidae, Mycetopodidae, Sphaeriidae e uma das espécies de Corbiculidae, sendo todas de fecundação interna.

As espécies de Hyriidae possuem desenvolvimento indireto, com larvas do tipo gloquídio que constam de duas pequenas valvas, de forma geralmente subtriangular, com comprimento total variável (entre 240 e 300 µm), charneira reta e, em algumas espécies, o extremo apical dotado de dentes curvos (Figura 1g – Anexo IV) (Bonetto 1954, Bonetto & Ezcurra 1963a). Em outras espécies de Hyriidae não se registra a presença de dentes (Bonetto 1954; Parodiz & Bonetto 1963).

As larvas gloquídio de algumas espécies possuem um filamento central de superfície aderente (Bonetto & Ezcurra, 1963a). Depois de serem liberadas do corpo materno, as larvas devem passar um período parasitário ao redor de 21 dias nos quais, depois de aderir-se por meio dos dentes, se fixam em diversas partes do corpo de um peixe (filamentos branquiais, escamas, aletas, etc.). Durante este período se produz sua metamorfose até alcançar o estágio de concha juvenil (náíade), com hábito bentônico infaunal. Existem, por outro lado, espécies com gloquídeos desprovidas de dentes que,

geralmente, se fixam nos filamentos branquiais do peixe hospedeiro (Pekkarinen & Valovirta, 1996; Wächtler *et al.*, 2001). Segundo Bonetto (1954) e Parodiz & Bonetto (1963) algumas espécies que têm gloquídeos sem dentes não possuem um período como parasitas de peixes.

As espécies de Mycetopodidae, também de desenvolvimento indireto, possuem larvas do tipo lasídeo, de organização muito distinta dos gloquídeos. O corpo deste tipo de larva é muito pequeno (ao redor de 85 µm de comprimento) e é composto por dois lóbulos anteriores ciliados, dois posteriores com ganchos e o dorso de sua parte central recoberto por uma concha (Figura 1h e 1c – Anexo IV). A larva lasídeo está dotada de um extenso órgão adesivo anterior de estrutura variável segundo os gêneros e/ou espécies e através do qual poderá tomar contato com o corpo de um peixe. Neste, igual aos gloquídeos, transcorrerá um período parasitário ao redor de 21 dias, até que se produza a organogênese e se converta em uma concha (náíade) juvenil, também de hábito bentônico infaunal (Bonetto & Ezcurra, 1962, 1963a, 1963b, 1965; Veitenheimer-Mendes & Dreher-Mansur, 1978).

As espécies de Sphaeriidae são ovovivíparas. As pertencentes aos gêneros *Pisidium*, *Sphaerium* e *Musculium* são bentônicas infaunas, enquanto que *Byssanodonta paranensis* d'Orbigny, 1846 e as espécies do gênero *Eupera* são epifaunas, já que possuem bisso permanente ou facultativo (Bonetto & Ezcurra, 1964; Ituarte 1989, 1994; Ituarte & Dreher-Mansur, 1993).

A família Corbiculidae compreende somente dois gêneros de hábitos infaunas de água doce, dos quais é nativo unicamente o gênero *Neocorbicula*, registrando-se na Argentina *N. limosa* (Maton, 1811), de desenvolvimento ovovivíparo. O outro gênero, *Corbicula*, está representado por duas espécies asiáticas: *C. largillierti* (Philippi, 1844) e *C. fluminea* (Müller, 1774); ambas possuem um desenvolvimento larval semelhante e seus adultos são de hábito bentônico infaunal, sendo espécies psamófilas.

A família Mytilidae possui uma única espécie dulcícola não nativa na América, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). Esta espécie, de fecundação externa, possui todo seu ciclo larval externo, planctônico e de hábito epifaunal pela presença de bisso. Este lhe permite aderir-se, a partir do último estágio larval, a todo substrato rígido disponível. Durante os períodos de cheias do Rio Paraná se desenvolve, além disso, sobre a vegetação palustre ou aquática da planície aluvial. A larva planctônica e a presença de bisso em juvenis e adultos permitiram ao *L. fortunei* ocupar uma ampla distribuição geográfica, com densas populações que podem produzir, deste modo, efeitos nocivos em infraestruturas submersas devido ao *macrofouling* que ocasionam (Caprari & Lecot, 2001; Darrigran, 1995; Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000; Darrigran & Pastorino, 2003; Taraborelli *et al.*, 2001).

Foram citados, entre os bivalves nativos, algumas espécies com bisso permanente, como *Byssanodonta paranensis* e espécies do gênero *Eupera*. Estes táxons, pelo tipo de reprodução que determina seus hábitos bentônicos, não criam os problemas detalhados para o *L. fortunei*. Contrariamente, tais espécies nativas se encontrariam em risco de extinção devido à competição, tanto espacial como trófica, com o mexilhão dourado.

Deve destacar-se que, pelo tipo de desenvolvimento larval, a presença de bisso permanente e as distintas estratégias adaptativas, o *L. fortunei* é marcadamente similar à *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Ricciardi, 1998). Esta espécie, conhecida como “mexilhão zebra”, apresenta grande distribuição geográfica na região holártica, podendo ser considerada como equivalente ecológica do *L. fortunei*, ao produzir idênticos tipos de problemas (Nalepa & Schloesser, 1993; Claudi & Mackie, 1994; Darrigran, 2002, entre outros).

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DOS ESTÁGIOS LARVAIS

Tendo em conta a magnitude dos problemas que causa *Limnoperna fortunei* em distintos tipos de infraestruturas submersas, é fundamental conhecer o período de desenvolvimento de suas larvas com a finalidade de implementar medidas preventivas. A esse respeito, deve-se considerar que, tal como se

registrou em Nichols (1996) para a *Dreissena polymorpha*, o *L. fortunei* apresenta variações geográficas marcadas em seu ciclo reprodutivo (Iwasaki & Uryu, 1998). Em ambientes do centro e norte da China as desovas se produzem entre setembro e novembro (Cai, 1991), enquanto que em Hong Kong, Morton (1977) registra desovas entre janeiro-fevereiro, junho-julho e setembro, registrando-se a presença de larvas véliger durante nove meses. Na Coreia, a duração das desovas é de dois meses (Choi & Shin, 1983), enquanto que no Japão se estende durante o verão (Magara *et al.*, 2001; Goto, 2002). Todos os autores citados relacionam estritamente o período de desova do *L. fortunei* com a variação dos valores de temperatura da água nos distintos ambientes (ver Capítulo 4).

Estudos efetuados sobre o ciclo reprodutivo do *L. fortunei* desenvolvidos no Río de la Plata (Darrigran *et al.*, 1999) demonstram que a espécie tem uma reprodução contínua, mas com marcados períodos de esgotamento gonadal em certos meses (setembro-outubro, dezembro-janeiro, maio-junho, abril-maio). Neste sentido, a análise da atividade reprodutiva a partir do registro de larvas no Río de la Plata e um dos distributários do delta do Rio Paraná, o Rio Paraná das Palmas, demonstrou que o *Limnoperna fortunei* se reproduz continuamente entre agosto e abril (Cataldo & Boltovskoy, 2000). No período de maio-julho a produção de larvas diminui marcadamente, coincidindo com os valores mais baixos da temperatura da água.

O registro da abundância e distribuição de larvas na represa da Central Hidroelétrica de Jaciretá (Darrigran *et al.*, 2003b) assinala a ausência de larvas durante dois a quatro meses no período 1999-2001. A presença das larvas na represa se detecta a partir do mês de agosto, com uma temperatura ao redor de 19 °C, tendo-se encontrado a densidade máxima em uma das estruturas internas da central hidroelétrica (259,3 larvas L⁻¹).

Os estudos levados a cabo em ambientes da planície aluvial do Rio Paraná médio e no último trecho do Rio Salado do Norte, baseados na presença e abundância dos distintos estágios larvais (não valvados e valvados), demonstram variações temporais coincidentes com as assinaladas por Darrigran *et al.* (1999) e Cataldo e Boltovskoy (2000). A distribuição espacial é heterogênea, tanto nos ambientes lóticos como lênticos, da planície aluvial destes rios (Ezcurra de Drago *et al.*, Ms. a, b). Tanto no Rio Paraná médio como no Rio Salado do Norte, a maior densidade de larvas é registrada nos períodos com mais altos valores de temperatura da água, a partir dos 18 °C. Por outra parte, deve-se assinalar que, nas amostragens realizadas, a temperatura da água durante o mês de julho foi a mínima registrada (entre 13,5 e 14 °C), pelo que se deduz que este fator é o de maior importância na determinação da atividade reprodutiva do *L. fortunei* (Figuras 1a e b). Como exemplos podem-se observar as amostragens efetuadas no Rio Santa Fé (canal secundário da planície aluvial do Paraná médio), já que se registraram larvas durante todo o ano estudado, com densidade mínima durante o período de junho a agosto (Figura 1b). A análise do comprimento total médio dos estágios valvados demonstra, deste modo, que as poucas larvas registradas em julho e agosto apresentam os maiores valores médios do comprimento total, pertencendo aos últimos estágios de desenvolvimento (Pedi véliger e/ou Plantigradas) (Figura 1c). Estes resultados são coincidentes com os registrados tanto no canal principal como em outros canais secundários da planície aluvial estudados (Ezcurra de Drago *et al.*, Ms. b).

Nos ambientes do Rio Paraná médio, além da influência que exerce a temperatura sobre o ciclo reprodutivo do *Limnoperna fortunei*, a presença e abundância de larvas nos distintos tipos de *hábitat* estão fortemente relacionadas com os diversos graus de conexão entre os ambientes lóticos e lênticos e, fundamentalmente, com a magnitude e duração do pulso de inundação do rio. De fato, durante o evento do Niño em 1998 (Figura 2), a extraordinária cheia permitiu o ingresso de larvas em lagunas normalmente isoladas dos sistemas lóticos, tanto como em toda a planície de inundação do Paraná médio (Figura 2 – Anexo IV). Neste período, de maior grau de conectividade entre os distintos ambientes, durante o mês de julho, não se registraram os primeiros estágios não valvados e as

véliger-D. Estes estágios, como se detalhou, indicam uma desova recente. Estes resultados coincidem com o observado por Ezcurra de Drago *et al.* (Ms. a, b) no canal principal do Rio Paraná, assim como em canais secundários da planície aluvial de ordem de hierarquia decrescente (Rios Colastine, Coronda, Santa Fé e Correntoso) (Figura 2 – Anexo IV).

Os resultados obtidos durante o período 1999-2000, em o que o Rio Paraná apresentou níveis hidrométricos normais (Figura 2), demonstraram, nos distintos ambientes, uma maior heterogeneidade tanto na presença como na densidade de larvas. De fato, em lagunas isoladas ou de conexão

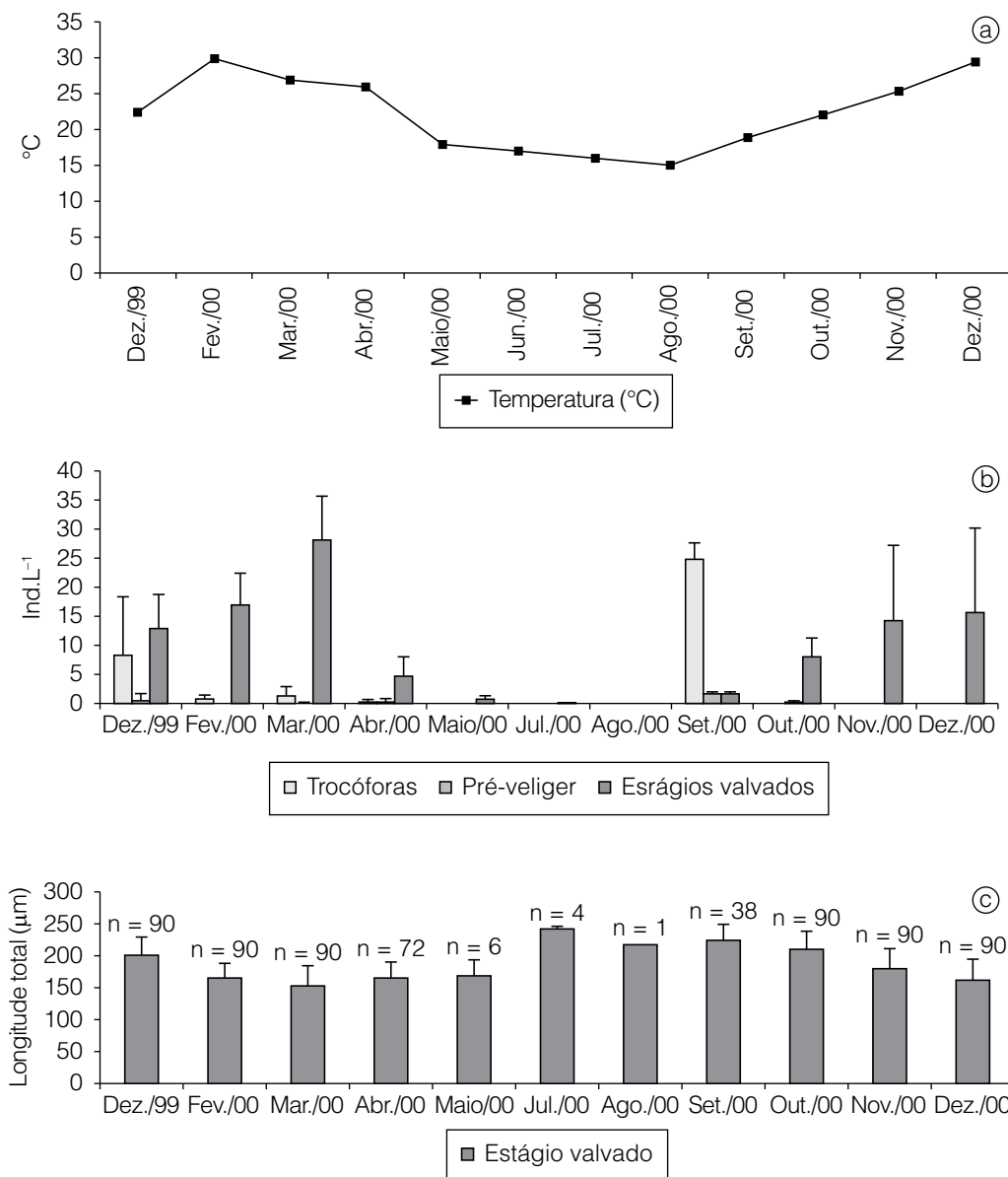


Figura 1. Variações na temperatura da água do Rio Santa Fé (canal secundário do Rio Paraná médio) durante um ciclo anual. b) Variações na densidade média e desvio padrão de larvas do *Limnoperna fortunei* (estágios valvados e não valvados) no Rio Santa Fé. c) Variações do comprimento total médio e desvio padrão dos estágios valvados do *L. fortunei* no Rio Santa Fé.

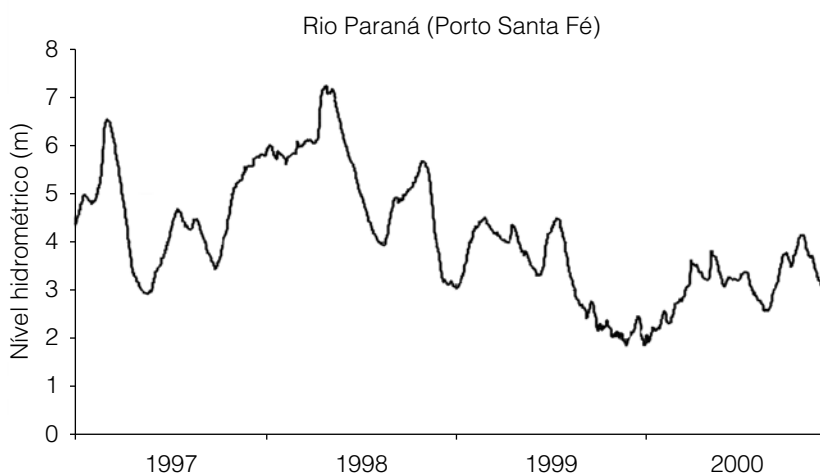


Figura 2. Nível hidrométrico do Rio Paraná (porto Santa Fé) no período 1997-2000.

indireta com os cursos que as alimentam não se detectou, durante todo o ciclo analisado, a presença de larvas do *L. fortunei*. Elas foram registradas somente em lagunas de conexão direta com o canal principal do Rio Paraná ou com canais secundários de elevado caudal (Ezcurra de Drago *et al.*, Ms. b) (Figura 2 – Anexo IV).

Sintetizando a informação até aqui detalhada, resulta evidente que o *Limnoperna fortunei* apresenta, na bacia do Prata, um período reprodutivo mais extenso que nos ambientes asiáticos, o que fica demonstrado tanto pela análise histológica de suas gônadas como pela presença dos estágios larvais nos distintos ambientes (Darrigran *et al.*, 1999, 2003a; Cataldo & Boltovskoy, 2000; Ezcurra de Drago *et al.*, Ms. a, b). De fato, à exceção dos resultados expostos por Morton (1977) para Hong Kong, assim como para outras localidades da Ásia (Morton, 1982), se descrevem períodos reprodutivos mais breves para a espécie, o que pode explicar-se pelas baixas temperaturas registradas (Iwasaki & Uryu, 1998). Não obstante, tendo em conta que os resultados expostos para a bacia do Prata foram obtidos em datas próximas a sua invasão, quiçá possa tratar-se de um período de instabilidade do *L. fortunei* até lograr sua adaptação aos novos *hábitat*. Além disso, e como o expressam Darrigran *et al.* (2003a), todos os estudos *in extenso* efetuados sobre a reprodução do *L. fortunei* na região Neotropical foram efetuados em zonas de clima temperado. Tendo em conta a distribuição lograda pela espécie até a bacia superior do Rio Paraguai (Callil & Mansur, 2002), seria de grande interesse conhecer seu ciclo reprodutivo em zonas com temperaturas mais elevadas.

Com respeito à densidade de larvas registradas em ambientes invadidos pelo *L. fortunei* em relação às que produz o *D. polymorpha*, se bem que a informação existente sobre a primeira espécie seja muito escassa, alguns dados demonstram o elevado potencial reprodutivo do *L. fortunei* em certos *hábitat*. Em efeito, os registros máximos assinalados por Darrigran *et al.* (2003b) de 259,3 larvas L⁻¹, superam a concentração de 100 larvas L⁻¹ registradas por Nalepa e Schloesser (1993) para *D. polymorpha*.

ORIGEM E RECRUTAMENTO DAS POPULAÇÕES DO *Limnoperna fortunei* EM AMBIENTES DO PARANÁ MÉDIO

Tal como foi exposto, os estudos realizados sobre a densidade e distribuição espaço-temporal do *Limnoperna fortunei* demonstram que a presença de larvas foi registrada durante períodos de estiagem

ou de cheias normais, somente nas lagoas diretamente conectadas com um ambiente lótico. Em todos os cursos de água analisados (canal principal do Rio Paraná, Rios Colastine, Coronda, Santa Fé e Correntoso), se detectou a presença de todos os estágios larvais, desde ovos até plantígradas. Isto demonstra que em um grande rio com planície aluvial, dada a magnitude que possuem tanto seu canal principal como os inumeráveis canais secundários da planície aluvial (com um elevado grau de conectividade ainda em períodos de estiagem), *L. fortunei* efetua o recrutamento de suas populações através de larvas produzidas por organismos estabelecidos principalmente nos ambientes lóticos. Em efeito, se tem observado metapopulações desenvolvidas sobre diferentes substratos firmes situados tanto no leito dos rios como sobre hastes e raízes submersas de vegetação aquática e/ou de vegetação terrestre ribeirinha, etc.

As características geomorfológicas do Rio Paraná médio beneficiam o *L. fortunei* permitindo-lhe um repovoamento praticamente constante a partir das larvas que se produzem dentro dos canais da planície aluvial. Estas diferenciam o mexilhão dourado do processo de recrutamento das populações de ambientes fluviais com regimes de caudais baixos a médios, que se descrevem para o *D. polymorpha* no hemisfério norte (Horvarth *et al.*, 1996; Horvarth & Lamberti, 1999; Stoeckel *et al.*, 2004). Em efeito, devido às diferentes características gerais das redes hidrográficas em que se estudou o mexilhão zebra, em sua maior parte com rios de baixas ordens, os autores consideram que os provedores de larvas, em um sistema rio-lago-rio, são as populações de *D. polymorpha* existentes nos lagos (naturais ou represas). Em Stoeckel *et al.* (2004), por exemplo, isto se demonstra com a avaliação comparativa da densidade de larvas (quase nula) no rio estudado, antes de ingressar no lago, a respeito dos valores de densidade no trecho do rio águas abaixo do lago, que se incrementam notavelmente, mas somente por poucos quilômetros. De tal forma, os autores confirmam que os encarregados do recrutamento das populações do mexilhão zebra são as larvas produzidas nos lagos.

Uma dinâmica similar se considera factível para o *Limnoperna fortunei* em sistemas rios-lagos em cursos de baixas ordens, já que, recentemente, esta espécie foi registrada em represas do sul do Brasil por Takeda *et al.* (2003), em zonas de cabeceira de dois rios, com uma estrutura hidro-geomorfológica distinta à que se estudou até o presente para o *L. fortunei* na bacia do Prata.

No caso de grandes rios com planície aluvial, como se registrou no Paraná médio, o processo de recrutamento das populações do mexilhão dourado a partir das larvas é inverso ao registrado ao *D. polymorpha* para sistemas rios-lagos-rios. Em efeito, ao produzir-se cheias extraordinárias (El Niño de 1998, por exemplo), são as águas de desborde dos rios (canal principal e canais secundários da planície aluvial), as que proporcionam larvas a todos os ambientes lênticos. Ela permite o estabelecimento, durante o pulso de inundação, de exuberantes metapopulações, tanto nas lagoas como na zona de transição aquático-terrestre.

O fato de que o *L. fortunei* possui, ainda nos períodos de estiagem, um recrutamento autóctone de suas populações através das larvas produzidas nos ambientes lóticos da planície aluvial do Rio Paraná, deve ser levado em conta tanto para a instalação de novas estruturas submersas nas margens de alguns de seus cursos como para o controle das já existentes.

REFERÊNCIAS

- Bonetto, A. A. 1954. Náyades del río Paraná. El género *Diplodon* en el biotopo isleño del Paraná medio e inferior. *Publicación Técnica* N° 62: 1-56, Secretaria de Agricultura, Santa Fe, Argentina.
- Bonetto, A. A. & I. D. Ezcurra. 1962. El desarrollo del *lasidium* de *Anodontites trapesialis forbesianus* (Lea) (Moll. Lamell.). *Physis* 23 (65): 195-203.
- Bonetto, A. A. & I. Ezcurra. 1963a. Estudio comparado de las formas larvales de Mutelidae Ortmann y su significación sistemática y zoogeográfica. *Anais do II Congreso Latinoamericano de Zoología* 2: 55-71.
- Bonetto, A. A. & I. Ezcurra. 1963b. Notas malacológicas I. 1) El desarrollo del *glochidium* de *Diplodon doodontus doodontus* (Lam.); 2) El *glochidium* de *Prisodon* (*Triplodon*) *corrugatus* Lam.; 3) El *lasidium* de *Monocondylaea paraguayana* Orb. *Physis* 24 (67): 17-21.
- Bonetto, A. A. & I. Ezcurra. 1964. Notas malacológicas II. 4) Algunos rasgos anatómicos de *Byssanodonta paranensis* Orb. *Physis* 24 (68): 317-321.
- Bonetto, A. A. & I. Ezcurra. 1965. Notas malacológicas III. 5) La escultura del periostraco en el género *Anodontites*; 6) El *lasidium* de *Anodontites trapezeus* (Spix); 7) El *lasidium* de *Mycetopoda siliquosa* (Spix). *Physis* 25 (69): 197-204.
- Cai, R. X. 1991. *Limnoperna lacustris* (Martens). *Zhenjinag Scientific Technology Publisher*: 171-172.
- Callil, C. T. & M. C. D. Mansur. 2002. Corbiculidae (Mollusca, Bivalvia) in Pantanal of Mato Grosso, High Paraguay Basin, Brasil: Distribution and population density. *Amazoniana* 17 (1/2): 1-15.
- Caprari, J. J. & C. J. Lecot. 2001. El control de bivalvos invasores. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la central hidroeléctrica Yaciretá mediante pinturas. *Actas Seminario Internacional sobre gestión ambiental e hidroelectricidad*: 1-23. Salto Grande. Argentina.
- Cataldo, D. H. & D. Boltovskoy. 2000. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Río de la Plata estuary (Argentina). *Aquatic Ecology* 34: 307-317.
- Claudi, R. & G. L. Mackie. 1994. *Practical manual for Zebra Mussel monitoring and control*. Lewis Publishers, Boca Ratón, 227 pp.
- Choi, S. S. & C. N. Shin. 1983. Study on the early development and larvae of *Limnoperna fortunei*. *Research Report of Environmental Sciences and Technology* 1: 12-21.
- Choi, S. S. & Kim, J. S. 1985. Studies on the metamorphosis and the growth of larva in *Limnoperna fortunei*. *Korean Journal of Malacology* 1: 13-18.
- Darrigran, G. 1995. *Limnoperna fortunei* ¿Un problema para los sistemas naturales de agua dulce del MERCOSUL? *Revista del Museo de la Plata* 5: 85-87.
- Darrigran, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasion* 4: 145-156.
- Darrigran, G. & I. Ezcurra de Drago. 2000. Invasion of freshwater mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) in the Americas. *The Nautilus* 114 (2): 69-73.
- Darrigran, G. & G. Pastorino. 2003. The golden mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) after 10 years invading the Neotropical region. *Tentacle* 11: 8-9.
- Darrigran, G., P. Penchaszadeh & M. C. Damborenea. 1999. The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) from a neotropical temperate locality. *Journal of Shellfish Research* 18: 361-365.
- Darrigran, G., C. Damborenea, P. Penchaszadeh & C. Taraborelli. 2003a. Adjustment of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) after ten years of invasion in the Americas. *Journal of Shellfish Research* 22 (1): 141-146.
- Darrigran, G.; P. Penchaszadeh; C. Damborenea & N. Greco. 2003b. Abundance and distribution of golden mussel *Limnoperna fortunei* larvae in a Hydroelectric Power Plant in South America. Proceeding 11th. International Conference an Aquatic Invasive Species: 310-314. Alexandria, Virginia, USA 2002.
- Ezcurra de Drago I., G. Darrigran & O. B. Oliveros. (Ms a). Development stages and ecology of the *Limnoperna fortunei* larvae in the Middle Paraná River.
- Ezcurra de Drago I., O. B. Oliveros, E. Drago & A. Paira. (Ms b). Density and spatio-temporal distribution of the *Limnoperna fortunei* larvae in the Middle Paraná River.
- Goto, Y. 2002. Behavior of nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, in water supply facilities. *Water science and Technology* 46 (11-12): 45-50.
- Horvath, T. G., G. A. Lamberti, D. M. Lodge & W. L. Perry. 1996. Zebra mussel dispersal in lake-stream systems: Source-sink dynamics? *Journal*

- of the North American Benthological Society 15: 564-575.
- Horvath, T. G. & G. A. Lamberti. 1999. Recruitment and growth of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in a coupled lake-stream. *Archiv für Hydrobiologie* 145 (2): 197-217.
- Ituarte, C. F. 1989. Los géneros *Byssanodonta* d'Orbigny, 1846 e *Eupera* Bourguignat, 1854 (Bivalvia: Sphaeriidae) en el área Paranoplatense. Descripción de *Eupera iguazuensis* n. sp. del río Iguazú, Misiones, Argentina. *Neotropica* 35 (93): 53-63.
- Ituarte, C. F. 1994. *Eupera guaraniana* n. sp. (Pelecypoda: Sphaeriidae) del río Uruguay, Argentina. *Gayana Zoologia* 58 (1): 1-7.
- Ituarte, C. F. & M. C. Dreher-Mansur. 1993. *Eupera elliptica* n. sp., una nueva especie en el río Iguazú, Misiones, Argentina. *Neotropica* 39 (1): 11-16.
- Iwasaki, K. & Y. Uryu. 1998. Life cycle of a freshwater mytilid mussel, *Limnoperna fortunei*, in Uji River, Kyoto. *Venus* 57 (2): 105-113.
- Magara, Y., Y. Matsui, Y. Goto & A. Yuasa. 2001. Invasion of the non/indigenous nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, into water supply facilities in Japan. *Journal Water Supply Research and Technology AQUA* 50 (3): 113-124.
- Morton, B. S. 1977. The population dynamics *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. *Malacologia* 16 (1): 165-182.
- Morton, B. 1982. The reproductive cycle in *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) fouling Hong Kong's raw water supply system. *Oceanology and Limnology Sinica* 13 (4): 312-324.
- Nalepa, T. F. & D. W. Schloesser. 1993. *Zebra mussels. Biology, impact and control*. Lewis publishers, Boca Ratón, 810 pp.
- Nichols, S. J. 1996. Variations in the reproductive cycle of *Dreissena polymorpha* in Europa, Russia, and North America. *American Zoology* 36: 311-325.
- Parodiz, J. J. & A. A. Bonetto. 1963. Taxonomy and zoogeographic relationships of the South American Naiades (Pelecypoda: Unionacea and Mutelacea). *International Journal of Malacology* 1 (2): 179-213.
- Pekkarinen, M. & I. Valovirta. 1996. Anatomy of the glochidia of the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Archiv für Hydrobiologie* 137 (3): 411-423.
- Ricciardi, A. 1998. Global ranger expansion of the Asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): Another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling* 13 (2): 97-106.
- Stoeckel, J. A., C. R. Rehmann, D. W. Schneider & D. K. Padilla. 2004. Retention and supply of zebra mussel larvae in a large river system: importance of an upstream lake. *Freshwater Biology* 49 (7): 919-930.
- Takeda, A. M., M. C. Dreher-Mansur, D. S. Fujita & J. P. Rambelli Bibian. 2003. Ocorrência da espécie invasora de Mexilhão Dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), em dois pequenos reservatórios próximos a Curitiba, PR. *Acta Biologica Leopoldensia* 25 (2): 251-254.
- Taraborelli, A. C., M.C. Damborenea, P. Penchaszadeh & G. Darrigran. 2001. Ciclo reproductivo del bivalvo invasor *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) en la región Neotropical de clima templado. *Actas Seminario Internacional sobre gestión ambiental e Hidroelectricidad*: 25-33.
- Veitenheimer-Mendes, I. L. & M. C. Dreher-Mansur. 1978. *Mycetopoda legumen* (Martens, 1888): Lasídio e desenvolvimento parasitário (Bivalvia-Mycetopodidae). *Revista Brasileira de Biologia* 38 (3): 531-536.
- Wächtler, K. W., M. C. Dreher-Mansur & T. Richter. 2001. Larval types and early postlarval biology in naiads (Unionoida). Pp. 93-125. En: G. Bauer & K. Wächtler (eds.). *Ecology and evolution of the freshwater Mussel Unionoida*. Ecological Studies, Vol. 145, Springer-Verlag, Berlin, Alemania, 394 pp.

ANEXO IV

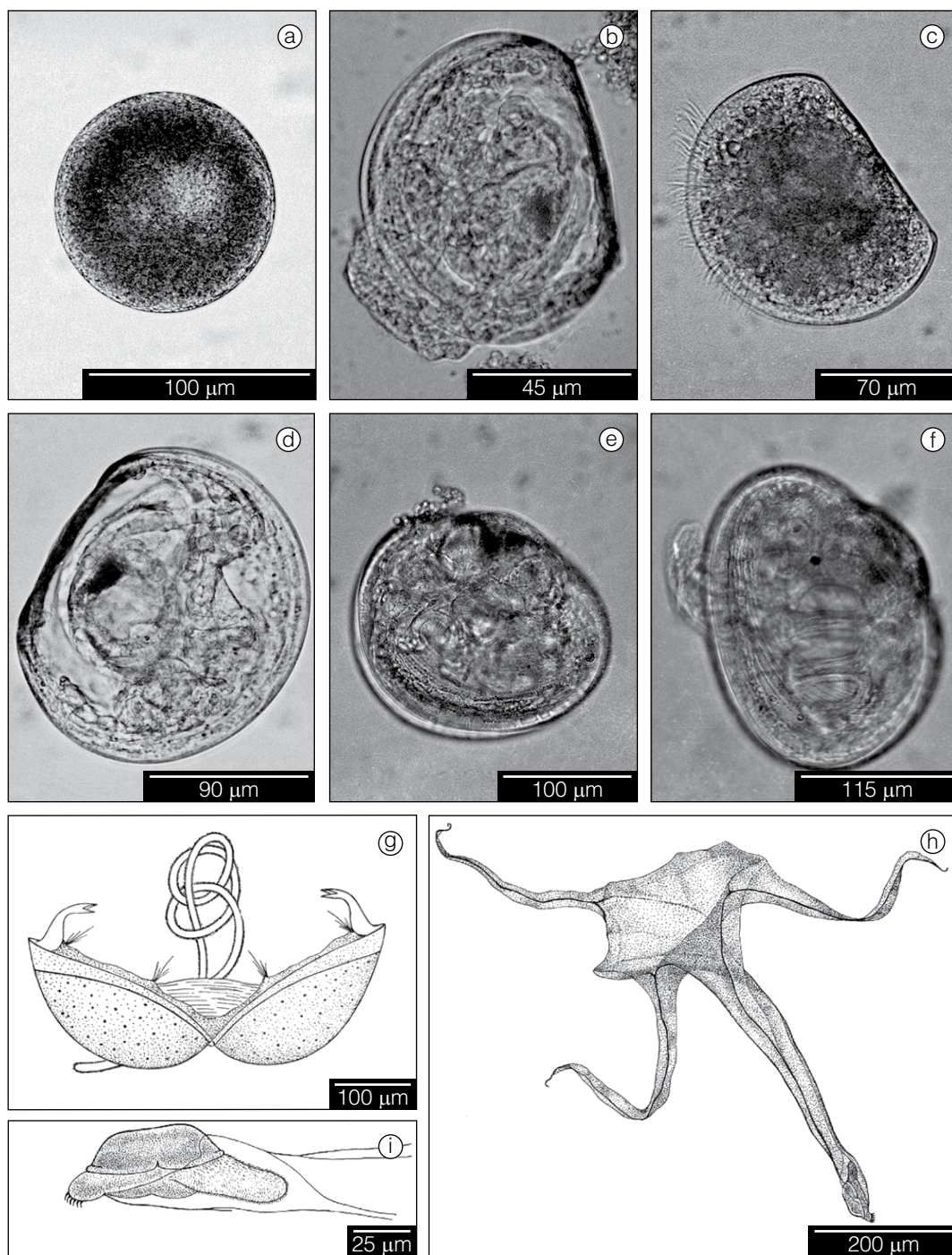


Figura 1. Estágios larvais do *Limnoperna fortunei*; a) Ovo; b) Pré-véliger com valvas incompletas; c) Véliger tipo D; d) Véliger preumbonada; e) Véliger umbonada; f) Plantígrada; g) Gloquídeo de *Diplodon delodontus delodontus* (Lamarck, 1819), família Hyriidae (modificada de Bonetto & Ezcurra, 1963 a); H: Lasídeo de *Anodontites trapesialis forbesianus* (Lea, 1860), família Mycetopodidae (modificado de Bonetto & Ezcurra, 1962); I: Detalhe do corpo (modificado de Bonetto & Ezcurra, 1962).

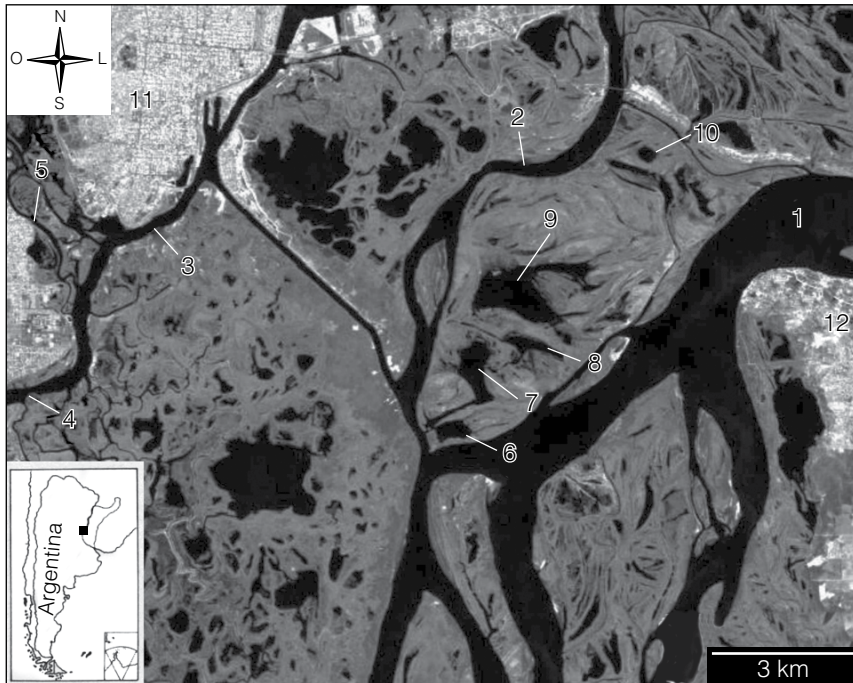


Figura 2. Diferenciação de ambientes em um setor do trecho médio do Rio Paraná (31° 38' S-60° 40' W). 1) Canal principal do Rio Paraná; 2) Rio Colastiné (canal secundário); 3) Rio Santa Fé (canal secundário); 4) Rio Coronda (canal secundário); 5) Rio Salado do Norte (tributário); 6) Lagoa de conexão direta; 7-8) Lagoas de conexão indireta; 9-10) Lagoas isoladas; 11) Cidade de Santa Fé; 12) Cidade de Paraná.

CAPÍTULO 6

INTRODUÇÃO E DISPERSÃO DO *Limnoperna fortunei*

Gustavo Darrigran¹ & Maria Cristina Dreher Mansur²

INTRODUÇÃO

Em setembro de 1991 registra-se na costa argentina do Río de la Plata (Balneário Bagliardi, Berisso, Buenos Aires) (34° 55' S-57° 49' W) (Figura 1), e pela primeira vez na América, a presença do mitilídeo *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), ou mexilhão dourado, com uma densidade de 4-5 ind.m⁻² (Pastorino *et al.*, 1993). Até esta data, apenas duas espécies de bivalves tinham ingressado na América do Sul pelo Río de la Plata, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) e *C. largillierti* (Philippi, 1844) (Ituarte, 1981), a primeira delas com características de espécie invasora (Darrigran, 1992). Portanto, o único representante nativo da família Mytilidae no Río de la Plata, é *Mytella charruana* (d'Orbigny, 1842) [= *Mytella falcata* (d'Orbigny, 1842)], espécie estuarina citada para Punta Pedras (35° 27' S-57° 08' W), Buenos Aires, Argentina (Castellanos, 1970) e Montevidéu, Uruguai (Scarabino *et al.*, 1975).

DISTRIBUIÇÃO DO MEXILHÃO DOURADO NA REGIÃO NEOTROPICAL

Introdução e dispersão do *Limnoperna fortunei* na Argentina

A partir de 1991, esta espécie avançou a uma velocidade próxima dos 240 km por ano, através da bacia do Prata (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000b), determinando-se um aumento em sua distribuição como se sintetiza na continuação:

- 1) Invadiu quatro importantes rios da bacia do Prata. Em 1991, encontrava-se apenas no Río de la Plata; entre 1995-1996 invadiu, além disso, os rios Paraná e Paraguai. Em 2001, foi detectado no Rio Uruguai.
- 2) Encontra-se no Uruguai, Paraguai e Brasil; mesmo que não existam referências de sua presença, é muito provável que se encontre na Bolívia, devido a espécie ter sido citada no Pantanal, limite Bolívia-Brasil.
- 3) Como já se mencionou, o mexilhão dourado percorreu contracorrente a uma velocidade de 240 km por ano. Em seu primeiro ano percorreu 22 km; nos 4 anos seguintes, 83 km/ano. Dois anos mais tarde, a velocidade de dispersão alcançada foi de 290 km/ano. A diminuição em média (de 290 a 240 km/ano) pode ser atribuída a uma menor navegabilidade nos ambientes colonizados posteriormente.

A população original do mexilhão dourado incrementou sua densidade nos primeiros anos de invasão e, nos seguintes, ampliou sua distribuição, que continua até o presente.

O *Limnoperna fortunei* foi registrado no litoral argentino do Río de la Plata durante o mês de setembro de 1991 (Pastorino *et al.*, 1993), no Balneário Bagliardi. Poucos meses mais tarde foi

¹ Grupo de Investigación sobre Moluscos Invasores/Plaga. www.malacologia.com.ar División Zoología Invertebrados. Facultad Ciencias Naturales y Museo. Paseo del Bosque. (1900) La Plata. Argentina. invasion@fncnym.unlp.edu.ar

² Museu de Ciências e Tecnologia de PUCRS, Av. Ipiranga 6681, prédio 40, CEP 90.619-900, Porto Alegre, RS, Brasil. maria.mansur@pucrs.br

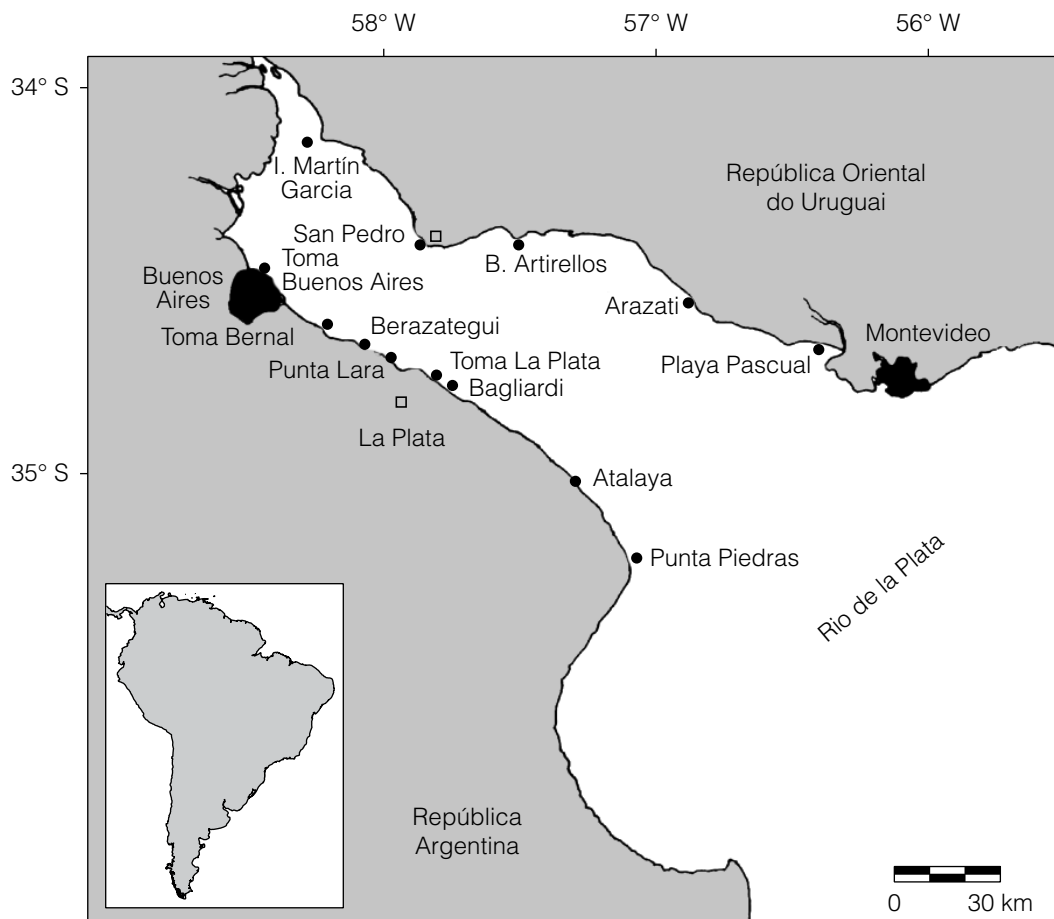


Figura 1. Río de la Plata. Primeiras localidades nas quais se registrou a presença do *Limnoperna fortunei*.

detectado também sobre a costa do Balneário Atalaya ($35^{\circ} 00' S-57^{\circ} 33' W$) e margens do arroio Miguelín, Punta Lara ($34^{\circ} 48' S-57^{\circ} 59' W$) (Darrigran & Pastorino, 1993).

Em fins de 1993 foi observado desde Punta Pedras ($35^{\circ} 26' S-57^{\circ} 08' W$) até o Balneário Punta Lara ($34^{\circ} 48' S-57^{\circ} 59' W$) (Darrigran & Pastorino, 1993) (Figura 1). Amostragens realizadas no inverno de 1993 e na primavera de 1994 no Río de la Plata demonstram a presença do *L. fortunei* em altas densidades na costa de Berazategui ($34^{\circ} 45' S-58^{\circ} 08' W$).

Em princípios de 1994 esta espécie, ainda localizada apenas na costa argentina do Río de la Plata, ocasionou o primeiro caso conhecido de *macrofouling* para água doce da América do Sul (Darrigran, 1995); registrado na tomada de água das estações de tratamento de água potável da cidade da Prata. Outros casos de *macrofouling* ocorreram posteriormente nas tomadas de água para consumo humano de Bernal ($34^{\circ} 40' S-58^{\circ} 14' W$) e da Cidade de Buenos Aires ($34^{\circ} 35' S-58^{\circ} 22' W$) (Darrigran, 1995; Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000b).

Em setembro de 1994, Scarabino e Verde (1994) citaram o *Limnoperna fortunei* na costa uruguaia do Río de la Plata, no Balneário Artilleros (Departamento de Colônia, $34^{\circ} 27' S-57^{\circ} 32' W$) e na Praia Pascual (Departamento de San José, $34^{\circ} 47' S-56^{\circ} 25' W$). Em fins de 1994 e princípios de 1995 foi registrado em Barracas de San Pedro ($34^{\circ} 28' S-58^{\circ} 51' W$) e na localidade de Arazati (San José) (Scarabino & Verde, 1994). Em 1995 também foi registrado na Ilha Martín García ($34^{\circ} 11' S-58^{\circ} 15' W$) (Rumi *et al.*, 1996) (Figura 1).

A partir de 1995, o *Limnoperna fortunei* superou os limites do Río de la Plata, ingressando no Rio Paraná, na Volta do Leste (Zárate), em Passo Burghi (Rosário), no Rio Paraná das Palmas. Villar *et al.* (1997) mencionam a presença desta espécie no baixo Paraná em outubro de 1996, até a altura da cidade de Paraná. É citado na cidade de Goya (Corrientes) ($29^{\circ} 10' S-59^{\circ} 16' W$) em 1996 (Di Persia & Bonetto, 1997), e no Paraná médio, nas proximidades da cidade de Santa Fé (Figura 2). Também se dispersou por canais tributários do Rio Paraná, como os rios San Javier, Correntoso e Salado do Norte, em Santo Tomé ($31^{\circ} 40' S-60^{\circ} 45' W$) (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000a).

Em 1996, o *Limnoperna fortunei* foi registrado em amostras de *fouling* na Ilha do Cerrito (Rio Paraná) ($27^{\circ} 20' S-58^{\circ} 43' W$) (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000b) e em 1997, no porto de Assunção (Paraguai) ($25^{\circ} 17' S-57^{\circ} 38' W$), sobre o rio Paraguai. Em 1998 foi achado na Central Hidroelétrica de Jaciretá (Argentina-Paraguai) ($27^{\circ} 29' S-56^{\circ} 44' W$), no Paraná superior e, até fins do mesmo ano, no porto de Posadas (Misiones) (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000a). Em abril de 2001, Zanella & Marena (2002) registraram a presença do *L. fortunei* na Central Hidroelétrica de Itaipú (Brasil-Paraguai), no Paraná superior (Figura 2).

Através de um tributário do Rio Paraná, o rio Carcaraña (Figura 2), o mexilhão dourado se dispersou até o oeste da Argentina, chegando, aproximadamente em 2002, à represa Rio Terceiro, uma das Centrais Nucleares geradoras de energia da Argentina ($32^{\circ} 12' S-64^{\circ} 27' W$).

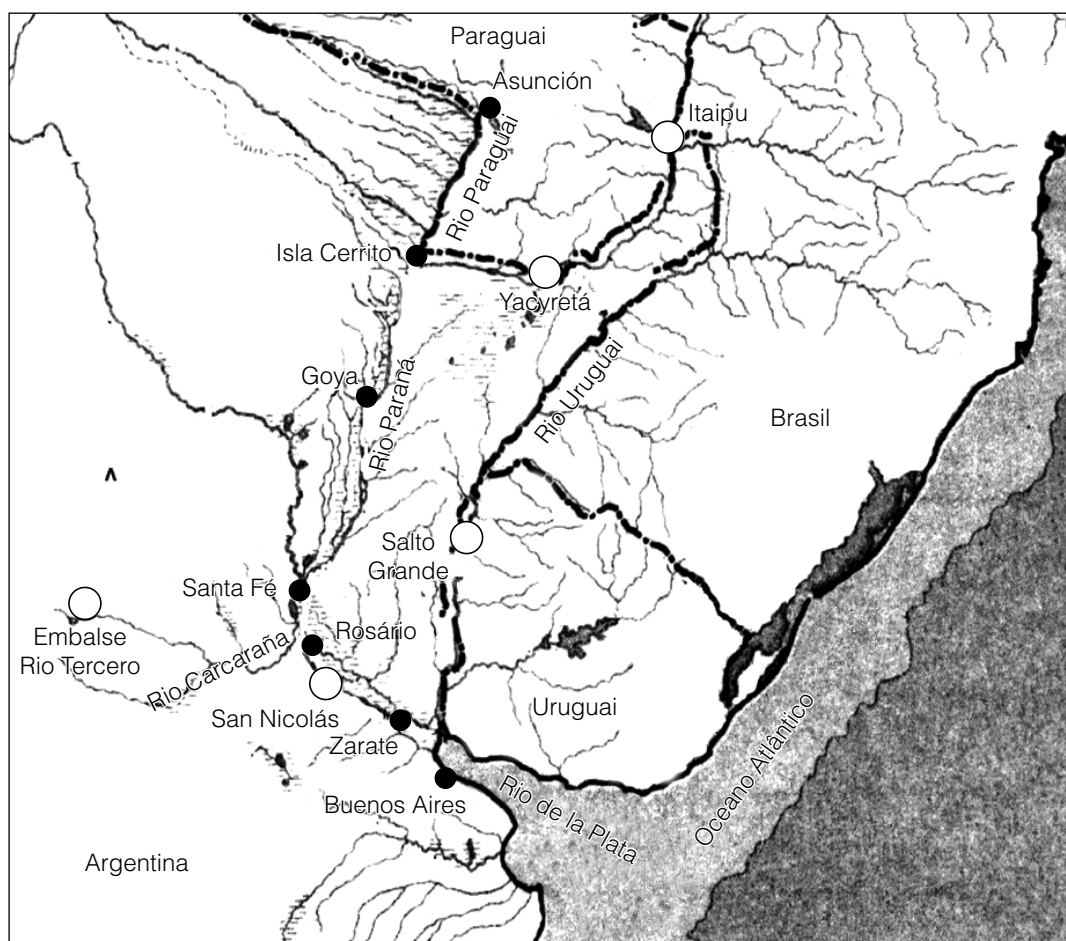


Figura 2. Localidades em que se registrou o *Limnoperna fortunei*, no Rio Paraná, entre 1995 e 2002.

Introdução e dispersão do *Limnoperna fortunei* no Brasil

A invasão do *Limnoperna fortunei* no Brasil ocorreu praticamente ao mesmo tempo em duas localidades distantes, através de duas vias distintas (Figura 3). Uma pelo centro-oeste do país, no Mato Grosso do Sul, possivelmente através da migração da população que chegou no Río de la Plata em 1991. A população foi subindo por dois rios, Paraná e Paraguai, auxiliada pela intensa navegação fluvial. A outra invasão foi por via da água de lastro de embarcações que chegaram até os portos mais interiores junto ao lago Guaíba, através da Lagoa dos Patos. Este ambiente é uma laguna que se comunica com o Atlântico através da barra de Rio Grande, junto à cidade de mesmo nome, no sul do estado do Rio Grande do Sul. A Lagoa dos Patos conecta-se ao norte com o Lago Guaíba, através do estreito de Itapuã. Esta última introdução foi independente da anterior, já que a bacia do Paraná não apresenta comunicação direta com a Lagoa dos Patos.

Introdução no centro-oeste do Brasil via Rio Paraná/Paraguai

Os registros do *Limnoperna fortunei* em Corumbá, (18° 59' S-59° 39' W) estado de Mato Grosso do Sul, Brasil, no início de 1998 (Oliveira & Barros, 2003), e em Itaipú (24° 05' e 25° 33' S-54° 00' e

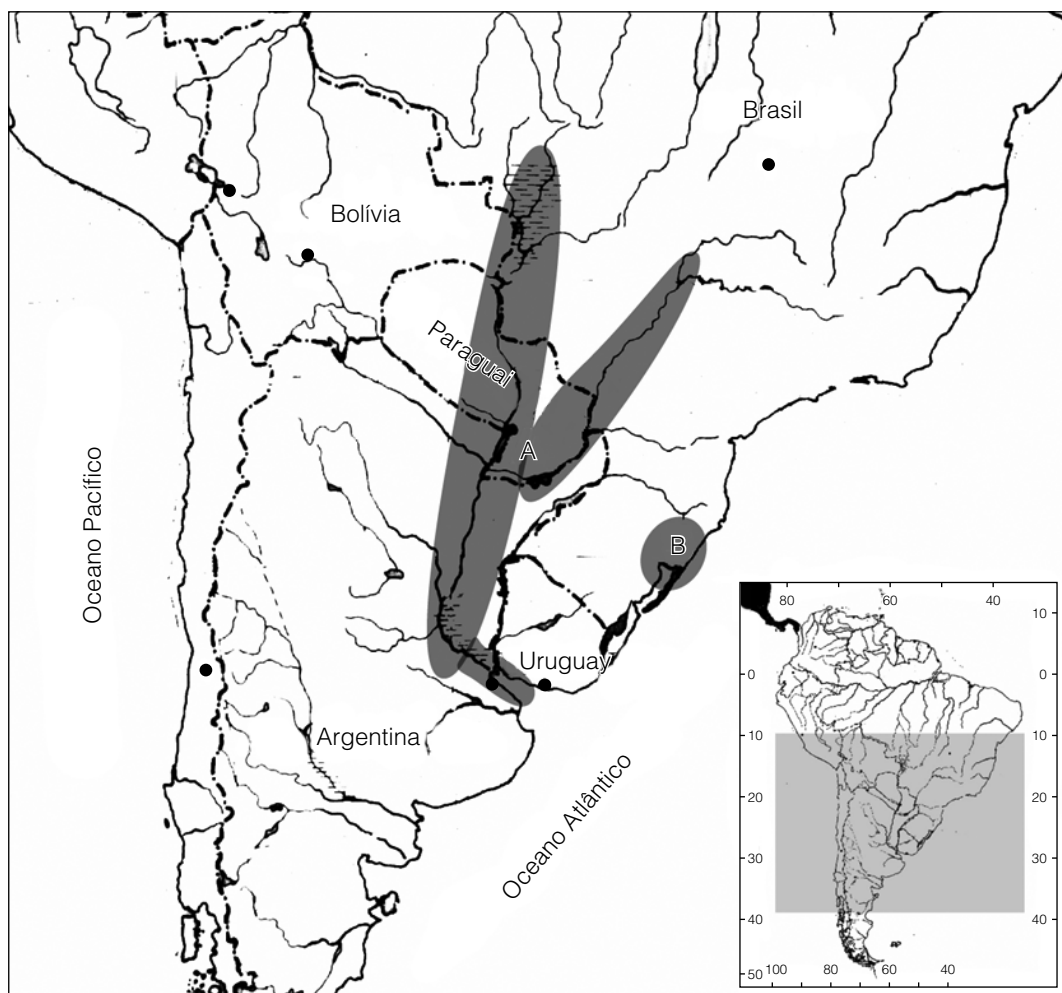


Figura 3. Vias de ingresso do *Limnoperna fortunei* no Brasil. A, pela bacia do Prata, pelos rios Paraguai até o Pantanal, e Paraná. B, via de invasão através do Lago Guaíba.

54° 37' W), estado do Paraná, em abril de 2001 (Zanella & Marena, 2002), resultaram da invasão acelerada que a espécie vem efetivando pelo lado sudoeste do Brasil, via bacia do Prata, seguindo a rota de navegação em direção às nascentes dos rios Paraná e Paraguai (Figura 4).

A chegada do *L. fortunei* ao Pantanal, anunciada por Oliveira e Barros (2003) ocorreu, pela primeira vez, em 1998, para um ambiente ligado ao Rio Paraguai, na Baía do Tuiuiú (18° 49' S-57° 39' W), nas proximidades de Corumbá, estado do Mato Grosso do Sul. Vários registros posteriores (Tabela 1) testemunham a chegada do mexilhão dourado ao Pantanal: Forte Coimbra (19° 53' S-57° 46' W) em janeiro de 1999, em Amolar na Bela Vista do Norte (17° 38' S-57° 41' W) e outras baías ligadas ao Paraguai, como Baía do Castelo (18° 35' S-57° 32' W) e da Gaíva. A detecção em agosto de 2005, de

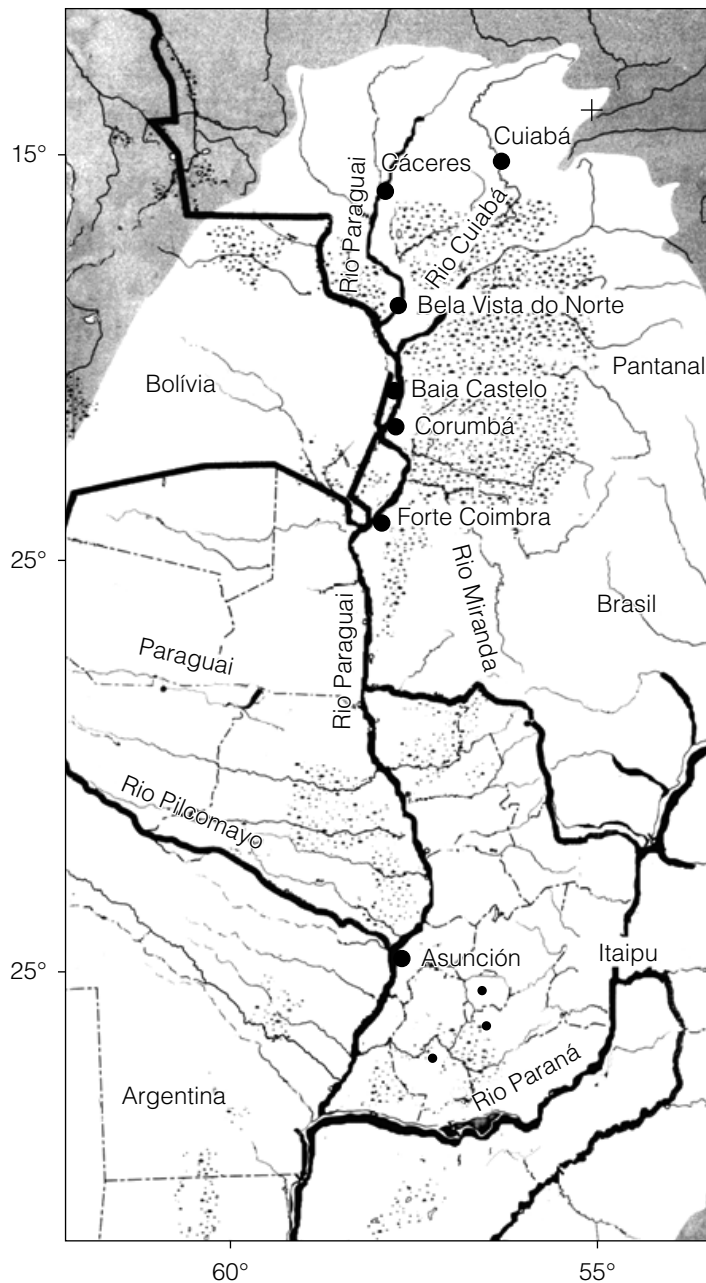


Figura 4. Rio Paraguai. Localidades nas quais se registrou o *Limnoperna fortunei* no Pantanal, Brasil.

Tabela 1. Áreas de presença do mexilhão dourado na bacia do alto Paraguai e sua cronologia entre os anos de 1998 e 2004 (modificado de Oliveira *et al.*, 2004).

Ano e lugar de amostragem	Coordenadas	Tipo de substrato
2004		
Rio Miranda-confluência com o Rio Vermelho	19° 36' 40" S-56° 58' 53" W	margem; rochas
Rio Apa-confluência	22° 06' 24" S-57° 55' 48" W	margem; madeiras
2003		
Baía Gaiva	17° 44' 04" S-57° 41' 12" W	margem; rochas
Rio Paraguai – Amolar	18° 05' 10" S-57° 28' 29" W	margem; paredão rochoso
Canal Baía Mandioré	18° 15' 19" S-57° 27' 08" W	margem; rochas plataforma flutuantes de madeiras; plásticos
Rio Miranda-Passo do Lontra	19° 34' 39" S-57° 02' 15" W	
2001		
Baía Zé Dias	17° 52' 39" S-57° 30' 44" W	margem; rochas
2000		
Rio Paraguai Porto Esperança	19° 35' 55" S-57° 26' 28" W	pilares de ponte ferroviária
1999		
Rio Paraguai-Bela Vista	17° 38' 29" S-57° 41' 28" W	margem; paredão rochoso
Baía do Castelo	18° 35' 18" S-57° 32' 10" W	margem; paredão rochoso
Rio Paraguai-Morraria Acurizal	17° 43' 52" S-57° 39' 42" W	margem; paredão rochoso
Rio Paraguai-Forte Coimbra		margem; rochas
1998		
Baía de Tuiuiú	18° 49' 18" S-57° 39' 13" W	bentos, pedra, madeira
Rio Paraguai – Corumbá	18° 59' 55" S-57° 39' 20" W	margem; pedras; madeiras; concreto; cascos e cisternas de embarcações
Rio Paraguai-Ladário	19° 01' 15" S-57° 35' 54" W	bombas de captação de água
Rio Paraguai-Porto Murinho	27° 43' 33" S-57° 56' 01" W	margem; rochas
Canal do Tamengo	18° 59' 00" S-57° 40' 00" W	margem; rochas

5 a 6 exemplares em Cáceres, constitui o limite norte do mexilhão dourado no Pantanal (Callil, comunicação pessoal). Estas localidades pertencem ao Santuário Ecológico do Pantanal (Oliveira *et al.*, 2000). Os autores também o registram no canal de Tamengo (18° 59' S-57° 40' W), que une o Brasil com a Bolívia, considerando-se desde então presente naquele país. Uma comunicação pessoal do investigador Domingos Sávio Barbosa, da Universidade Federal Mato Grosso do Sul, em Corumbá, em abril de 2000, constitui um novo testemunho da chegada da espécie ao sul do Pantanal (Mansur *et al.*, 2004a). Uma atualização da distribuição do mexilhão dourado na bacia do alto Paraguai pode ser consultada em Oliveira *et al.* (2004; 2006).

Os primeiros registros da chegada do mexilhão dourado no Brasil, via Rio Paraná, foram no estado do Paraná em abril de 2001, especificamente na Usina Hidroelétrica de Itaipú, cuja represa abrange 1.350 km², com uma profundidade média de 21 m e máxima de 170 m. Em novembro do mesmo ano, Takeda *et al.* (2003) realizaram um inventário do zoobentos em 31 represas do Estado do Paraná, registrando exemplares juvenis do *Limnoperna fortunei* em duas pequenas represas próximas à cidade de Curitiba (22° 49' S-43° 18' W); uma situada em Piraquara (25° 43' S-53° 47' W), localizada no rio Piraquara, afluente do rio Iguaçu, pertencente à bacia do Paraná, e outro em Guaricana, em São José dos Pinhais, no rio Arraial, que pertence à bacia Atlântica. Cabe destacar que os autores realizaram uma coleta muito escassa na represa Guaricana (um exemplar). Por sua parte, e como marco de um trabalho encomendado pela companhia COPEL, Belz *et al.*, (2005) amostraram uma série de

10 represas. No ano de 2003, com a finalidade de quantificar novamente a presença do mexilhão dourado na represa Guaricana, intensificaram suas amostragens, traçando sete transectos com a tomada de três pontos de coleta em cada uma, mais sete amostras em setores específicos dentro da represa, o que faz um total de 28 pontos de amostragem. Belz *et al.* (2005) afirmam que entre as usinas hidroelétricas analisadas, a única com mexilhão dourado é a de Itaipú, não havendo sido encontrado em nenhuma das outras, exemplares do *Limnoperna fortunei*. A barragem de Itaipú constitui uma barreira intransponível para a migração passiva do mexilhão dourado em direção ao alto Rio Paraná. É provável que a entrada da espécie na represa tenha sido acidental, por via humana, ou por animais como aves, mamíferos, etc. Segundo Fontes *et al.* (2002) não existe conexão entre o rio Paraguai, a represa de Itaipu e o alto Rio Paraná, ainda que a circulação de barcos seja muito intensa, principalmente daqueles relacionados com a pesca, turismo e esportes. Estes barcos são transportados constantemente de um tributário a outro sem nenhum tipo de controle sanitário ou limpeza de cascos. O seguinte caso constitui um exemplo do controle que deve realizar-se para evitar a dispersão desta espécie invasora.

Segundo informação tomada de membros do Clube Veleiros do Sul, em Porto Alegre, a venda de barcos deste clube para Itaipú se realizou de forma coincidente com o período inicial da invasão da espécie no lago Guaíba, quando não haviam conhecimentos suficientes sobre os meios de contaminação, nem sobre os danos que esta espécie invasora poderia causar. Não pode ser comprovado que este tenha sido o vetor para a introdução do mexilhão dourado no lago de Itaipu, mas o sentido comum faz supor que a introdução poderia ter ocorrido através de um destes barcos contaminados (seja devido aos assentamentos do mexilhão dourado sobre os cascos ou dentro dos sistemas de refrigeração dos motores).

Fontes *et al.* (2002) colocaram substratos artificiais em doze regiões da represa de Itaipú (maio de 2001), depois do primeiro registro da espécie na represa (abril de 2001). A primeira colonização dos substratos artificiais foi junto ao Clube ICLI-Iate Clube Lago de Itaipú (em agosto de 2001).

Segundo Zanella e Marenda (2002), depois de um ano de sua primeira detecção na câmara de tomada de água de Itaipú, a população do mexilhão dourado alcançou valores de 8.000 indivíduos por m². Em pouco tempo, a população tomou conta da totalidade da represa de Itaipu, ultrapassando o limite norte à montante, e alcançando a Usina Hidroelétrica de Sérgio Motta em Porto Primavera (Figura 5), na fronteira entre Mato Grosso do Sul e São Paulo. A chegada do mexilhão dourado no estado de São Paulo foi registrada por Avelar *et al.* (2004) com uma coleta, em novembro de 2002, em uma localidade do Rio Parapanema, na confluência com o Rio Paraná, próxima à localidade de Rosana (22° 31' S-53° 00' W). Este fato significa que em menos de dois anos, a contar do primeiro registro da espécie em Itaipú, o *L. fortunei* ocupou toda a represa (de uma extensão de 160 km), mais o trajeto que sobe o Rio Paraná (com 230 km), até alcançar o estado de São Paulo, o que abrange aproximadamente 390 km de distância. Informações pessoais registram a presença do *L. fortunei* acima do alto Rio Paraná, até a represa Ilha Solteira, no estado de São Paulo (Figura 5). O Biólogo Rodrigo De Filippo e o Eng. Silvio Santos (comunicação pessoal) detalham o avanço do mexilhão dourado ao longo do Rio Paraná (Tabela 2), desde sua detecção na Central Hidroelétrica de Itaipú em 2001 até chegar à UHE de Ilha Solteira (20° 25' S-51° 19' W) e, posteriormente, sua distribuição mais ao norte do Brasil, na Usina São Simão-CEMIG (rio Paranaíba) (21° 48' S-47° 72' W). Para o final do ano de 2004, comunicaram a presença do mexilhão dourado no Rio Tietê, junto à represa de Barra Bonita, próximo à capital do estado de São Paulo.

Em agosto de 2004, Campos *et al.* (2005) assinalam a presença de exemplares de 1,5 cm de comprimento nos pilares de uma ponte no rio Paranaíba, na localidade de Porto Alencastro (19° 39' S-55° 08' W). Deste modo, detectaram larvas do mexilhão dourado em baixas densidades nas confluências do

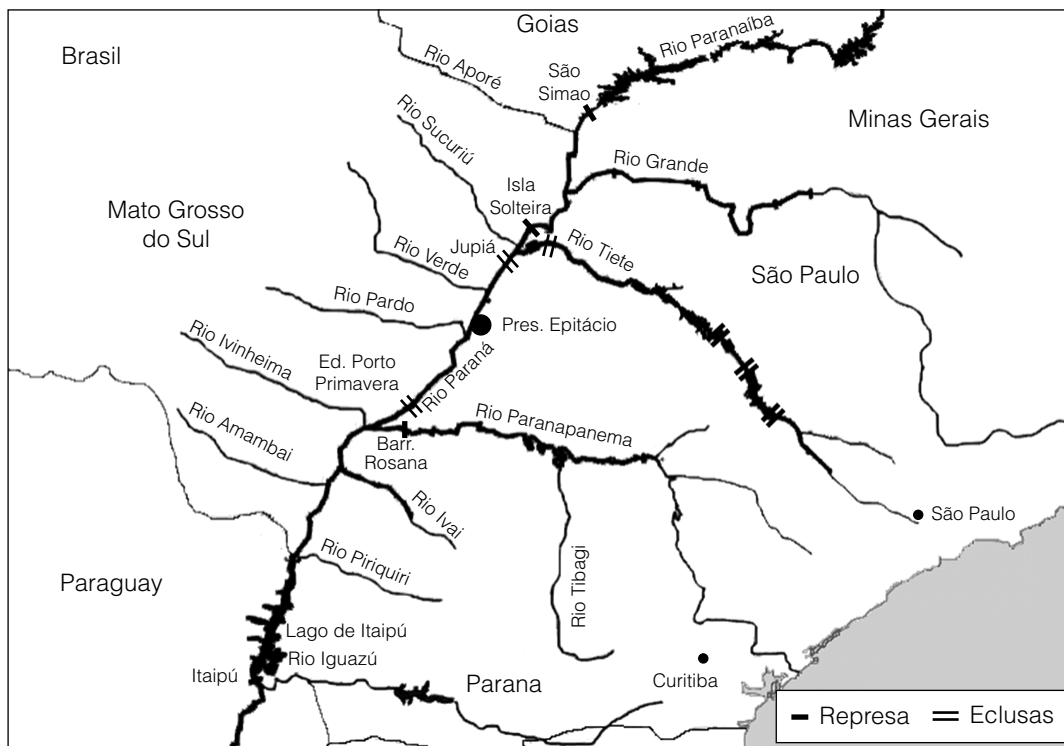


Figura 5. Rio Paraná e tributários no sul do Brasil. Localidades e represas nas quais se registrou a presença do *Limnoperna fortunei*.

Paranaíba com o rio Claro ($19^{\circ} 19' S-50^{\circ} 50' W$) e com o rio Verde ($19^{\circ} 11' S-50^{\circ} 08' W$). Por último, associam neste trabalho a presença do mexilhão dourado com a atividade de mineração na região (e, portanto, com trânsito de barcos).

Introdução na bacia do lago Guaíba e da laguna dos Patos, sul do Brasil

O primeiro registro desta espécie na bacia do Guaíba reporta ao mês de novembro de 1998, durante um inventário faunístico realizado por biólogos da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, no Delta do Jacuí (Figura 6). Naquele momento foi coletado um exemplar jovem do *Limnoperna fortunei* de 1 mm de comprimento, fixo em raízes de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth (aguapé), nas margens da ilha Chico Inglês, situada em frente à área portuária de Porto Alegre ($30^{\circ} 02' S-51^{\circ} 13' W$) (Mansur *et al.*, 2003). Em janeiro de 1999 foram encontrados vários exemplares, de até 8 mm de comprimento, separados ou em grupos de poucos indivíduos, a 70 km ao sul do Delta, nas praias do lago Guaíba, próximo ao estreito de Itapuã, que estabelece comunicação com a laguna dos Patos (Mansur *et al.*, 1999). No ano seguinte, a espécie ocupou todo o lago, formando grandes aglomerações concentradas especialmente sobre os rizomas dos juncos *Scirpus californicus* (C. A. May) Steud, com densidades de até 63.100 ind/m². Existem também registros na laguna dos Patos, em suas margens do norte, até Arambaré ($30^{\circ} 54' S -51^{\circ} 30' W$). Em 2001, foi encontrado na desembocadura do rio São Lourenço ($31^{\circ} 20' S-51^{\circ} 58' W$). Capítole e Bemvenuti (2004) observaram a presença do molusco no extremo sul da laguna dos Patos, próximo a sua desembocadura no Oceano Atlântico, próxima da cidade de Rio Grande, e no canal São Gonçalo, que une esta laguna à Lagoa Mirim. No canal acharam assentamentos até a represa Santa Bárbara, supondo o perigo da entrada do mexilhão na Lagoa Mirim. Esta represa se encontra aproximadamente a 20 km da desembocadura do canal da laguna dos Patos. Capítole e

Tabela 2. Evolução da presença do mexilhão dourado, na bacia do Paraná, Brasil.

Data	Descrição
Abril de 2001	Central Hidroelétrica Itaipú.
23 de agosto de 2002	Identificação de colônias de exemplares adultos na represa e na Unidade Geradora da UHE Eng. Sérgio Motta (Porto Primavera). Percorre, desde a represa de Itaipú, aproximadamente 389 km em 2 anos (a uma velocidade de 194 km/ano).
9 de setembro de 2002	Localização de exemplares no posto hidrométrico Presidente Epitácio.
Ano de 2003	Usina São Simão-CEMIG (Rio Paranaíba). Distribuição mais ao norte dentro do Brasil.
15 de janeiro de 2004	Presença de exemplares na eclusa da UE Eng. Souza Dias (Jupia).
19 de fevereiro de 2004	Localização de exemplares na comporta de emergência da UHE Ilha Solteira. Percorre, desde a represa de Itaipú, aproximadamente 640 km em 4 anos (a uma velocidade de 160 km/ano).

Bemvenuti (2004) relacionaram a persistência dos assentamentos do molusco com as variações de salinidade, constatando que, ao sul da laguna dos Patos, a colonização do *L. fortunei* era maciça, firme, com densos assentamentos de larvas/juvenis ocorridos nos períodos das baixantes da primavera e início do verão de 2002. Posteriormente, houve uma mortalidade dessas colônias durante os períodos de maior concentração salina da água (máximo de 35 g de sal/litro), no decorrer dos meses de fevereiro e abril de 2004. Registros de Martins *et al.* (2003) confirmaram a presença do molusco ao sul da laguna dos Patos, nas proximidades do Município de Pelotas. Em 2003 foi visto ao sul da laguna, na praia do Laranjal (31° 45' S-52° 14' W), e na ilha Feitoria (31° 40' S -52° 02' W), no município de Pelotas (Martins *et al.*, 2003) (Figura 6).

Através de um levantamento realizado entre fevereiro e maio de 2003 constatou-se que o *Limnoperna fortunei* avançou através do Rio Jacuí, alcançando a localidade de Santo Amaro do Sul, cidade turística e histórica. Ali, junto às margens do Jacuí, existe uma eclusa com comporta e instalações portuárias (marina) (29° 56' S-51° 53' W) muito visitadas por barcos de passageiros. Estas instalações são circundadas por pedras onde se concentram os moluscos, especialmente na margem. As densidades encontradas foram de até 8100 ind/m² em maio de 2003. O rio Taquarí é o principal afluente do Jacuí e suporta navegação de embarcações que transportam cereais, que se incrementa depois da coleta de grãos em setembro e nos meses de janeiro e fevereiro. Os navios chegam até a cidade de Estrela (29° 28' S-51° 58' W), passando pela eclusa e comporta em Bom Retiro do Sul (29° 36' S-51° 57' W), cuja localidade está contaminada pelo mexilhão dourado. Esta localidade se constitui no ponto mais ao norte da distribuição comprovada de *L. fortunei* na bacia do Guaíba e no estado do Rio Grande do Sul, mas é provável que já tenha alcançado o porto de Estrela.

Os demais afluentes do Guaíba que desembocam no delta do Jacuí, como o Caí, o Sinos e o Gravataí, apresentam-se apenas contaminados nas proximidades da desembocadura. Nestes rios a navegação está praticamente restringida a “chatas” transportadoras de areia, que não carregam água de lastro, e aos barcos de passageiros. O *L. fortunei* não foi observado nos portos destes areeiros junto ao rio Caí nem no rio dos Sinos.

Origem do lastro contaminado. O primeiro registro da espécie nas cercanias do porto da cidade de Porto Alegre, nas proximidades do canal de navegação (estreito de Itapuã), em fins de 1998, leva a supor que sua introdução inicial na bacia do Guaíba tenha sido acidental, através da água de lastro das embarcações, à semelhança do que foi constatado por Darrigran e Pastorino (1995) para o Río de la Plata. Como o canal de navegação nesta bacia é para barcos de baixo calado, os navios têm como norma deslastrar ao longo do trajeto, desde a laguna dos Patos até os portos situados no Guaíba ou mais acima, para evitar que encalhem. Como a laguna dos Patos apresenta uma língua salina até a metade de sua extensão, o mexilhão somente teria oportunidade de sobreviver na parte norte da

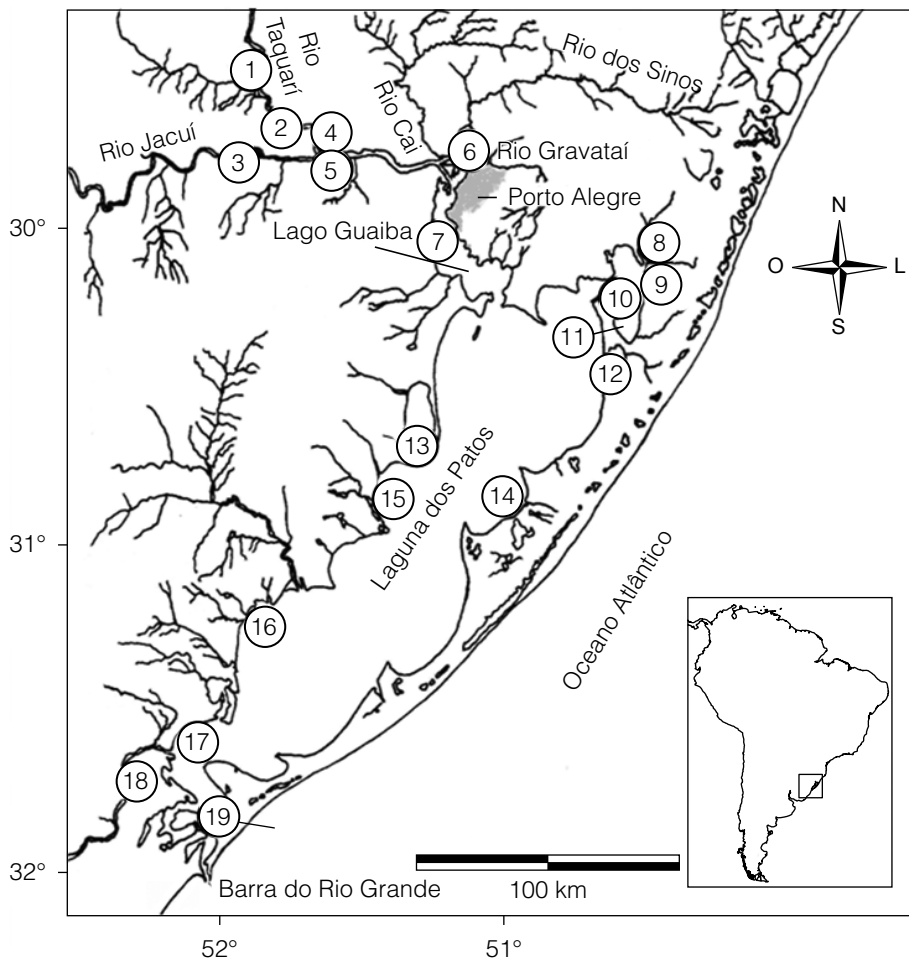


Figura 6. Distribuição do *Limnoperna fortunei* no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. 1) Bom Retiro do Sul; 2) General Câmara; 3) Santo Amaro do Sul; 4) Triunfo; 5) São Jerônimo; 6) Cachoeirinha; 7) Belém Novo, Porto Alegre; 8) Lagoa Araçá; 9)-12) Palmares do Sul; 10) Lagoa Casamento; 11) Saco do Cocuruto; 12) Lagoa Gateados; 13) Ponta de Tapes; 14) Ilha do Fumo; 15) Arambaré; 16) São Lourenço de Sul; 17) Praia do Laranjal; 18) Eclusa-barragem Santa Bárbara (Canal São Gonçalo); 19) Rio Grande (Refinaria Ipiranga).

mesma, incluído também o Lago Guaíba, cuja salinidade é sempre zero. Esta seria a explicação mais razoável das coletas simultâneas de juvenis distribuídos isoladamente ou em pequenas aglomerações, desde o porto da COPESUL, junto à desembocadura do rio Caí ao norte do Delta, até Itapuã, na passagem para a laguna dos Patos. A partir desse ponto se dispersaram passivamente, com ajuda da corrente, para localidades mais ao sul da laguna. A fim de fundamentar a hipótese de que o vetor do mexilhão dourado na bacia do Guaíba foi a água de lastro das embarcações que chegavam ao porto, analisaram-se as informações na Capitania de Portos em Porto Alegre, setor de Transportes Hídricos, que registram os embarques e desembarques de navios nos portos de Porto Alegre, Canoas e COPESUL desde 1996 até 2000 (Mansur *et al.*, 2004a). Os países que apresentam registros do *L. fortunei* e intercâmbio de carga com os portos de Porto Alegre e arredores seriam apenas a Argentina, Coreia e Japão. A proporção de navios argentinos foi de aproximadamente 43% do total, e, do Japão, apenas 1%. Da Coreia, esteve apenas um barco no ano 2000, quando a espécie já estava na bacia do Guaíba. Além disso, o Japão apresenta portos internacionais com água salgada, o que descartaria a invasão através de água doce como água de lastro. Com base nestes registros, Mansur *et al.* (2004a) estimaram que a água

de lastro contaminada poderia ser de origem argentina devido à proximidade com o Brasil e à alta porcentagem de navios que chegam regularmente provenientes de portos de água doce como Buenos Aires, San Nicolás, San Lorenzo, Rosário e Santa Fé.

Introdução no Rio Uruguai e afluentes

Em meados de 1999 registraram-se os primeiros problemas de *macrofouling* na estação de tratamento de água potável da cidade de Montevidéu, Uruguai (Graiver, 2002), localizada sobre o rio Santa Lucía, Canelones (Figura 7). Em fevereiro de 2001 se registrou a presença de formas larvais e adultos sobre a margem uruguiaia do rio Uruguai, no balneário Las Cañas (Ezcurra de Drago *et al.*, 2001) e em outras estações de tratamento de água potável como, por exemplo, Novo Berlín (rio Negro), Fray Bentos (rio Uruguai), Mercedes (rio Naviolo, desembocadura do rio Negro) (Figura 7). No ano de 2000, registraram-se adultos e jovens do mexilhão dourado na represa Palmar, situada sobre o rio Negro (Gorga & Clemente, 2000; Gorga *et al.*, 2001; Conde *et al.*, 2002). Nesta represa e no rio Yí detectaram-se larvas de moluscos em amostras de plâncton (Clemente & Brugnoli, 2001; Brugnoli & Clemente, 2002; Conde *et al.*, 2002). Além das larvas, durante janeiro de 2002, foram coletados adultos do *L. fortunei* no rio Yí (Figura 7).

Em setembro de 2001 registrou-se a presença do *L. fortunei* na central hidroelétrica de Salto Grande (Argentina-Uruguai) (31° 17' S-57° 57' W) (Leites & Bellagamba, 2002a, b). Uma descrição da distribuição do mexilhão dourado no rio Uruguai e demais bacias na República Oriental do Uruguai, pode consultar-se em Brugnoli *et al.* (2005) e Darrigran & Damborenea (2005).

Recentemente, Langone (2005) registra o mexilhão dourado em novas localidades no Uruguai, como o rio San José e o rio San Salvador.

ABUNDÂNCIA

Estágios Larvais do Mexilhão Dourado

A densidade larval média do mexilhão dourado no Río de la Plata, clima temperado, nas margens em frente à cidade de Buenos Aires (34° 33,5' S-58° 24,5' W), entre outubro de 1997 e dezembro de 1998, foi de 4.835 ind.m⁻³ (Cataldo & Boltovskoy, 2000), com um máximo de 33.706 ind.m⁻³ em fevereiro de 1998. Não se registraram larvas entre maio e julho de 1998, quando a temperatura da água foi inferior a 16 °C. Cataldo & Boltovskoy (2000) comparam estes resultados com registros do Rio Paraná das Palmas (33° 57,5' S-59° 12,5' W), onde a média da densidade larval encontrada foi de 7.480 ind.m⁻³.

Em Darrigran *et al.* (2003b) analisa-se o ciclo de vida do mexilhão dourado na Central Hidroelétrica Jaciretá (Argentina-Paraguai) e em sua represa, ambientes correspondentes a um clima subtropical. Observa-se a presença de larvas véliger e pósveliger quando a temperatura da água alcança aproximadamente os 20 °C. A presença e densidade larval variam segundo os pontos de amostragens considerados (Figura 8). A maior densidade de larval foi registrada no interior do sistema de refrigeração e foi de 259.300 larvas.m⁻³ em novembro de 1999.

Mexilhão Dourado-Fase adulta

A densidade populacional do *Limnoperna fortunei*, desde sua introdução e assentamento no Río de la Plata em 1991, sofreu significativas variações. A variação temporal da densidade populacional no litoral rochoso da primeira localidade de assentamento, balneário Bagliardi, entre os anos de 1991 e 2001, observa-se na Figura 9. Entre 1991 e 1995, registrou-se um importante incremento na densidade

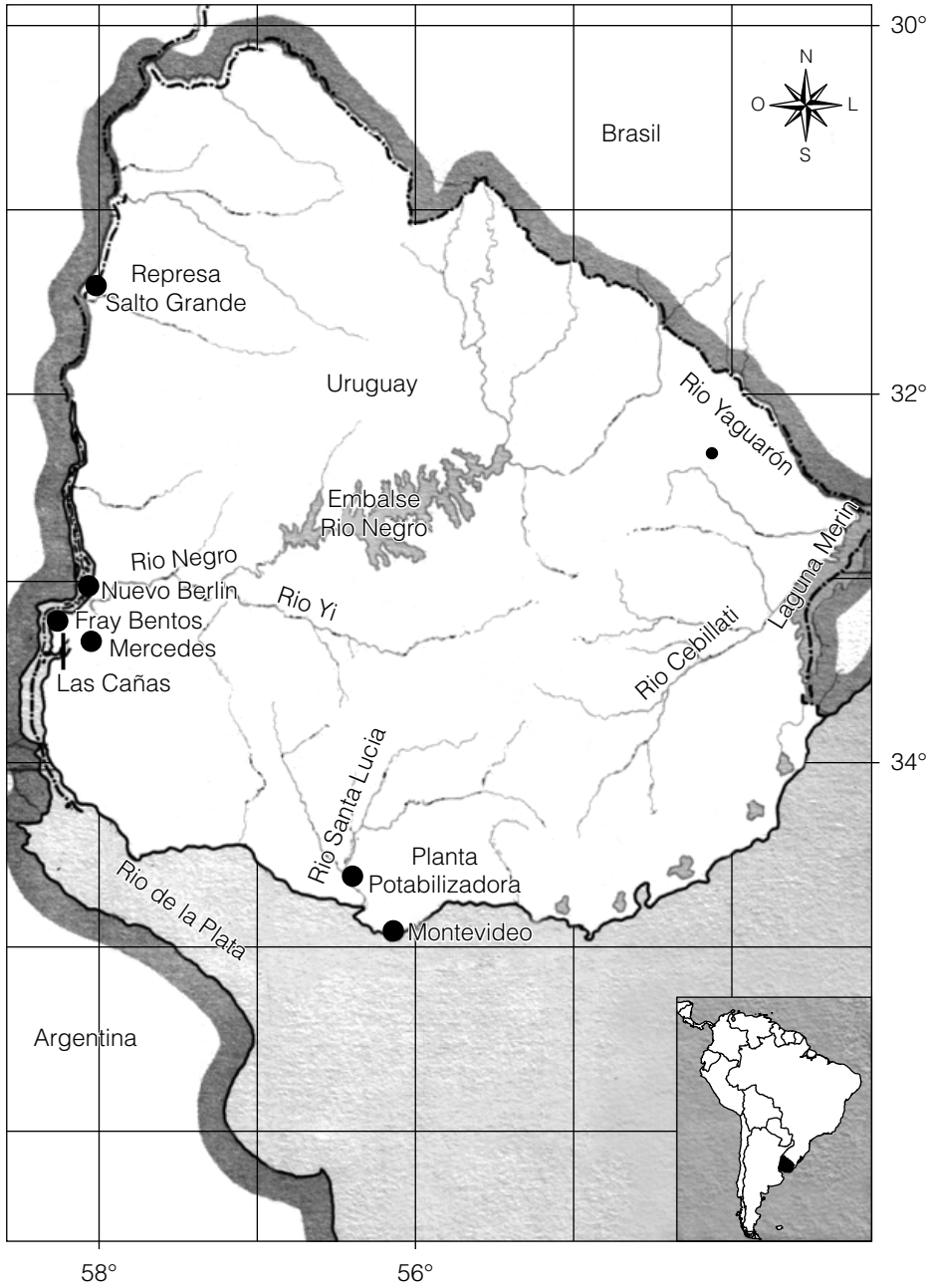


Figura 7. República Oriental do Uruguai. Localidades onde o *Limnoperna fortunei* foi citado.

(de 4 a 5 ind.m⁻² até superar os 150.000 ind.m⁻²). A densidade populacional depois decresceu e se estabilizou em aproximadamente 40.000 ind.m⁻². Desde 1994, a população possui uma frequência de tamanho com a maioria dos intervalos de classes sempre representados (Figura 10). No que se refere às variações das densidades alcançadas ao longo da margem do Río de la Plata não se conta com um registro temporal contínuo.

O parágrafo anterior demonstra que, depois de dez anos de assentamento, a população se estabilizou em uma densidade menor da alcançada historicamente e com uma faixa de tamanho maior (Darrigran *et al.*, 2003a). É de destacar que o mesmo comportamento se registra na invasão do

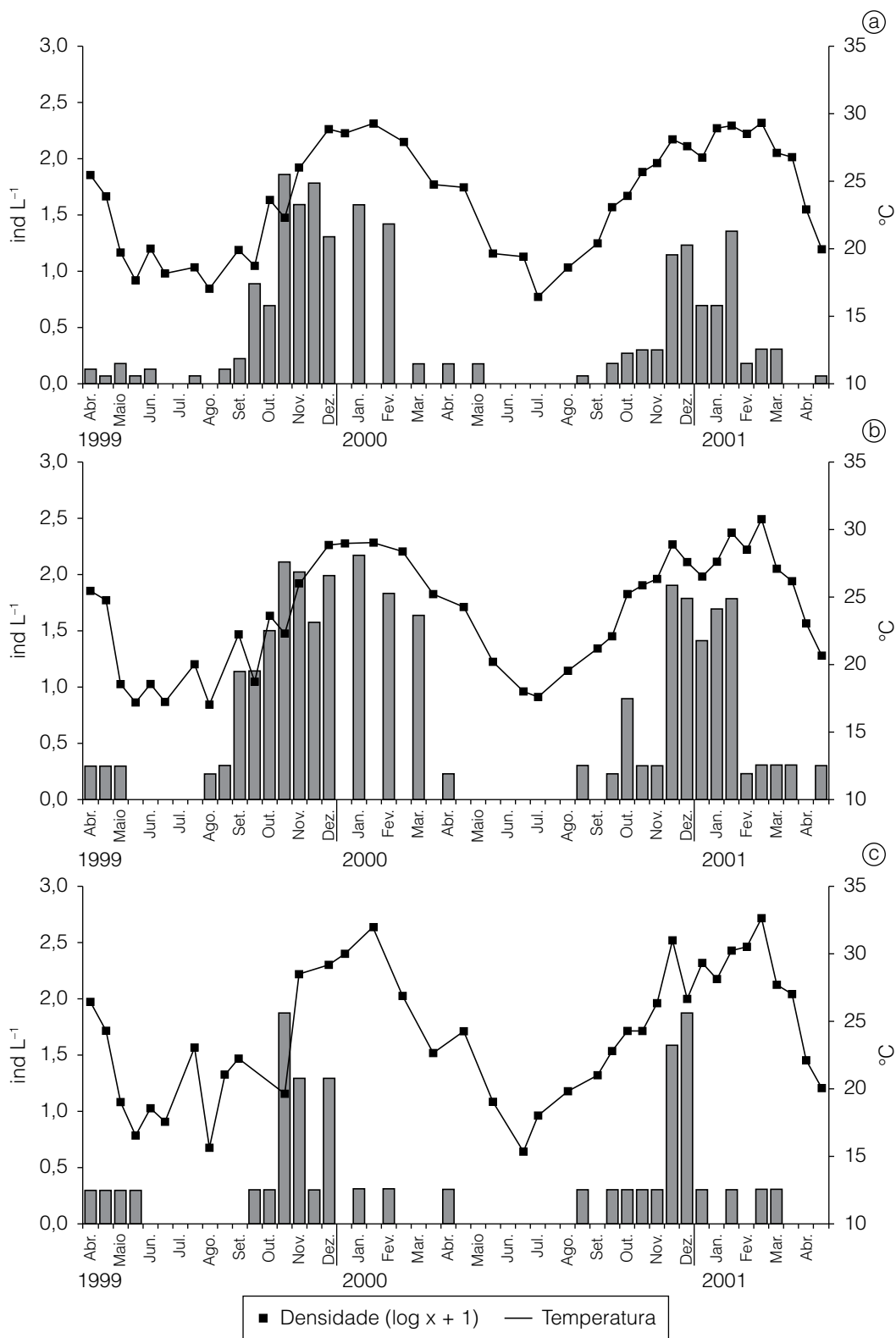


Figura 8. Densidade de larvas do *Limnoperna fortunei* e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) na Central Hidroelétrica de Jacirétá entre abril de 1999 e abril de 2001. a) represa; b) na tomada de água para as turbinas; c) no sistema de resfriamento das turbinas.

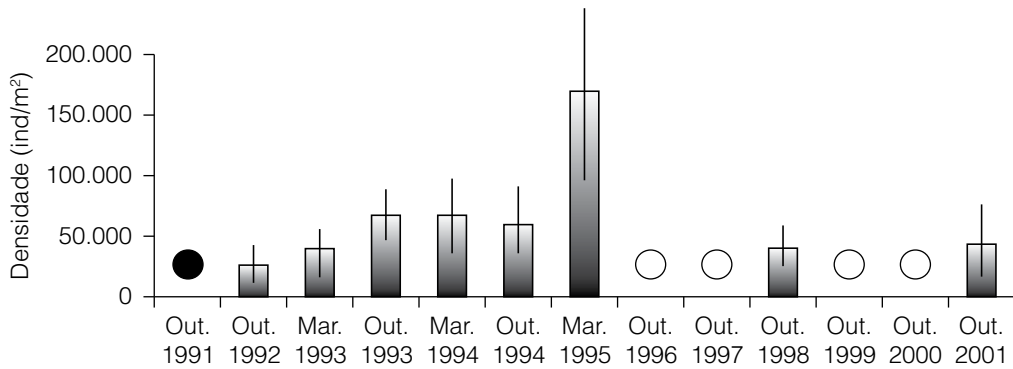


Figura 9. Densidade média do *Limnoperna fortunei* (barras) e desvio padrão (linhas) no balneário Bagliardi. Círculo cheio, 4-5 ind.m²; círculo vazio, sem dado. Modificado de Darrigran et al., 2003a.

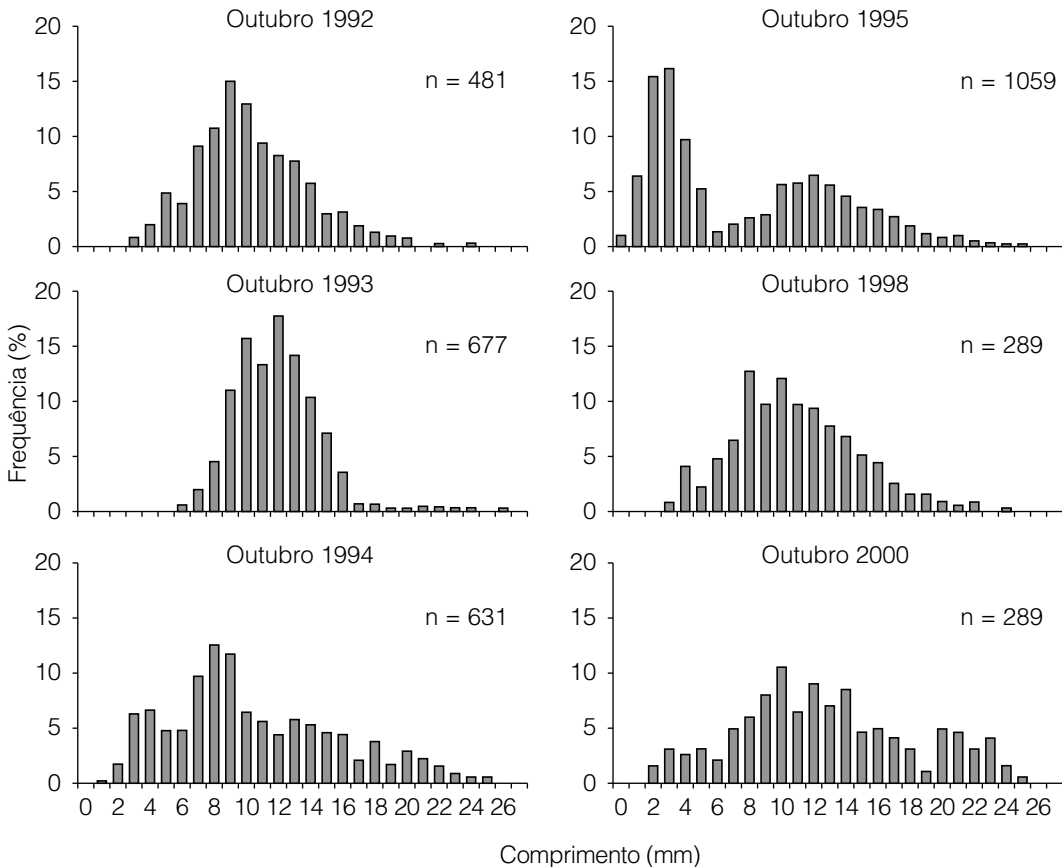


Figura 10. Frequência de comprimento de *Limnoperna fortunei* no balneário Bagliardi entre 1992 e 2000. Modificado de Darrigran et al., 2003a.

mexilhão dourado no Brasil, na bacia do Guaíba-Patos, extremo sul do Brasil e em Corumbá, Mato Grosso do Sul (Mansur et al., 2006). No Guaíba, através de coletas quantitativas realizadas nesta bacia, desde os primeiros registros da espécie no ambiente, Mansur et al. (2003), observa-se que o *L. fortunei* preferiu para sua fixação os rizomas dos juncos, onde alcançou uma densidade máxima de

27.275 ind.m⁻² em um ano e cinco meses, e de 62.100 ind.m⁻² no segundo ano. No terceiro ano, a densidade máxima chegou a 143.500 ind.m⁻². A seguir, as densidades começaram a diminuir até se estabilizarem entre 80.000 e 40.000 ind.m⁻², como ocorreu na Argentina.

Codina *et al.* (1999) estudaram a densidade de *L. fortunei* no interior da Central Hidroelétrica de Jaciretá (CHY). A densidade e estrutura do comprimento do mexilhão dourado apresentaram diferenças segundo os níveis da água, junto às paredes de concreto da tomada de água de cada unidade geradora de energia da central (Tabela 3). Observa-se que a densidade máxima se encontra a uma profundidade de 10 metros. A densidade do mexilhão dourado diminui aproximadamente uns 65% aos 20 metros de profundidade e uns 80% aos 30 metros. Depois de um ano de estabelecimento da população nesse tipo de ambiente humano, evidencia-se que as condições ambientais existentes, em geral, são ótimas para seu assentamento, desenvolvimento e permanência. Considera-se que estes assentamentos, situados no início do sistema, convertem-se no principal produtor de larvas que originam as populações presentes no interior dos sistemas de refrigeração da CHY (Darrigran *et al.*, 2003b).

Outro exemplo da densidade de *L. fortunei* correspondente a populações assentadas em ambientes humanos pode consultar-se em Boltovskoy e Cataldo (1999). Estes autores estudaram o assentamento do mexilhão dourado em monitores de PVC colocados na planta nuclear Atucha I, no Rio Paraná das Palmas, Argentina. Os resultados indicam que, depois de 331 dias de assentamento, se constatou uma densidade de 122.004 ind.m⁻².

Na República Oriental do Uruguai, os estudos sobre a distribuição e densidade do mexilhão dourado são escassos. No que se refere às populações assentadas no interior de ambientes humanos, pode-se citar o observado, em fevereiro de 2001, em uma estação de tratamento de água potável de água. Nesta, as densidades registradas no poço de sucção das bombas foram de 22.533 ind.m⁻², enquanto que no acesso da grade foi de 1.791 ind.m⁻². Neste ambiente se coletaram os exemplares com os maiores comprimentos registrados na bacia do Prata (46 mm de comprimento máximo).

DISPERSÃO

O avanço à contracorrente desta espécie (em uma razão de 240 km/ano) se realiza, fundamentalmente, por ação antrópica (transferido pelo homem), aderido nos cascos dos barcos, sendo transportados tanto pela água como por terra (quando as embarcações, trailers, redes e demais artes de pesca, etc., são transportados por estradas a outros corpos de água).

Controlar o aumento da dispersão do mexilhão dourado e seu crescimento sobre o casco, evitará aos navegadores, de forma direta, a inversão de tempo e de dinheiro em manter os cascos limpos e, de forma indireta, continuar dispersando indiscriminadamente este problema a todas as bacias hidrográficas da região. Outros vetores para o mexilhão dourado é o que constituem os caminhões que transportam areia para encher praias artificiais, as quais foram tomadas de ambientes de água doce contaminados com esta espécie (Belz, comunicação pessoal). Não se conhece ainda a forma rápida e

Tabela 3. Densidade o *Limnoperna fortunei* no interior do sistema da Central Hidroelétrica de Yacyretá depois de um ano de assentamento. Fonte: Codina *et al.* (1999).

Profundidade (sob a água)	Densidade	% de juvenis
1 metro	170.400 ind.m ⁻²	Aproximadamente 60%
10 metros	243.200 ind.m ⁻²	Aproximadamente 90%
20 metros	78.900 ind.m ⁻²	60%
29 metros (a 1 m do fundo)	54.400 ind.m ⁻²	18%

sustentável, ambiental e econômica, para erradicar o mexilhão dourado. Como já se mencionou, esta espécie causa danos numerosos em tomadas de água e tubulações (*macrofouling*) como também danos de importância no turismo e esportes náuticos. Pode impactar também a pesca desportiva e comercial. Ocasionalmente nos sistemas de refrigeração das embarcações e, ao formar uma capa de mexilhões cobrindo o casco da embarcação, também provoca problemas de funcionamento da hidrodinâmica.

Com o tempo, o mexilhão dourado aumentará sua distribuição e se dispersará a outros corpos de água doce das grandes bacias da América do Sul. Dever-se-á atuar imediatamente para reduzir a velocidade de dispersão e, desta forma, evitar o dano que pode ocasionar esta espécie invasora. Desta forma, haverá tempo para otimizar os métodos de prevenção e controle sustentáveis, como assim também determinar quais serão os organismos nacionais ou internacionais encarregados de administrar e realizar essa função (ver Capítulo 9).

Primeiros passos sugeridos para prevenir o desaceleramento da dispersão do mexilhão dourado

- Ante a presença de exemplares de mexilhão dourado em sua embarcação, artefatos ou no ambiente visitado, informar a Faculdade de Ciências Naturais e Museu da Universidade Nacional do Prata (Tel./FAX: (+54) 221-457-7304), Argentina. e-mail: invasion@fcnym.unlp.edu.ar.
- Sempre limpe toda sua embarcação (bote, lancha, veleiro, etc.), trailer e equipamento de pesca (redes, bóias, etc.) antes de transportá-la de uma área potencialmente contaminada pelo mexilhão a outra área. Lave o casco, trailer e demais utensílios com desinfetante doméstico (500cc cada 10 litros de água). Nunca utilize desinfetante doméstico nas proximidades de qualquer corpo de água já que a vida aquática deste pode ser afetada adversamente.
- Utilize também, no caso de haver detectado exemplares do mexilhão dourado aderidos a sua embarcação, água em alta pressão ou raspe a superfície com escova ou espátulas.
- Se o tempo é quente e seco, deixe seu bote fora da água por 6 ou 7 dias. Os mexilhões morrerão, alguns cairão, outros deverão ser raspados. Coloque os mexilhões em um recipiente de lixo ou distantes de um corpo de água ou deságue.
- Nunca utilize a água dos rios e arroios para transportar isca de carne viva. Nunca transfira água de um ambiente aquático a outro (as larvas do mexilhão dourado são microscópicas e poderiam ser transportadas involuntariamente de um corpo de água a outro).
- Enxágue as válvulas, magueiras, tanques, serpentinas e demais sistemas de bombeamento, refrigeração, bombas, etc., com solução desinfetante ou com um biocida não oxidante.
- Se você já está em terra, com a possibilidade de que seu bote ou outro equipamento contenha água dos corpos de água (e, portanto, potencialmente, ter juvenis ou larvas de mexilhões dourados), assegure-se de limpá-lo e jogar fora a água em terra seca, bem distante de um corpo de água.

PROJEÇÃO DA INVASÃO EM NOVAS ÁREAS

Não existem dados oficiais da entrada do *Limnoperna fortunei* no Brasil pelo rio Uruguai. Mas, é iminente sua entrada através deste ambiente lótico. Os registros desta espécie na Represa de Salto Grande, no leito principal do rio Uruguai, no ano de 2001 e em altas densidades no seu afluente, o rio Negro (Olazarri, 2001), com a nascente nas proximidades da cidade de Bagé (31° 20' S-54° 06' W) no estado do Rio Grande do Sul, fazem com que o rio Uruguai seja outra via possível de ingresso no Brasil.

Outra via possível de dispersão se encontra no noroeste do Uruguai, pela passagem até o sul das populações assentadas na laguna dos Patos, em direção à Lagoa Mirim, através do canal São Gonçalo. Nesta lagoa desembocam o Rio Cebollati, que percorre o leste Uruguiaio de sul a norte, e o Rio Jaguarão de oeste a leste, que faz fronteira entre Brasil e Uruguai (Figura 7). A presença da espécie invasora na Represa Santa Bárbara, construída para facilitar a passagem de embarcações e evitar o aumento da concentração salina da Lagoa Mirim (Figura 6), foi constatada por Capítoli e Benvenuti (2004). Segundo estes autores, através da represa Santa Bárbara passam aproximadamente 80 embarcações por mês. Para prevenir a chegada do *L. fortunei* à Lagoa Mirim sugerem medidas rígidas de limpeza destas embarcações; caso contrário, a laguna será, em breve, colonizada pelo mexilhão dourado.

No Alto Paraná a migração tem sido acelerada. Desde a invasão da represa de Itaipú, registrada em abril de 2001, a espécie ocupou toda a represa em menos de dois anos. Os primeiros registros de sua entrada no estado de São Paulo foram em novembro de 2002, nas proximidades da desembocadura do rio Paranapanema. Atualmente, o *L. fortunei* está causando problemas na UHE de Porto Primavera e afetando a Represa de Ilha Solteira. Acredita-se que em pouco tempo alcançará as demais hidroelétricas e as represas do alto Paraná, que somam aproximadamente um total de 70; e existe o risco de que possa seguir se deslocando até alcançar o rio São Francisco e outros que chegam à costa leste e ao nordeste do Brasil. Esta rota, desde o Rio Paraná até o rio São Francisco, já foi anteriormente seguida por outro bivalve invasor da família Corbiculidae, *Corbicula fluminea*, também de origem asiática, que foi introduzido há mais tempo na América do Sul. Os primeiros registros datam da década de 1970, com coletas efetuadas quase simultaneamente nos portos de Buenos Aires, na Argentina, e em Porto Alegre, no Rio Grande do Sul, Brasil. Em trinta anos, a espécie ocupou as principais bacias hidrográficas do Brasil e da América do Sul (Mansur *et al.*, 2004b). O gênero *Corbicula* está representado na América do Sul por duas espécies: *Corbicula fluminea* e *Corbicula largillerti*. Estas espécies são menos agressivas e menos prolíferas que o *L. fortunei* e, além destas características, não formam grandes aglomerados e não apresentam bisso em sua fase adulta. A primeira destas é considerada invasora e à diferença do ocorrido na América do Norte, onde o *C. fluminea* é considerado uma “espécie praga” pelos problemas de *macrofouling* que provoca (McMahon, 1983, 2000), na América do Sul apenas causou, a partir da década de 1990, problemas de obstrução nas tubulações das hidroelétricas de Porto Colômbia no rio Grande (Alto Paraná), na fronteira entre os estados de São Paulo e Minas Gerais. A segunda espécie *C. larguillerti* é menos agressiva, no entanto causou problemas de entupimento na Usina de Paulo Afonso, no curso inferior do rio São Francisco, como também na termoeletrica de Charqueadas (Tractebel, 29° 57' S-51° 38' W), curso inferior do rio Jacuí, no estado do Rio Grande do Sul (Comunicação pessoal Mansur 2005). As vias de invasão seguidas pelo marisquinho de água doce asiático (corbícula) permitem projetar uma migração semelhante para o *L. fortunei*, através das vias fluviais da América do Sul, com a exceção de que este fato, provavelmente, ocorrerá em menos tempo, considerando a grande velocidade de dispersão e maior proliferação do mexilhão dourado.

No Pantanal, no alto rio Paraguai, a circulação das embarcações é intensa e constitui uma zona de risco como porta de entrada até a bacia do Amazonas. Dados precedentes, como os registros da chegada do *Corbicula fluminea* e *C. largillerti* ao Rio Cuiabá, em torno dos anos 1996 e 1997 (Callil & Mansur, 2002), sugerem a possibilidade de migração do *L. fortunei* pela mesma rota, através da qual poderá facilmente alcançar as cabeceiras do Paraguai, com a iminente chegada à bacia amazônica, devido às conexões dos rios de ambas as bacias em tempos de inundação. A migração das espécies de *Corbicula* até Cuiabá, depois de subir o Paraná e o Paraguai pela rota de navegação, levou mais de 25 anos. Não temos registros da chegada do *Corbicula* à Corumbá, que se constitui na porta de entrada ao Pantanal. O que sabemos é que o *L. fortunei* fez o trajeto Río de la Plata até Corumbá em sete anos, e poderá assim, rapidamente, alcançar também as bacias do centro e norte do Brasil, como também os

demais países do continente. O cálculo segundo o qual o *L. fortunei* sobe contra a corrente através da bacia do Paraná a uma velocidade de 240 km por ano (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000a, b), é muito próximo ao observado em relação à migração do *L. fortunei* à montante da represa de Itaipu e ao longo das margens do Rio Paraná, no estado do Paraná, até chegar ao estado de São Paulo.

As proximidades das nascentes do alto Paraná, como as do rio Tocantins (bacia amazônica), do Araguaia (bacia amazônica), tal como na área do Pantanal, sugerem outras duas rotas para a chegada do mexilhão dourado à bacia amazônica. Registros simultâneos de *Corbicula fluminea*, para as nascentes do rio Grande (Alto Paraná) e do rio Tocantins nos anos 1998 e 1999, podem suportar esta hipótese (Mansur *et al.*, 2004b).

Estima-se que todas as populações que chegaram ao Brasil, tanto pela bacia do Paraná como pela água de lastro na bacia da laguna dos Patos, teriam o mesmo ponto de partida, quer dizer, a bacia do Prata, cujos primeiros registros de coleta datam de 1991, conforme Pastorino *et al.* (1993) e Darrigran e Pastorino (1993, 1995). A invasão do mexilhão dourado é um fato sem precedentes na América do Sul, fundamentalmente devido aos danos severos que causa à biodiversidade e também em termos de prejuízos econômicos. É surpreendente sua velocidade de dispersão e proliferação constante (Santos & Mansur, 2002), que supera à do mexilhão zebra *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), cuja origem é da Europa oriental, e que invadiu os Estados Unidos da América e Canadá desde a década de 1980. Observa-se que, tanto o lago Guaíba (70 km de extensão) como na represa de Itaipú (160 km) e do Porto Primavera (com aproximadamente 220 km de extensão), em dois anos, depois dos primeiros registros da espécie nestes mananciais, toda área, tanto do lago como das represas, foi ocupada e, em menos de dois anos, começaram a aparecer os problemas de obstrução ou *macrofouling* nas tomadas de água, tubulações, bombas, trocadores de calor, filtros, turbinas de UHEs, motores de barcos, etc.

Apesar da magnitude do problema na América do Sul em geral e no Brasil em particular, e por mais que o governo brasileiro tenha criado uma Força-Tarefa para o mexilhão dourado, as iniciativas têm sido muito incipientes e lentas, tanto por parte do governo como da sociedade em termos de divulgação/alerta, prevenção e controle do molusco. Deste modo, o silêncio das instituições que têm problemas com o mexilhão dourado e que utilizam produtos químicos para seu controle de forma não estudada/controlada por especialistas, colaboram em provocar uma maior desatenção, por parte governamental/social, da real dimensão do problema. Este fato, por sua vez, retarda o financiamento das investigações que poderiam apoiar medidas para o controle sustentável e compatível com o meio ambiente. Medidas errôneas, principalmente aquelas relacionadas com o controle do molusco através de produtos químicos tóxicos, geralmente acumulativos, resultarão em prejuízos irreversíveis para a natureza e ao homem, mais do que ao próprio mexilhão dourado.

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. Flavio da Costa Fernandes por seu convite a participar no Projeto GloBallast, que propiciou inúmeras coletas no estado do Rio Grande do Sul; à Professora Alice Takeda, da Universidade Estadual de Maringá-NUPELIA, pelo envio de bibliografia; à Professora Dra. Claudia Callil, da Universidade Federal do Mato Grosso, pelas informações; aos estudantes Luciana Amato Ribeiro, Felipe Rossoni Cardoso, Bruno M. Thormann e Cintia P. Dos Santos pelo auxílio nos trabalhos de laboratório e de campo; ao Dr. Jeter J. Bertolotti, Diretor do Museu de Ciências e Tecnologia de PUCRS, pela compreensão e apoio aos trabalhos de investigação desenvolvidos no setor de Malacologia do MCT/PUCRS.

Aos Engenheiros Rodrigo De Filippo, de Furnas Centrais Elétricas S.A., e a Silvio Santos, de AES S.A.; e aos biólogos Carlos Belz, do Centro Politécnico UFPR, José Langone, Museu Nacional de História Natural de Montevideú, Mônica Campos da Fundação Centro Tecnológico Minas Gerais e Marcia de Oliveira da EMBRAPA, pelos dados de distribuição do mexilhão dourado aportados. À Lic.

Mirta Lagreca, Pessoal de Apoio da Comissão de Investigações Científicas da Província de Buenos Aires, Argentina, pela ajuda técnica brindada.

Para a realização deste trabalho se contou com a ajuda da FCNyM (UNLP, Argentina); PIP n° 6370 (CONICET, Argentina), e o apoio financeiro do projeto GLOBALLAST coordenado pela International Maritim Organization, Marinha do Brasil e Ministério do Meio Ambiente (Brasil).

REFERÊNCIAS

- Avelar, W. E. P., S. L. Martim & M. P. Vianna. 2004. A new occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1856) (Bivalvia, Mytilidae) in the state of São Paulo. *Braz. J. Biol.* 4(4): 739-742.
- Belz, C., W. A. Pereira Boeger, S. M. Alberti, L. Patella & R. Tubino Viana. 2005. Prospecção do molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em reservatórios e sistemas de usinas hidrelétricas da companhia paranaense de energia-COPEL. *Acta Biológica Leopoldensia* 27(2):123-126.
- Boltovskoy, D. & D. Cataldo. 1999. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). *Biofouling* 14 (3): 255-263.
- Brugnoli, E. & J. M. Clemente. 2002. Los moluscos exóticos en la Cuenca del Plata: su potencial impacto ambiental y económico. *Ambios Marzo* 2002: 27-30.
- Brugnoli, E., J. M. Clemente, L. Boccardi, A. Borthagaray & F. Scarabino. 2005. Golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay: update and predictions. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 77(2): 235-244.
- Callil, C. T. & M. C. D. Mansur. 2002. Corbiculidae in the Pantanal: history of invasion in southeast and central South America and biometrical data. *Amazoniana* 7 (1/2): 153-167.
- Campos, M. C. S., M. E. Rolla & G. A. Felipe. 2005. Ocorrência de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em Minas Gerais. Resumo 998-794. X Congresso Brasileiro de Limnologia. 24 a 29 de julho de 2005. Ilhéus. Brasil.
- Capítoli, R. R. & C. E. Bemvenuti. 2004. Distribuição do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) na área estuarina da Lagoa dos Patos e canal São Gonçalo. En: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, São José dos Campos, *Anais*, 6, ACIESP, São Paulo, 8 pp.
- Castellanos, Z. A. 1970. Catálogo de moluscos marinos bonaerenses. *Anales Comisión Investigaciones Científicas* 8, 355 pp.
- Cataldo, D. & D. Boltovskoy. 2000. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Río de la Plata estuary (Argentina). *Aquatic Ecology* 34: 307-317.
- Clemente, J. M. & E. Brugnoli. 2001. Primer registro de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) en el río Negro (Represa Palmar) y río Yí. Tercer Seminario sobre Calidad de Agua e Contaminación. Comisión Administradora del río Uruguay.
- Codina, R., A. DE Lucía, M. C. Damborenea & G. Darrigran. 1999. Pautas Científicas para el Control de *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) en la Central Hidroeléctrica Yacyretá, río Paraná (Argentina-Paraguay). *IV Congreso Latinoamericano de Malacología. Coquimbo, Chile. 6-10 de setembro de 1999. Resumen: 15.*
- Conde, D., M. Paradisco, J. Gorga, E. Brugnoli, L. de León & M. Mandiá. 2002. Problemática de la calidad de agua en el sistema de grandes embalses del río Negro (Uruguay). *Revista CIER* 39: 51-68.
- Darrigran, G. 1992. Nuevos datos acerca de la distribución de las especies del género *Corbicula* (Bivalvia, Sphaeriacea) en el área del río de la Plata, República Argentina. *Notas Museo La Plata* 21 (Zool. 210): 143-148.
- Darrigran, G. A. 1995. *Limnoperna fortunei*, ¿un problema para los sistemas naturales de agua dulce do Mercosul?. *Museo* 1 (5): 85-87.
- Darrigran, G. & M. C. Damborenea. 2005. El mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la Cuenca del Plata, pp. 39-102. En: Penchaszadeh, P. (coordinador) *Invasores. Invertebrados exóticos en el río de la Plata e región marítima aledaña*. EUDEBA (ed). Buenos Aires, 377 pp.
- Darrigran G. & I. Ezcurra de Drago. 2000a. Distribución de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) en la Cuenca del Plata, Región Neotropical. *Medio Ambiente* 13 (2):75-79.
- Darrigran, G. & I. Ezcurra de Drago. 2000b. Invasion of freshwater mussel, *Limnoperna*

- fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) in the Americas. *The Nautilus* 114 (2): 69-73.
- Darrigran, G. & G. Pastorino. 1993. Bivalvos Invasores en el río de la Plata, Argentina. *Comunicaciones da Sociedade Malacológica do Uruguay* 7 (64-65): 309-313.
- Darrigran, G. & G. Pastorino. 1995. The Recent Introduction of Asiatic Bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. *The Veliger* 38 (2): 183-187.
- Darrigran, G., M. C. Damborenea, P. Penchaszadeh & A.C. Taraborelli. 2003a. Adjustment of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) after ten years of invasion in the Americas. *Journal of Shellfish Research* 22(1): 141-146.
- Darrigran, G., P. Penchaszadeh, C. Damborenea & N. Greco. 2003b. Abundance and distribution of golden mussel *Limnoperna fortunei* larvae in a Hydroelectric Power Plant in South America. Proceeding 11th. *International Conference on Aquatic Invasive Species*. Alexandria, Virginia, USA 2002: 210-214.
- Di Persia, D. & A. A. Bonetto. 1997. Nuevas citas de *Limnoperna fortunei* para la cuenca del río Paraná, Argentina. *Neotropica* 43 (109-110): 119-120.
- Ezcurra I., G. Darrigran, F. Scarabino & O. Oliveros. 2001. Actualización de la distribución de *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae): río Uruguay e algunos tributarios. *V Congreso Latino-americano de Ecología*. 15 al 19 de outubro de 2001. San Salvador de Jujuy.
- Fontes, H. M., A. Takeda & D. S. V. Fujita. 2002. Experience in Itaipu Reservoir (Brazil) with artificial substrate (in situ): is it the best way of monitoring an invading species like *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae)? En: International Commission on Large Dams-Symposium on Reservoir Management in Tropical and Sub-tropical Regions, *Anais* 2: 673-679.
- Gorga, J. & J. Clemente. 2000. Primera aproximación al problema del *biofouling* en la Represa Palmar. *Informe*. Sección *Limnología-Facultad de Ciencia*, 6 pp.
- Gorga, J., M. Paradiso, L. de León, E. Brugnoli, M. Mandiá & D. Conde. 2001. Problemática de la calidad de agua en el sistema de grandes represas del río Negro (Uruguay). *Seminario Internacional de Gestión Ambiental e Hidroelectricidad*. Setembro de 2001. Complejo Hidroeléctrico de Salto Grande. Argentina. Actas: 161-190.
- Graiver, A. 2002. Interferencia de *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) en Usinas Potabilizadoras de O.S.E. sobre el río Uruguay. *III Jornada sobre Conservação da Fauna Actica en el río Uruguai*, 25 e 26 de abril de 2002, Paysandú, Uruguay. Actas: 20-21.
- Ituarte, C. 1981. Primeira noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense (Mollusca: Corbiculidae). *Neotropica* 27 (77): 79-83.
- Langone, J. A. 2005. Notas sobre el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en el río Uruguay. Resúmenes Act.VIII Jorn. Zool. Uruguai: 138. Montevideo do 24 al 28 de outubro de 2005. Uruguay.
- Leites, V. & M. Bellagamba. 2002a. Registro de *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) en el embalse de Salto Grande. Comunicación preliminar. *III Jornada sobre Conservación da Fauna Íctica en el río Uruguay*. 25 e 26 de abril de 2002, Paysandú, Uruguay. Actas: 28.
- Leites, V. & M. Bellagamba. 2002b. Comunicación preliminar de la presencia de *Limnoperna fortunei* en armado (*Pterodoras grandeuolus*) (Pices, Doradidae) en la Represa de Salto Grande. *III Jornada sobre Conservación de la Fauna Íctica en el río Uruguay*. 25 e 26 de abril de 2002, Paysandú, Uruguay. Actas: 29-33.
- Mansur, M. C. D., L. M. Zani Richinitti & C. Pinheiro dos Santos. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), molusco bivalvo invasor, na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociencias* 7: 147-149.
- Mansur, M. C. D., C. P. dos Santos, G. Darrigran, I. Heydrich, C. Callil & F. R. Cardoso. 2003. Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Revista Brasileira de Zoologia* 20: 75-84.
- Mansur, M. C. D., C. B. Quevedo, C. P. dos Santos & C. T. Callil. 2004a. 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. pp. 33-38. En: Silva, J. S. V. & R. C. C. L. Souza (eds.). *Água de Lastro e Bioinvasão*. Interciência, Rio de Janeiro. Pp 224
- Mansur, M. C. D., C. T. Callil, F. R. Cardoso & J. A. A. Ibarra. 2004b. Uma retrospectiva e mapeamento da invasão de espécies de *Corbicula* (Mollusca, Bivalvia, Vjaneiroida, Corbiculidae) oriundas do sudeste asiático, na América do Sul. pp. 39-58. En: Silva, J.S.V. e Souza, R.C.C.L.

- Org. *Água de Lastro e Bioinvasão*, Interciência, Rio de Janeiro.
- Mansur, M. C. D., G. Darrigran, A. M. Takeda, M. D. Oliveira, C. T. Callil & F. C. Fernandes. (2006). The invasion of golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in South America. Population densities in natural environment. Resumo 14th *International Conference on Aquatic Invasive Species*. May 14 to 19, 2006. Key Biscayne, Florida.
- Martins, D. S., I. L. Veitenheimer-Mendes, E. M. Rickes & G. Tim. 2003. Registro de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) no município de Pelotas, sul do Rio Grande do Sul, Brasil. *XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia*. Rio de Janeiro. Livro de Resumos: 213.
- McMahon, R. F. 1983. Ecology of an invasive pest bivalve, *Corbicula* sp. pp. 359-430. En: W. D. Russel-Hunter (ed.). *The Mollusca*, Vol. 6, Ecology, Academic Press, Inc., Orlando (Florida, USA).
- McMahon, R. F. 2000. Invasive characteristics of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. pp. 315-343. En: R. Claudi, & J. Leach (eds.). *Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology and impacts*, Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Olazarri, J. 2001. Nueva plaga en el río Negro: el Mejillón Dorado. *Entrega 2000*, Mercedes. Ano 7(331):3.
- Oliveira, M. D. & L. F. Barros. 2003. Mexilhão dourado no Pantanal-Um problema ambiental e econômico. EMBRAPA, p. 1-3 (<http://www.cpap.embrapa.br>).
- Oliveira, M. D., A. Takeda, D. Savio Barbosa & D. Fernández Calheiros. 2000. Ocorrência de *Limnoperna fortunei* no rio Paraguay, de Porto Murtinho (21°43'04"S e 57°54'92"W) até a região de Amolar (Bela Vista do Norte 17°38'50"S e 57°41'45"W) Brasil. Resúmenes, *III Simposio sobre Recursos Naturais e Socio-Economico do Pantanal*, julho 2000.
- Oliveira, M. D., L. A. Pellegrin, R. R. Barreto, C. L. Santos & I. G. Xavier. 2004. Área de Ocorrência do Mexilhão Dourado na Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 1998 e 2004. EMBRAPA. Corumbá Brasil. *Documentos* 64: 1-19.
- Oliveira, M. D., A. M. Takeda, L. F. de Barros, D. S. Barbosa & E. K. de Resende. 2006. Invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) of the Pantanal wetland, Brazil. *Biological Invasions* 8:97-104.
- Pastorino, G., G. Darrigran, S. M. Martin & L. Luma Schi. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del río de la Plata. *Neotropica* 39 (101-102): 34.
- Rumi, A., S. Martán, M. Tassara & G. Darrigran. 1996. Moluscos de agua dulce de la Reserva Natural e Histórica Isla Martín García. Río de la Plata. Argentina. *Comunicaciones Sociedade Malacológica do Uruguay* 70-71: 7-12.
- Santos, C. P. & M. C. D. Mansur. 2002. Primeiros dados sobre o assentamento de pós-larvas do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae), na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *V Congresso Latinoamericano de Malacología*. 30/06/02 al 04/07/02. San Pablo, Brasil. *Anales*: 241-242.
- Scarabino, F. & M. Verde. 1994. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la costa Uruguaya del río de la Plata (Bivalvia, Mytilidae). *Comunicaciones Sociedade Malacológica do Uruguay* 7 (66-67): 374-375.
- Scarabino, F., S. Maytia & M. Caches. 1975. Carta bionómica litoral do departamento de Montevideo. I. Niveles superiores do sistema litoral. *Comunicaciones Sociedade Malacológica do Uruguay* 4 (29): 117-126.
- Takeda, A. M., M. C. D. Mansur, D. Mujica & J. P. Bibian. 2003. Ocorrência da espécie invasora de Mexilhão Dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), em dois pequenos Reservatórios próximos a Curitiba, PR. *Acta Biológica Leopoldensia* 25: 251-254.
- Villar, C., L. Mercado, A. Rodrigues Capítulo & C. Bonetto. 1997. Presença do molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) en el bajo Paraná. *Gayana Zoología* 61: 87-96.
- Zanella, O. & L. D. Marenda. 2002. Ocorrência de *Limnoperna fortunei* na Central Hidroelétrica de Itaipu. *V Congresso Latinoamericano de Malacología*. 30/06/02 al 04/07/02. San Pablo, Brasil. Resúmenes: 41.

CAPÍTULO 7

OS PEIXES PREDADORES DO *Limnoperna fortunei* NOS AMBIENTES COLONIZADOS

Mirta García¹ & Luciana Montalto²

INTRODUÇÃO

Como foi descrito em capítulos anteriores, as espécies de moluscos invasores chegaram a nossas costas há aproximadamente vinte anos. Durante esse tempo duas delas, *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) (marisquinho de água doce ou corbícula asiática) e *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (mexilhão dourado), se estabeleceram com grande êxito devido ao seu potencial biológico, manifestado pelo rápido crescimento, pela maturação precoce, elevada taxa de fecundidade e adaptabilidade ao ambiente. O mexilhão dourado apresentou uma rápida dispersão ocupando, na bacia do Prata, o Río de la Plata, grande parte do rio Paraná, e os rios Paraguai, Pilcomaio e Uruguai, afetando, desta forma, quatro países (Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai). Este crescimento disruptivo se transformou em um sério problema, o *macrofouling*, que ocasiona complicados problemas ambientais e socioeconômicos (Darrigran, 2002), como os causados pelo *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) na América do Norte e Europa (Nalepa & Schloesser, 1993; Claudi & Mackie, 1994; Mackie, 1991; Smit *et al.*, 1992; Lepage, 1993; Schloesser, 1995, entre outros).

É bem conhecido o fato de que estas espécies invasoras não têm predadores naturais nos novos ambientes colonizados, o qual, somado aos atributos assinalados para estas espécies, permitem um crescimento descontrolado das populações, que desta maneira, se convertem em uma presa de alta disponibilidade para espécies que se alimentam do bentos, instalando-se uma nova relação predador-presa.

O mexilhão dourado pode colonizar ambientes sujeitos a inundações. Durante o período do El Niño, o *L. fortunei*, devido a seus hábitos epifaunais, colonizou todos os substratos disponíveis na planície aluvial do rio Paraná, convertendo-se na presa mais abundante do ambiente. É interessante destacar que as características das planícies de inundação dos rios influenciam no rendimento da pesca, modificando o recrutamento e afetando o desenvolvimento das populações (Quirós, 1990).

A elevada disponibilidade de bivalves invasores provocou a mudança da dieta original de várias espécies de peixes que começaram a alimentar-se deles. A corbícula asiática foi reportada para o Río de la Plata por Ituarte (1981) e, no mesmo ano, se assinala o bagre amarelo, ou mandiguaçu (*Pimelodus maculatus*), como predador deste bivalve no Rio Paraná (Oliva *et al.*, 1981). Posteriormente, se assinalaram outras duas espécies, o armado ou armal (*Pterodoras granulosus*) e a piava ou piapara (*Leporinus obtusidens*) (Spinetti *et al.*, 1992; Darrigran & Colautti, 1994; Montalto *et al.*, 1999; Ferriz *et al.*, 2000). No Rio Uruguai se citam a piava, o armado, (*Oxydoras knerii*) e os bagres branco (*Pimelodus albicans*), amarelo e bicudo (*Bergiaria westermanni*), como predadores da corbícula asiática (Amestoy *et al.*, 1986).

Pastorino *et al.* (1993) reportam a presença do mexilhão dourado no Río de la Plata. O primeiro registro de predação sobre o *L. fortunei* é o da corvina (*Micropogonias furnieri*) na mesma área (López

¹ División Zoología Vertebrados, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Paseo del Bosque s/n, 1900 La Plata, Buenos Aires, Argentina (UNLP-CONICET). mlgarcia@museo.fcnym.unlp.edu.ar

² Instituto Nacional de Limnología, Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, (3000), Argentina (CONICET-UNL). lucianamontalto@argentina.com

Armengol & Casciotta, 1998). Posteriormente, se assinalam como consumidores deste bivalve, tanto na bacia do Río de la Plata, como no rio Paraná Médio e Inferior, o armado, a piava, o bagre amarelo, o bagre branco, outra espécie de bagre (*Pimelodus argenteus*), o armado, o armado amarelo ou armal beçudo (*Rhinodoras dorbignyi*), seis espécies de cascudos (*Brochiloricaria chauliodon*, *Hypostomus laplatae*, *Hypostomus uruguayensis*, *Megalancistrus parananus*, *Paraloricaria vetula*, *Pseudohemiodon laticeps*), o pacu ou pacuguaçu (*Piaractus mesopotamicus*), a voga (*Schizodon borellii*), a carpa (*Cyprinus carpio*) e uma espécie de raia (*Potamotrygon cf. brachyurus*) (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Montalto *et al.*, 1999; Montalto, 2000; Penchaszadeh *et al.*, 2000; Ferriz *et al.*, 2000; Cataldo *et al.*, 2002; García & Protogino, 2002, 2005) (Tabela 1).

É interessante assinalar que algumas das espécies que mudaram o regime alimentar, e na atualidade consomem bivalves invasores, foram consideradas como as mais abundantes na pesca comercial, artesanal ou desportiva e outras são objeto de piscicultura.

Entre as espécies mais abundantes da pesca comercial do Río de la Plata podemos citar o bagre amarelo, com capturas de 8,3 kg ha⁻¹, o armado com 3,9 kg ha⁻¹ e a piava com 2,7 kg ha⁻¹ (CARP, 1990). Esta última é a espécie mais importante na pesca artesanal do Río de la Plata, representando 50% da captura (Espinach Ros & Fontes, 2000). As três espécies mencionadas, junto ao bagre branco, são também as mais abundantes na pesca do rio Paraná Médio (Cleminson, 2000; Do Barco, 2000). No rio Uruguai, o armado e o bagre amarelo são também espécies de importância na pesca comercial (Sverlij *et al.*, 1998).

Por outra parte, o pacu é uma das espécies de maior relevância na pesca desportiva e, além disso, é criado artificialmente para fins comerciais, devido ao baixo custo de produção e o alto grau de aceitação no mercado (Bechara *et al.*, 1997).

A corvina é o suporte da pesca costeira da Argentina, Brasil e Uruguai (Otero & Ibañez, 1986; Haimovici, 1998; Haimovici *et al.*, 1989; Lasta & Acha, 1996). É uma espécie que costuma frequentar ambientes de salinidade variável (Menni, 1983), como o setor externo do Río de la Plata, aonde consome o mexilhão dourado. É interessante assinalar que este setor inclui áreas como a Baía de Samborombón e a desembocadura do Rio Santa Lucía, que são as principais áreas de postura e nidificação desta espécie (Lasta, 1995; Macchi & Christiansen, 1996; Acha *et al.*, 1999). Por outro lado, a corvina é considerada a espécie comercial mais importante entre os peixes demersais do Río de la Plata (Cotrina, 1986; Cousseau *et al.*, 1986; Lasta & Acha, 1996; Mianzan *et al.*, 2001; Norbis *et al.*, 1992; Norbis, 1995).

CARACTERÍSTICAS DOS NOVOS PREDADORES

Nos parágrafos anteriores enumeraram-se as espécies de peixes que modificaram sua dieta depois da introdução e instalação dos moluscos invasores no Río de la Plata e nos rios Paraná e Uruguai. Nesta seção se tratarão, particularmente, as espécies predadoras sobre as populações de *Limnoperna fortunei*. Sobre a base da informação disponível se descrevem, a dieta original, o comportamento e as características anatômicas destas espécies, em particular a posição da boca e a morfologia dentária, que incidem diretamente nos hábitos alimentares.

Os Characiformes. Piavas e Pacus

Esta ordem inclui mais da metade da ictiofauna da América do Sul e se caracteriza por ter o corpo recoberto de escamas ciclóides, com boca pouco protractil provida de diversos tipos de dentes e algumas formas edêntulas.

Tabela 1. Espécies de peixes predadores sobre populações do *Limnoperna fortunei* em ambientes da bacia do Prata.

Espécies	Ambientes
Piava, piapará (<i>Leporinus obtusidens</i>)	Rio Paraná Médio e Inferior, Rio de la Plata
Voga, aracu pintado, chimburé, piaba, taguará, piaba catinguda (<i>Schizodon borellii</i>)	Rio Paraná Médio
Pacu, pacuguaçu, caranha, mandua, pacu-caranha (<i>Piaractus mesopotamicus</i>)	Rio Paraná Médio
Armado - armal, abotoado armão, mandi-capeta, botoão-barriga-de-folha (<i>Pterodoras granulosus</i>)	Rio Paraná Médio e Inferior, Rio de la Plata
Armado amarelo - armal beijudo, abotoado, armão, mandi-capeta (<i>Rhinodoras dorbignyi</i>)	Rio Paraná Médio
Armado, armão, botoado, focinho-de-porco (<i>Oxydoras kneri</i>)	Rio Paraná Inferior, Rio de la Plata
Bagre amarelo - mandiguaçu, mandi amarelo, mandi-pintado, mandi tinga (<i>Pimelodus maculatus</i>)	Rio Paraná Médio e Inferior, Rio de la Plata
Bagre branco, mandi-branco, mandi-morotí (<i>Pimelodus albicans</i>)	Rio Paraná Médio e Inferior, Rio de la Plata
Bagre, mandi (<i>Pimelodus argenteus</i>)	Rio Paraná Médio
Cascudo (<i>Brochiloricaria chauliodon</i>)	Rio de la Plata
Cascudo (<i>Hypostomus laplatae</i>)	Rio Paraná Médio
Cascudo (<i>Hypostomus uruguayensis</i>)	Rio Paraná Inferior, Rio de la Plata
Cascudo (<i>Paraloricaria vetula</i>)	Rio Paraná Inferior
Cascudo abacaxi (<i>Megalancistrus parananus</i>)	Rio Paraná Médio
Cascudo (<i>Pseudohemiodon laticeps</i>)	Rio Paraná Médio
Carpa, carpa espelho, carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>)	Rio Paraná Inferior, Rio de la Plata
Raia, (<i>Potamotrygon brachyurus</i>)	Rio Paraná Médio
Corvina, corvina marisqueira, corvina de linha, cascuda, cascote (<i>Micropogonias furnieri</i>)	Rio de la Plata

Foram citadas três espécies de Caraciformes como novos consumidores do mexilhão dourado, duas delas, *Leporinus obtusidens* e *Schizodon borellii*, da família Anostomidae, e a última, *Piaractus mesopotamicus*, um Serrasalmidae.

- *Leporinus obtusidens*. Conhecida como piava (Figura 1a – Anexo V) ou como, piapará, e piau no Brasil, foi definida como uma espécie omnívora que consome uma elevada proporção de plantas aquáticas, grãos, sementes, pequenos peixes e moluscos (Mastrarrigo, 1950; Ringuelet *et al.*, 1967). Está provida de dentes orais, seis pré-maxilares incisiformes dispostos de forma escalonada e com a face externa côncava e seis dentes no dentário (Braga, 1993) volumosos, fortes e com superfícies triturantes, ótimos para a fragmentação de organismos com carapaças duras (Figura 1b – Anexo V), e, além disso, possui dentes faríngeos que contribuem para esmagar elementos macios (Occhi & Oliveros, 1974; Penchaszadeh *et al.*, 2000).

Até o fim da década de 1990 esta espécie mudou fundamentalmente a composição de sua dieta no Rio de la Plata e no Rio Paraná Médio, devido ao surgimento do *L. fortunei*. Analisaram-se pratos digestivos nos quais o mexilhão dourado constituía 100% da dieta (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Montalto *et al.*, 1999; Penchaszadeh *et al.*, 2000; Cataldo *et al.*, 2002; García & Protogino 2002, 2005). No Rio Paraná Médio se analisaram pratos digestivos de piavas que continham até 220 exemplares de *L. fortunei*, constituindo praticamente a composição total da dieta e, ocasionalmente, se registraram exemplares de *Corbicula fluminea* (Montalto *et al.*, 1999).

- *Schizodon borellii*. Esta espécie (Figura 1c – Anexo V), conhecida vulgarmente como voga, aracu pintado e chimburé, no Brasil, foi descrita como uma espécie herbívora generalizada que consome vegetais superiores e algas. Possui uma boca pequena, provida de oito dentes orais

tetracúspides, frágeis, que carecem de superfícies triturantes (Braga, 1993; Ringuelet *et al.*, 1967). Além disso, tem dentes faríngeos pequenos e dispostos em placas (Mendez dos Santos, 1981).

Como assinalamos, a dieta da voga está baseada principalmente na ingestão de material vegetal, ainda que nos últimos anos tenha-se registrado a presença do *L. fortunei* no conteúdo estomacal de um exemplar procedente do rio Paraná médio (Montalto *et al.*, 1999).

- *Piaractus mesopotamicus*. Chamado pacu na Argentina e Uruguai, e pacu, caranha, mandua e pacu-caranha no Brasil, é uma espécie provida de dentes orais molariformes, especializados para a apreensão e fragmentação dos alimentos. Os dentes pré-maxilares se dispõem em duas séries, a externa compreende dez dentes tricuspídeos e a interna com nove a dez dentes mandibulares (Ringuelet *et al.*, 1967). Foi descrita como uma espécie omnívora, que consome frutos, sementes, vegetais, crustáceos, pequenos peixes e, em menor proporção, outros invertebrados como moluscos gastrópodes. Esta dieta foi assinalada para exemplares coletados nos rios Uruguai, Paraná e Pilcomayo (Devincenzi & Teague, 1933; Ringuelet *et al.*, 1967; Bayley, 1973; Hahn *et al.*, 1997).

Recentemente foi registrado um elevado número de exemplares, muito fragmentados, de *L. fortunei*, no trato digestivo de um exemplar de pacu proveniente do Rio Paraná na altura da cidade de Resistência, Chaco (Montalto, 2000).

Os Siluriformes. Armados, bagres e cascudos

Até o presente, a maioria das espécies que consomem bivalves invasores, pertencem à ordem Siluriformes, que, junto aos Caraciformes, são os peixes dominantes na América do Sul. Os Siluriformes reúnem um grande número de espécies com caracteres muito particulares, com o corpo desnudo ou com placas ósseas, presença de barbilhões ao redor da boca e dentes finos e numerosos, dispostos em placas dentíferas. Entre estas espécies a mais importante, quanto ao consumo de mexilhão dourado, é o armado, e o seguem o bagre amarelo, o bagre branco, os cascudos e, em menor proporção, o armado amarelo. Estas espécies se caracterizam seguindo critérios baseados na morfologia, na reprodução e tendo especial ênfase na alimentação (Menni, 2004).

Armados

Inclui espécies com apenas uma fileira de placas no flanco, o corpo de seção arredondada ou subtriangular, com hábitos sedentários que mostram uma menor dependência do fundo que outras espécies da ordem.

- *Pterodoras granulosus*. Esta espécie é conhecida vulgarmente com o nome de armado ou armado comum na Argentina, Uruguai e Paraguai, e como armão, mandi-capeta, armal, abotoão-barriga-de-folha no Brasil (Figura 2a – Anexo V). *Pterodoras granulosus* está provido de dentes orais viliformes (dentes finos e delgados, dispostos em placas), ordenados em bandas, e dentes faríngeos pequenos, dispostos em placas.

O armado foi descrito como uma espécie omnívora, de hábitos eurifágicos, que se alimenta de frutos, sementes, diversos vegetais, crustáceos e moluscos (Ringuelet *et al.*, 1967), e que consome as presas mais abundantes do ambiente (Panattieri & Do Barco, 1981). Desde a presença das espécies de moluscos invasores, o armado tem registrado mudanças substanciais na composição da dieta, com uma visível tendência a incrementar a ingestão destes bivalves ao aumentar a oferta. Este fato se evidenciou quando, em fins da década de 1980, a dieta do armado na represa de Itaipu estava composta por 64% de macrófitas e algas e entre 8 e 10% de bivalves (Darrigran & Colautti, 1994). Cinco anos depois, no rio Uruguai, a corbícula asiática representava 30% da dieta (Spinetti *et al.*, 1992). Dois anos

mais tarde constituía 82% da dieta dos exemplares provenientes do Río de la Plata (Darrigran & Colautti, 1994), e recentemente se elevou para 88% (Ferriz *et al.*, 2000).

Posteriormente, a partir da invasão do *L. fortunei*, o armado incorporou este organismo em sua dieta, como foi registrado no rio Paraná inferior e no Río de la Plata (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Cataldo *et al.*, 2002; García & Protogino, 2002, 2005). Por outro lado, também no rio Paraná meio, o armado se alimenta em grande proporção de *L. fortunei* (Montalto *et al.*, 1999), tendo-se analisado tratos digestivos de armados que continham até 2.830 indivíduos de mexilhão dourado, que constituíam 100% da dieta (Figura 2b – Anexo V). Em várias oportunidades, no estômago destes exemplares se encontraram agregados de até 150 exemplares bissados em um único substrato, demonstrando que o peixe não necessariamente seleciona estas presas individualmente (Montalto *et al.*, 1999).

- *Rhinodoras dorbignyi*. Conhecido como armado-amarelo, armadito, armado, armado-branco ou marieta no Paraguai, Uruguai e Argentina, e como abotoado, armal beçudo, armão ou mandi-capeta, no Brasil. Esta espécie apresenta boca estreita, com lábios grossos e numerosos dentes viliformes. Alimenta-se principalmente de peixes e crustáceos e inclui restos animais e vegetais (Ringuelet *et al.*, 1967). Mais recentemente, se definem os armados da família Doradidae como aparentemente necrófagos (comedores de carniça). Em exemplares procedentes do Rio Paraná Médio, a dieta está composta basicamente por insetos e, além disso, assinala-se a presença de *L. fortunei* (Montalto *et al.*, 1999). Previamente tinha-se reportado à presença de moluscos bivalves autóctones na alimentação desta espécie no Brasil (Veithenheimer & Mansur, 1975).
- *Oxydoras kneri*. Esta espécie, conhecida como armado chanco ou armado branco na Argentina, como armão botoado, focinho-de-porco no Brasil e como itawá-pochih e ytaguá-pochic em guarani, tem hábitos omnívoros. Em algumas espécies deste gênero os barbilhões do focinho e as membranas que rodeiam a boca formam uma estrutura de sucção (de Pinna, 1998). Basicamente se alimenta de insetos, crustáceos, moluscos e restos vegetais e animais (Ringuelet *et al.*, 1967). Recentemente foi mencionado como uma das espécies predadoras de moluscos invasores no rio Paraná inferior e no setor interno do Río de la Plata (Cataldo *et al.*, 2002).

Bagres

Entre os Siluriformes, as espécies conhecidas como bagres se caracterizam por apresentar o corpo desnudo, de seção mais ou menos triangular, com uma face ventral incolor e a dorsal colorida, desde dourada ou prateada até tons muito escuros, com barbilhões bem desenvolvidos e com nadadeiras peitorais providas de espinhos fortes e denteadas. São organismos lentos e, em grande medida, sedentários (Menni, 2004). Foram descritos como peixes frequentadores de fundo (Ringuelet *et al.*, 1967; Ringuelet, 1975; Menni, 2004) e definidos como espécies omnívoras, eurifágicas, que em geral apresentam uma dieta composta por moluscos, crustáceos e insetos, que pode variar de lama, plâncton ou peixes. As mudanças dependem da época do ano e da oferta do *hábitat*. Entre estas espécies, a mais comum é o bagre amarelo.

- *Pimelodus maculatus*. Esta espécie é conhecida com o nome de bagre amarelo, bagre manchado, bagre missioneiro e bagre overo na Argentina, Uruguai e Paraguai, ou mandi amarelo, mandi pintado, mandiguaçu e mandi tinga no Brasil (Figura 3a – Anexo V). Foi descrita como uma espécie de alimentação omnívora. Possui dentes orais dispostos em placas pré-maxilares e mandibulares, viliformes cônicos e ligeiramente curvados (Bellisio, 1965). Estes dentes apenas servem para a captura e não têm função triturante. Também possui dentes faríngeos que são similares aos orais e servem para a apreensão. A dieta descrita para esta espécie inclui elementos planctônicos, nectônicos e bentônicos, sempre relacionada às características dos diferentes

ambientes e à abundância local e temporal dos nutrientes. Até os 6 cm se comportam como planctívoros, depois se alimentam de peixes pequenos e camarões e, finalmente, se convertem em omnívoros e, inclusive, iliófagos (comedores de lama) (Bonetto *et al.*, 1963). Por outro lado, assinalou-se que é predador das espécies mais abundantes do *hábitat* (Alonso, 1978; Baiz & Cabrera, 1968; Oliva *et al.*, 1981), situação que se vê claramente refletida nas diferenças da dieta quando muda a disponibilidade de alimento. Alguns autores consideram o bagre amarelo como um consumidor primário, outros como um carnívoro secundário ou como pré-mineralizador que, no Río de la Plata, é predador das plantas aquáticas, material inorgânico, larvas de insetos e moluscos em escassa proporção (9,6%) (Oliva *et al.*, 1981). É muito interessante ressaltar que, em análises prévias à instalação das espécies de bivalves invasores, a incidência dos moluscos na dieta era muito baixa.

Nos últimos vinte anos a dieta do bagre amarelo variou, incorporando uma alta porcentagem de *Corbicula fluminea*, como se descreve para exemplares provenientes do rio Uruguai (Amestoy *et al.*, 1986). É importante ressaltar que até o presente o *L. fortunei* não tinha ainda se instalado. Posteriormente, se comprovou que no Rio Paraná Médio e no Río de la Plata consome preferencialmente o *L. fortunei*, que alcança até 100% da dieta (Figura 3b – Anexo V) (Montalto *et al.*, 1999; Cataldo *et al.*, 2002).

- *Pimelodus albicans*. Esta espécie é conhecida vulgarmente com o nome de bagre branco ou moncholo na Argentina e Uruguai, e como mandi, mandi-branco e mandi-moroti no Brasil. A morfologia e função dos dentes orais e faríngeos é similar à assinalada para o bagre amarelo. Possui boca larga, com pequenos dentes vomerianos, dispostos em duas placas, e os pré-maxilares em uma banda estreita. Foi considerada como uma espécie omnívora, com notória tendência à ictiofagia, dependendo do ambiente e disponibilidade de alimento (Menin & Martins Mimura, 1991; Pignalberi de Hassan *et al.*, 1973). Comporta-se como uma espécie de predador-necrófago, quer dizer, pode consumir tanto presas vivas como restos de organismos. Alimenta-se em um amplo segmento de coluna de água. Esta condição, somada a sua eurifagia, lhe permite ter uma dieta muito variada e um comportamento oportunista (Haro *et al.*, 2001).

Existem dados de trabalhos realizados no rio Paraná médio, anteriormente ao ingresso do mexilhão dourado, aonde se assinala que as porcentagens de moluscos registrados foram baixas em todas as ocasiões (Bonetto *et al.*, 1963).

Com a chegada dos bivalves asiáticos, o *P. albicans* começou a variar sua dieta. Em exemplares provenientes do Rio Uruguai se observou, no conteúdo estomacal, a presença de *C. fluminea* (Amestoy *et al.*, 1986). Como no caso anterior, estes dados são prévios à invasão do *L. fortunei*. Posteriormente, no Rio Paraná Médio e no Río de la Plata se registraram altas porcentagens de ingestão de *L. fortunei* (Montalto *et al.*, 1999; Boltoskoy & Cataldo, 1999; Cataldo *et al.*, 2002).

- *Pimelodus argenteus*. É outra espécie de bagre, que compartilha as características gerais assinaladas para as anteriores, com boca estreita provida de dentes pré-maxilares em bandas com pouca altura e dentes pterigóideos sobre o palato. Não existem dados prévios acerca da alimentação desta espécie. Recentemente, foi analisada a dieta de alguns exemplares e se assinalou a presença de uma alta porcentagem de *L. fortunei* no trato digestivo de um exemplar procedente do rio Paraná médio (Montalto, 2000).

Cascudos

Este grupo reúne uma série de espécies com características que as distinguem claramente do resto. Têm o corpo de seção transversal triangular, coberto por várias fileiras de placas ósseas, o ventre plano, com boca inferior, suctora, rodeada de barbelas ou franjas e com distintas morfologias labiais e dentárias (Figura 4 – Anexo V). Em geral, preferem águas calmas e elegem lugares protegidos. Têm hábitos

bentônicos e sedentários. Pertencem ao tipo Loricariforme (Ringuelet *et al.*, 1967; Ringuelet, 1975) ou ao tipo V Siluriformes com placas, Subtipo c loricarídeos (Menni, 2004), que, em geral, reúne peixes iliófagos ou que se alimentam de perífiton ou outros organismos aderidos, ou de gastrópodes. Estes dados prévios são muito interessantes, já que devido ao hábito epifaunal do mexilhão dourado, o converte em uma presa ótima para a ingestão por este grupo de peixes.

- *Brochiloricaria chauliodon*. É conhecida vulgarmente como vieja de cola ou vieja com barba na Argentina e cascudo no Brasil (Figura 4a e 4b – Anexo V). Na Figura 4c – Anexo V observa-se um detalhe da morfologia dentária. Em estudos recentes, ao analisar-se a dieta desta espécie, foi comprovado que se alimenta preferencialmente de moluscos nativos, entre outros de *Mytella charruana* (d'Orbigny, 1842) e *Erodona mactroides* Daudin, 1802 e, ocasionalmente, apareceram alguns exemplares de *L. fortunei* e restos de plantas (García & Protogino, 2002, 2005).

As espécies do gênero *Hypostomus* se alimentam de lama, detritos orgânicos e diatomáceas. O tubo digestivo se desenvolve de acordo com o tipo de dieta, já que possui dutos gastrintestinais longos (Menni, 2004). A lama que utilizam como alimento inclui diatomáceas e bactérias provenientes do bentos, restos de fitoplâncton e zooplâncton originado nas águas livres, restos de plantas superiores da zona bentônica, restos de microorganismos - tanto límnicos como bentônicos -, excrementos de organismos heterotróficos, material orgânico de origem terrestre e material mineral proveniente da zona imersa e das orlas (Gneri & Angelescu, 1951).

- *Hypostomus laplatae*. Não se conhecem dados acerca da dieta natural desta espécie, mas em um exemplar coletado no rio Paraná médio, o *L. fortunei* constituiu 100% do alimento ingerido (Montalto *et al.*, 1999).
- *Hypostomus uruguayensis*. Esta espécie foi citada, pela primeira vez para a Argentina, em um trabalho aonde se mencionam predadores do *L. fortunei*. O mexilhão dourado representa 100% da dieta desta espécie (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Cataldo *et al.*, 2002).
- *Paraloricaria vetula*. Conhecida vulgarmente como vieja de látigo ou vieja de cola na Argentina e cascudo no Brasil (Figura 4d – Anexo V), foi descrita como uma espécie detritívora. Foi observado que no Río de la Plata se alimenta preferencialmente de exemplares juvenis (entre 4 e 5 mm) de *C. fluminea* (García & Protogino, 2002, 2005) e que, no Rio Paraná, é predador do *L. fortunei* (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Cataldo *et al.*, 2002).
- *Megalancistrus parananus*. Esta espécie, conhecida vulgarmente como vieja espinosa, na Argentina e Uruguai, e como cascudo abacaxi no Brasil, apresenta dentes filiformes, delgados, sinuosos e bicuspidados, em forma de forquilha, de 20 a 36 na mandíbula superior e de 22 a 38 na inferior (Pignalberi de Hassan *et al.*, 1970; Miquelarena *et al.*, 1994). Não se conhecem dados sobre a alimentação natural desta espécie, apenas analisou-se a dieta de um exemplar proveniente do rio Paraná médio, no qual o *L. fortunei* constituía o total do alimento ingerido (Montalto, 2000).
- *Pseudohemiodon laticeps*. Conhecida vulgarmente como vieja de cola ou vieja de látigo na Argentina (Figura 4e e 4f – Anexo V), não existem dados prévios sobre a alimentação desta espécie; apenas observou-se em um exemplar procedente do rio Paraná na altura da cidade de Resistência, Chaco, a presença de grande quantidade de *L. fortunei* no trato digestivo (Montalto, 2000).

Os Cypriniformes. As carpas

- *Cyprinus carpio*. Esta espécie, conhecida vulgarmente com o nome de carpa, carpa espelho ou carpa comum (Lâmina 5B), é de origem asiática e foi introduzida em distintas épocas do Século XIX com finalidade esportiva. Em 1932 foi introduzida nos arredores do Prata e,

posteriormente, nas Missões, proveniente do Brasil. Também foi introduzida no Río de la Plata e no Rio Paraná (Navas, 1987), nas represas São Roque, Los Molinos e rio Terceiro em Córdoba, La Florida em São Luis, nas lagoas La Doce e Urre-Lauquen no Pampa, o baixo Vidaña de Trenque Lauquen e foi registrada no rio Uruguai (Barla & Iriart, 1987; CARP 1990, Fabiano *et al.*, 1992). Na década de 1940 foi citada pela primeira vez no Río de la Plata (Mac Donagh, 1945). Na atualidade é uma espécie muito comum nos corpos de água da província de Buenos Aires e os exemplares com maiores tamanhos se encontram no Río de la Plata (Colautti, 1997).

A carpa é uma espécie omnívora e seletiva quanto ao tamanho dos indivíduos ingeridos. Alimenta-se principalmente de lama, vegetais e invertebrados bentônicos, e os itens mais relevantes da dieta são os microcrustáceos, quironomídeos, material de origem vegetal particulado e sementes (Colautti, 1997; Menni, 2004). Pode, além disso, alimentar-se na película superficial ou por filtração em águas abertas. Recentemente foram analisados exemplares de carpa que incluíam na dieta o *L. fortunei*, registrando-se, em alguns casos, mais de 500 exemplares destes moluscos pelo estômago (Cataldo *et al.*, 2002).

Os Rajiformes. As raias de rio

- *Potamotrygon brachyurus*. A raia (Figura 5a – Anexo V), também conhecida como yabebi ou yavevih (em guarani) e como raia no Brasil, também como “raia fina” - definida assim pelos pescadores pela qualidade de sua carne (Martinez Achembach & Valentinis de Martinez Achembach, 1976; Ringuet *et al.*, 1967) – distribui-se em águas pouco profundas dos rios Paraguai, Uruguai e Paraná e, ocasionalmente, no Río de la Plata. É uma espécie bentônica, com o corpo deprimido e boca pequena ventral, provida de dentes pequenos dispostos em mais de 25 fileiras (Ringuet *et al.*, 1967). Os exemplares adultos se alimentam preferencialmente de crustáceos, moluscos e pequenos peixes (Martinez Achembach & Valentinis de Martinez Achembach, 1976); analisou-se a dieta de apenas um exemplar desta espécie no Rio Paraná Médio com exemplares juvenis do *L. fortunei* em seu trato digestivo (Montalto *et al.*, 1999).

Os Perciformes. A corvina

- *Micropogonias furnieri*. É conhecida vulgarmente pelo nome de corvina, corvina branca ou roncadora (os juvenis) na Argentina e Uruguai, e como corvina marisqueira, corvina de linha, cascuda ou cascote no Brasil. É uma espécie marinha que pode viver em ambientes com salinidade variável (eurihalina). Os indivíduos adultos desta espécie possuem dentes mandibulares molariformes capazes de triturar valvas de moluscos e dentes faríngeos fortes. A dieta dos indivíduos adultos desta espécie está baseada, fundamentalmente, em organismos bentônicos como crustáceos e poliquetos e, em menor proporção, aparecem moluscos autóctones como *Erodona mactroides* e *Heleobia* sp. (Braga, 1984; Puig, 1986; Sánchez *et al.*, 1991; Hozbor & García da Rosa, 2000; Gilberto, 2001). Os juvenis, menores de 140 mm de comprimento, se alimentam de copépodos, ovos e larvas de peixes e crustáceos. Depois da introdução do *L. fortunei* se comprovou que no Río de la Plata, o mexilhão dourado representava entre 60 e 80% da dieta dos exemplares de corvina maiores de 200 mm de comprimento (López Armengol & Casciotta, 1998).

CONCLUSÕES

Geralmente depois de uma alteração no meio natural, se experimentam mudanças na dieta dos organismos e os peixes em particular, costumam comportar-se como espécies oportunistas,

consumindo as presas mais abundantes do ambiente (Angelescu & Gneri, 1949; García, 1984). Neste sentido, vários autores determinaram a variação na dieta dos peixes do hemisfério norte, depois da instalação do *Dreissena polymorpha*, também com hábitos epifaunais como o *L. fortunei*. É interessante destacar que o *D. polymorpha* se desenvolve principalmente nos bentos de lagos, arroios e rios de baixa ordem, diferente do mexilhão dourado, que o faz em grandes rios como o Río de la Plata e os rios Paraná, Paraguai e Uruguai. Por outro lado, a extensão da planície aluvial do rio Paraná médio provê uma grande diversidade de substratos colonizáveis, tanto na margem dos rios como em lagoas anexadas e na zona de transição aquático-terrestre (ver Capítulo 5), que lhe permitiram instalar-se em distintos níveis verticais e desta forma ser consumida por espécies com diversos hábitos alimentares (Montalto *et al.*, 1999).

Até a atualidade foi registrada a incorporação do *L. fortunei* na dieta de três espécies de Caraciformes, doze Siluriformes, um Cypriniforme, um Perciforme e um Rajiforme. A maioria destas espécies está relacionada com o meio bentônico ou são frequentadoras de fundo, com hábitos omnívoros ou detritívoros e com grande plasticidade trófica. Sabe-se que as características de ordem funcional, anatômica e morfométrica do aparelho digestivo, estão relacionadas com os tipos de alimentos ingeridos e constituem adaptações (Angelescu & Gneri, 1949; Wootton, 1991; Coussac *et al.*, 1998). Neste sentido, a maioria destas espécies tem bocas adaptadas à sucção ou providas de dentes fortes, incisiformes ou molariformes; algumas delas possuem, além disso, dentes faríngeos com distinto grau de desenvolvimento.

A incorporação do *L. fortunei* e *C. fluminea* na dieta dos peixes foi causada pela grande oferta destes bivalves. O *Limnoperna fortunei* tem uma densidade de até 150.000 ind m⁻² em alguns ambientes naturais de sua ampla distribuição. A faixa de expansão desta espécie nos ecossistemas de água doce como o Río de la Plata, é extremamente rápida, e foi estimada em aproximadamente 240 km.ano⁻¹ (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000). Se bem que o consumo de moluscos por parte dos peixes tenha sido descrito como um efetivo regulador das populações destes invertebrados (Slootweg *et al.*, 1993), neste caso não podemos considerar os peixes como um fator de controle do *L. fortunei*, mas foi demonstrada a importância da predação do *Leporinus obtusidens*, *Pterodoras granulosus*, *Pimelodus albicans* e *P. maculatus* como potencial fator na redução das populações do Paraná médio (Montalto *et al.*, 1999).

Por outro lado, a maioria das espécies analisadas, com exceção do *Schizodon borelli*, *Brochiloricaria chauliodon* e *Hypostomus laplatae*, tem ampla distribuição na América do Sul. Seria possível prever uma mudança no comportamento alimentar destas espécies em toda a faixa de sua distribuição, a medida que o mexilhão dourado colonize estes ambientes. Portanto, a proliferação dos moluscos invasores representa uma mudança nas redes tróficas que seguramente provocará transformações na estrutura e dinâmica dos ecossistemas (Ferriz *et al.*, 2000).

Outro dos aspectos que devem assinalar-se refere-se à bioacumulação. Os bivalves são organismos sedentários, de ampla distribuição, com grandes populações, com hábitos filtradores, e têm uma grande capacidade de bioacumulação. Por todas estas condições, foram reconhecidos como organismos indicadores de contaminação dos ecossistemas aquáticos (Goldberg, 1976; Farrington *et al.*, 1983; Colombo *et al.*, 1995; 1997). No Río de la Plata, a bioacumulação de metais como Cd, Cu, e Zn foram confirmadas no *C. fluminea* e no *L. fortunei* (Bilos *et al.*, 1998, Villar *et al.*, 1999, Cataldo *et al.*, 2001). García & Protogino (2005) propõem a hipótese de que a concentração de metais na musculatura dos peixes poderia estar influenciada pela incorporação de bivalves invasores que acumulam traços de metais pesados. Este aspecto é muito importante já que várias destas espécies, como indicamos, são destinadas ao consumo humano. Neste sentido, a bioacumulação de Cd, Cu e Pb foi estudada no

armado (*Pterodoras granulosus*), mas não se pode estabelecer nenhuma correlação direta entre a bioacumulação e a alimentação (Villar *et al.*, 2001).

Através da análise da informação incluída neste capítulo, podemos assinalar que as espécies de peixes tratadas, que em geral compartilham hábitos omnívoros, modificaram sua dieta comportando-se como malacófagas. Esta situação permite inferir que se produziram mudanças nas populações das presas que formavam parte da dieta, antes da colonização dos bivalves invasores.

Por outro lado, podemos assinalar que a pressão de predação sobre os moluscos invasores, fundamentalmente o *Limnoperna fortunei*, é importante e, se bem que não pareça suficiente para frear a expansão geográfica de sua distribuição, provavelmente sim, o seja para diminuir as densidades populacionais.

REFERÊNCIAS

- Acha, E. M., H. Mianzan, C. A. Lasta & R. A. Guerrero. 1999. Estuarine spawning of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in the Río de la Plata, Argentina. *Marine Freshwater Research* 50: 57-65
- Alonso, C. 1978. Estudio del contenido gástrico de *Pimelodus clarias maculatus* (Lacépède, 1803) (Pisces, Pimelodidae). *Iheringia, Série Zoológica* 1: 47-61.
- Amestoy, F., G. Fabiano & M. Spinetti. 1986. Comunicación preliminar sobre la presencia de *Corbicula spp.* (Mollusca, Pelecipoda) en contenidos estomacales de peces de importancia comercial. En: Comisión Administradora del Río Uruguay: *El Río Uruguay e sus Recursos Pesqueros*, publicación 4: 49-53.
- Angelescu, V. & F. S. Gneri. 1949. Adaptaciones del aparato digestivo al régimen alimentario en algunos peces del Río Uruguay y del Río de la Plata. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 1 (6): 161-256.
- Baiz, M. L. & S. E. Cabrera. 1968. Alimentación naturale del bagre amarillo (*Pimelodus clarias*) de la zona de Punta Lara (Río de la Plata). *Comisión Asesora Regional de Pesca para o Atlântico Sudoccidental*, Documento Técnico 44: 1-7.
- Barla, M. J. & R. Iriart. 1987. La presencia de la carpa *Cyprinus carpio* L. en la laguna Chascomús y su significado. *Limnobiós* 2 (9): 685-686.
- Braga, L. 1984. *Contribución al conocimiento de la alimentación de los Sciaenidae y las adaptaciones del aparato digestivo a sus respectivos regímenes*. Tesis N° 422, Facultad de Ciencias Naturales, Universidade Nacional de La Plata, 210 pp.
- Braga, L. 1993. Los Anostomidae (Pisces, Loricariformes) de Argentina. En: Castellanos, Z. A. (Ed.). *Fauna de agua dulce de la República Argentina*. Programa de Fauna de Agua dulce, Concejo Nacional de Investigaciones Científicas e Técnicas 40 (3): 5-61 p.
- Bayley, P. D. 1973. Studies on the migratory characin, *Prochilodus platensis* Holmberg, 1889 (Pisces, Characoidei) in the river Pilcomayo, South America. *Journal of Fish Biology* 5: 25-40.
- Bechara, J. A., M. E. Varela & M. Martinez. 1997. Evaluación empírica de la tasa de consumo de invertebrados y alimento complementario en juveniles de Pacú (*Piaractus mesopotamicus*). *Revista de Ictiología* 5 (1-2): 23-25.
- Bellisio, N. B. 1965. Anatomía e histología del tracto digestivo de algunos pimelódidos argentinos. *Anais do Segundo Congresso Latinoamericano de Zoología*. Sao Paulo, Brasil 2: 107-123.
- Bilos, C., J. C. Colombo & M. J. Rodriguez Pesa. 1998. Trace metal in suspended particles, sediments and Asiatic clams (*Corbicula fluminea*) of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Pollution* 99: 1-11.
- Boltovskoy, D. & D. H. Cataldo. 1999. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). *Biofouling* 14: 255-263.
- Bonetto, A. A., C. Pignalberi & E. Cordiviola. 1963. Ecología alimentaria del "amarillo" e "moncholo", *Pimelodus clarias* (Bloch) e *Pimelodus albicans* (Valenciennes) (Pisces, Pimelodidae). *Physis* 24: 87-94.
- C.A.R.P. 1990. Relevamiento de los recursos pesqueros del Río de la Plata superior. *Comisión Administradora del Río de la Plata - Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero - Instituto Nacional de Pesca*, 125 pp.
- Cataldo, D. H., J. C. Colombo, D. Boltovskoy, C. Bilos & P. Landoni. 2001. Environmental toxicity assessment in the Paraná River delta (Argentina): simultaneous evaluation of

- selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles. *Environmental Pollution* 112: 379-389.
- Cataldo, D., D. Boltovskoy, V. Marini & N. Correa. 2002. Limitantes de *Limnoperna fortunei* en la cuenca del Plata: la predação por peces. Resúmenes de la Tercera Jornada sobre Conservación de la Fauna Íctica en el Río Uruguay. Paysandú. República Oriental del Uruguay.
- Claudi, R. & G. L. Mackie. 1994. *Zebra mussel monitoring and control*. Lewis publishers, Boca Ratón, 227 pp.
- Cleminson, A. J. M. 2000. *A characterisation and economic valuation of a sport fishery on the Paraná River in Argentina*. Thesis MSc. Centre for Environmental Technology T H Huxley School of Environment, Earth Sciences & Engineering, University of London, 103 pp.
- Colautti, D. C. 1997. *Ecología de la carpa Cyprinus carpio en la cuenca del Río Salado, provincia de Buenos Aires*. Tesis N° 685, Facultad de Ciencias Naturales, Universidade Nacional de la Plata, 260 pp.
- Colombo, J. C., C. Bilos, M. Campanaro, M. J. Rodríguez Presa & J. A. Cataggio. 1995. Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides by the asiatic clam *Corbicula fluminea*: Its use as sentinel organism in the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science and Technology* 29: 914-927.
- Colombo, J. C., C. Brochu, C. Bilos, P. Landoni & S. Moore. 1997. Long-term accumulation of individual PCBs, dioxins, furans, and trace metals in asiatic clams from the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science and Technology* 31: 3551-3557.
- Cotrina, C. P. 1986. Estudios biológicos sobre peces costeros con datos de dos campañas de investigación realizadas en 1981. II. La corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). *Publicación Comisión Técnica Mixta Frente Marítimo* 1 (1): 8-14.
- Cousseau, M. B., C. P. Cotrina, H. D. Cordo & G. E. Burgos. 1986. Análisis de datos biológicos de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) e pescadilla de red (*Cynoscion striatus*) obtenidos en dos campañas del año 1983. *Publicación Comisión Técnica Mixta Frente Marítimo* 1 (2): 319-332.
- Cussac, V. E., D. Ruzzante, S. Walde, P. J. Macchi, V. Ojeda, M. F. Alonso & M. A. Denegri. 1998. Body shape variation of three species of *Percyschthys* in relation to their coexistence in the Limay River basin, in northern Patagonia. *Environmental Biology of Fishes* 53: 143-153.
- Darrigran, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4: 145-156.
- Darrigran, G. A. & D. Colautti. 1994. Potencial control biológico del molusco invasor *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) en el Río de la Plata. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica do Uruguay* 7: 368-373.
- Darrigran, G. A. & I. Ezcurra de Drago. 2000. Invasion of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in America. *Nautilus* 2: 69-74.
- do Barco, D. M. 2000. Desarrollo sustentable de los recursos pesqueros en aguas continentales. *Informe sobre la situación actual de la actividad pesquera en la Provincia de Santa Fe En: Consejo Federal de Inversiones. Gobierno de la provincia de Santa Fe. Seminario Internacional de Pesca Continental*, 13 pp.
- Devincenzi, G. & G. W. Teague. 1933. *Peces del Uruguay. Notas complementarias*. Notas Ictiológicas, 2° ser., 4 (3 e 4): 1-100.
- Espinach Ros, A. & C. Fontes. 2000. Los recursos ícticos e pesquerías de la Cuenca del Plata. En: Bezzi, S., R. Akselman & E. Boschi (Eds). *Síntesis de las pesquerías marinas argentinas y de la Cuenca del Plata*. Años 1997-1998, con la actualización de 1999. Publicación especial del Instituto Nacional de Investigación e Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, 388 pp.
- Fabiano, G., F. Amestoy, C. García & L. Ares. 1992. Estudios de las variaciones en la abundancia, la estructura e la distribución espacio-temporal de los efectivos de carpa comum, *Cyprinus carpio* (Pises, Cyprinidae), en el Río de la Plata medio y inferior e en el Río Uruguay inferior. *Publicación Comisión Administradora del Río Uruguay, Serie Técnico Científica* 1: 1-79.
- Farrington, J. W., E. D. Goldberg, R. W. Risebrough, J. H. Martin & V. T. Bowen. 1983. U.S. "Mussel watch" 1976-1978: and overview of the trace-metal, DDE, PCB, hydrocarbon, and artificial radionuclide data. *Environmental Science and Technology* 17: 490-496.
- Ferriz, R. A., C. A. Villar, D. Colautti & C. Bonetto. 2000. Alimentación de *Pterodoras grandeulosus* (Valenciennes) (Pisces, Doradidae) en la baja cuenca del Plata. *Revista do Museo Argentino de Ciencias Naturales, nueva serie* 2: 151-156.

- Froese, R. & D. Pauly (EDS.) 2004. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (06/2004).
- García, M. L. 1984. Sobre la biología de *Discopyge tshudii* (Chondrichthyes, Narcinidae). *Physis* (Buenos Aires), A, 42 (103): 101-112.
- García, M. L. & L. C. Protogino. 2002. Nuevos depredadores de moluscos invasores en la cuenca del Río de la Plata. *Resúmenes de la Tercera Jornada sobre Conservación de la Fauna Áctica en el Río Uruguay*. Paysandú. República Oriental del Uruguay.
- García, M. L. & L. C. Protogino. 2005. Invasive freshwater molluscs are consumed by native fishes in South America. *Journal Applied Ichthyology* 21: 34-38.
- Giberto, D. A. 2001. *Fondos de alimentación de la corvina rubia (Micropogonias furnieri) en el estuario del Río de la Plata*. Tesis de Licenciatura da Universidade Nacional Mar del Plata.
- Gneri, F. & V. Angelescu. 1951. La nutrición de los peces iliófagos en relación con el metabolismo geral del ambiente acuático. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Zoología* 2 (1): 1-144.
- Goldberg, E. D. 1976. *The health of the ocean*. UNEP Press. Paris, 172 pp.
- Hahn, N. S., I. Adrian, R. Fugí & V. L. Lescano de Almeida. 1997. Ecología trófica. En: Amato de Moraes Vazzoler, E. A., Agostinho, A. & N. S. Hahn (Eds). *A planície de inundação do alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*, pp. 209-228. Editora de Universidade Estadual de Maringá - Núcleo de pesquisas em Limnología, Ictiología e acuicultura, Maringá.
- Haimovici, M. 1998. Teleósteos demersais e bentónicos. En: Seeliger, A., C. Odebrecht & J. P. Castello (Eds): *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*, pp. 43-152. Ecoscientia, Rio Grande.
- Haimovici, M., S. D. Pereira & P. C. Vieira. 1989. La pesca demersal en el sur de Brasil en el periodo 1975-1985. *Frente Marítimo* 5: 151-161.
- Haro, J. G., M. A. Bistoni & M. Gutierrez. 2001. Ecología alimentaria del bagre blanco *Pimelodus albicans* (Val.) (Pisces, Pimelodidae) en la cuenca de Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias*, Córdoba, Argentina 66: 25-39.
- Hozbor, N. M. & S. B. García de la Rosa. 2000. Alimentación de juveniles de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la laguna costera Mar Chiquita (Buenos Aires, Argentina). *Frente Marítimo* 18: 59-70.
- Isbrücker, I. J. M. 1979. Descriptions préliminaires de nouveaux taxa de la famille des Loricariidae. *Revue Française Aquarologie* 5: 86-116.
- Ituarte, C. F. 1981. Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense (Mollusca, Corbiculidae). *Neotropica* 27: 79-83.
- Lagler, K. F. 1977. *Freshwater fishery biology*. W. M. C. Brown Company, U.S.A., 421 pp.
- Lasta, C. A. 1995. *La Bahía Samborombón: zona de desove e cría de peces*. Tesis N° 636, Facultad de Ciencias Naturales, Universidade Nacional de La Plata, 304 pp.
- Lasta C. A. & E. M. Acha. 1996. Cabo San Antonio: su importancia en el patrón reproductivo de peces marinos. *Frente Marítimo* 16: 29-37.
- Lepage, W. L. 1993. The impact of *Dreissena polymorpha* on waterworks operations At Monroe, Michigan: a case history. En: Nalepa T. F. & D. W. Schloesser (Eds): *Zebra mussel. Biology, Impact and Control*, pp. 333-358. Lewis publishers, Boca Ratón.
- López Armengol, M. F. & J. R. Casciotta. 1998. First record of the predation of the introduced freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) by the native fish *Micropogonias furnieri* (Scienidae) in the Río de la Plata estuary, South America. *Iberus* 16: 105-108.
- Macchi, G. J. & E. H. Christiansen. 1996. Análisis temporal del proceso de maduración y determinación de la incidencia de atresias en la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). *Frente Marítimo* 11: 73-83.
- Mac Donagh, E. J. 1945. Pesca de una "carpa de espejuelos" en el Río de la Plata. *Notas del Museo de la Plata, Zoología* 10 (69): 315-324.
- Mackie, G. L. 1991. Biology of the exotic zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in relation to native bivalves and its potential impact in Lake St. Clair. *Hydrobiologia* 219: 251-268.
- Martinez Achembach, G. & S. Valentinis de Martinez Achembach. 1976. Nota acerca de algunas especies de "raya fluvial" (Batoidei, Potamotrygonidae), que frecuentan el sistema hidrográfico del Río Paraná medio en el Departamento La Capital (Santa Fe, Argentina). Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino" 8: 1-32.
- Mastrarrigo, V. 1950. La Boga. Contribución a su conocimiento biológico. *Almanaque*

- Ministerio de Agricultura e Ganadería 25: 417-426.
- Mendez dos Santos, G. 1981. Estudos de alimentação e hábitos alimentares de *Shizodon fasciatus* Agasiz, 1829, *Rhytiodus microlepis* Kner, 1859 e *Rhytiodus argenteofuscus* Kner, 1859, do lago Janauacá - AM (Osteichthyes, Characoidei, Anostomidae). *Acta Amazónica* 11 (2): 267-283.
- Menni, R. C. 1983. *Los peces en el medio marino*. Estudio Sigma, Buenos Aires, Argentina, 169 pp.
- Menni, R. C. 2004. *Peces y ambientes en la Argentina continental*. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales 5: 1-316.
- Menin, E. & O. Martins Mimura. 1991. Anatomía funcional da cavidade bucofaringea de *Pimelodus* sp. (Siluriformes, Pimelodidae). *Revista Ceres* 38 (218): 286-304
- Mianzan, H., Lasta, C. A., Acha, E. M., Guerrero, R. A., Macchi, G. & C. Bremec. 2001. The Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. En: Seeliger, U., de Lacerda, L. D. & B. Kjerve (Eds). *Ecological studies: coastal marine ecosystems of Latin America*, pp. 185-204, Vol 144, Springer-Verlag, Berlin.
- Miquelarena, A. M., H. L. López, & A. E. Aquino. 1994. Los Ancistrinae (Pisces: Loricariidae) de Argentina. *Fauna de agua dulce de la República Argentina* 40 (3): 1-49.
- Montalto, L. 2000. *Análisis de los factores que inciden en la disminución de un molusco invasor: Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae). Tesis de Licenciatura. Facultad de Humanidades e Ciencias, Universidade Nacional del Litoral, 127 pp.
- Montalto, L., O. B. Oliveros, I. Ezcurra de Drago & L. D. Demonte. 1999. Peces del Río Paraná medio predadores de una especie invasora: *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae). *Revista de la Facultad de la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidade Nacional del Litoral* 3: 85-103.
- Nalepa T. F. & D. W. Schloesser. 1993. *Zebra mussel. Biology, Impact and Control*. Lewis publishers, Boca Ratón, 810 pp.
- Navas, J. R. 1987. Los vertebrados exóticos introducidos en la Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"*, *Zoología* 16 (2): 7-38.
- Norbis, W. 1995. Influence of wind, behaviour and characteristic of the croaker (*Micropogonias furnieri*) artisanal fishery in the Río de la Plata (Uruguay). *Fisheries Research* 22: 43-58.
- Norbis, W., L., Paesch, J. Verocai & G. Villamarin. 1992. Cambios en la estructura da población de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) capturada en la pesquería artesanal de Pajas Blancas, Montevideo, Uruguay. *Frente Marítimo* 11: 37-45.
- Occhi, R. N. & O. B. Oliveros. 1974. Estudio anatómo-histológico de la cavidade bucofaringea de *Leporinus obtusidens* Valenciennes e su relación con el régimen alimentario (Pisces, Tetragonopteridae). *Physis* 3: 77-90.
- Oliva, A., C. A. Ubeda, I. E. Vignes, & A. Uriondo. 1981. Contribución al conocimiento de la ecología alimentaria del bagre amarillo (*Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803), del Río de la Plata (Pisces, Pimelodidae). *Revista del Museo de Ciencias Naturales* 1: 30-50.
- Otero, H. & P. M. Ibañez. 1986. Abundancia relativa de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*): Modelos de producción excedente. *Publicación de la Comisión Técnica Mixta do Frente Marítimo* 1 (2): 341-350.
- Panattieri, A. E. & D. do Barco. 1982. Peces de la Provincia de Santa Fe. Peces omnívoros, preferentemente de fondo, de verano. Armado gallego (*Pterodoras granulosus*). *Ciencia y Tecnología Agropecuaria, Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Provincia de Santa Fe* 25: 21-23.
- Pastorino, G., G. Darrigran, S. Martín & L. Lunaschi. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1957) (Mytilidae) nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica* 39: 101-102.
- Penchaszadeh, P. E., D. Darrigran, C. Angulo, A., Averbuj, M. Brögger, A. Dogliotti & N. Pírez. 2000. Predation of the invasive freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) by the fish *Leporinus obtusidens* Valenciennes, 1846 (Anostomidae) in the Río de la Plata, Argentina. *Journal of Shellfish Research* 19: 229-231.
- Pignalberi de Hassan, C., E. Cordiviola de Yuan & O. Oliveros. 1970. Sobre la presencia de *Pterigoplychthys aculeatus* (Perugia) en el Río Paraná Medio (Pices, Loricariidae). *Physis* 29 (79): 379-384.
- Pignalberi de Hassan, C., E. Cordiviola de Yuan & R. Occhi. 1973. Anatomía e histología del aparato digestivo de *Pimelodus albicans* (Pisces, Pimelodidae). *Physis* 32 (85): 297-308.
- Pinna, M.C.C., DE. 1998. Phylogenetic relationships of Neotropical Siluriformes: historical overview and synthesis of hypotheses. En:

- Malabarba, L. R.; Reis, R. E.; Vari, R. P.; Lucena, Z.M.S. & C. A. S. Lucena (Eds.): *Phylogeny and classification of Neotropical fishes*, pp. 279-330, EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Puig, P. 1986. Análisis de contenidos estomacales de corvina blanca (*Micropogon operculatis*) (Sciaenidae, Perciformes). Verano 1984. *Publicación Comisión Técnica Mixta Frente Marítimo* 1 (2): 333-340.
- Quirós, R. 1990. The Paraná River basin development and the changes in the lower basin fisheries. *Interciencia* 15 (6): 442-451.
- Ringuelet, R. A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América do Sur. *Ecosur* 2 (3): 1-122.
- Ringuelet, R. A., R. A. Arámburu & A. Alonso de Arámburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científica de la Provincia de Buenos Aires, 602 pp.
- Rodríguez, M. S. 2003. Sistemática y distribución geográfica de peces de la familia Loricariidae (Ostariophysi, Siluriformes) en la Argentina con especial referencia a los Loricariinae. Tesis N° 800, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Plata, 175 pp.
- Sánchez, F., N. Mari, C. Lasta & A. Giangio. 1991. Alimentación de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía Samborombón. *Frente Marítimo* 8: 43-50.
- Schloesser, D. W. 1995. Introduced species, zebra mussel in North America. En: Nieremberg, W. A. (Ed). *Encyclopedia of environmental Biology*, pp. 337-356. Academic Press, San Diego.
- Slootweg, R., P. A. Vroeg & S. J. Wiersma. 1993. Effects of molluscivorous fish, water quality and pond management on the development of schistosomiasis vector in aquaculture ponds. *Aquaculture and Fisheries Management* 24: 123-128.
- Smit, H., A. Bij de Vaate & A. Fioole. 1992. Shell growth of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha* (Pallas)) in relation to selected physico-chemical parameter in Lower Rhine and some associated lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 124: 257-280.
- Spinetti, M., R. Foti & S. Olivera. 1992. Comparación de eficiencias de tres modalidades de extracción de *Corbicula fluminea* (Bivalva, Corbiculidae) y estudio de su densidad en la playa de Nueva Palmira (Colonia, Uruguay). *Publicaciones de la Comisión Administradora del Río Uruguay, Serie Técnica Científica* 5: 30-35.
- Sverlij, S. B., H. L. López, R. L. D. Dofino Schenke & A. Spinach Ros. 1998. Peces del río Uruguay. Guía ilustrada de las especies más comunes del río Uruguay inferior y el embalse de Salto Grande. *Publicaciones de la Comisión Administradora del Río Uruguay. Paysandú, Uruguay*. 89 pp.
- Veithenheimer, I. L. & M. C. Deher Mansur. 1975. Primeiras observações de bivalves dulciaquícolas como alimento de "armado amarillo", *Rhinodoras d'orbigny* (Kroyer, 1855) Bleeker, 1862. *Iheringia, Série Zoologia* 46: 25-31.
- Villar, C., J. Stripeikis, L. D' Huicque, M., Tudino, O. Troccoli & C. Bonetto. 1999. Cd, Cu and Zn concentrations in sediments and the invasive bivalves *Limnoperna fortunei* and *Corbicula fluminea* at the Río de la Plata basin, Argentina. *Hydrobiologia* 416: 41-49.
- Villar, C., J. Stripeikis, D. Colautti, L. D' Huicque, M. Tudino & C. Bonetto. 2001. Metals contents in two fishes of different feeding behaviour in the Lower Paraná River and Río de la Plata Estuary. *Hydrobiologia* 457: 225-233.
- Wootton, R. J. 1991. *Ecology of teleost fishes*. Fishes and Fisheries Serie 1, Chapman & Hall, Londres, 404 pp.

ANEXO V



Figura 1. a) *Leporinus obtusidens*; b) Detalhe dos dentes do *L. obtusidens*; c) *Schizodon borelli*.

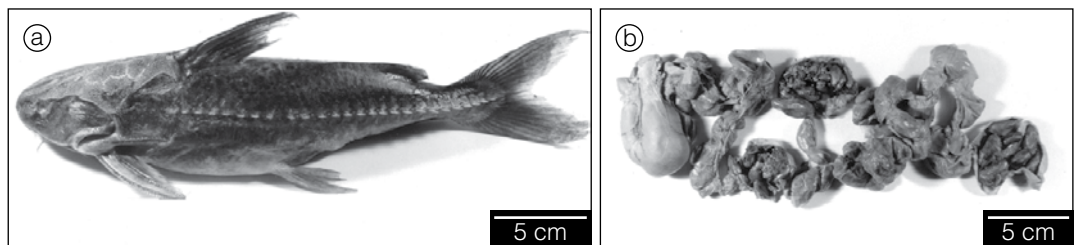


Figura 2. a) *Pterodoras grandeulosus*; b) Trato digestivo *P. grandeulosus*, aonde se observa a presença do *Limnoperna fortunei* em seu interior.

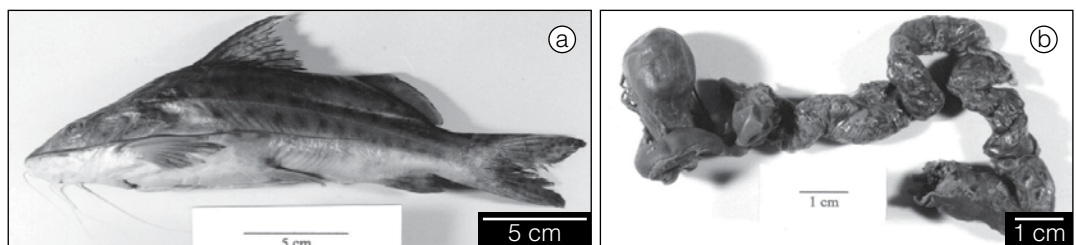


Figura 3. a) *Pimelodus maculatus*; b) Trato digestivo. Por transparência se observa o *L. fortunei*.

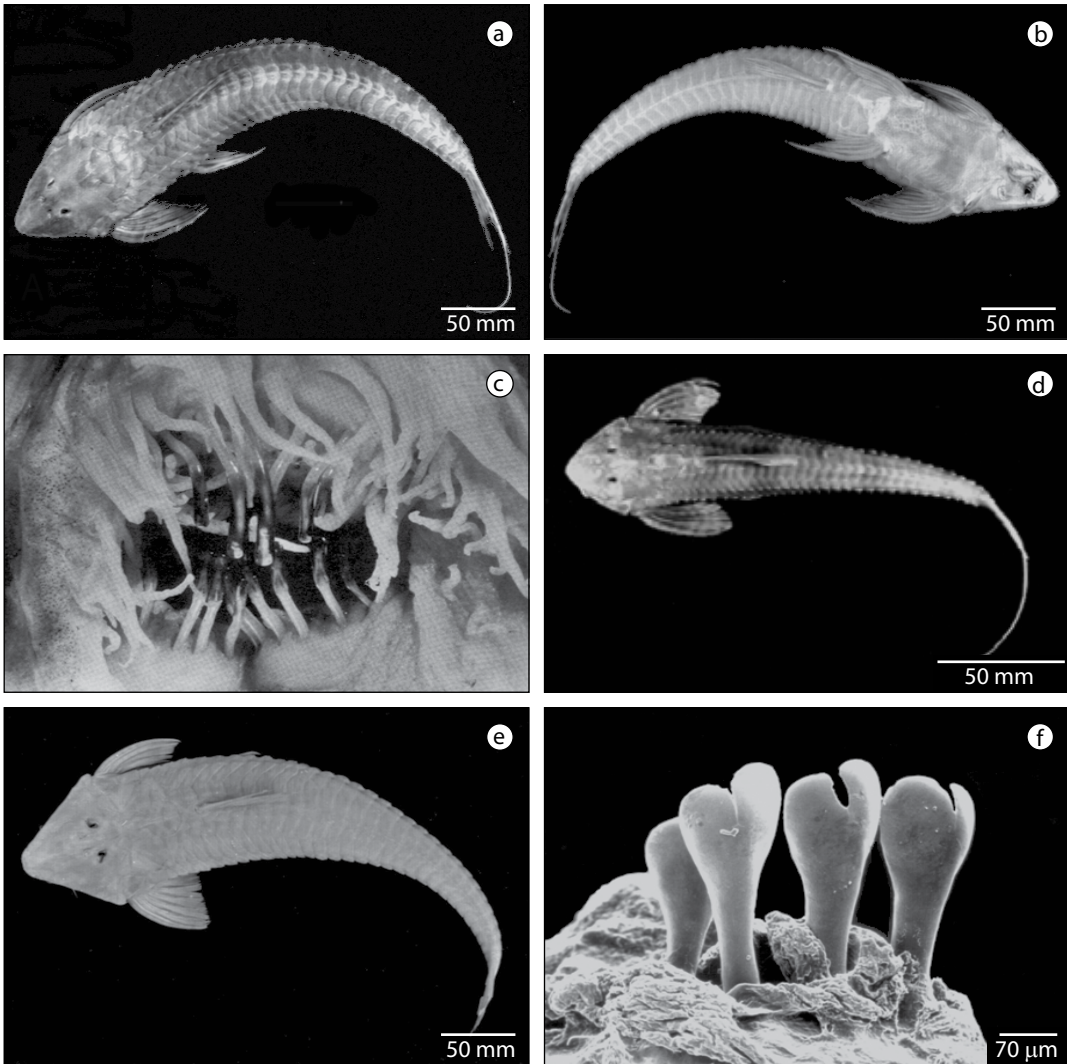


Figura 4. a) Vista dorsal do *Brochiloricaria chauliodon*, 342 mm de comprimento padrão; b) Vista ventral (modificadas de Rodríguez, 2003); c) Detalhe dos dentes do holotipo (modificada de Isbrücker, 1979); d) *Paraloricaria vetula*. 171,1 mm de comprimento padrão (escala 50 mm); e) *Pseudohemiodon laticeps*, 272 mm de comprimento padrão; f) Detalhe dos dentes pré-maxilares de *P. laticeps* (modificadas de Rodríguez, 2003).

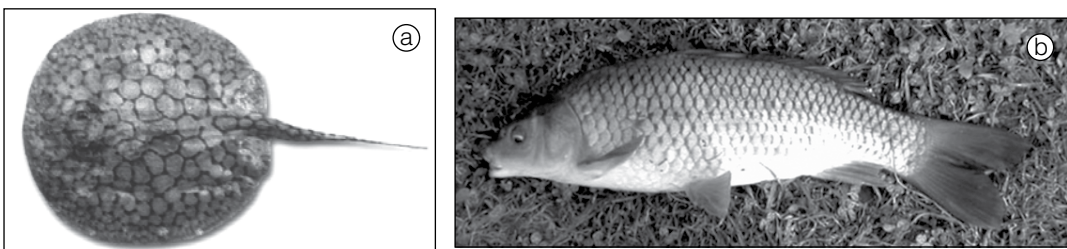


Figura 5. a) *Potamotrygon brachyura* (modificada de Sverlij *et al.*, 1998). Foram descritos exemplares de até 475 mm; b) *Cyprinus carpio* (modificada de Froese e Pauly, 2004).

CAPÍTULO 8

TAXAS DE CLAREAMENTO: RITMOS E IMPACTO

Francisco Sylvester¹, Demetrio Boltovskoy^{1, 2, 3} & Daniel Cataldo^{1, 2, 3}

INTRODUÇÃO

Como na grande maioria dos bivalves, tanto de água doce como marinhos, o *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) se alimenta de partículas de material orgânico suspensas na água. Para isso, filtram o líquido através das brânquias, estruturas especializadas que retêm o material particulado, parte do qual é ingerido. A quantidade de material nutritivo presente nas águas de rios e lagos é normalmente muito baixa, geralmente menos de 1 mg por litro, motivo pelo qual os organismos filtradores devem processar volumes de água muito altos para satisfazer suas demandas energéticas, de crescimento e reprodutivas. Em consequência, quando as densidades de organismos que se alimentam desta maneira são altas, sua atividade filtradora costuma afetar profundamente os ecossistemas aonde habitam.

Os mecanismos mediante os quais o processo de alimentação dos filtradores influencia o ambiente são múltiplos. Em primeiro lugar, a filtração extrai material particulado da coluna de água e o transfere aos sedimentos em forma de fezes ou pseudofezes; desta maneira a água se torna mais transparente e o fundo é enriquecido com material orgânico. Além disso, o consumo e a digestão de partículas ativam a degradação e mineralização; isso afeta as quantidades e relações percentuais de nutrientes inorgânicos na coluna de água, que por sua vez incidem sobre a quantidade e tipo de fitoplâncton. A diminuição da turbidez, o consumo do fitoplâncton e o aumento nas concentrações de nutrientes favorecem o crescimento da vegetação de fanerógamas submersas. Os animais bentônicos, em particular os detritívoros, são favorecidos pelo maior conteúdo de material orgânico no fundo, pela maior oxigenação da água devido à circulação produzida pelo processo de filtração e pelas oportunidades de refúgio e proteção que oferecem os bancos de filtradores sésseis como os do *L. fortunei* (Karatajev *et al.*, 2004).

Se bem que até o momento, nenhum destes efeitos tenha sido descrito ainda para o mexilhão dourado (com exceção de sua influência sobre a diversidade e abundância de invertebrados bentônicos em uma localidade do Río de la Plata: Darrigran *et al.*, 1998; ver Capítulo 3), isso seguramente se deve à escassez de investigações e não à ausência de efeitos. Modificações do meio, como as apresentadas, foram descritas em numerosos ambientes da Europa e EUA invadidos pelo mexilhão zebra *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), uma espécie oriunda da área da depressão Aralo-Caspiana que começou a propagar-se pela Europa ocidental no século XIX e desembarcou na América do Norte no final da década de 1980. Apesar de serem membros de famílias diferentes, o *L. fortunei* (Mytilidae) e o *D. polymorpha* (Dreissenidae), compartilham numerosas características. Ambas são dióicas e de tamanho similar, têm crescimento rápido, se fixam em substratos duros por meio de um forte bisso, se dispersam velozmente graças a seus estágios larvais planctônicos e alcançam densidades populacionais extremamente altas (Ricciardi & Rasmussen, 1998; MacNeill, 2001; O'Neill, 2001; Karatajev *et al.*, 2004). Como o *L. fortunei*, depois de invadir uma área, o *D. polymorpha* se converte no único invertebrado bentônico dominante, a tal ponto que sua biomassa chega a superar em mais de dez vezes a de

¹ Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 1428 Buenos Aires, Argentina.

² Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia., Av. Ángel Gallardo 470, 1405 Buenos Aires, Argentina.

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Argentina.

qualquer outro componente da comunidade (Karatayev *et al.*, 1997, 2004). Estas similaridades sugerem que os ambientes sul-americanos recentemente colonizados pelo *L. fortunei* estão sofrendo modificações similares às observadas em eventos de invasão por parte do *D. polymorpha*. Um dos parâmetros mais importantes para quantificar estes efeitos são as taxas de filtração (ou clareamento) destes animais.

O estudo que se descreve a seguir, tem por finalidade estimar pela primeira vez as taxas de filtração (ou clareamento) do *L. fortunei* em condições controladas de laboratório (Sylvester *et al.*, 2005). Com a finalidade de permitir extrapolações às condições ambientais, se trabalhou com duas alturas de exemplares adultos (15 e 23 ± 1 mm de comprimento máximo valvar), e com três valores de temperatura da água (15, 20 e 25 °C) representativos do ciclo térmico anual no delta inferior do Rio Paraná e o estuário do Río de la Plata.

DESENVOLVIMENTO

Métodos de medição das taxas de filtração

Existem várias maneiras de medir as taxas de filtração (ou clareamento) dos moluscos filtradores (e.g., Jørgensen, 1990). Neste estudo se optou por uma técnica de laboratório que estima os volumes de água filtrada com base na diminuição da concentração de partículas em suspensão (algas), devido ao consumo por parte dos animais em períodos breves de tempo. Mesmo que a extrapolação dos resultados deste tipo de análise deva considerar certos cuidados (e.g., Ten Winkel & Davids, 1982; Reeders *et al.*, 1989; Bastviken *et al.*, 1998; Diggins, 2001), as estimativas obtidas são úteis, e se ajustam razoavelmente bem às derivadas de trabalhos de campo (e.g., Reeders *et al.*, 1989; Kraak *et al.*, 1994; Riisgård, 2001; Diggins, 2001; Dionisio Pires *et al.*, 2004).

Os moluscos, separados do substrato no campo, são transportados ao laboratório e colocados em recipientes com água corrente a 25 °C, aerada e desclorada, com a finalidade de que, em um lapso de 2-3 dias, se tornem a fixar sobre as varetas plásticas distribuídas no fundo desses recipientes. Os animais firmemente aderidos são transferidos a vasos de precipitação de 2 l aonde são mantidos (até 11 dias) com aeração e alimento, aclimatando-os às condições experimentais mediante variações lentas da temperatura da água (1 °C por dia).

Como câmara experimental, se utiliza um vaso de precipitação de 400 mL colocado em outro recipiente maior, com água em temperatura controlada, aonde as algas [*Chlorella vulgaris* (Beijerinck, 1890), diâmetro celular 5-10 µm, em densidades de 7.000-10.000 células por ml] são mantidas em suspensão homogênea mediante um agitador magnético (Figura 1). As provas, ao redor de 30 minutos, se realizam nas três temperaturas com duas alturas, utilizando 10 réplicas por temperatura/altura com um indivíduo cada uma. Sylvester *et al.* (2005) discutem detalhadamente este tipo de metodologia e os erros potenciais envolvidos.

Filtração do *L. fortunei*: valores, comparação com outras espécies e impacto sobre o sistema

O *Limnoperna fortunei* filtra entre 125 e 350 mL de água por hora (média: 242 mL.h⁻¹), com valores extremos de 45 a 514 mL.h⁻¹ (Figura 2). As mesmas cifras, expressas em função do peso seco individual, são 9,9 a 29,5 mL.mg⁻¹.h⁻¹ (média: 18,1 mL.mg⁻¹.h⁻¹). Para o *L. fortunei*, 1 g de tecido seco equivale aproximadamente a 10 g de peso úmido escorrido (sem valvas), e 50 g de peso (vivo) total (com valvas). Em consequência, as taxas de filtração são obtidas considerando-se o peso seco de tecidos 990-2.950 mL.g⁻¹.h⁻¹ e o peso total 198-590 mL.g⁻¹.h⁻¹.

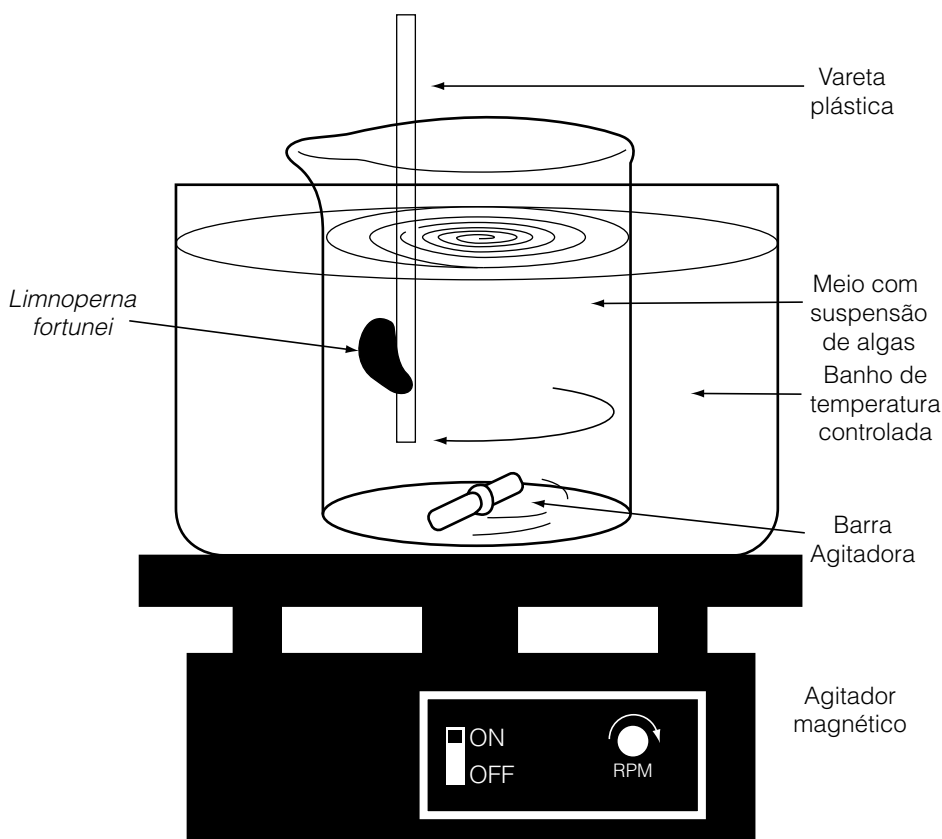


Figura 1. Esquema das condições experimentais utilizadas para as experiências de filtração.

Como em outros moluscos, as taxas de filtração variam substancialmente em função de vários fatores, em particular o comprimento dos animais e a temperatura da água. Em termos absolutos, os exemplares maiores filtram mais água por unidade de tempo que os menores (Figura 2), mas as variações individuais são muito altas, de maneira que as regressões comprimento ou peso versus volume de água filtrada, frequentemente reúnem correlações estatisticamente não significativas (Figura 3). Não obstante, quando os valores de filtração se referem ao comprimento dos moluscos, se observa que os exemplares de menor comprimento são proporcionalmente mais ativos, processando entre 60 e 80% mais água que os adultos (Figura 4). Estas diferenças confirmam um comportamento semelhante ao da grande maioria dos bivalves, atribuível, entre outros fatores, à maior demanda metabólica dos juvenis, e a que a relação superfície das brânquias versus tamanho diminui sensivelmente com a idade (Kryger & Riisgård, 1988; Reeders & Bij de Vaate, 1990).

A amplitude térmica normal das águas do delta inferior do Rio Paraná e do Río de la Plata é de pouco menos de 20 graus, oscilando entre 11 °C em agosto e 28 °C em janeiro. Em consequência, os valores experimentais utilizados (15, 20 e 25 °C) cobrem aproximadamente a faixa anual, permitindo uma extrapolação mais precisa das taxas de filtração estudadas em relação às condições naturais. Como se observa na Figura 4, a temperatura da água tem um efeito muito importante sobre as taxas de filtração: os 10 graus de diferença entre os valores experimentais mínimo e máximo quase duplicam a velocidade de processamento da água por parte dos moluscos.

Mesmo que alguns estudos tenham se referido a taxas de filtração independentes da temperatura (e.g., Reeders & Bij de Vaate, 1990, para o mexilhão zebra), a relação direta entre estas variáveis

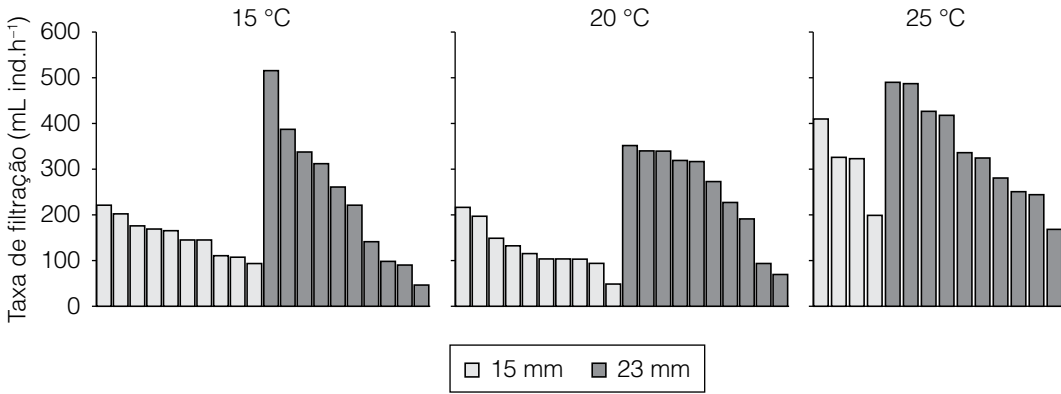


Figura 2. Taxas de filtração do *L. fortunei* em função do comprimento e da temperatura experimental.

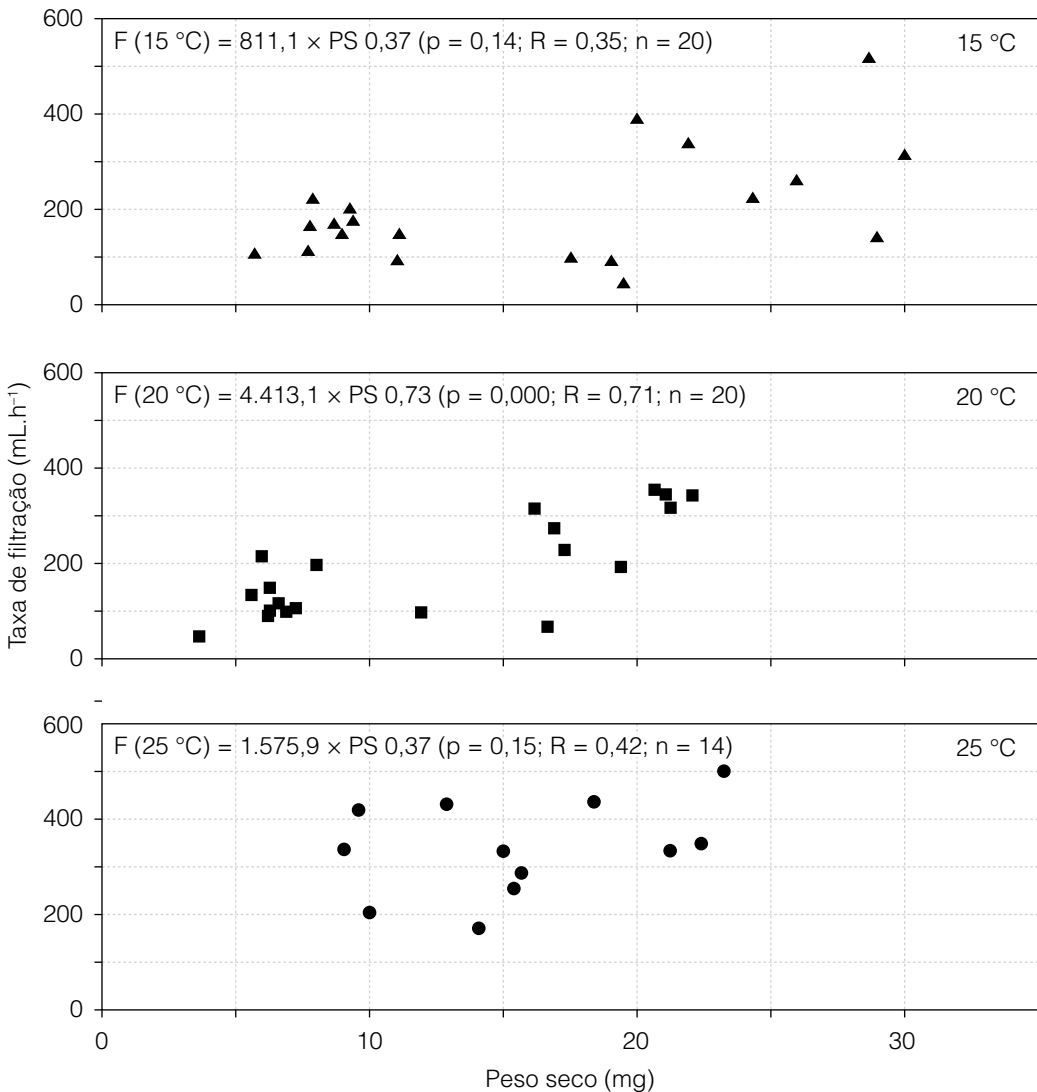


Figura 3. Taxas de filtração em função da biomassa de *L. fortunei*. Apresentam-se graficamente todos os valores experimentais obtidos e indicam-se os parâmetros das correlações correspondentes.

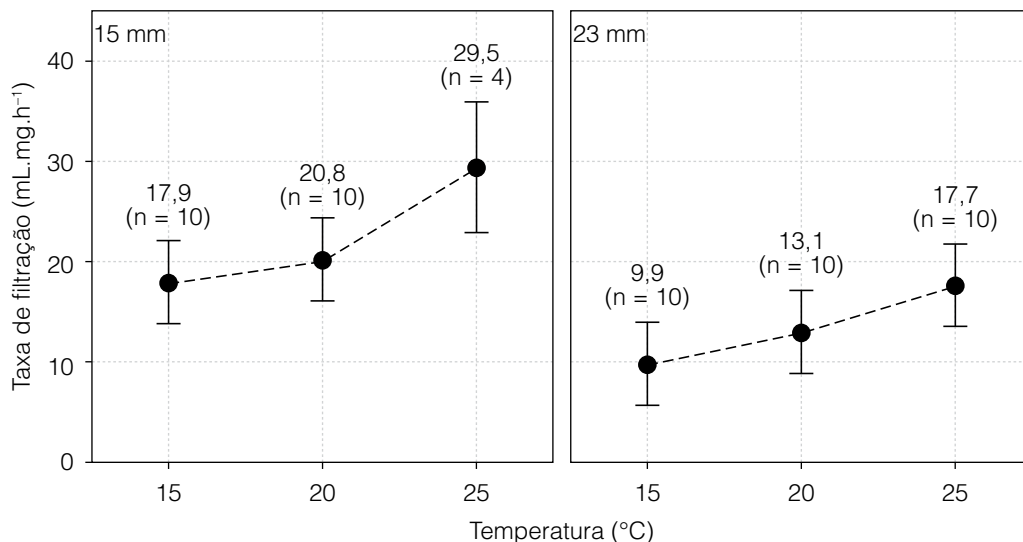


Figura 4. Taxas de filtração por miligramas de peso seco em função do comprimento do *L. fortunei* e da temperatura experimental (média e desvio padrão).

encontrada para o *L. fortunei* é consistente com a maior parte da informação prévia sobre animais aquáticos em geral, e sobre bivalves de água doce em particular (Jørgensen, 1990; Aldridge *et al.*, 1995; Sprung, 1995). Normalmente, a atividade filtradora mantém uma relação direta com a temperatura até alcançar um *plateau* que uma vez superado, esta diminui abruptamente. As taxas mais elevadas costumam ser interpretadas como indicadoras de condições de alimentação ótimas (Reeders & Bij de Vaate, 1990; Lei, 1993). Nos resultados apresentados, o *plateau* e a diminuição não se observam (Figura 4) devido, seguramente, a que a faixa térmica experimental não chega a cobrir o extremo superior de temperaturas adequadas para o *L. fortunei*. De fato, como se nota mais acima, no delta inferior do Paraná, as temperaturas estivais chegam ao redor de 28 °C, enquanto que no Paraná superior e no Rio Paraguai (áreas invadidas pelo *L. fortunei*) excede os 32 °C. Em consequência, é provável que a inflexão na curva de filtração ocorra por volta dos 32-33 °C.

Torna-se dificultoso realizar a comparação entre as taxas de filtração do *L. fortunei* e as relatadas para outras espécies de bivalves por causa da grande variabilidade dos dados publicados, variabilidade que se deve às diferenças nas condições de trabalho [por exemplo, oxigênio dissolvido, velocidade de corrente, etc. (Sprung, 1995; Ackerman, 1999)] e nos protocolos experimentais (Reeders *et al.*, 1989; Jørgensen, 1990; Reeders & Bij de Vaate, 1990). Apesar destas limitações, a informação disponível permite esboçar alguns contrastes gerais; a Figura 5 ilustra as taxas de filtração de várias espécies de bivalves marinhos e de água doce, incluindo duas espécies invasoras de grande potencial biótico e ampla dispersão [*Corbicula fluminea* (Müller, 1774) e *D. polymorpha*]. As taxas do *L. fortunei* estão claramente no extremo superior do espectro de valores.

Há várias considerações de importância que devem ser levadas em conta para a interpretação dos dados ilustrados na Figura 5. Mesmo que os valores plotados estejam referidos a uma unidade de peso constante (15 mg de peso seco), as diferenças no comprimento entre as espécies incluídas são muito grandes, de maneira que a filtração por indivíduo possa ser muito mais baixa no *L. fortunei* que em outros bivalves. A superestimativa da filtração do *L. fortunei* pode ser devido também ao fato de que valores indicados para esta espécie estejam, provavelmente, próximos aos ótimos, deduzindo dos tempos totais de filtração os períodos de inatividade, marcados pelo fechamento das valvas. Dado que

nas condições naturais a filtração ativa pode alternar-se com períodos de repouso (Horgan & Mills, 1997), as taxas indicadas provavelmente superam a média diária de indivíduos eleitos ao acaso.

Em consequência, sob uma perspectiva fisiológica, é provável que a comparação ilustrada na Figura 5 superestime o *L. fortunei*. Não obstante, do ponto de vista ecológico, seguramente subestima o peso relativo deste mitilídeo nos sistemas que invadiu. Isso se deve às densidades em que se encontra, que podem superar os 200.000 indivíduos por metro quadrado, e que são muito superiores àquelas que caracterizam praticamente todos os demais bivalves de água doce.

As taxas de clareamento expressas em $\text{mL} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ou $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, tal como foram apresentadas anteriormente (Figura 5), resultam muito úteis na hora de comparar espécies de diferentes tamanhos. Não obstante, estas podem mascarar a verdadeira magnitude do impacto ambiental da filtração por parte da espécie invasora. Com o objetivo de colocar este efeito em perspectiva, seria útil estimar a porcentagem da água de um rio processada pelo animal. Por exemplo, próximo de sua desembocadura no Río de la Plata, o rio Luján tem um volume de aproximadamente 100 a $200 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$. Uma estimativa grosseira da abundância do *L. fortunei* em um metro linear do rio Luján a esta altura (incluindo barreiras de madeira (“tablestacados”) e outras defesas costeiras, molhes, escadas, raízes, troncos, cascos a pique e demais resíduos sólidos nas costas e no leito) seria de, no mínimo, aproximadamente

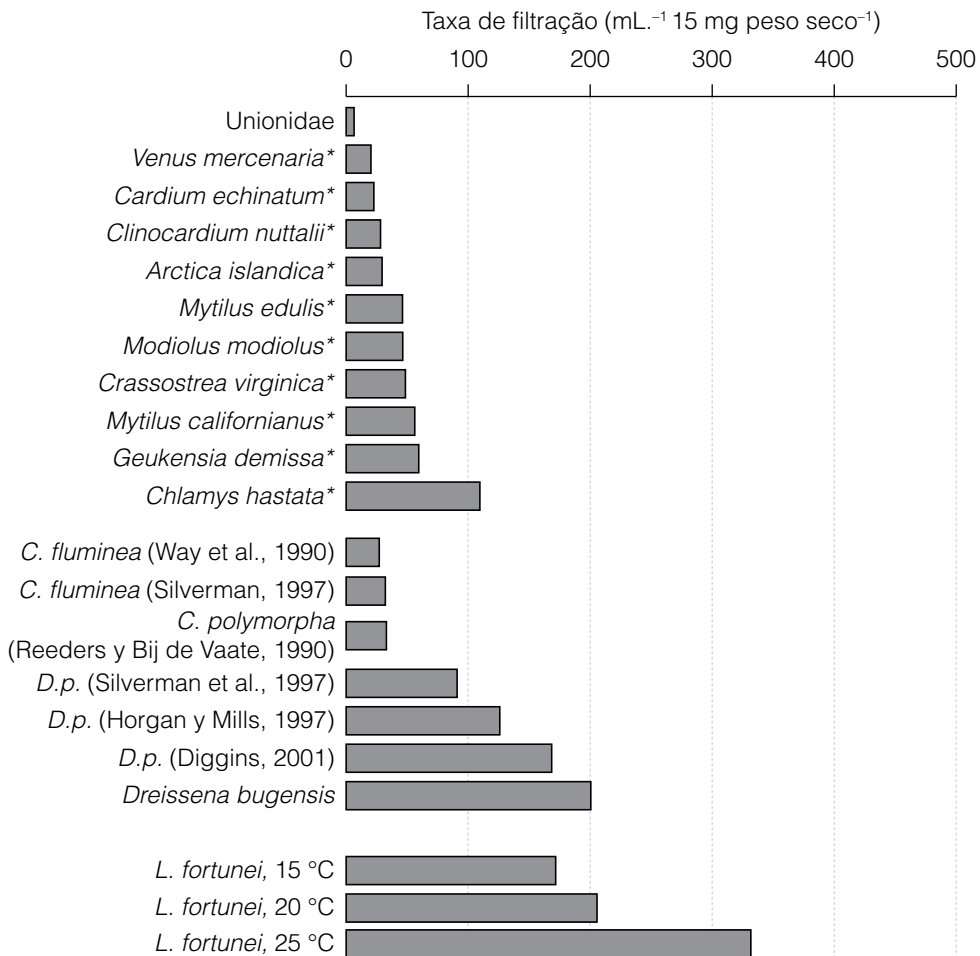


Figura 5. Comparação das taxas de filtração do *L. fortunei* com as relatadas para outros bivalves marinhos e de água doce. (*: Jørgensen, 1990).

100.000 organismos. Se cada um deles filtra uns 200 mL de água por hora (Figuras 2 e 5), as populações dos 5 km do curso inferior do rio Luján estariam processando quase a terça parte do volume total deste curso de água. Vale a pena destacar que, o último trecho deste rio, tem mais de 100 m de largura e uma profundidade de 4 a 5 m, e é navegável por embarcações de grande porte. Obviamente, nos rios e arroios menores (aonde aumenta a relação substrato e margens versus corrente) o impacto desta filtração é proporcionalmente muito mais importante, e também o é nos corpos lênticos, aonde o tempo de residência da água é muito maior.

Uma dimensão do impacto desta filtração sobre as populações planctônicas locais pode ser obtida analisando-se as demandas energéticas do animal em conjunto com a disponibilidade de plâncton. A Figura 6 mostra a energia que um mexilhão pode obter por filtração do fitoplâncton somente, e do seston em geral, comparada com a que necessita para satisfazer seu metabolismo basal. As cifras indicam que no Paraná inferior o fitoplâncton não é suficiente para cobrir a demanda energética do *L. fortunei*. O fitoplâncton chega a cobrir até 97% das demandas básicas de energia de um mexilhão do maior comprimento utilizado (23 mm) somente no outono, enquanto que durante o resto do ano (exemplares de 23 mm), ou durante os 12 meses (para os comprimentos menores, de 15 mm), apenas cobre entre 9 e 76% destas demandas. Apesar de ter taxas de filtração proporcionalmente maiores, os indivíduos mais jovens estão mais severamente limitados pelo alimento que os de maior comprimento porque suas demandas metabólicas são consideravelmente superiores.

Deve ter-se em conta que os requisitos metabólicos contemplados nestes cálculos, correspondem à respiração somente, e portanto subestimam as necessidades energéticas globais do molusco a longo prazo (crescimento, reprodução, secreções, etc.). Além disso, os valores de filtração aqui obtidos provavelmente representam máximos teóricos (atividade filtradora contínua, ver mais acima), em lugar de valores médios que levam em conta o caráter intermitente da atividade filtradora, dado que na natureza esta atividade não é contínua senão que está alternada com períodos de descanso. Isto acentua ainda mais a insuficiência do fitoplâncton como alimento do *L. fortunei*. Em consequência, o fitoplâncton

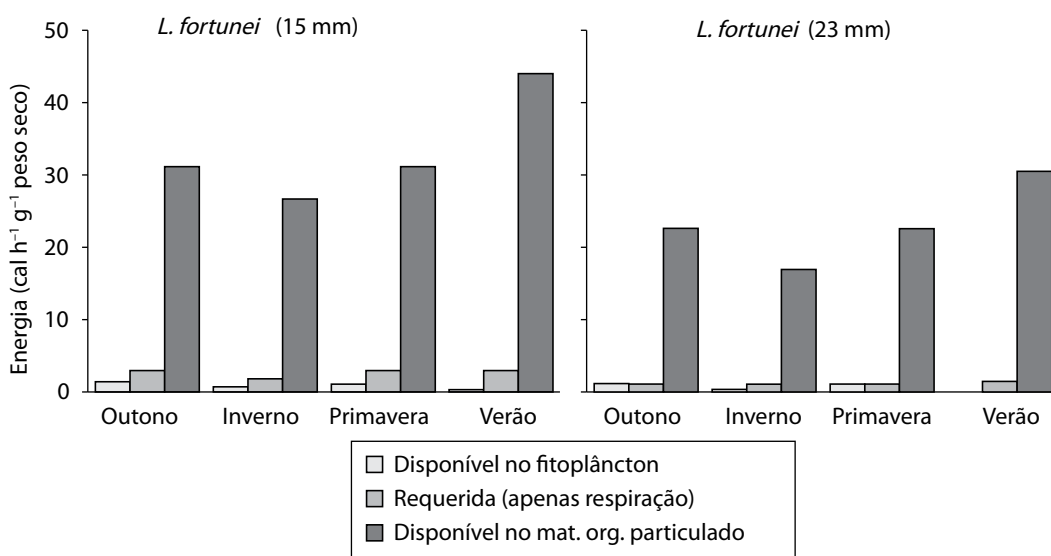


Figura 6. Estimativa da energia disponível para o *L. fortunei* procedente do fitoplâncton, necessária para satisfazer o metabolismo basal e disponível no material orgânico particulado, no delta inferior do Rio Paraná (baseado em dados de Sylvester *et al.*, 2005).

apenas representa, seguramente, uma pequena fração da dieta do *L. fortunei*, enquanto que o restante se complementa com matéria orgânica particulada de origem detrítica.

O estuário do Río de la Plata exporta para o mar entre 1 e 2 milhões de toneladas de carbono orgânico particulado (COP) por ano. Em um ano de maré cheia normal, a carga de COP do Rio Paraná é cerca de 3,5 mg.L⁻¹ (Depetris & Kempe, 1993; Guerrero *et al.*, 1997). Quando todo este material orgânico se incorpora nas equações, o alimento disponível para o *L. fortunei* é até 10 vezes maior que o indispensável para seu metabolismo basal (Figura 6). Considerando que grande parte deste material não é palatável, é indigerível, ou inapropriado por qualquer outra razão, o excesso é tal que deve ser suficiente para cobrir com acréscimo os requisitos do animal.

É interessante fazer uma breve especulação sobre alguns efeitos potenciais da invasão do *L. fortunei* na bacia do Prata. Devido a sua alta turbidez (profundidades disco de Secchi, normalmente inferiores a 20 cm), as águas dos rios desta bacia são pobres em plâncton (usualmente menos de 500 células de fitoplâncton por ml, menos de 30 organismos zooplancônicos por litro; O'Farrell, 1994; Boltovskoy *et al.*, 1995; Train & Rodrigues, 1997; De Cabo *et al.*, 2003), e também são escassos os organismos filtradores. Somente *Corbicula fluminea* pode ocasionalmente chegar a densidades importantes (Boltovskoy *et al.*, 1995; Cataldo & Boltovskoy 1998; Cataldo, 2001; Darrigran, 1992), enquanto que os outros bivalves, umas 60 espécies no total - incluindo 20 unionídeos dos gêneros *Diplodon* e *Castalia* (Castellanos & Landoni, 1995) -, são de presença ocasional e nunca apresentam densidades altas (Bonetto & Di Persia, 1975). Os organismos planctívoros estão restritos a umas poucas espécies, e algumas delas se alimentam de plâncton somente durante os estágios juvenis [por exemplo, o peixe rei *Odontesthes bonariensis* (Cuvier & Valenciennes, 1835)]; (Iwaskiw, 2001). Em consequência, antes da chegada do *L. fortunei*, a maior parte dos 1-2 milhões de toneladas de carbono orgânico particulado que cada ano o Río de la Plata exporta para o oceano teriam poucas possibilidades de serem conservadas nas águas continentais. A aparição do *L. fortunei* muda o panorama radicalmente: pela primeira vez aparece um organismo enormemente abundante que intercepta as partículas contidas na água que flui até o oceano e as retém localmente, seja em forma de tecido próprio, ou em forma de fezes e pseudofezes com alto conteúdo de material orgânico, que são depositados nos sedimentos. Desta forma, milhões de toneladas de material orgânico que antes apenas passavam rapidamente pelo sistema e terminavam fertilizando as águas costeiras oceânicas, atualmente são retidas nas águas doces por períodos de tempo variáveis, potencializando as relações tróficas e produção local.

As modificações na dieta de várias espécies de peixes nas áreas invadidas pelo *L. fortunei* sugerem que a adaptação do ecossistema ao novo recurso é sumamente rápida. A pouco mais de 10 anos da invasão, ao menos 16 espécies de peixes do Paraná e Río de la Plata consomem o molusco regularmente, e para algumas, o *L. fortunei* representa até 100% da dieta (Montalto *et al.*, 1999; Freís *et al.*, 2000; Penchaszadeh *et al.*, 2000; Cataldo *et al.*, 2002; ver Capítulo 7). Os dados de conteúdo estomacal são confirmados por experiências *in situ* com "colônias" de *L. fortunei* sobre painéis protegidos e desprotegidos da predação por peixes (Cataldo *et al.*, 2002; Sylvester *et al.*, dados inéditos). O impacto do novo recurso alimentar não está restrito a estes consumidores diretos de moluscos adultos, mas também se estende aos que possuem larvas que predam ovos, trocóforas e véliger de *L. fortunei* (E. Paolucci, dados inéditos), aos predadores das espécies beneficiadas diretamente e, em particular, aos detritívoros que se beneficiam com um sedimento muito mais rico em material orgânico.

Um dos efeitos mais importantes que produz a invasão de *D. polymorpha* sobre os ambientes colonizados é o enriquecimento das comunidades bentônicas, tanto na biomassa como em diversidade, devido principalmente à extração do material orgânico da coluna de água e ao depósito deste sobre o fundo em forma de fezes e pseudofezes (Botts *et al.*, 1996; Karatayev *et al.*, 1997; Ricciardi *et al.*, 1997); as similaridades funcionais entre o mexilhão zebra e o mexilhão dourado indicam que este último teria

um efeito análogo. Este mecanismo seria particularmente importante na bacia do Prata, aonde mais de 60% da biomassa de peixes está representada pelo grumatã *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847) (Sverlij *et al.*, 1993; Iwaskiw, 2001), uma espécie detritívora que se alimenta de sedimento. O incremento do conteúdo de matéria orgânica no fundo aumentaria a ocorrência de grumatã (tal como foi observado com muitas outras espécies de peixes na presença do *D. polymorpha*, e.g., Thayer *et al.*, 1997), que, por sua vez, constitui a principal fonte de alimento da maioria dos grandes ictiófagos como o surubim e o dourado (Sverlij *et al.*, 1993; Iwaskiw 2001).

Praticamente não existem estudos na bacia do Prata que analisem este efeito e, lamentavelmente, a informação prévia é tão fragmentada e escassa que sua utilidade para fins comparativos com estudos que surgirem posteriores à invasão, será muito limitada. Esta situação é agravada porque, ao contrário da experiência com o *D. polymorpha* no hemisfério Norte – aonde a maioria dos trabalhos foram realizados em lagos e represas -, na América do Sul o *L. fortunei* colonizou em grande parte ambientes lóticos; a natureza dinâmica destes últimos, fez que os impactos fossem mais difíceis de identificar e de quantificar. Entretanto, existem dados da influência do *D. polymorpha* sobre as características químicas e biológicas de sistemas fluviais que indicam que tais impactos são comparáveis aos produzidos sobre corpos de água lênticos (Effer *et al.*, 1996; Caraco *et al.*, 1997; Pace *et al.*, 1998), e para a bacia do Prata há dados estatísticos que poderiam ser interpretados como uma resposta à reestruturação biológica do meio como resultado da invasão do *L. fortunei*.

A Figura 7 ilustra a evolução da pesca de água doce da América do Sul durante os últimos 50 anos. Para os recursos continentais, os cinco países indicados (Brasil, Colômbia, Venezuela, Peru e Chile) representam cerca de 97% do total para América do Sul. O único país no qual a extração cresceu consistentemente depois de 1990 (a primeira citação de *L. fortunei* na América foi em 1991) é a Argentina, que de 11.277 toneladas (t) em 1992 passou a 30.416 t em 2000 (com uma queda de 23.860 em 2001). Para este país, o período 1992-1993, em comparação com 2000-2001, firma um incremento líquido de 240%. No mesmo lapso, Paraguai e Brasil tiveram incrementos leves (35 e 8%, respectivamente), enquanto que o Peru, a Venezuela e a Colômbia extraíram de 1-20% menos em 2000-2001 que em 1992-1993 (Figura 7). É necessário destacar que para a Argentina estas cifras representam quase exclusivamente as atividades pesqueiras na área de comparação colonizada pelo *L. fortunei*: 90% das extrações de peixes de água doce do país têm lugar na bacia do Prata (Iwaskiw, 2001).

Dado que as estatísticas pesqueiras de água doce da Argentina são pobres, os valores reportados pela FAO devem considerar-se como aproximados. Entretanto, estas cifras são confirmadas por outras fontes de informação, tais como alguns dados do INDEC (Instituto Nacional de Estatísticas e Censos, Argentina, <http://www.indec.mecon.ar/>), assim como algumas agências e organismos regionais e provinciais (e.g., Iwaskiw 2001). Por exemplo, na província de Santa Fé, cujos recursos pesqueiros de água doce provêm quase exclusivamente do Rio Paraná, no período 1995-2001 as capturas aumentaram mais de 10 vezes (de 500 a 5.376 ton), enquanto que a quantidade de licenças de pesca somente se duplicou, de 660 a 1.214, provavelmente, como resultado das melhores capturas nos 3-4 anos anteriores (Iwaskiw, 2001). As estatísticas de exportação também apontam no mesmo sentido: entre 1990 e 2000 os despachos argentinos de grumatã para a Bolívia e Brasil aumentaram mais de 13 vezes (de 1.467 ton em 1990 para 19.699 ton nos 2000; INDEC).

Na pesca marinha estas tendências não se repetem (os desembarques da Argentina aumentaram substancialmente durante os últimos 50 anos, colapsando por volta de 1996 como resultados da sobre-pesca da merluza (e.g., Renzi, 2002), indicando que as tendências para as águas interiores não são resultado de pressões nacionais ou globais de origem política ou econômica).

Não há dúvida de que as evidências discutidas são exclusivamente especulativas, e a coincidência temporal e espacial entre o ingresso do *L. fortunei* e o aumento da pesca dista muito de demonstrar que

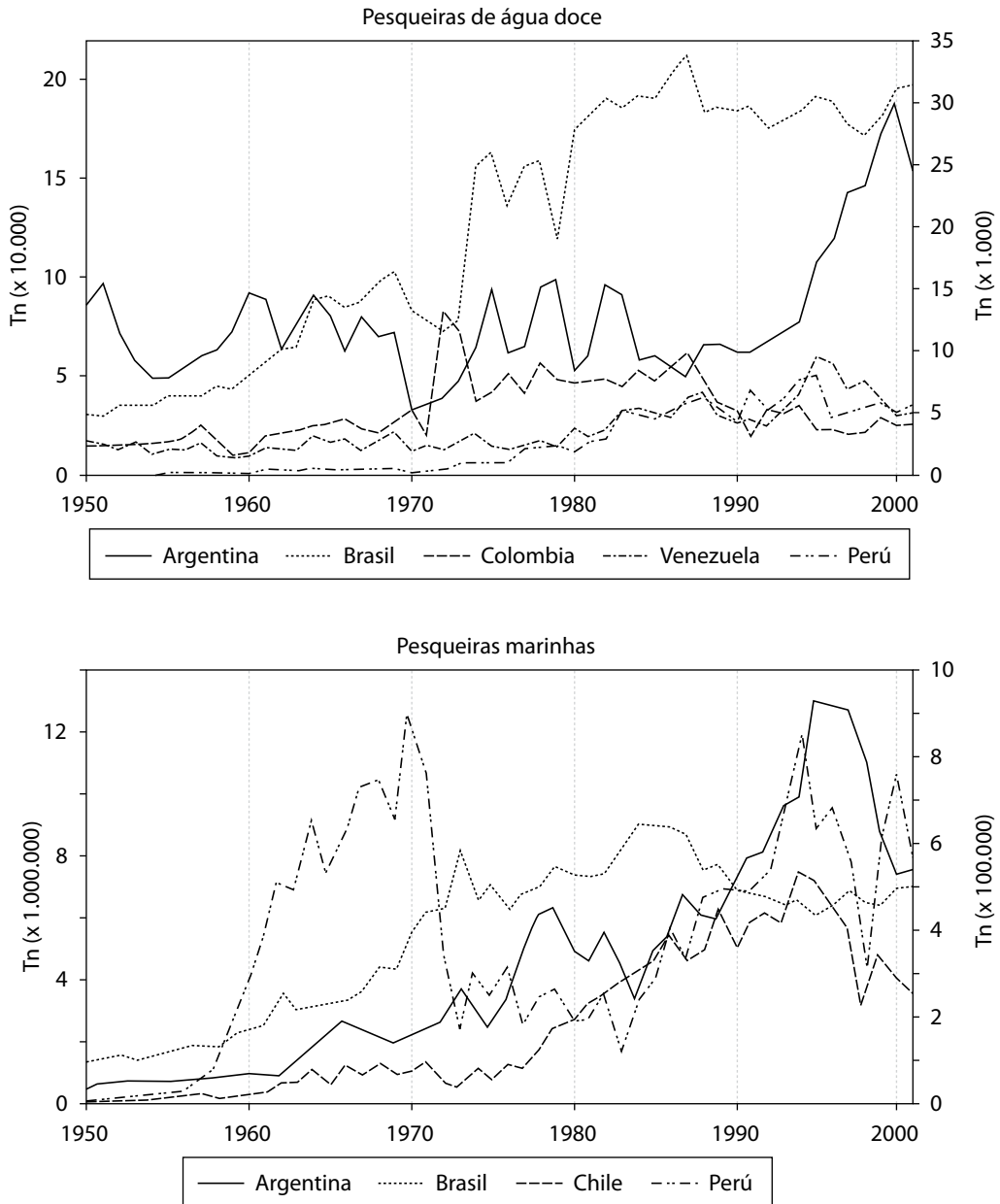


Figura 7. Evolução das capturas de peixes de água doce e marinha nos países sul-americanos com maior desenvolvimento de atividades pesqueiras entre 1950 e 2001 (os valores tabulados representam mais de 90% do total para América do Sul). Com base em dados da FAO (<http://www.fao.org>).

ambos fenômenos estão relacionados. A coincidência, entretanto, é sugestiva; concorda com evidências prévias do impacto do *D. polymorpha* sobre os peixes (e.g., Poddubny, 1966; Lvova, 1977; Thayer *et al.*, 1997), e é de se esperar que contribua para motivar os estudos necessários para por à prova as hipóteses propostas.

Por outro lado, se ainda se confirme que a invasão do *L. fortunei* tenha tido uma influência positiva sobre a pesca, isso não significa que as novas condições se mantenham indefinidamente, nem que globalmente os efeitos do invasor sobre o ecossistema sejam benéficos. Na Europa foi observado que muitos dos efeitos do *D. polymorpha* sobre os ambientes que invade são, no máximo, uns 10 anos

depois da invasão, quando o animal chega ao auge de sua densidade, mas depois as quantidades de *D. polymorpha* diminuem e os efeitos se atenuam (Karatayev *et al.*, 1997).

Por outro lado, o balanço de prejuízos e benefícios deve considerar todos os aspectos ligados à invasão, e não somente a algumas relações tróficas. Além dos efeitos claramente nocivos sobre as instalações industriais, foi sugerido que o *L. fortunei* tenha efeitos negativos sobre vários organismos aquáticos (e.g., Darrigran *et al.*, 1998; Mansur *et al.*, 2003), e ainda não sabemos nada acerca de sua importância como competidor com outros filtradores. Também deve ter-se em conta efeitos menos óbvios e de impacto mais tardio; por exemplo, os recentes eventos inéditos de parasitose generalizada de ciprinídeos com metacercárias de trematódeos em ambientes de água doce do Japão foram atribuídos à introdução, por volta de 1990, de exemplares infestados de *L. fortunei* (Ogawa *et al.*, 2004).

Não há dúvidas de que a introdução de espécies é um fenômeno de consequências imprevisíveis e, muito frequentemente, desastrosas. Apesar da experiência adquirida e dos esforços que se invertem, lamentavelmente, nos últimos anos, a tendência global de aumento de eventos de dispersão artificial de espécies segue em franco aumento. Entretanto, uma vez ocorrido, o fenômeno deve ser analisado objetivamente. A ênfase nos aspectos prejudiciais é compreensível, mas pode desviar a avaliação destes fenômenos em toda sua magnitude.

REFERÊNCIAS

- Ackerman, J. D. 1999. Effect of velocity on the filter feeding of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): Implications for trophic dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56:1551-1561.
- Aldridge, D. W., B.S. Payne & A. C. Miller. 1995. Oxygen consumption, nitrogenous excretion, and filtration rates of *Dreissena polymorpha* at acclimation temperature between 20 and 32°C. North Carolina Agricultural and Technical State University, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station.
- Bastviken, D. T. E., N. F. Caraco & J. J. Cole. 1998. Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. *Freshwater Biology* 39:375-386.
- Boltovskoy, D, I. Izaguirre & N. Correa. 1995. Feeding selectivity of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) on natural phytoplankton. *Hydrobiologia* 312:171-182.
- Bonetto, A. A. & D. H. Di Persia. 1975. Las poblaciones de pelecípodos del arroyo Ayi Grande (Prov. Entre Ríos) e los factores que regulan su distribución y estructura. *Ecosur* 2:123-151.
- Botts, P. S., B. A. Patterson & D. W. Schloesser. 1996. Zebra Mussel effects on benthic invertebrates: Physical or biotic? *Journal of the North American Benthological Society* 15:179-184.
- Caraco, N. F. , J. J. Cole, P. A. Raymond, D. L. Strayer, M. L. Pace, S. G. Findlay & D. T. Fischer. 1997. Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. *Ecology* 78:588-602.
- Castellanos, Z. J. A. & N. A. Landoni. 1995. Mollusca Pelecypoda y Gastropoda. En: E.C. Lopretto & G. Tell (Eds.) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*, pp. 759-801. Ediciones Sur, La Plata.
- Cataldo, D. 2001. Ecología del molusco asiático invasor *Corbicula fluminea*, en el delta inferior del Río Paraná y Río de la Plata. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas e Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- Cataldo, D. & D. Boltovskoy. 1998. Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná river delta (Argentina). *Hydrobiologia* 380:153-163.
- Cataldo, D., D. Boltovskoy, V. Marini & N. Correa. 2002. Limitantes de la expansión de *Limnoperna fortunei* en la cuenca del Plata: la predación por peces. 3 Jornadas de Conservación de la Fauna Íctica del Río Uruguay, Paysandú, Uruguay, 25-26 abril 2002.
- Darrigran, G. A. 1992. Variación temporal y espacial de la distribución de las especies del género *Corbicula* Megerle, 1811 (Bivalvia, Corbiculidae) en el estuario del Río de la Plata, República Argentina. *Neotropica* 38 (99): 59-63.
- Darrigran, G., S. M. Martin, B. Gullo & L. Armendariz. 1998. Macroinvertebrates associated with *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in Río de la Plata, Argentina. *Hydrobiologia* 367:223-230.

- De Cabo, L., A. Puig, A. Arreghini, H. F. Olguin, R. Seoane & I. Obertello. 2003. Physicochemical variables and plankton from the lower delta of the Paraná River (Argentina) in relation to flow. *Hydrological Processes* 17:1279-1290.
- Depetris, P. J. & S. Kempe. 1993. Carbon dynamics and sources in the Paraná River. *Limnology and Oceanography* 38:382-395.
- Diggins, T.P. 2001. A seasonal comparison of suspended sediment filtration by quagga (*Dreissena bugensis*) and zebra (*D. polymorpha*) mussels. *Journal of Great Lakes Research* 27:457-466.
- Dionisio Pires, L. M., R. R. Jonker, E. Van Donk & H. J. Laanbroek. 2004. Selective grazing by adults and larvae of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): application of flow cytometry to natural seston. *Freshwater Biology* 49:116-126.
- Effler, S. W., C. A. Siegfried & S. Ashby. 1996. Nutrient cycling impacts of zebra mussels in the Seneca river, New York. Sixth International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Species Conference, Dearborn, Michigan, marzo 1996.
- Ferriz, R. A., C. A. Villar, D. Colautti & C. Bonetto. 2000. Alimentación de *Pterodoras grandeuolus* (Valenciennes) (Pisces, Doradidae) en la baja cuenca del Plata. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Nueva Serie, *Hydrobiologia* 2:151-156.
- Guerrero, R. A., C. Lasta, M. Acha, H. Mianzan & M. Framiñan. 1997. Atlas Hidrográfico del Río de la Plata. Comisión Administradora del Río de la Plata, Buenos Aires.
- Horgan, M. J. & E. L. Mills. 1997. Clearance rates and filtering activity of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): implications for freshwater lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:249-255.
- Iwaszkiw, J.M. 2001. Pesqueiras continentales del tramo argentino de la cuenca del Plata. Consejo Federal de Inversiones, Argentina.
- Jørgensen, C. B. 1990. Bivalve filter feeding: hydrodynamics, Bioenergetics, physiology and ecology. Olsen y Olsen, 140 pp.
- Karatayev, A.Y., L. E. Burlakova & D. K. Padilla. 1997. The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in Eastern Europe. *Journal of Shellfish Research* 16:187-203.
- Karatayev, A. Y., D. Boltovskoy, D. Minchin, D. K. Padilla & L. E. Burlakova. 2004. Changes in global economy and trade, and potential spread of exotic freshwater bivalves. 13th International Conference on Aquatic Invasive Species, 19-24 septiembre 2004, Ennis, Irlanda.
- Kraak, M. H. S., F. Kuipers, H. Schoon, C. J. De Groot & W. Admiral. 1994. The filtration rate of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* usage for water quality assessment in Dutch rivers. *Hydrobiologia* 294:13-16.
- Kryger, J. & H. U. Riisgard. 1988. Filtration rate capacities in 6 species of European freshwater bivalves. *Oecologia* 77:35-37.
- Lei, J. 1993. Estimation of filtration rate of zebra mussels. US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Zebra mussel research. Technical Note ZMR-4-06.
- Lvova, A.A. 1977. The ecology of *Dreissena polymorpha* (Pall.) in Uchinskoye reservoir. Candidate Dissertation, Moscow State University.
- Macneill, D. B. 2001. Biology and potential impacts of *Limnoperna fortunei* (Dunker). *Dreissena!* 11:1-5.
- Mansur, M. C. D., C. P. dos Santos, G. Darrigran, I. Heydrich, C. T. Callil & F. R. Cardoso. 2003. Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20:75-84.
- Montalto, L., O. B. Oliveros, I. Ezcurra de Drago & L. D. Demonte. 1999. Peces del Río Paraná medio predadores de una especie invasora: *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae). Revista de la Facultad de Bioquímica e Ciencias Biológicas de la Universidade Nacional del Litoral, 3:85-101.
- O'Farrell, I. 1994. Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the Rivel Plate Basin (Argentina). *Hydrobiologia*, 289:109-117.
- O'Neill C.R. 2001. Physical impacts and controle of *Limnoperna fortunei*. *Dreissena!* 11:5-9.
- Ogawa, K., T. Nakatsugawa & M. Yasuzaki. 2004. Heavy metacercarial infections of cyprinid fishes in Uji River. *Fisheries Science*, 70:132-140.
- Pace, M. L., S. E. G. Findlay & D. Fischer. 1998. Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. *Freshwater Biology*, 39:103-116.
- Penchaszadeh, P. E., G. Darrigran, C. Angulo, A. Averbuj, M. Brogger, A. Dogliotti & N. Pirez. 2000. Predation of the invasive freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857)

- (Mytilidae) by the fish *Leporinus obtusidens* Valenciennes, 1846 (Anostomidae) in the Rio de la Plata, Argentina. *Journal of Shellfish Research*, 19:229-231.
- Poddubny, A.G. 1966. Adaptive response of *Rutilus rutilus* to variable environmental conditions. *Trudy Inst. Biol. Vnutrennykh Vod Akad. Nauk SSSR*, 10:131-138.
- Reeders, H. H. & A. Bij de Vaate. 1990. Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia*, 200/201:437-450.
- Reeders, H. H., A. Bij de Vaate & F. J. Slim. 1989. The filtration rate of *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) in three Dutch lakes with reference to biological water quality management. *Freshwater Biology*, 22:133-141.
- Renzi, M.A. 2002. Resumen sobre la evaluación y sugerencias de manejo para el efectivo de merluza sur de 41°S, año 2002. Informe Técnico Interno del Instituto Nacional de Investigación e Desarrollo Pesquero (INIDEP), Argentina, pp. 1-12.
- Ricciardi, A. & J. B. Rasmussen. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55:1759-1765.
- Ricciardi, A., F.G. Whoriskey & J. B. Rasmussen. 1997. The role of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in structuring macroinvertebrate communities on hard substrata. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54:1-13.
- Riisgård, H. U. 2001. On measurement of filtration rates in bivalves – the stony road to reliable data: review and interpretation. *Marine Ecology Progress Series*, 211:275-291.
- Sprung, M. 1995. Physiological energetics of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in lakes. II. Food uptake and gross growth efficiency. *Hydrobiologia*, 304:133-146.
- Sverlij, S. B., A. Espinach Ros & G. Orti. 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo (*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847)). FAO Sinopsis sobre la Pesca 154, Roma.
- Sylvester, F., J. Dourado, D. Boltovskoy, A. Juárez & D. Cataldo. 2005. Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia*, 534:71-80.
- Ten Winkel, E.H. & C. Davids. 1982. Food selection by *Dreissena polymorpha* Paas (Mollusca: Bivalvia). *Freshwater Biology*, 12:553-558.
- Thayer, S. A., R. C. Haas, R. D. Hunter & R. H. Kushler. 1997. Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) effects on sediment, other zoobenthos, and the diet and growth of adult yellow perch (*Perca flavescens*) in pond enclosures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54:1903-1915.
- Train, S. & L. C. Rodrigues. 1997. Distribuição espaço-temporal das comunidades fitoplanctônicas. En A.E.A.M. Vazzoler, A. A. Agostinho & N.S. Hahn (Eds.). A planície de inundação do alto Paraná: aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Nupelia. pp. 105-115.

CAPÍTULO 9

GOVERNABILIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS E AS BIOINVASÕES

Jorge Omar Darrigran¹

INTRODUÇÃO

A flora e fauna nativas (ou natural) das diferentes regiões geográficas do mundo se mantiveram intactas como resultado das barreiras geográficas naturais que impunham rigorosos filtros para o intercâmbio das espécies.

Aquelas barreiras naturais foram se desvanecendo cada vez mais rapidamente pelo intercâmbio de espécies exóticas com terras distantes. Mesmo que a distribuição das espécies mude ao longo do tempo, a expansão do homem sobre a terra acelerou o processo a um ritmo exponencial (Money & Hobbs, 2000).

O crescimento do comércio e o aumento da riqueza dos países promoveram a dispersão das espécies devido ao aumento do intercâmbio de mercadorias e gente, o que ocasionou a introdução acidental ou intencional de espécies, ocorridas, sobretudo, por razões econômicas, mas, em geral, sem considerar os custos associados com a fuga desses organismos.

Não obstante, os processos de invasão de espécies se incrementam não apenas por causa do aumento de oportunidades do transporte, mas também como resultado da dinâmica interna que caracteriza cada espécie invasora e à disponibilidade ou susceptibilidade que apresenta o *habitat* (remoto receptor).

Um processo de invasão biológica se produz quando as espécies alcançam um novo território e se propagam por ele a uma grande velocidade, alterando a estrutura e funcionamento do ecossistema receptor, causando danos ecológicos e socioeconômicos (Mooney & Hobbs, 2000).

As bioinvasões são consideradas uma importante causa de perda de biodiversidade no mundo e tem passado a constituir como mais um agente da chamada mudança global (Dukes & Mooney, 1999; Mooney & Hobbs, 2000), com um impacto mais rápido ao causado pela contaminação ou perda de solos, ou pelas mudanças na composição da atmosfera.

Com o objetivo de obter um benefício econômico, entre outros motivos, o homem tem levado espécies de um lugar a outro; isto tem ocorrido, por exemplo, com as espécies agrícolas ou de pastoreio, como as que hoje se encontram por todo o mundo. A atividade do homem modificou - e modifica - a distribuição das espécies causando enormes danos econômicos ou ecológicos, de forma direta ou indireta.

A biodiversidade compreende os ecossistemas, as comunidades de espécies animais e vegetais, as próprias espécies e suas interrelações, assim como também os recursos genéticos derivados dos mesmos. A diversidade de vida que existe nos mares, água doce e ambientes terrestres, participam de múltiplos processos que incidem sobre o equilíbrio do clima, dos ciclos da água e da evolução dos solos. A biodiversidade é crucial para a vida na terra, e os seres humanos dependem dela para sua sobrevivência.

¹ U.C.A.L.P. Facultad Ciencias Económicas. Asesor Dirección Regional La Plata- AFIP DGI jdarrigran@yahoo.com.ar

A partir das definições expostas no parágrafo anterior, pode-se compreender o conceito que expressa a biodiversidade como tendo um valor intrínseco, diferente do valor considerado apenas pelos serviços diretos e indiretos que são concedidos aos homens.

No presente capítulo, analisam-se os meios adequados de gestão para a conservação da biodiversidade e o controle da pressão que a atividade humana gera sobre a diversidade biológica, por meio das bioinvasões que ocorrem através do corredor de invasão aquático.

O primeiro ponto a considerar reside em identificar o espaço ou área geográfica principal de nosso país aonde ocorrem os processos de bioinvasão, por meio do corredor mencionado.

O segundo ponto, uma vez identificado o corredor do processo de bioinvasão, centra-se em um conjunto de ações ou modos de organização institucional que permitam instrumentar políticas adequadas de prevenção do ingresso de espécies invasoras. O desenvolvimento deste ponto busca reconhecer a dimensão estratégica que caracteriza aquelas políticas de prevenção e controle.

Com o objetivo de procurar um satisfatório desenvolvimento do segundo ponto, expõe-se como complemento do terceiro, as características especiais que apresentam os recursos hídricos, atendendo a importante incidência que os mesmos têm sobre os modelos de gestão ou governabilidade desses recursos.

O quarto ponto trata sobre os modos de gestão ou governabilidade dos recursos hídricos como instrumento adequado para o controle e prevenção das bioinvasões, geradas por meio do corredor aquático.

Por último, a conclusão do trabalho, a partir da análise do corredor de invasão identificado, das características do recurso natural comprometido e do contexto político, econômico e social vinculado a esse recurso.

PRINCIPAL CORREDOR AQUÁTICO DE BIOINVASÕES EM NOSSO PAÍS

O estuário do Río de la Plata é uma área geográfica a considerar nos processos de bioinvasões. Duas espécies de bivalves de água doce, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) e *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) invadiram a América do Sul ingressando por este estuário. A estes casos deve-se somar outro molusco potencialmente invasor, o gastrópode *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), encontrado recentemente na Baía Samborombón, área do Río de la Plata de alto conteúdo salino, (Pastorino *et al.*, 2000). (Ver Capítulo 1).

O caso específico do bivalve *Limnoperna fortunei* (mexilhão dourado), originário de rios e arroios do sudeste da Ásia, chegou à América em 1991. Desde esse momento, invadiu os rios da bacia do Prata, contracorrente, avançando aproximadamente 240 km por ano. Deste modo, é a causa de problemas econômico-ambientais, originando altos custos por seus impactos em diversas atividades econômicas, ainda não quantificados, mas sua presença foi revelada por diversas atividades que utilizam a água em seu processo produtivo (oclusão de tubulações, filtros, corrosão de superfícies devido a seus assentamentos), ou pelas aderências nas embarcações.

Ainda que o estuário do Río de la Plata seja uma importante via marítimo-fluvial, que sedia dois grandes portos internacionais: Portos de Buenos Aires na Argentina e Montevideu no Uruguai, não menos importante é a via de acesso ao sistema da bacia do Prata. Este compreende cinco países: Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai, com uma área de influência total de aproximadamente 3.100.000 Km². O sistema da bacia do Prata está integrado por seis bacias principais (Río de la Plata e rios Paraná, Uruguai, Paraguai, Bermejo e Pilcomaio), assim como por bacias menores (rios da província de Entre Rios; Passagem – Juramento - Salado; Carcarañá e Iguaçú.

Os rios Paraná, Paraguai, Uruguai e da Prata são utilizados para navegação, abastecimento de água para uso humano, uso industrial, pesca, recreação, e como receptores de efluentes domésticos e

industriais. Dos rios Paraná e Uruguai se bombeia água para irrigação de arrozais e, na época de seca, para completar o abastecimento de outros cultivos. Em ambos os rios ocorrem importantes aproveitamentos energéticos que utilizam parcialmente sua capacidade potencial. (Calcagno *et al.*, 2000).

Na atualidade, a bacia do Prata em seu conjunto, e a do Rio Paraná em particular, constituem um dos sistemas navegáveis mais importantes de nossa região e do continente americano. Esta realidade natural representa a maior artéria de comunicação e de transporte para os países do Cone Sul. (Moiraghi de Pérez, 2001).

A hidrovía Paraguai-Paraná é uma via navegável planejada e implementada por um Comitê Intergovernamental (CIH), constituído em 1990 pelos governos da Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai com um percurso dos rios Paraná e Paraguai de 3.302 km, entre os portos Descalvado, Brasil, e Nova Palmira, Uruguai².

A hidrovía é a maior artéria de comunicação fluvial; é eficiente e competitiva, do ponto de vista estritamente econômico, para os países submetidos a sua influência, sobretudo nos períodos de alta de preços do petróleo, dado ser uma grande opção devido a sua economia, quanto à poupança de energia, e por sua capacidade de transporte de grandes volumes e reduzidos tempos de navegação. É a coluna vertebral do Mercosul (Mercado Comum do Sul) desde o ponto de vista físico até comercial.

Os produtos mais importantes transportados são a soja e a farinha de soja, petróleo, trigo, algodão, minerais de ferro e manganês, madeira e mercadorias em geral (Maidana, 2001).

Ressalta-se que o Rio Paraná é, na Argentina, a principal via navegável, e tem exercido uma influência decisiva nas distintas etapas do povoamento e ocupação do território ao longo da história do país. É um rio de planície que muda seu canal; esta característica de leito móvel, muito susceptível ao curso das cheias e inundações, se traduz em mudanças oriundas da posição do canal de navegação e do calado dos passos críticos. É um rio que recebe sedimentos, especialmente do Bermejo. Neste processo, algumas zonas terminam se escondendo; simultaneamente, em outros pontos, o rio flui gerando um processo de autodragagem, não sendo necessária essa atividade nesses lugares.

No trecho Corrientes - Possadas do Rio Paraná existiam corredeiras (em Apipé) que desapareceram com a construção e funcionamento da eclusa de navegação de Jaciretá, que permite navegar sem problemas de calado até os portos missioneiros, nos quais se observa um importante movimento de navios paraguaios com soja. No trecho Corrientes - Santa Fé, o tráfego não é muito intenso, movendo-se cargas provenientes de Misiones, com combustível, madeiras e carvão, destinando-se a Rosário, Santa Fé e Buenos Aires.

No Rio Paraná é permitida a navegação dos seguintes tipos de embarcações:

- Navios de ultramar com cereais e minerais, com limite de navegação no porto de San Lorenzo e limite econômico no Porto de Zárate com capacidade de uma tonelagem bruta de 30.000 a 60.000 toneladas.
- Navios *top on top off* ultramarinos que têm como limite de navegação técnico-econômico o porto de San Nicolás.
- Navios petroleiros cujo limite técnico-econômico é o porto de Zárate.
- Motonaves de cabotagem maior com limite técnico-econômico no porto de San Lorenzo, que transportam carvão e petróleo.
- Motonaves com uma distância de popa à proa média de 80 metros com limites em Assunção.

² Na Reunião Extraordinária de Chefes da Delegação do CIH, desenvolvida na cidade de Buenos Aires no dia 22 de Agosto de 1995, se acordou a não implementação de obras na zona do Pantanal (Brasil), em função das condições únicas dos ecossistemas ali envolvidos. Foi retificada a extensão Norte-Sul da hidrovía (antes desde Porto Cáceres, agora desde Porto Descalvado), em resposta à premissa de não intervenção no Pantanal Mato-grossense.

- Embarcações fluviais constituídas por navios comerciais, rebocadores para tração de chatas e rebocadores para empuxo de barcas. (Moiraghi de Pérez, 2001 Facultad de Direito e Ciências Sociais e Políticas UNNE Corrientes - Argentina).

A navegação na hidrovia (rios Paraná - Paraguai), no trecho entre Corumbá (Brasil) e porto Santa Fé (Argentina) realiza-se utilizando comboios de barcas configuradas (circulam mais de 30 reboques de empuxo e mais de 800 barcas de tipo galpão e tipo tanques).

Existe, ao longo do percurso daquela via de navegação, um total de 116 portos, cuja distribuição é a seguinte: Argentina 64, Bolívia 2 (Porto Aguirre e Gravetal), Brasil 11, Paraguai 38 e Uruguai 1.

Como mencionado, as bioinvasões ocorrem através dos corredores de invasão, como as rotas aquáticas, terrestres e aéreas. No caso da rota aquática, muitos organismos terrestres e aquáticos são transportados pela água de lastro das embarcações.

A Organização Marítima Internacional (OMI), no ano de 2004, reconheceu a importância dos traslados da água de lastro e os danos ocasionados pelo seu traslado. Em fevereiro desse ano fixaram pautas para uma legislação internacional da água de lastro ("Projeto de Ata Final da Conferência Internacional sobre a Gestão da Água de Lastro para Navios". BWM/ CONF/DC/3. 12 fevereiro 2004) (ver Capítulo 2).

No Mercosul circulam 1.350 milhões de toneladas de mercadorias anuais transportadas pelos distintos meios, de acordo com as proporções expostas na Tabela 1.

Das cifras expostas pode-se constatar o uso majoritário do caminhão dentro do transporte de cargas no Mercosul, à diferença dos Estados Unidos e da União Europeia, aonde a ferrovia ocupa o primeiro lugar como meio de transporte, seguido pelo modo fluvial, com 30% em ambos os casos.

Existe uma clara vantagem do transporte fluvial em relação ao ferroviário e do caminhão; a razão está na grande capacidade de carregamento que tem uma barcaça, 30 vezes superior à de um vagão e 50 vezes superior à de um caminhão. A Tabela 2 permite apreciar a eficiência do transporte fluvial.

Deve destacar-se que, tanto na Tabela 1 como na 2, apenas se expõem os dados correspondentes ao uso e as vantagens do transporte fluvial, por meio das barcas; não obstante, observa-se que não é o único meio de transporte utilizado na hidrovia Paraguai - Paraná; nesse corredor existe um importante trânsito de distintos tipos de embarcações devido aos fluxos comerciais com o risco deste tipo de vetor para o transporte de espécies potencialmente invasoras.

Tabela 1. Participação de distintos meios no total de mercadoria transportada no ano de 2000. Extraído de Castro (2005).

	Mercosul	Estados Unidos	União Europeia
Ferrovia	21%	35%	45%
Caminhão	65%	25%	25%
Barcaça	2%	30%	30%

Tabela 2. Comparação entre meios de transporte (extraído de Castro, 2005).

	Barcaça	Ferrovia	Caminhão
Km/combustível litro/ton	500 km	120 km	15 km
Carga por unidade	1.500 ton (barcaça)	40 ton (vagão)	25 ton (caminhão)
Para transportar:			
24.000 ton	1 comboio de 16 barcas	20 trens de 40 vagões	960 caminhões
1 milhão de ton	42 comboios	833 trens	40.000 caminhões

Deste modo, dos dados da Tabela 2, deduz-se um provável aumento do transporte fluvial à medida que cresce o fluxo comercial no Mercosul, mas, há que contabilizar, além disso, a importante participação que os portos argentinos da província de Santa Fé (portos San Martín, San Lorenzo e Rosário) têm em relação ao transporte de aproximadamente 80% das exportações de soja aos mercados de fora da área do Mercosul.

Sobre a base dos dados expostos se apreciam as vantagens comparativas do transporte fluvial que, somados à existência de altas densidades de população e de explorações agroindustriais próximas à hidrovia, permite concluir que a bacia do Prata, e em particular a do Rio Paraná, constituem áreas de importante comprometimento da biodiversidade e se situam entre as principais geografias de alto risco de bioinvasões e, perda de diversidade biológica.

A DIMENSÃO ESTRATÉGICA DAS POLÍTICAS DE PREVENÇÃO PARA O INGRESSO DE ESPÉCIES INVASORAS

A gestão dos recursos naturais, ou dos serviços e bens proporcionados pelos ecossistemas associados, requerem o correto manejo de meios ou instrumentos complexos, utilizados na maioria das vezes com um conhecimento imperfeito.

Os serviços do ecossistema são aquelas condições e processos através dos quais estes e as espécies que os constituem, sustentam e permitem a vida humana no planeta (Daily, 1997). Deste modo, os ecossistemas contribuem, mediante os serviços e bens que concedem, a uma significativa quantidade de processos de produção de bens finais e intermediários, que representam uma parte muito importante da economia humana.

O argumento instrumental mais poderoso para a conservação da biodiversidade não se baseia apenas na estreita relação existente entre a diversidade biológica e os serviços que proporcionam os ecossistemas. A biodiversidade cumpre duas funções básicas insubstituíveis; por uma parte mantém os ecossistemas e, por outra, assegura os serviços que estes oferecem, dado que permitirem que os mesmos suportem as perturbações de fatores externos (Alejandro Toledo 1998 PNUMA), entre eles as atividades de produção e consumo que desenvolvem as sociedades.

Cabe destacar que a introdução de espécies invasoras representa a segunda causa de perda de biodiversidade, depois da do *habitat* (Williamson, 1999), e provoca grandes custos para a sociedade. Deste modo, os problemas que ocasiona a introdução de espécies exóticas tende a aumentar ao combinar-se com outros processos de mudança global, como a mudança climática, a fragmentação do *habitat* ou a deposição de nitrogênio (Money & Hoobs, 2000).

Reconhecido o nível de importância do problema que representa a introdução de espécies, e a dimensão espacial ou geográfica implícita na solução aos custos ecológicos e econômicos que ocasionam, seu controle requer a adoção de políticas adequadas sobre as áreas comprometidas, com uma complexidade que se corresponde com o manejo dos ecossistemas, junto às prioridades sociais e econômicas que apresentam todas as regiões ou áreas geográficas a tratar.

Com o objetivo de conservar a biodiversidade, a busca de uma gestão ótima dos recursos naturais (ou dos serviços e bens proporcionados pelos ecossistemas associados) tem-se visto dificultada por três fatores, como manifestam Christensen *et al.* (1996):

- a) As limitações no conhecimento das características, funcionamento e dinâmica dos ecossistemas.
- b) O desajuste espacial e temporal entre as Instituições de Gestão e as escalas nas quais os ecossistemas operam e interagem.

- c) A opinião pública dominante, que superestima a capacidade de renovação dos recursos naturais, uma vez que subestima o risco de danificar irreversivelmente os serviços subministrados pelos mesmos.

Administrar a intrincada rede de ecossistemas naturais, semi-naturais e intensivamente explorados, em contínua e rápida evolução, com um conhecimento limitado, fomentou a emergência de enfoques denominados gestão adaptativa dos ecossistemas, que aceita a complexidade como uma característica intrínseca dessa rede de sistemas (Traveset & Santamaría, 2003).

Ressalta-se, ante este desafio, aprovar a concepção de delineamentos de gestão que não representam à consecução de resultados fixos a obter, senão em termos de futuras trajetórias flexíveis que atuem como referência, como guias de ação, condizentes com a conservação e gestão da diversidade biológica, genética e dos ecossistemas. Nessa reunião de delineamentos se incluirão todas as ações que constituem um esforço de comum acordo, da totalidade dos atores vinculados que procuram alcançar um objetivo estratégico: o uso e a conservação da biodiversidade, que implica em uma gestão ótima dos recursos naturais.

Tais delineamentos são:

- A dimensão econômica do manejo ou gestão dos recursos naturais e dos ecossistemas associados tem um importante papel e requer do concurso das áreas competentes do setor público, assim como também de todos os atores do setor privado, para promover um consenso a respeito do desfrute de objetivos referentes ao crescimento econômico e reforma social, que não poderão ser alcançados sem atender, simultaneamente, à dimensão ambiental.
- A dimensão ambiental implica em poder ordenar e manejar o meio ambiente e seus recursos, que inclui a complexa rede de ecossistemas. Deste modo, compreende articulação dos interesses e conflitos ambientais, em diversos âmbitos territoriais e setoriais, com base na definição de políticas, de legislação e na exteriorização de instrumentos e mecanismos apropriados.
- Os setores público e privado deverão explicitar os mecanismos que lhes permitam ordenar e manejar os recursos naturais e a rede de sistemas e processos ecológicos, de maneira que possam alcançar a conservação da biodiversidade, objetivo não apenas essencial para a preservação dos ecossistemas, mas também para o bem-estar das comunidades humanas.

O desafio atual que enfrenta toda comunidade não está constituído pelo fato de observar a conservação da biodiversidade como um objetivo isolado e de trabalho prioritário, mas também que o valor real é sua articulação com as outras prioridades consistentes no desenvolvimento econômico-social.

A partir destes conceitos pode-se advertir que o bem-estar econômico-social de uma população não poderá ser atingido, ignorando-se a condição em que se encontra a biodiversidade, como tampouco as múltiplas vinculações que esta apresenta, com os componentes do desenvolvimento econômico-social.

A gestão ou governabilidade dos recursos naturais é o conjunto de ações explícitas que buscam ordenar e manejar tais recursos, com o objetivo de conservar os ecossistemas. Este conjunto de ações, de caráter estratégico, que implica num planejamento a longo prazo, compromete a todos os atores e instituições vigentes a implementar ações efetivas sobre todas as atividades humanas com impacto negativo reconhecido sobre a biodiversidade, como é o caso das bioinvasões.

O problema de uma economia de mercado consiste em que os bens e serviços proporcionados pelos ecossistemas não são observados nem capturados pelo mecanismo de mercado, e ainda menos controlados pelo sistema de preços que guia as decisões e eleições de todos os agentes econômicos (indivíduos, empresas e todas as áreas do governo em seus distintos níveis) que participam nas múltiplas e variadas transações econômicas de mercado.

A teoria econômica tem reconhecido as falhas do mercado e destaca que os preços dos bens intermediários e finais, pactuados nos distintos mercados, não refletem os custos sociais e ambientais ou ecológicos que causam a produção desses bens, nos recursos aquáticos, florestais e nos solos, assim como a contaminação e perda de diversidade genética que essas produções geram. Além disso, as falhas do mercado costumam estar acompanhadas por políticas governamentais de subsídio para a produção de bens agrícolas que operam contra a biodiversidade, dado que aplicam métodos de produção que adotam o uso da superfertilização, o emprego massivo de praguicidas e o consumo irracional de água (Toledo, 1998).

A biodiversidade é indispensável para procurar a satisfação de necessidades e preferências das sociedades, pelos diversos tipos de recursos renováveis e não renováveis, que concedem junto a todos os serviços ambientais básicos que sustentam as atividades de produção e consumo das sociedades: a manutenção dos gases da atmosfera, a regulação do clima, o funcionamento do ciclo hidrológico, a assimilação de resíduos, a reciclagem de nutrientes, a geração de solos, a polinização de plantas e a manutenção da diversidade genética. Portanto, o adequado tratamento de todos os fatores que geram uma perda de biodiversidade, tem suficiente entidade para ser atendido mediante estratégias de biossegurança, cujos planos e programas abarquem os diferentes níveis: supranacional, nacional, regional e local, com o objetivo de planejar a conservação da biodiversidade.

Neste marco de planejamento, com uma disposição coerente e coordenada com as políticas e incentivos convergentes na preservação da biodiversidade, as bioinvasões se identificam como uma das principais causas de perda da diversidade biológica, e seu tratamento não pode constituir um objetivo isolado nem descoordenado das demais causas concorrentes e requer, como primeiro passo, definir a área sobre as quais se aplicarão as políticas ou instrumentos específicos para o controle de ingresso das espécies invasoras.

O sistema da bacia do Prata em geral, e do Rio Paraná em particular, é uma das áreas com maior compromisso da biodiversidade e dos ecossistemas que a compõem, dado que sofre pela presença de altas densidades de população humana que provocam um forte impacto, pelo lançamento de elementos urbanos, industriais e de agroquímicos, como pela introdução de espécies exóticas e invasoras, mediante seu transporte nos diversos tipos de embarcações.

Determinada a área geográfica, o desafio consiste em criar uma capacidade de gestão ou governabilidade sobre espaços delimitados por razões naturais, como as bacias, que excedem geralmente os limites políticos e administrativos de cada uma das jurisdições que as integram, como foi especificado, neste caso, por vários países.

As estratégias de biossegurança requerem, para sua implementação, a adoção de uma determinada organização político-institucional e a definição da modalidade de gestão específica, capazes de administrar os sistemas de bacias que integram essa geografia; definição que demanda um conhecimento das características especiais que os recursos hídricos apresentam, atento para que as mesmas outorguem aos recursos hídricos propriedades diferenciadas, respectivas aos outros recursos naturais. Tema a ser apresentado na continuação.

CARACTERÍSTICAS DOS RECURSOS HÍDRICOS

Os recursos hídricos apresentam características distintivas que impõem à sua gestão ou governabilidade notáveis diferenças em relação à gestão de qualquer outro recurso. Com base no tratamento cujo tema formula Jouravlev (2003), detalham-se na sequência, as principais propriedades que apresenta a água, para depois poder estabelecer a incidência que as mesmas têm sobre sua governabilidade.

A água é um recurso natural renovável, com importantes funções econômicas, sociais e ambientais. A mesma apresenta uma série de características, a saber:

- Recurso fugitivo e incerto.

“A água está em constante movimento, formando um ciclo indivisível conhecido como o ciclo hidrológico, que confere limitada oportunidade para seu controle por parte do ser humano e que se manifesta de forma errática e irregular no tempo e no espaço”. “Este ciclo não respeita os limites políticos, administrativos ou de propriedade privada. A mobilidade e a incerteza dificultam o estabelecimento, a definição e a aplicação dos direitos de propriedade” (Jouravlev, 2003).

- Diversidade de usos.

A água apresenta uma grande diversidade de formas de aproveitamento. Em sua maior parte são do tipo consuntivos (extraem a água de seu curso natural) como, por exemplo, a irrigação, o abastecimento de água potável ou seus usos industriais. Nestes casos, os usuários rivalizam no uso da água, pelo que a exclusão é possível e se manifesta por meio de conflitos de interesses. Nos usos não consuntivos (sem extração), aonde não necessariamente existe rivalidade entre os usuários, como a pesca, o transporte fluvial, a exclusão nem sempre é possível, devido a existência de livre acesso. Outro tipo de aproveitamento não consuntivo se desenvolve no próprio caudal, como a geração de energia hidroelétrica. Em ambos os tipos se suscitam, não obstante, altos graus de inter-relação, interdependência e afetação recíproca, como ocorre no caso dos usos consuntivos.

- Inter-relações entre usos e usuários da água.

Os indivíduos ou as unidades produtivas captam água para algum uso consuntivo, devolvendo-a em um ponto e tempo distinto, e com uma perda de qualidade da mesma; estas inter-relações ou afetações recíprocas são as que podem denominar-se externalidades, das quais aquelas que acontecem na maioria dos casos são as externalidades negativas. Os processos produtivos e de consumo que captam água interferem no ciclo hidrológico. Na maioria dos usos (consuntivos), apenas uma parte da água extraída de uma corrente se consome; o resto retorna para a corrente ou aquífero, situação que permite que sejam utilizadas água abaixo, mas à custa de perda da qualidade do retorno. Estas afetações recíprocas entre os usuários possuem o agravante de que a maioria das vezes são imprevisíveis.

- Natureza unidirecional e assimétrica das interdependências entre usos e usuários da água.

Os efeitos externos positivos ou negativos, causados pelas interdependências entre múltiplos usos e usuários, sempre se propagam - através dos caudais de retorno - desde os usos e usuários situados água acima até os localizados água abaixo. O que ocorre água acima quase sempre tem algum efeito nos usos e usuários água abaixo, enquanto o que ocorre água abaixo dificilmente pode ter influência nos usuários situados água acima. Esta característica unidirecional e assimétrica, proposta por Jouravlev (2003), encontra limitações no caso das bioinvasões.

O resultado que se obtém ao examinar as características distintivas que apresentam os recursos hídricos consiste em poder enquadrar as bioinvasões ocorridas através do corredor aquático. Estes fenômenos se produzem com as atividades que realizam usos não consuntivos dos cursos de água, como no caso do transporte fluvial, que apresenta características de não rivalidade entre os distintos usuários pelo uso simultâneo do curso de água; Deste modo, este tipo de uso não consuntivo se desenvolve com um potencial de livre acesso àquele recurso.

A característica das inter-relações entre usos e usuários da água pode conferir uma maior transcendência aos usuários que desenvolvem tipos de uso consuntivos da água, o que implica rivalidade no uso da água; e, na maioria dos casos, a geração de afetações recíprocas ou de interdependência (emissão de externalidades negativas) entre distintos usuários.

Esta característica dos recursos hídricos é de maior importância; quando se comparam os níveis de dificuldade de sua gestão, considerando a de qualquer outro recurso renovável, dado que a condição

de alta mobilidade dos cursos de água ocasiona uma dispersão espacial maior dessas afetações (externalidades), com consequências comparativamente superiores. Deste modo, a característica de incerteza que o outorga, o ciclo hidrológico proporciona, às afetações ou inter-relações, uma propriedade de imprevisibilidade, em relação aos efeitos negativos ou danos econômicos e ecológicos que pudera provocar (esta propriedade é válida, tanto para os usos consuntivos como não consuntivos).

Por último, é interessante ressaltar que o conceito econômico de externalidade se refere àquelas atividades econômicas que afetam o bem-estar de um indivíduo ou uma comunidade, sem que tal efeito possa ser capturado pelo sistema de preços do mercado.

Mas há que ressaltar ainda dois elementos que determinam as diferenças entre o conceito de afetações ou inter-relações e o de externalidade econômica. Este último, apenas reconhece um efeito externo quando se afeta o bem-estar de um ou vários agentes econômicos. Em troca, as afetações ou inter-relações se reconhecem ainda quando não se manifesta um efeito sobre o bem-estar de alguém; é suficiente que exista um dano ecológico.

A segunda distinção se deve a que as externalidades não contemplam os efeitos no bem-estar futuro. As afetações capturam o fenômeno de acumulação do dano ambiental e sua potencial manifestação no futuro; ainda mais, sua expressão extrema é o caso de danos ecológicos acumuláveis e irreversíveis.

Conclui-se que as bioinvasões transportadas por meios aquáticos se convertem em uma típica afetação recíproca com efeitos dinâmicos e incertos, acumuláveis e, potencialmente, de caráter irreversível.

Deste modo, é importante destacar que este tipo de invasões, pelos corredores aquáticos, reverte o conceito de afetação unidirecional e assimétrica entre usos e usuários que, como se mencionara, expressa: “os efeitos externos negativos gerados pelos usos e usuários água acima impactam os que operam água abaixo; o inverso dificilmente pode ter transcendência”. A introdução do bivalve *Limnoperna fortunei* (mexilhão dourado) que, a grande velocidade invadiu ascendendo, principalmente, pelo Rio Paraná, o que ocasionou custos econômicos e ecológicos ainda não determinados, constitui um antecedente que permite concluir que as afetações nem sempre são unidirecionais e de impacto assimétrico. Além disso, é de destacar que os usos não consuntivos, como neste caso as embarcações que transportaram o mexilhão dourado, podem originar efeitos de alto impacto econômico e ambiental, não ocasionados por situações extremas, como o derramamento de navios que transportam petróleo.

MODOS DE GOVERNABILIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS

Sobre a base da definição da natureza das bioinvasões obtidas nas conclusões do ponto anterior, e devido à necessidade de adotar uma modalidade de gestão que permita operar as estratégias de preservação da biodiversidade como foi estabelecido ao finalizar o segundo ponto, se desenvolverão os modos de governabilidade dos recursos hídricos, com o objetivo de selecionar com maior fundamento o tipo de organização político-institucional mais adequado aos objetivos estratégicos estabelecidos.

Geralmente, a gestão dos recursos hídricos se inicia sobre um tipo de manejo fragmentado, quer dizer, o responsável da gestão está diretamente ligado ao tipo de uso e às características do usuário. O controle da gestão é parcial e indireto, e costuma estar vinculado a um usuário (ex. uma estação de tratamento de água, é quem administra o recurso, ou uma empresa de geração hidroelétrica).

A bacia, seja de forma independente ou interconectada com outras, é reconhecida como a unidade territorial mais adequada para a gestão integrada dos recursos hídricos. No entanto, desde que as jurisdições político-administrativas (países, províncias, municípios) não coincidam com os limites territoriais das bacias, grande parte das decisões que se tomam afeta o ciclo hidrológico, o aproveitamento da

água ou os habitantes localizados próximos a um curso de água, e não considera, portanto, as inter-relações que ocorrem na totalidade deste sistema integrado (Dourojeanni *et al.*, 2002), por conferir à bacia uma unidade - decisão.

Uma das características da água, em uma bacia, é a de ser geradora de um alto grau de inter-relações entre os usos e os usuários. As afetações ou inter-relações se irradiam rapidamente e alcançam espaços remotos, ocasionando alterações nos ecossistemas associados e nas atividades de produção que se manifestam em conflitos ambientais.

Estes conflitos e as tensões pelos múltiplos usos da água, requerem um tipo de gestão que atenda estas forças em diversos âmbitos territoriais e setoriais que geralmente ultrapassam os limites políticos e administrativos, produzindo a sobreposição de jurisdições na gestão, o que impede otimizar o manejo e ordenamento dos usos múltiplos da água.

As bacias são as unidades territoriais adequadas para a gestão integrada da água. (Dourojeanni *et al.*, 2002). A política que define as bacias, como base para a gestão da água, se fundamenta em que estas são as principais formas terrestres dentro do ciclo hidrológico, que captam e concentram as ofertas de água proveniente de precipitações e, em seu território, geram as inter-relações entre os sistemas físicos e bióticos e o sistema socioeconômico, integrado este pelos habitantes da bacia e os agentes usuários externos.

As águas superficiais e subterrâneas, sobretudo os rios, lagos e fontes subterrâneas, assim como as bacias de captação, as zonas de recarga, os lugares de extração de água, as obras hidráulicas e os pontos de evacuação de águas servidas (incluídas as franjas marginais ou costeiras) formam, com relação a uma bacia, um sistema integrado e interconectado.

O desafio consiste, portanto, em criar capacidades de governabilidade sobre espaços delimitados por razões naturais, como as bacias, que não coincidem com as formas tradicionais de governo sobre limites políticos e administrativos e além disso, fazê-lo com entidades públicas e privadas que têm uma visão usualmente setorial da gestão da água. (Dourojeanni *et al.*, 2002)

As características da água, unidas à condição de bem de propriedade comum, que define a natureza especial deste recurso, explicam que não pode ser administrado por meio do sistema institucional de mercado; ainda que existam experiências na América Latina, como no caso do Chile (e em outros países como E.U.A) que adotaram um sistema de quase mercado aonde se compram e vendem os direitos de aproveitamento ou uso da água. Esta alternativa constitui outra forma de organização econômico-institucional para a consignação da água entre os distintos usos e usuários e implica em um mecanismo descentralizado de decisão para a obtenção de políticas ambientais.

O fundamento principal do mercado da água é inibir o livre acesso a seu uso e gerar a formação de um preço (que resulta das ações de compra/venda dos direitos de aproveitamento), para que, por meio desses indicadores (preços), não integrados por subsídios outorgados pelo setor público, se atribua, entre os distintos usos do recurso, aquele emprego que renda um maior valor que a cotação/preço, pago pela aquisição dos direitos de aproveitamento no quase mercado.

A expressão genérica “mercados de água” costuma ser utilizada para designar uma série de instrumentos econômicos na gestão da água, como podem ser: redefinir direitos de propriedade, para fomentar as transferências da água, por meio dos direitos de uso ou aproveitamento desse recurso, deste modo, utilizar os preços ou subsídios como incentivos para reduzir a demanda.

A maior restrição deste mecanismo institucional de quase mercado, consiste na impossibilidade de captar (e falha, como foi exposto) os fenômenos relacionados com a gestão dos chamados serviços ambientais. Deste modo, tampouco pode ser utilizado como mecanismo adequado para a conservação da biodiversidade, dado que, indefectivelmente, requer um significativo apoio normativo de regulação,

sancionado e executado pelo governo, para a obtenção de uma gestão da biodiversidade e serviços ambientais.

A alternativa institucional consiste em considerar as bacias como base para a gestão integrada da água, aonde participam os distintos níveis de governo local, regional, nacional e supranacional; assistindo, além disso, diversas organizações de usuários, fundações, centros de investigação universitários e organizações não governamentais que configuram uma estrutura capaz de compensar as forças e os interesses e que, por sua vez, deverão assegurar a operacionalidade de um plano estratégico, flexível, que adote a visão de responder às necessidades humanas de usar os recursos naturais, mas mantendo a riqueza biológica e os processos ecológicos requeridos para sustentar sua estrutura, composição e funções (Plano Nacional de Bioinvasões, 2003). A conservação da biodiversidade foi articulada a partir do projeto de estratégias nacionais. Pretende-se com isso estabelecer um equilíbrio, amiúde difícil de alcançar, entre a exploração dos recursos biológicos e a biodiversidade, a respeito da promoção de seus usos sustentáveis e o controle de sua degradação.

O primeiro passo nas alternativas consiste em superar os obstáculos estabelecidos pela excessiva fragmentação das políticas governamentais no que se refere ao uso dos recursos biológicos e a biodiversidade. O segundo, é conseguir a participação de uma ampla faixa de atores (governos, ONG, grupos de cidadãos, comunidade científica, organizações privadas, empresários, instituições financeiras, etc.) na definição e identificação das ações a seguir a respeito dos recursos biológicos. (Alejandro Toledo 1998. PNUMA)

As modalidades de gestão integradas da água a nível de bacias apresentam sucessivas etapas que, sinteticamente, podem ser expostas segundo os objetivos de gestão propostos a nível de bacias que implicam, por sua vez, em ascender a níveis de maior complexidade:

- Quando o objetivo é aproveitar e manejar apenas a água, o nível de gestão é o fragmentário ou setorial.
- Quando persiste o objetivo de administrar apenas a água, mas atendendo aos múltiplos usos desse recurso, se está na presença de uma modalidade de administração ou gestão da água.
- Se o objetivo é aproveitar e administrar todos os recursos vinculados à bacia, trata-se de uma modalidade de gestão dos recursos naturais.
- Caso se pretenda o aproveitamento e gestão integrada da água da bacia ou bacias, faz-se referência ao nível de estratégia maior, configurando uma gestão ambiental que integra os processos de uso múltiplo da água, atende aos fenômenos extremos e satisfaz metas estratégicas ambientais, sociais e econômicas.

Este último nível de modalidade de gestão é o adequado para desenvolver uma estratégia de biodiversidade sobre a área a considerar, quer dizer, o sistema da bacia do Prata.

As distintas etapas, sinteticamente descritas, representam graus ou níveis em ascensão, de maior complexidade e capacidade político-institucional, supranacional e nacional, para a execução daquela estratégia de biossegurança.

CONCLUSÕES

As metodologias específicas para prevenir a introdução de espécies invasoras, com um critério de manejo reativo, uma vez delimitada a área geográfica relevante, requerem a implementação de um plano estratégico que contemple a totalidade dos fatores causadores da perda de biodiversidade e articule as metas ambientais, sociais e econômicas, em contextos que mudam no tempo.

A definição de uma organização político-institucional que, adequada aos objetivos últimos de preservação da biodiversidade, deve por ênfase na capacidade de gestão dos recursos naturais ou dos serviços e bens proporcionados pelos ecossistemas, com o grau de complexidade que esses sistemas

apresentam, devendo articular-se com as outras prioridades sociais e econômicas, com base em um conhecimento imperfeito e em contextos geográficos diversos e que se modificam com o transcorrer do tempo.

Os distintos pontos tratados no presente capítulo descrevem e intentam fundamentar a modalidade de gestão ou governabilidade dos recursos hídricos mais adequados ao tratamento da introdução de espécies pelo corredor aquático.

Conforme os elementos aportados, no primeiro ponto, identifica-se o sistema da bacia do Prata como o espaço ou área geográfica principal a considerar nos processos de bioinvasão. Deste modo, se presume um incremento no trânsito de embarcações, de diversos tipos, nessa via fluvial, como consequência do crescimento dos fluxos comerciais no Mercosul e até no resto do mundo, aumentando, assim, o risco do transporte de espécies não nativas. Esta situação, somada as outras fontes de agressão à biodiversidade, converte essa área geográfica em uma zona de potencial degradação de seus ecossistemas.

Em curto ou médio prazo, não obstante, o crescimento da atividade econômica nessa geografia, produto de um rápido derramamento da maior atividade econômica sobre as comunidades próximas, poderia gerar um aumento do nível de bem-estar. Conclui-se, no primeiro ponto, que o sistema da bacia do Prata é uma das áreas mais comprometidas para a biodiversidade, dado que sofre a presença de altas densidades de população humana que provocam um forte impacto, tanto pelo surgimento de elementos urbanos, industriais e de agroquímicos, como pela introdução de espécies exóticas e potencialmente invasoras.

A exposição desenvolvida no segundo ponto trata sobre o desafio de criar uma capacidade de gestão ou governabilidade na área delimitada por razões naturais, que geralmente ultrapassam os limites políticos e administrativos.

Nesse marco de planejamento estratégico, as bioinvasões se identificam como uma das principais causas de perda da diversidade biológica, e seu tratamento se deve ordenar e coordenar com as demais causas concorrentes.

Define-se a modalidade de gestão integrada da água como forma de organização político-institucional adequada para implementar os instrumentos específicos de políticas de controle das espécies invasoras transportadas pelo corredor aquático. Mas, no marco desta modalidade de gestão, se requer uma capacidade de governabilidade dos recursos hídricos, que implica em um aprofundamento no conhecimento das características especiais que apresentam esses recursos, dado que estas o adjudicam em sua gestão o caráter de alta complexidade.

No desenvolvimento do terceiro ponto se examinam as características específicas dos recursos hídricos, e de sua análise se definem as bioinvasões transportadas pelos distintos meios como uma típica afetação recíproca, com efeitos dinâmicos e incertos, acumuláveis e potencialmente de caráter irreversível. Esta definição constitui um importante aporte que permite conhecer a entidade que o problema das bioinvasões tem para a governabilidade dos recursos hídricos, sob a modalidade de gestão integrada da água e previne, por sua vez, sobre os esforços de organização que demandará gerar e aplicar metodologias com caráter pró-ativas para o tratamento das bioinvasões.

A adoção da modalidade de gestão integrada da água, com base territorial em um sistema de bacias, implica a definição de um tipo de organização político-institucional, com uma delimitação espacial que, no caso do sistema de bacias do Prata, compromete uma capacidade de organização nacional e supranacional com aquelas nações pertencentes à área.

Os instrumentos econômicos utilizados serão os apropriados ao plano global, e responderão às iniciativas e aceitação de cada jurisdição/ões interveniente/s. Neste marco, os incentivos econômicos estarão destinados a alentar as condutas desejadas em favor da conservação da biodiversidade.

Um dos maiores objetivos dos incentivos econômicos é o de equilibrar a desigual distribuição dos custos e os benefícios que ajudam a conservação dos recursos biológicos e a biodiversidade; trata-se de antecipar e atenuar os possíveis impactos negativos de uma medida de conservação sobre as populações locais e de regular a exploração dos recursos biológicos, compensando as populações locais de qualquer perda extraordinária que sofram por estas medidas de controle. (Toledo 1998).

A capacidade de gestão ou governabilidade terá explícita a homogeneização dos critérios, prioridades e ações, sobre a base de um plano global de biossegurança, com o objetivo estratégico de conservação da biodiversidade e consensado por todos os atores, em seus diversos níveis.

Deste modo, institucionalmente, se requer a criação ou adequação de distintas entidades de bacias:

- Entes interjurisdicionais (nacionais) e transfronteiriços (multilaterais - Mercosul).
- Autoridades de águas nacionais a nível de bacia.
- Entidades locais com funções de coordenação e participação na gestão da água.

Em definitivo, a alternativa de gestão adotada significa institucionalizar o esforço coordenado e sistemático para avaliar e ordenar o conjunto de ações que previnam, controlem e eliminem os impactos das diversas atividades econômicas dos indivíduos e empresas ou organismos estatais sobre a biodiversidade, tanto em termos de perda e fragmentação de *hábitat*, como por extração, exploração e introdução de espécies.

REFERÊNCIAS

- Calcagno; A., N. Mendiburo & M. Gaviño Novillo. 2000 Informe Nacional sobre la gestión dekl agua en la Argentina. World Water Vision. Naciones Unidas.
- Castro J. 2005. La Hidrovía Paraná Paraguay como factor de Integración Nacional Exposición realizada en el “Taller Internacional de la cuenca del Plata” Foz de Iguazú.
- Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D’Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. Macmahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Paterson, M. G. Turner & R. G. Woodmansee. 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6: 665-691.
- Daily, G.C. 1997. *Nature’s Services. Societal dependence on natural ecosystems*. Sland Press, 392 pp.
- Dourojeanni; A., A. Jouravlev & G. Chávez .2002. Gestión del Agua a nivel de cuencas; Teoría y Práctica. División de Recursos Naturales e Infraestructura. 47 CEPAL.
- Dukes, J. S. & H. A. Mooney. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *TRENDS in Ecology & Evolution* 14 (4): 135-139.
- Jouravlev, A. 2003. Los Municipios y la Gestión de los Recursos Hídricos División de Recursos Naturales e Infraestructura. 66 CEPAL.
- Moiraghi de Pérez, E. Liliana. 2001. Hidrovía: Análisis de los principales puertos del Río Paraná en la Mesopotamia, su desarrollo e importancia. Facultad de Derecho e Cs. Sociales e Políticas UNNE Corrientes - Argentina.
- Mooney, H. A. & R. J. Hobbs. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press,
- Pastorino, G., P. Penchaszadeh, L. Schejter & C. Bremen. 2000. *Rapana venosa* (Valenciennes 1846) (Mollusca: Muricidae): a new gastropod in south Atlantic waters. *J. Shellfish Research* 19 (2):1-2.
- Plan Nacional de Bioinvasiones 2003. Estrategia Nacional de Biodiversidad. PNUD.Comisión Nacional del Medio Ambiente, Gobierno de Chile.
- Toledo, A. 1998. Serie de Textos Básicos para la Formación Ambiental. PNUMA.
- Traveset, A. & Santamaría, L. 2003. Ciencia y Conservación de la Naturaleza Institut Mediterrani d’Estudis Avançats, C/ Miquel Marqués 21, 07190-Esporles, Mallorca.
- Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & May, London, UK.

CAPÍTULO 10

ASPECTOS GERAIS VINCULADOS À PREVENÇÃO E CONTROLE

Gustavo Darrigran¹ & Cristina Damborenea¹

INTRODUÇÃO

Desde a primeira citação da invasão do mexilhão dourado nas costas da América do Sul, no Río de la Plata, Argentina (Pastorino *et al.*, 1993), se enfrenta o *macrofouling* (macro-incrustações) de água doce como um novo problema econômico/ambiental para os sistemas hídricos dulcícolas da América do Sul. Este lamentável fato tem base nas políticas científicas dos países membros do Mercosul, as quais parecem estar subordinadas unicamente às instáveis políticas socioeconômicas de cada um deles.

Sobre esta base é possível esquematizar a forma com que se deveria encarar este problema (Figura 1) e diferenciar dois grandes módulos: Métodos de Prevenção, Controle e Difusão.

MÉTODOS DE PREVENÇÃO E CONTROLE

Uma forma de enfrentar o problema é através das respostas de uma série de perguntas simples. A primeira das quais é: “o mexilhão dourado invadirá a planta industrial?” A resposta, para todas as instalações que, de forma direta, captem a água de bacias que já estejam invadidas pelo *Limnoperna fortunei*, é simples: SIM. É apenas questão de tempo que cheguem exemplares de mexilhão dourado, ou suas larvas, nas instalações e provoquem *fouling* (incrustação). Esta resposta gera, de forma instantânea, uma série de perguntas: “Deve-se atuar?” “Que estruturas se devem proteger?” “Como proteger a planta?”

A resposta às duas primeiras perguntas, dependerá do momento em que estas são formuladas; quer dizer, se:

- a) todavia, o mexilhão dourado não chegou na planta, a estratégia de ação será de proteção/prevenção;
- b) já foi detectada a presença de exemplares do mexilhão dourado na planta, a estratégia de ação será, então, de reação/controle, de acordo com o grau de desenvolvimento da população dentro da planta em particular.

Nestes casos, o especialista encarregado do assessoramento deve conhecer uma série de dados básicos:

- 1) Estrutura e funcionamento da planta a prevenir.
- 2) Biologia do organismo no ambiente em particular.
- 3) Distribuição geográfica e capacidade de dispersão.
- 4) Que problemas originou nas plantas da região (para detalhes neste último ponto, consultar www.malacologia.com.ar), como também uma série de ações de forma simultânea de difusão para oferecer informação/assessoramento ao profissional e pessoal da planta.

¹ CONICET. Grupo Investigación sobre Moluscos Invasores / Plaga. División Zoología Invertebrados. FCNyM, UNLP. Paseo del Bosque, 1900 La Plata, Argentina. invasion@fcnym.unlp.edu.ar

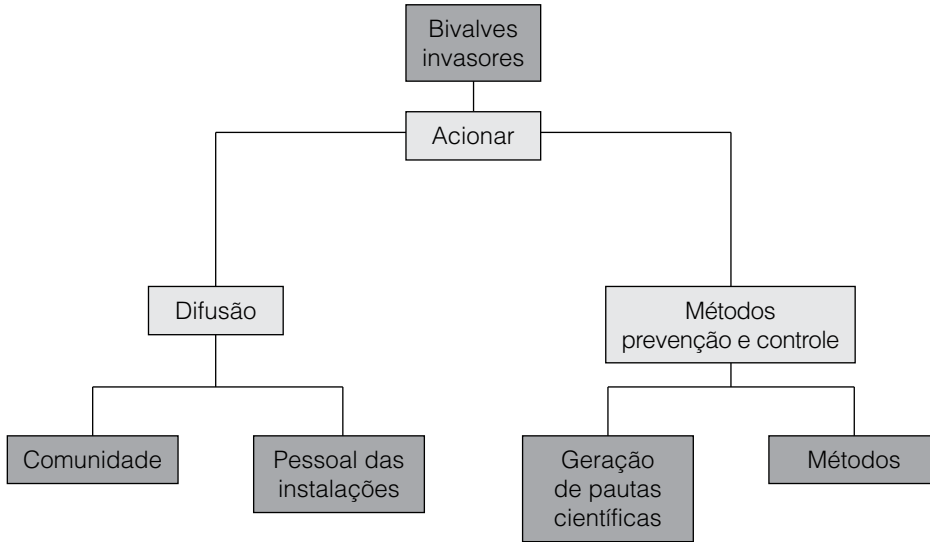


Figura 1. Diagrama de ação para controlar o *macrofouling* de água doce na região.

¿Que estruturas da planta devo proteger?

Para este primeiro item devemos conhecer, como se esboçaram anteriormente, os seguintes pontos:

Biologia do mexilhão dourado. Para este item, ver Capítulo 3.

Estrutura da planta. Neste ponto se realizará a análise da situação, sobre a base de um esquema de uma instalação hipotética que tende a englobar todas as estruturas que existem em geral, em todas as plantas que tomam água do ambiente natural (Figura 2). A partir desta, um não especialista em prevenção e controle de *macrofouling* de água doce, que apenas considere a estrutura e funcionamento da planta e não a biologia da espécie, pode considerar que o fato de evitar o assentamento do mexilhão dourado no módulo I é desnecessário, uma perda de tempo e de dinheiro para a empresa. Duas conjeturas geram esta errônea hipótese:

- 1) As estruturas de ingresso da água ao sistema (túneis, tanques, etc.) são de dimensões tão grandes que nunca poderiam ser ocluídas por *macrofouling*.
- 2) o caudal e velocidade da água é muito grande, portanto, as larvas geradas no interior desse módulo I não poderiam assentar-se dentro do sistema, já que permaneceriam muito pouco tempo nele.

Pelo contrário, este módulo I funciona como uma “câmara de cultivo”. Protegida das inclemências ambientais do ambiente externo ao sistema, esta é ideal para a fecundação, maturação e liberação de larvas (estágio de infestação que apresenta a espécie). As larvas são geradas, em ambientes de clima subtropical, de forma quase contínua ao longo do ano (salvo os meses mais frios - junho e julho de cada ano -). Quanto maior é a densidade acumulada de indivíduos aptos para reproduzir-se (quer dizer, todos aqueles exemplares maiores que 5 mm) nas paredes dos sistemas do módulo I, maior é a densidade de larvas geradas (Darrigran *et al.*, 2003). Estas larvas ingressam de forma quase contínua no interior dos módulos II e III. Se estas forem arrastadas até o centro da corrente de água, aonde sua velocidade é a maior possível no sistema, o tempo de residência das larvas seria muito curto. Pelo contrário, tanto o processo de liberação de gametas, como o de fecundação e movimento das larvas no ambiente, se realiza a curta distância da superfície das paredes das estruturas de ingresso da água. A

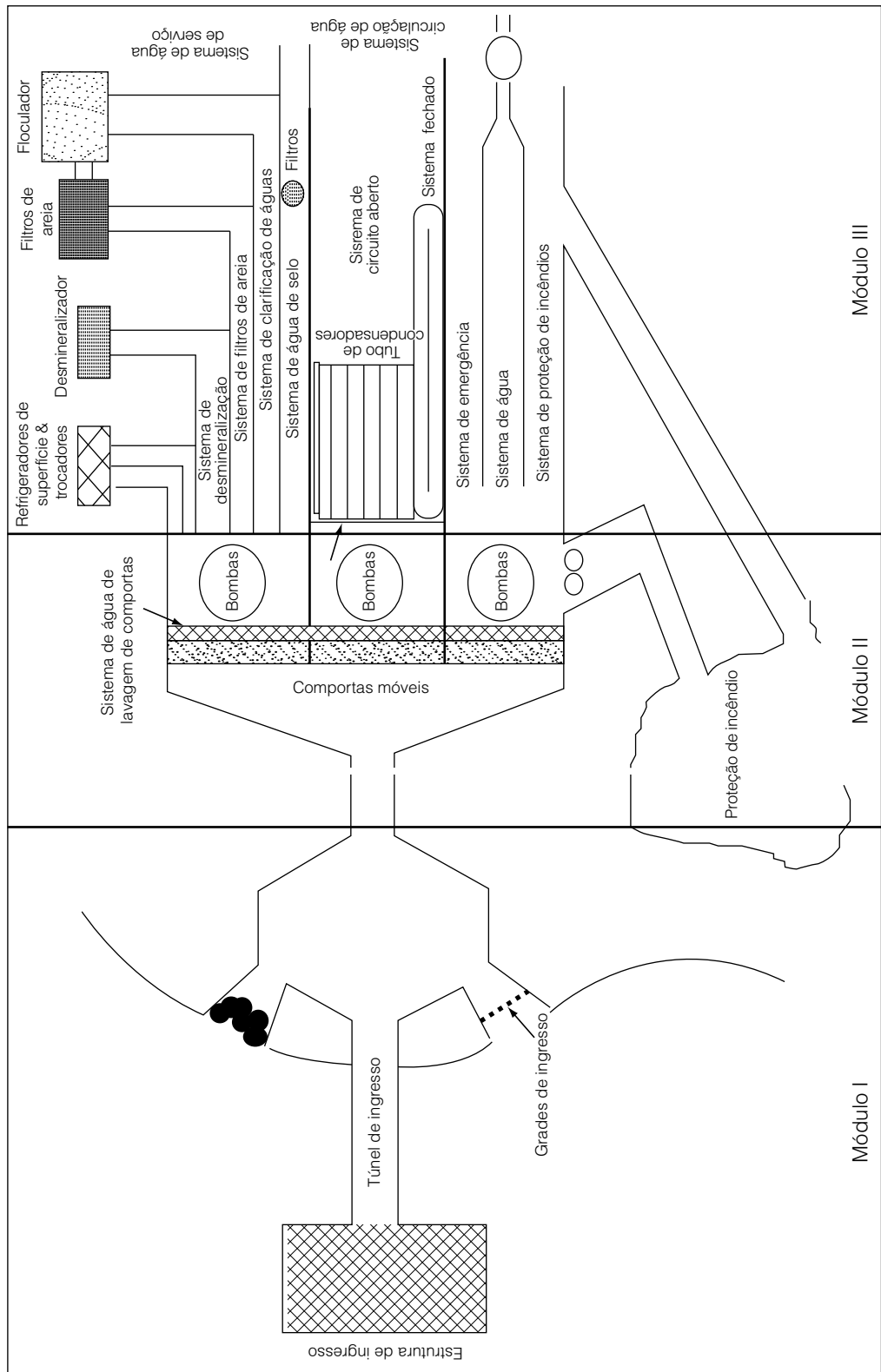


Figura 2. Esquema de uma instalação hipotética na qual se evidenciam as estruturas geralmente presentes em todas as tomadas de água (modificado de Claudi & Mackie, 1994).

hidrodinâmica deste lugar faz com que a velocidade da água seja quase nula próxima de tais superfícies (paredes dos túneis, dutos, etc.); portanto, uma importante parte das larvas geradas nas paredes do módulo I, ou “câmara de cria”, se assentarão sobre as paredes do interior dos módulos II e III, aproveitando não apenas as baixas velocidades das águas próximas à parede do tubo, mas também a estrutura do sistema, quer dizer, curvas, remansos, etc. São nestes módulos (II e III), aonde se encontra todo o sistema de filtros e trocadores de calor fundamentais para o normal funcionamento da planta, e o *macrofouling* parcial ou total que se forma sobre suas paredes ocasionará alterações na produção e, portanto, uma perda econômica como resultado final.

A maioria das indústrias tem alguns sistemas comuns; por exemplo, os sistemas de proteção contra incêndio e sistema de água para abastecimento. As estratégias de mitigação seriam as mesmas. Entretanto, ainda nestes sistemas existem diferenças particulares próprias de cada um deles; por exemplo, em algumas indústrias a água para proteção contra incêndios é tomada de um sistema separado daquele para o abastecimento. A estratégia de mitigação em cada um destes tipos é diferente; se bem que existam estruturas comuns em muitas plantas, estas podem diferir. Nas centrais hidroelétricas e nas plantas de tratamento de água, os sistemas podem variar quanto aos materiais de construção dos distintos setores (tubos de distintos metais, PVC, diâmetros, etc.), como também em seu caráter de indispensabilidade (estruturas que envolvem distintas magnitudes de perda na produção ao deixar de funcionar, como consequência do *macrofouling* ou para a limpeza do mesmo).

Para as estratégias de mitigação do *macrofouling*, além de considerar as condições climáticas próprias do ambiente natural em que se encontra a planta e do estado das populações naturais do mexilhão nos arredores e na mesma planta, deve-se considerar as diferenças existentes em cada um dos distintos setores do sistema humano a tratar em particular. É necessário ter em conta as distintas partes e funções do sistema, seus elementos constitutivos; por exemplo, áreas com baixa velocidade de fluxo de água, em especial, as menores de 1,5 m/s, como também os encanamentos de diâmetro pequeno (7,5 cm).

Problemas já causados na Região Neotropical

Estes podem resumir-se da seguinte forma (Darrigran & Damborenea, 2005) (Figura 1 – Anexo VI):

- 1) Redução dos diâmetros dos encanamentos.
- 2) Bloqueio de encanamentos.
- 3) Decréscimo da velocidade da água (isto porque o sistema está projetado para que a água corra com um fluxo laminar, mas as fixações dos mexilhões nas paredes ocasionam um fluxo turbulento; portanto, para passar a mesma quantidade de água, o intervalo de tempo será maior).
- 4) Oclusão por acumulação de valvas vazias.
- 5) Contaminação da água do interior do sistema.
- 6) Bloqueio de filtros.

¿ como proteger a planta?

A forma mais eficiente, quer dizer, aquela que seja sustentável ambiental e economicamente, busca-se desde há muito tempo. Grandes volumes de água passam através dos sistemas de resfriamentos das plantas geradoras de energia, de indústrias, de plantas purificadoras, etc. Os tratamentos devem adaptar-se a estas características como as outras assinaladas no item anterior. Alguns destes tratamentos são de uso amplo ou moderado; outros estão sendo testados em alguns sítios. Muitos outros se encontram em nível de ensaios de laboratório. Portanto, a forma de enfrentar um novo problema econômico/ambiental, como o tratado neste livro, é a partir da aplicação simultânea de dois

métodos de tratamento (Figura 3). Um é o que comumente se denomina via rápida. Este consiste em eliminar velozmente do sistema o *macrofouling*, ainda que o método a utilizar não seja sustentável, mas permite o normal funcionamento da planta afetada de forma veloz. A via rápida mais efetiva é a aplicação de químicos, sendo o cloro o oxidante mais utilizado a nível mundial devido a seu menor impacto ambiental e custo.

Entretanto, para a aplicação de químicos, se devem considerar:

- concentrações permitidas,

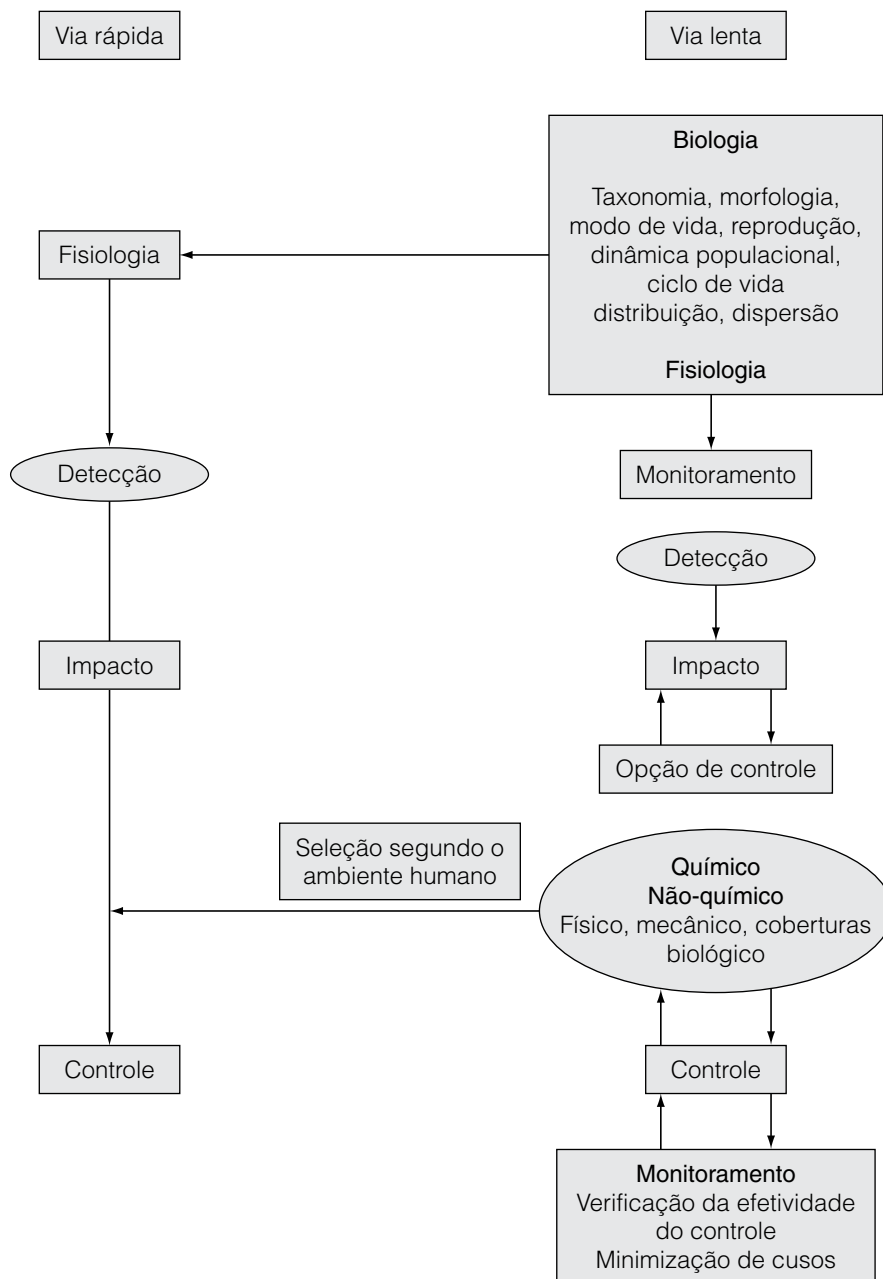


Figura 3. Estratégias de ação simultâneas para o controle do *macrofouling* de água doce (modificado de Claudi & Mackie, 1994).

- mecanismos de diluição do químico,
- mecanismos de desativação do químico.

Estes dois últimos casos são para evitar o impacto no ambiente natural e ocasionar corrosão dos químicos.

Simultaneamente se deve implementar uma segunda via, denominada lenta, a qual consiste em encontrar a combinação adequada de tratamentos físicos e químicos de menor impacto ambiental e de baixo custo. Para isto, como se mencionou reiteradamente, é fundamental o conhecimento da biologia do organismo invasor nesses ambientes.

Os potenciais métodos antiincrustantes, ensaiados alguns em meio marinho e outros em água doce, incluem agentes repelentes naturais, toxinas e métodos biológicos de controle. Para estes métodos não existem dados disponíveis para avaliar a eficácia, custos e aceitabilidade ambiental. Alguns são utilizados em circuitos fechados ou em sistemas de baixa liberação, ou se encontram, todavia, em fase de investigação; entre estes últimos, alguns parecem promissores e poderiam ser aplicados. Outros, pelo contrário, não poderão ser aplicados em alguns circuitos ou não passarão do nível de ensaios de laboratório.

A maior ênfase no controle do *fouling* está desenvolvida no campo marinho, enquanto que na água doce, recém na última metade do século XX na Europa e Estados Unidos começaram a se realizar os estudos de forma metódica como no marinho. Isto se deve às invasões do *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), ou mexilhão zebra, e *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), ou corbiculídeo asiático. Deste modo, existem também importantes exemplos sobre a necessidade de realizar novas investigações para o desenvolvimento de procedimentos de controle na Região Neotropical, onde, todavia, o *macrofouling* em água doce é um fato novo. Os tratamentos de prevenção e controle utilizados estão baseados em espécies e ambientes da América do Norte, os quais, são inapropriados para o resto da América.

A introdução do mexilhão zebra na América do Norte provocou um incremento nos trabalhos publicados para o controle dessa espécie, e tem gerado um efeito amplificador não apenas na investigação, mas também na difusão do problema das bioinvasões em geral. Em relação ao tema das bioinvasões aquáticas, se realiza anualmente o *International Zebra Mussels and Aquatic Nuisance Conferences*, de forma alternativa entre Estados Unidos e Canadá, aonde se difundem os casos e investigações, tanto a nível acadêmico como geral/comercial. No ano de 2004 (ICAIS, 2004), a reunião número 13 foi a primeira que se realizou fora do continente americano, na Irlanda, o que evidencia a necessidade de investigação para achar tratamentos sustentáveis para o *fouling*, não apenas na América, mas também na Europa.

Síntese de métodos de controle

Nos sistemas de resfriamento é fundamental a experiência direta em sua operatividade e função. Os processos de *antifouling* que se tem utilizado para os circuitos de resfriamento caem em duas categorias principais: Métodos físicos e métodos químicos.

Para o caso de grandes sistemas de resfriamento que utilizam água crua, o *fouling* se encontra em velocidades de água com taxas que excedem o m³/seg. A fim de alcançar soluções econômicas, é importante que os métodos sejam adequados para cada organismo do *fouling* (desde a camada inicial bacteriana) e projetado especificamente para o circuito de resfriamento em particular a tratar. Deste modo, enquanto não existam soluções genéricas aplicáveis às numerosas categorias de organismos, otimizar os procedimentos requer um conhecimento biológico particular de cada caso.

O objetivo de um regime de controle econômico e ambientalmente ótimo, não necessariamente deve consistir na eliminação total dos organismos assentados em todo o sistema. Na maioria dos casos, o êxito está no controle das espécies que se assentam em certas partes do circuito e em prevenir o

excessivo desenvolvimento das populações, para não alterar as outras partes associadas mais susceptíveis do sistema.

Para o período entre duas limpezas físicas programadas, um tratamento químico deve limitar ou eliminar o *fouling* nos circuitos e trocadores dos circuitos a um nível de funcionalidade do sistema. Em muitos casos, estes métodos, levados a cabo em um determinado local, têm relação com uma ou duas espécies invasoras, para as quais os procedimentos genéricos devem ser adaptados de acordo a suas demandas ecológicas, a fim de impedir o assentamento larvário e crescimento nas partes mais sensíveis do circuito. O caso de uma única espécie, neste caso o *Limnoperna fortunei*, implica no conhecimento biológico adequado e em levar adiante um monitoramento de longo tempo com o objetivo de seguir a evolução das populações e notar a introdução de novos exemplares ou novas espécies potenciais.

Outro elemento importante a considerar é a configuração do circuito e a operação de bombeamento (descarga e velocidade da água); é de singular importância, deste modo, ter em conta as áreas de assentamento mais favoráveis para o crescimento e assentamento dos organismos (curvas do sistema, filtros, etc.).

Com base em um estudo realizado na França, Holanda, Reino Unido e Itália (Jenner *et al.*, 1998), os métodos mais utilizados nos circuitos de resfriamentos nas estações geradoras de energia, são os seguintes:

- Métodos físicos. Filtração da água, limpezas mecânicas, alta velocidade da água, choque térmico e o uso de pinturas tóxicas e não tóxicas.
- Métodos químicos. Nestes, a cloração é a mais utilizada. Uma breve síntese sobre os prós e contras de alguns químicos, se encontra na Tabela 1.

Novos métodos têm sido desenvolvidos a partir de projetos de investigação para o mexilhão zebra, depois da introdução desta espécie na década de 1980, por exemplo, microfiltração, camadas não tóxicas, luz UV, correntes eletrolíticas, proteção catódica, energia acústica e compostos orgânicos. Por sua parte, nos países europeus, alternativas à cloração são o dióxido de cloro ou ozônio, assim como alguns compostos orgânicos estão sendo investigados. Campo de aplicação, impacto ambiental e custos limitarão seus usos nos sistemas de resfriamento, por exemplo, alguns métodos podem ser usados com sucesso para coisas muito específicas como é o caso do cloreto de potássio em sistemas contra incêndio no caso do mexilhão zebra.

Dentro do conjunto de estratégias, as químicas são as mais populares, e são as mais eleitas, tanto na Europa como na América do Norte. Para eliminar o mexilhão zebra (Claudi & Mackie, 1994; Jenner *et al.*, 1998) definiram-se quatro estratégias, que podem ser aplicadas para todo o *macrofouling*. Podem ser projetadas para proteger todo o circuito, desde a tomada de água até a descarga. A desvantagem está nas limitações na descarga de material tóxico ao ambiente e, portanto, em adequar-se às regulamentações ambientais. Há que se eleger o produto químico de menor impacto no ambiente e que este, além disso, seja eficaz para eliminar os mexilhões. Os químicos mais frequentemente considerados para o controle do mexilhão zebra se sintetizam na Tabela 2. Os únicos que foram aprovados para o controle deste invasor são o hipoclorito de sódio ou o cloro gasoso. Não obstante, vários agentes químicos nos Estados Unidos têm sido aprovados provisoriamente para aplicá-los nos sistemas. Em sistemas fechados ou condições estáticas, o número de tratamentos químicos que podem ser usados são vários, com a condição de não serem liberados ao ambiente.

A forma de utilização do químico pode chegar a ser mais importante que o químico eleito. As diferentes estratégias têm distintos objetivos. Existem cinco tipos básicos de aplicações dos tratamentos químicos (Figura 4), as quais podem, por sua vez, agrupar-se em pró-ativas ou prevenção (precaução do assentamento nos sistemas de água), e reativas ou controle (utilizadas quando se tem assentado no sistema de água ou em estruturas externas) (Claudi & Mackie, 1994).

Tabela 1. Benefícios e contra-indicações dos químicos mais utilizados no controle do *macrofouling* em água doce (modificado de Claudi & Mackie, 1994).

	Desvantagem	Vantagem
Químicos não-oxidantes		
Salinidade	- Pode-se utilizar para o controle, caso o sistema o suporte.	Adultos e larvas não são tolerantes a altas concentrações de sal
Floculação	- As concentrações utilizadas na floculação não são suficientes para o controle.	A combinação de alumínio (como componente floculante), a diminuição do pH e a mescla podem produzir a morte do véliger.
Sais de potássio	- É tóxico para outros integrantes do ecossistema	- Altamente tóxico para mexilhões - Pode ser utilizado em sistemas fechados. - É econômico
Nitrato de amônio	- Não apresenta benefícios em relação a outros molusquicidas	- Em certas concentrações é efetivo. - Pode ser utilizado em sistemas fechados. - É econômico
Químicos oxidantes		
Permanganato de potássio		- Agente oxidante efetivo. - Utilizado como alguicida
Peróxido de hidrogênio	- Menos efetivo que o cloro - Custo elevado.	- Agente oxidante efetivo, utilizado em plantas purificadoras de água. - Previne o assentamento de véliger
Brominas	- Se desconhecem as concentrações apropriadas e os mecanismos de aplicação	- Oxidante mais efetivo em pH maior que 8 - Menos tóxico que o cloro para as espécies "não-branco".
Ozônio	- Alto custo do equipamento e de sua manutenção - Dificuldade e alto custo para manter concentrações apropriadas	- Alta capacidade bactericida e previne outros agentes de <i>biofouling</i> . - Grande capacidade de dissipação = sem resíduo
Cloraminas	- Altas concentrações para o controle do véliger. - Alto custo para sistemas de águas em movimento. - Não apresenta nenhuma vantagem em relação a outros agentes oxidantes. - Desconhecem-se as doses segundo as estratégias de aplicação.	- Utilizadas como desinfectante em plantas de tratamento de água - Efetivo para véliger. - Não produz trihalometanos
Dióxido de cloro	- Requerem-se equipamentos especializados - Tem custo mais elevado que o cloro e utilização mais complicada	- Efetividade comprovada (diferentes opiniões) - Não produz trihalometanos
Cloro	- A maior preocupação, em corpos de água lânticos, é que, combinados com substâncias orgânicas produzem trihalometanos (carcinogênico)	- Efetividade comprovada - Aplicável na maioria dos sistemas de água. - Tóxico em baixas concentrações. - Não é bioacumulável. - Resíduo oxidante é simples de medir - Custo aceitável. - Sistema de cloração é simples de construir e manter

Reativo

1) Final de estação. Ao final de uma estação de cria, químicos oxidantes ou não oxidantes em quantidade suficiente são aplicados por um período longo, capazes de matar todos os adultos estabelecidos no sistema (a aplicação pode estender-se por semanas). Estes parecem ser utilizados em quase todas as plantas europeias e também de forma bem-sucedida na América do Norte. O tratamento pressupõe que o sistema da planta possa tolerar o *fouling* do mexilhão de

Tabela 2. Os químicos mais utilizados para o controle do mexilhão zebra na América do Norte (modificado de Claudi & Mackie, 1994). NA: não aprovado como agente de controle para o mexilhão zebra; A: aprovado como agente de controle para o mexilhão zebra; A*: aprovado para algumas instalações e indústrias apenas para remover as véliger; Exp.: em etapa experimental.

Químico para o controle	Status de aprovação	
	Canadá	USA
Nitrato de amônio	NA	NA
Bromo	NA	A
Gás-cloro	A	A
Dióxido de cloro	NA	A
Cloramina	NA	NA
Peróxido de hidrogênio	NA	A
Sais de potássio	NA	A
Permanganato de potássio	NA	A
MOLUSQUICIDAS		
Buckman´s Bulab 6002	NA	A
Beltz´s Clam-Trol	NA	A
Calgon´s H1-30	Exp.	A
Bayer´s Baluscide	NA	NA
Nalco Actibrom	NA	A
Ozonio	NA	A
OUTROS		
Baixa concentração de cálcio, pH	Exp.	Exp.
Alta concentração de dióxido de carbono	Exp.	Exp.
Alumínio	A*	A*
Salinidade	NA	A
Metabisulfito de sódio	A	A

uma estação, e que a biomassa e as valvas presentes no sistema possam ser removidas depois do tratamento, sem maiores inconvenientes. Cabe destacar que se estima ser débil o estado físico dos mexilhões adultos e sem reservas de energia no corpo para a liberação de gametas.

- 2) Periódicos. É uma variação do item anterior. Novamente o branco são os adultos, mas o tratamento é mais frequente. Basicamente, se aplica quando as densidades e alturas dos mexilhões adultos permanecem baixas. A concentração e o tempo serão semelhantes ao primeiro tratamento. A biomassa que foi removida é provavelmente menor, mas o sistema em questão deve ser capaz de tolerar esse grau de *fouling*. Se o tratamento se realiza em períodos breves, este previne o assentamento de indivíduos muito grandes.

Pró-ativas

- 3) Intermitente. Dosagens a cada dia ou a cada três dias, a intervalos frequentes (6, 12, 24 h); têm por objeto prevenir a infestação do mexilhão, portanto se deve aplicá-las durante o período de assentamento. Apenas tem sido utilizado com químicos oxidantes; sua ação está em destruir as larvas *post-véliger* que se assentaram desde o tratamento prévio. Com esta estratégia se evita a infestação do sistema. Na etapa precoce de sua vida o mexilhão dourado é mais susceptível que em sua fase adulta, portanto a concentração do químico é menor. O tratamento conta com que o poder oxidante dos químicos seja suficiente para penetrar a valva relativamente frágil dos

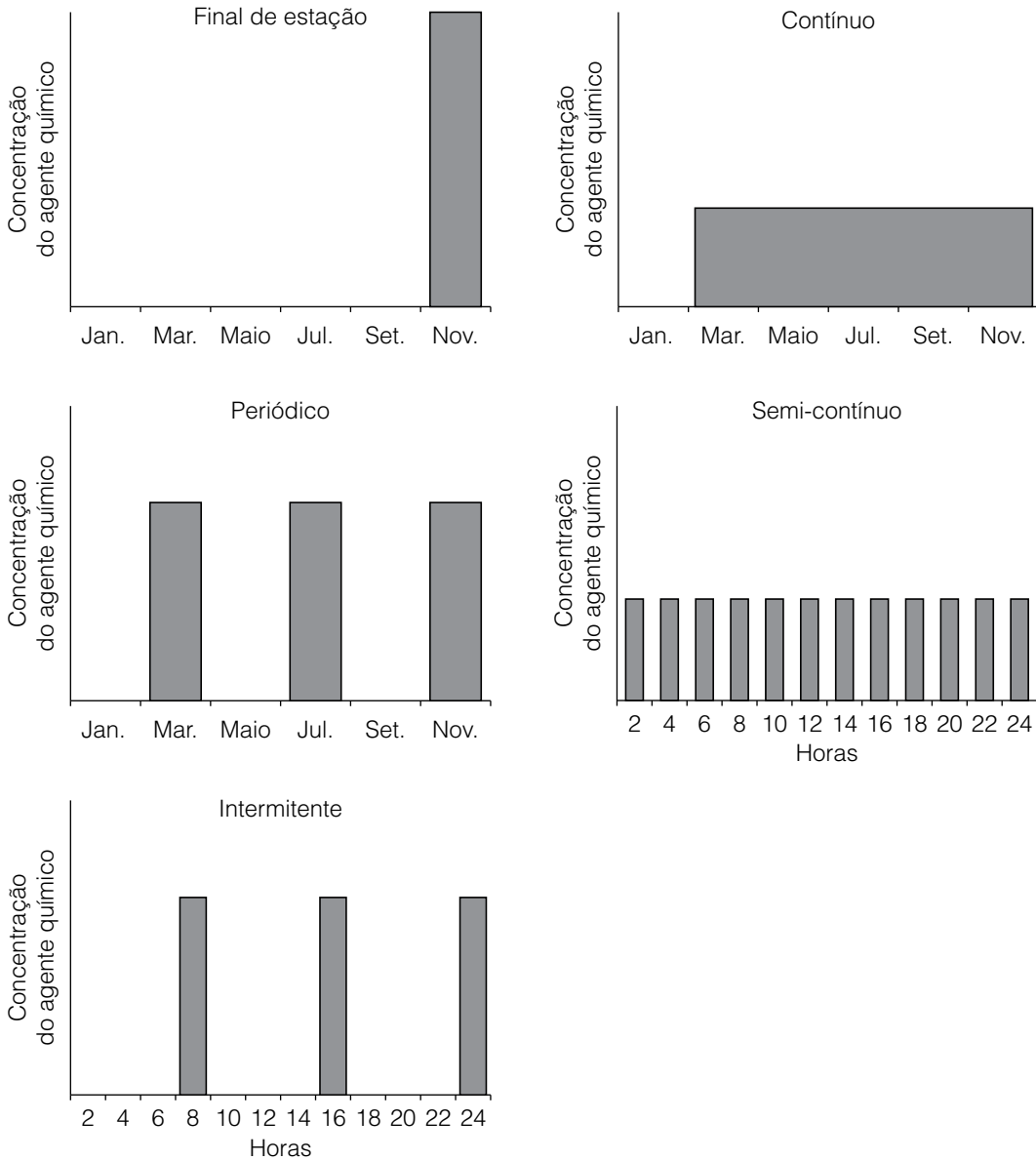


Figura 4. Esquema dos cinco tipos básicos de aplicação de químicos, destinados à prevenção e controle do mexilhão dourado (modificado de Jenner *et al.*, 1998).

mexilhões recentemente assentados e destruir seus tecidos. Não ficam restos de conchas nas tubulações do sistema. Este tratamento não afeta os adultos que penetraram no sistema.

- 4) Semicontínuo. Sendo exposto a uma substância nociva, o mexilhão deixará de filtrar e rapidamente fechará suas valvas. Esta situação se manterá entre 15 e 30 minutos antes que as valvas sejam reabertas e intentem filtrar novamente. Portanto, o tratamento pode programar-se a cada 15-45 minutos. Isto impactaria todos os estágios do mexilhão de forma quase contínua, mas com uma utilização de químico menor que no tratamento contínuo.
- 5) Contínuo. Está projetado para não permitir o assentamento no sistema. As larvas véliger que entram não necessariamente sofrem 100% de mortalidade, mas a presença de químicos nocivos

pode ser suficiente para evitar o assentamento das mesmas. Algum adulto presente pode também sucumbir se o baixo nível do químico se mantém durante a estação de cria. Também pode soltar-se de seus biscoitos, a fim de se afastar-se do lugar de impacto do químico. As concentrações do químico podem ser muito baixas, mas contínuas. É selecionado para sistemas que não podem tolerar nenhuma quantidade de *fouling*. Por exemplo, os sistemas antiincêndio. Apenas foi aplicado com químicos oxidantes como o cloro.

Os critérios que se devem adotar para a seleção do químico a utilizar (Jenner *et al.*, 1998), são fundamentalmente dois:

- 1) A biologia do organismo branco, em particular a colocação e duração do período de assentamento.
- 2) A taxa de crescimento da espécie branca, tendo em conta a relação deste parâmetro com as características próprias do ambiente como, por exemplo, o nível do recurso trófico.

Deste modo, deve-se considerar, por um lado, o modo de ação do químico em questão, atendendo a toxicidade deste (estratégia do tóxico, aguda ou crônica); e, por outro lado, a máxima densidade de *fouling* aceito pelo sistema (tolerância operacional).

Por último, como se mencionou oportunamente, não existe um método eficaz que atue apenas sobre a espécie problema, neste caso o mexilhão dourado. Pelo contrário, a metodologia sustentável econômica e ambientalmente, está em combinação de tratamentos ordenados tanto espacial como temporalmente, que impacte o menos possível o ambiente, não altere o normal funcionamento da planta e, além disso, seja econômica. Para alcançar esta combinação de tratamentos, não somente há que se ter em conta o mencionado no presente capítulo, mas também desenvolver uma série de três módulos: diagnóstico, geração de pautas científicas de ação e monitoramento. A esta série se denomina, comumente, etapas de um tratamento de controle (Tabela 3).

DIFUSÃO

Como se mencionou no começo do presente capítulo, existe ainda um novo problema econômico/ambiental, como é o *macrofouling* de água doce na América do Sul, em particular, e as bioinvasões, em geral. A finalidade do presente módulo é conseguir que este problema deixe de ser novo, para ser considerado de forma rotineira, não só por sua existência, mas também para sua prevenção e controle.

Com a finalidade esboçada no parágrafo anterior, deve-se chegar a conscientizar toda a sociedade, profissional e não profissional, para a qual, a modo de exemplo, se descreverá momentaneamente o caso implementado pela Universidade Nacional da Prata, através da Faculdade de Ciências Naturais e Museu, por meio de um programa de difusão (para mais informação consultar em www.malacologia.com.ar) executado através de:

- a) Cursos destinados a um público específico: graduados, profissionais das plantas e docentes de distintos níveis.
- b) Folhetos, cuja finalidade é chegar à parte da população com maiores possibilidades de transformar-se em vetor deste tipo de contaminação por espécies (pescadores, nautas, etc.).
- c) Documentários e exposições e/ou mostras destinadas a um público em geral.

Este tipo de mecanismo ou programa de difusão é efetivo na medida em que sua ação, não apenas através de uma única universidade ou nível acadêmico, como único que se aproxima a mesma. Pelo contrário, o nível do problema a tratar supera um simples programa universitário ou, quiçá, de uma empresa privada próxima a esta ação, e tem que ser realizado pelas entidades nacionais e internacionais envolvidas, por exemplo, por estruturas de gestão existentes no Mercosul.

Tabela 3. Etapas de um tratamento de controle do *macrofouling*.**DIAGNÓSTICO.** Neste módulo se pretende desenvolver:

- 1) Avaliação do estado de invasão no sistema de água ou ambiente humano, em relação à situação existente nos diferentes setores operativos considerando:
 - Características populacionais do mexilhão dourado (internas e externas à Planta).
 - Estado dos assentamentos.
 - Estrutura e funcionamento da planta
- 2) Resultados que se espera alcançar:
 - Situação ou grau de contaminação por espécies, atual.
 - Projeção de tal contaminação no tempo e espaço
 - Potenciais tratamentos e estratégias sustentáveis a seguir
- 3) Finalidade:
 - Projeto de um programa sustentável de controle do *macrofouling* de água doce.
 - Construção de um pressuposto definitivo para o controle.
- 4) Atividades:
 - Tomada de amostras representativas da população (adultos e larvas).
 - Determinação dos pontos de amostragens, sobre a base de:
 - Características estruturais da Planta e capacidade de acesso.
 - Determinação dos pontos-chave para o sistema.
 - Análise de tais amostras.
 - Tomada de conhecimento de materiais e tipo de aplicação da Planta.
 - Informe final.

PROJETOS DE TRATAMENTO PARA O CONTROLE

- a) Aplicação de uma combinação de tratamentos segundo a estrutura e funcionamento da planta.
- b) Aplicar uma série de módulos de forma ordenada e intensiva.

Módulos Potenciais:

- I. Limpeza.
- II. Setorização do controle.
- III. Seleção e aplicação de tratamentos para cada setor.

MONITORAMENTO

- * Avaliar a efetividade
- * Minimizar ao máximo as concentrações e aplicações nos tratamentos considerando:
 - efetividade das doses e aplicações;
 - épocas do ano/ciclo de vida da espécie;
 - rotina de manutenção da planta.

REFERÊNCIAS

- Claudi, R. & G. L. Mackie. 1994. *Practical manual for zebra mussel monitoring and control*. Lewis Publishers, Boca Ratón, 227 pp.
- Darrigran, G. & C. Damborenea. 2005. A bioinvasion history in South America. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), the golden mussel. *American Malacological Bulletin*, 20 (1/2):105-113
- Darrigran, G., P. Penchaszadeh, C. Damborenea & N. Greco. 2003. Abundance and distribution of golden mussel *Limnoperna fortunei* larvae in a Hydroelectric Power Plant in South America. *Proceeding 11th. International Conference on Aquatic Invasive Species* :310-314. Alexandria, Virginia, USA 2002.
- Icais. 2004. 13th International Conference on Aquatic Invasive Species September 20 to 24, 2004 Lynch West County Hotel Ennis, County Clare, Ireland (www.incais.org).
- Jenner, H. A., J. W. Whitehouse, C. J. L. Taylor & M. Khalanski .1998. Cooling water management in European power stations. *Biology and Control of Fouling. Hydroécologie Appliquée* 10(1-2):1-225.
- Pastorino, G., G. Darrigran, S. Martín & L. Lunaschi. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1957) (Mytilidae) nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica* 39:101-102

ANEXO VI

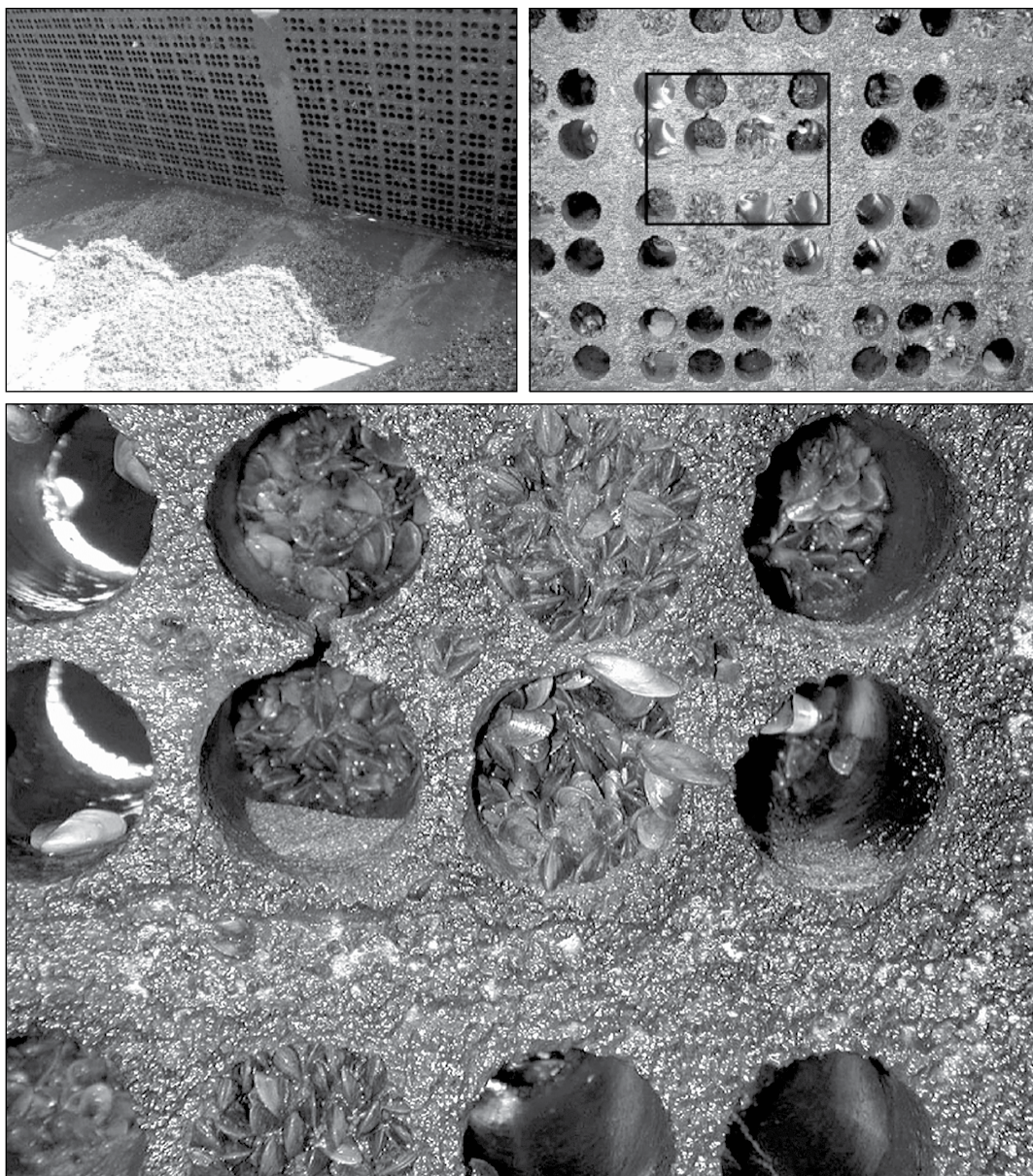


Figura 1. *Macrofouling* na grade de tomada de água de uma estação de tratamento de água.

CAPÍTULO 11

EFEITO DE BIOCIDAS E TOLERÂNCIA À EXPOSIÇÃO AO AR

Miriam E Maroñas¹ & Cristina Damborenea²

INTRODUÇÃO

Os problemas provocados pela introdução não intencional na bacia do Prata do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), impactam tanto o ambiente natural como o humano. Neste último, o mexilhão dourado produz severos danos na infra-estrutura de plantas industriais, de tratamento de água e geradoras de energia que tomam água dos rios para seu funcionamento, provocando *macrofouling* na água doce da América do Sul (Darrigran, 1997; Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000). Na América do Norte, a corbicula asiática, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) e, em especial, o mitilídeo comumente conhecido como mexilhão zebra, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), ocasionam sérios problemas nas indústrias. Dada a ampla distribuição deste último mexilhão e os sérios prejuízos econômicos que causa, existem numerosos estudos acerca de suas respostas ecofisiológicas frente a exposição às substâncias químicas potencialmente utilizáveis como agentes de controle e sobre a tolerância desta espécie à exposição ao ar por tempo prolongado. Sobre prejuízos das indústrias sul-americanas, os conhecimentos em relação ao mexilhão dourado são escassos, apesar do alto impacto já provocado por esta espécie.

Neste capítulo apresentaremos uma síntese das experiências obtidas por vários autores, tanto em âmbito local como internacional, sobre o efeito de diversos biocidas e sobre a tolerância do *L. fortunei* à exposição ao ar. Estas experiências constituem um elemento fundamental para estabelecer metodologias sustentáveis de prevenção e controle do mexilhão dourado nos sistemas de água industriais.

BIOCIDAS

Por definição, um biocida é um causador de morte. Este termo é aplicado aos produtos químicos utilizados para matar organismos vivos, tanto os que interferem ou ameaçam a saúde como os que afetam as atividades humanas. Entretanto, em geral, não se consideram como biocidas os antibióticos usados na medicina. Alguns biocidas são seletivos, quer dizer, são mais potentes contra um número pequeno de espécies que contra outras. Ao contrário, outros são tóxicos indiscriminados. O “biocida ideal” é uma substância altamente tóxica para um tipo particular de organismo ou grupo de organismos e que não tem efeitos prejudiciais para o resto dos componentes biológicos do sistema. Além disso, este “composto ideal” não reage com os elementos abióticos do ambiente e se dissocia em formas não tóxicas. Como se sabe, este “biocida ideal” ainda não foi obtido, mas ante a necessidade de ser utilizado na prevenção do assentamento e/ou no controle efetivo do *biofouling* em sistemas de águas, as investigações se orientam no sentido de minimizar os impactos ambientais.

¹ Instituto de Limnología .Dr. R. Ringuelet., CC 712 (1900) La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Calle 122 y 61 (1900) La Plata. Argentina: (CONICET). miriam@ilpla.edu.ar

² Grupo de Investigación en Moluscos Invasores/Plaga (GIMIP). División Zoología Invertebrados. Facultad Ciencias Naturales y Museo. Paseo del Bosque. (1900) La Plata. Argentina: (CONICET). cdambor@fcnym.unlp.edu.ar

São numerosos os químicos empregados como biocidas. De acordo com seu mecanismo de ação se diferenciam em oxidantes e não oxidantes. Entre os primeiros, se destaca o cloro como substância utilizada universalmente, e também se pode mencionar o ozônio, o peróxido de hidrogênio e o permanganato de potássio, entre outros. Várias substâncias químicas não oxidantes foram desenvolvidas como agentes de controle sobre bactérias ou algas e seu uso se estendeu aos moluscos (molusquicidas).

Cloro

O cloro foi aplicado amplamente nos tratamentos de água para o consumo humano desde princípios do século XX. Em épocas recentes, a cloração com hipoclorito de sódio começou a utilizar-se de forma muito extensa nos sistemas de água como método para o controle do *biofouling*.

De todos os desinfetantes é o mais intensamente estudado em relação a sua química, toxicidade e ecotoxicidade. Por isso, ao estar tecnologicamente bem comprovado e porque seu custo econômico é aceitável, é utilizado universalmente nas indústrias. Entretanto, está muito longe de possuir as características do “biocida ideal”.

A ação do cloro como agente de controle do *biofouling* se realiza através de seu efeito tóxico oxidante direto sobre os organismos, por inibição do assentamento e do crescimento dos estágios larvais, ou por debilitar os mecanismos pelos quais os indivíduos permanecem fixos ao substrato (Claudi & Mackie, 1994).

Dispõe-se de compostos para a cloração a partir de vários produtos químicos. Os mais frequentemente utilizados são o hipoclorito de sódio (NaOCl) e o cloro gasoso (Cl₂). Muitos fatores, tais como o pH, o conteúdo de nitrogênio orgânico e inorgânico e a temperatura, afetam o poder oxidante do cloro. Conjuntamente, deve-se considerar as propriedades emergentes de cada população como, por exemplo, sua estrutura de idade ou de tamanhos, sua densidade, sua biomassa, já que diferentes populações terão respostas desiguais frente a concentrações semelhantes do oxidante. Por estas razões é necessário testar sua efetividade tendo em conta as condições próprias da instalação a ser tratada.

Conhecem-se numerosas investigações acerca do efeito do cloro em outros bivalves invasores como os já nomeados *D. polymorpha* e *C. fluminea*. No *L. fortunei*, os primeiros estudos para determinar a eficácia do cloro como agente para seu controle foram os realizados por Morton *et al.* (1976). Estes autores trabalharam com exemplares adultos provenientes da represa de Plover Cove de Hong Kong, utilizando grupos de organismos sem especificar seu tamanho. Mais recentemente, Cataldo *et al.* (2003) realizaram vários ensaios com indivíduos desta espécie coletados nas costas do Río de la Plata, na localidade de Quilmes (Buenos Aires, Argentina).

Morton *et al.* (1976) utilizaram agrupamentos com aproximadamente 30 indivíduos que foram colocados em tanques com água proveniente do ambiente natural (a represa), mantendo-a em circulação. Os mexilhões dourados foram alimentados durante todo o tempo de duração da experiência. Realizaram ensaios com três tratamentos diferentes, nos quais se aplicou cloro em: (a) baixas concentrações (0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 e 1,2 mg/L), adicionando hipoclorito de sódio a cada quatro horas para manter a concentração constante; (b) altas concentrações (200; 300 e 400 mg/L), sem cloro adicional e, por último (c), altas concentrações (200; 300 e 400 mg/L) por um período de quatro dias e, a seguir, os animais permaneceram expostos a baixas concentrações (1 mg/L), adicionando hipoclorito de sódio a cada quatro horas. Os tratamentos realizados tiveram diferente duração temporal e sempre se mantiveram grupos de controle com água procedente da represa.

Os ensaios realizados por Cataldo *et al.* (2003) foram levados a cabo com 6 concentrações de cloro diferentes (1, 5, 10, 25, 50 e 100 mg/L) a temperaturas de 15, 20 e 25 °C. A concentração de cloro foi mantida de forma constante pela adição de hipoclorito de sódio uma vez por dia. Os

organismos utilizados tinham entre 15-25 mm de comprimento máximo valvar e se encontravam fixos nas superfícies de ensaio. Neste estudo não se lhes proporcionou alimento durante o desenvolvimento das experiências. Estes autores mantiveram grupos de controle e todas as rotinas foram levadas a cabo em triplicata. A cada 24 horas removeram os indivíduos mortos identificados pela ausência de resposta frente a estímulos mecânicos.

Morton *et al.* (1976) encontraram que baixas concentrações do cloro não produzem mortalidade imediata, mas que, recém transcorridos 24 dias, com uma concentração de 0,2 mg/L, pode registrar 37% de mortalidade, considerando que a mortalidade no grupo controle tinha sido de 11%. Na Tabela 1 se consignam a dose letal cinquenta (LD_{50}) estimadas para as distintas concentrações utilizadas. Neste trabalho, os autores não especificam as temperaturas de realização dos ensaios, mas pode deduzir-se, pela informação aportada nos gráficos, que a mesma estava na faixa de 19,8-21,8 °C. Morton *et al.* (1976) concluem que, com dose entre 200-400 mg/L, 50% dos espécimes morre aos 6 dias, mas se depois se aplicam baixas doses de cloro para manter as concentrações de 1 mg/L, vai assegurar a mortalidade da população restante em 11 dias. Há que assinalar que com concentrações entre 200-400 mg/L de cloro se produz um marcado incremento na alcalinidade, chegando o pH a valores próximos a 10. Morton *et al.* (1976) destacam que este fator poderia contribuir para a mortalidade do mexilhão dourado. Os resultados obtidos por Montalto e Marchese (2003) para o *L. fortunei* com respeito ao pH

Tabela 1. Porcentagem de mortalidade com distintas doses de cloro e para diferentes temperaturas obtidas para o *Limnoperna fortunei* e *Dreissena polymorpha* em diferentes experiências.

	Dias	Doses (mg/L)	Temp. (°C)	Mortalidade (%)	Comprimento valvar (mm)	
<i>L. fortunei</i>	5.6	200		50		Morton <i>et al.</i> (1976).
	6	300-400		50		
	14 -15	1,0-1,2		50		
	31	0,1		50		
<i>L. fortunei</i>	25	93,2	15	50	15-25	Cataldo <i>et al.</i> (2003).
	30	51,7	15	50		
	35	27,2	15	50		
	40	14,0	15	50		
	45	2,1	15	50		
	20	3,3	20	50		
	25	1,2	20	50		
<i>D. polymorpha</i>	10	5,5	25	50		Martin <i>et al.</i> (1993).
	4	8,0	12	50	2-10	
	6	5,0	12	50		
	29	5,0	12	100		
	10	2,5	12	50		
	22	2,5	12	100		
<i>D. polymorpha</i>	15	1,0	12	50		Van Benschoten. En: Van Benschoten <i>et al.</i> (1993).
<i>D. polymorpha</i>	25	1,0	20 - 22	100	0,75-2	
<i>D. polymorpha</i>	28	1,0	8 -12	70	> 2-5	Lewis. En: Van Benschoten <i>et al.</i> (1993).

confirmam que valores de 10 produzem uma alta mortalidade. Estes últimos autores trabalharam com organismos divididos em três grupos de tamanho segundo seu comprimento máximo valvar: os recrutas até 6 mm; adultos de 6 até 15 mm; e adultos com uma altura maior, de 15 até 27 mm. A temperatura da experiência teve uma média de 21 ± 1 °C. O tempo no qual ocorreu a morte estava relacionado com o tamanho da valva, já que os indivíduos maiores mostraram maior tolerância que os menores. De todas as formas, em 72 horas após iniciada a experiência, a mortalidade era próxima de 100% para todas as alturas que formaram parte dos ensaios.

Na Tabela 1 também se sintetizam os valores estimados por Cataldo *et al.* (2003) de LD₅₀ sob as três temperaturas das experiências e para distintas concentrações de cloro. Estes autores observam que a 15°C com doses de até 100 mg/L se necessitam entre duas e quatro semanas para provocar 100% de mortalidade, enquanto que com doses de 5 a 100 mg/L e 20 °C esta mortalidade é alcançada em quatro semanas. Em troca, com temperaturas de 25 °C, o tempo requerido para alcançar 100% de mortalidade diminui notavelmente; com 100 mg/L de cloro apenas 11 dias, enquanto que com 1-5 mg/L são necessários 17 dias para obter tal mortalidade.

Cataldo *et al.* (2003) apresentam resultados em parte coincidentes com o trabalho prévio de Morton *et al.* (1976) e outros realizados para o *Dreissena polymorpha* (Tabela 1).

Os estudos realizados demonstram que tratamentos breves com cloro não são efetivos para controlar a totalidade da população. Em investigações efetuadas em outros bivalves (de Kock & Bowmer, 1993) foi observado que isto se deve fundamentalmente ao fato de que os organismos detectam a substância tóxica e, como resposta, fecham as valvas impedindo o ingresso do agente oxidante. Somente com temperaturas superiores a 25 °C e concentrações maiores que 25 mg/L o cloro afetaria significativamente a taxa de sobrevivência dos bivalves dentro dos primeiros dois ou três dias de exposição. Supõe-se que isto se deve a que em animais poiquilotérmicos, expostos a maiores temperaturas, se produz um incremento da taxa metabólica e, em consequência, há uma aceleração na incorporação do agente oxidante incrementado o potencial tóxico do mesmo.

MOLUSQUICIDAS

Apesar dos compostos não oxidantes, utilizados como biocidas, resultaram em alto custo, possuem algumas vantagens com respeito ao cloro. Estas substâncias são relativamente inertes em relação aos materiais constitutivos dos sistemas de água das indústrias e, até o presente, não se detectaram reações com elementos do meio, produzindo compostos cancerígenos ou deletérios, tal como ocorre com os oxidantes. Além disso, para o controle de moluscos, são efetivos em baixas concentrações, se desativam rapidamente e são de simples manipulação para sua aplicação.

Polímero de amônio quaternário

Nos Estados Unidos foi usado um composto catiônico líquido de amônio poli-quaternário (BULAB 6002[®]) para o controle de algas em tanques de natação. Este composto é um íon de n polímeros de cadeia aberta com átomos de nitrogênio carregados positivamente na coluna de sua cadeia polimérica. Também é utilizado como microbiocida em sistemas de águas comerciais e industriais, e empregado como molusquidica na prevenção e controle do *biofouling*, especialmente o causado pelo *Dreissena polymorpha* (Martin *et al.*, 1993; McMahon *et al.*, 1993). O BULAB 6002[®] se liga com as superfícies carregadas negativamente, incluindo os microorganismos e as membranas dos moluscos. Estes últimos não são capazes de detectar a substância ativa como um agente nocivo e, portanto, não fecham suas valvas ao serem expostos ao molusquidica que provoca rapidamente a morte.

Darrigran *et al.* (2001) realizaram uma primeira aproximação ao estudo do efeito deste tipo de molusquidica sobre as larvas do mexilhão dourado. Para o desenvolvimento das experiências

coletaram o material planctônico com uma rede de fitoplâncton na ribeira do Río de la Plata (Ensenada, Província de Buenos Aires). Uma vez no laboratório, tomaram alíquotas que foram observadas sob lupa e, com uma micropipeta, extraíram as larvas véliger umbonadas (237,5-287,5 micras) de *Limnoperna fortunei* que utilizaram de forma imediata nas experiências. As concentrações ensaiadas foram de 1, 2, 4, 8 e 16 ppm da substância ativa do BULAB 6002°. As soluções foram preparadas com água corrente da rede domiciliar parada. Em cápsulas de Petri colocaram entre 9 a 10 larvas e, como controle, prepararam brancos com 10 larvas na água utilizada como diluente. Realizaram toda a experiência em duplicata e à temperatura ambiente de 18 ± 2 °C. O ensaio foi controlado nas 24 horas, contando (sob microscópio estereoscópico) a quantidade de larvas sem nenhum tipo de mobilidade (consideradas como mortas) e as que apresentavam algum sinal de atividade (consideradas como vivas). Na Figura 1, pode observar-se o resultado da experiência. Os resultados foram tratados com o programa de análise Probit da EPA para o cálculo da concentração letal (LC_{50}) de testes de toxicidade de distintas substâncias. A LC_{50} da réplica 1 resultou ser 9,6 ppm, e a da réplica 2 foi de 4,65 ppm. Os autores comprovaram, mediante a prova de Qui-quadrado, que a diferença entre os valores esperados e os observados não eram significativas.

Cabe destacar que Darrigran *et al.* (2007) assinalam que, nas 24 horas de iniciada a experiência, se comprovou que nas cápsulas destinadas para controle, além de se acharem apenas indivíduos vivos, as larvas podiam qualificar-se como nadadoras ativas. Nas cápsulas restantes, qualquer que tenha sido a concentração da substância tóxica, as larvas que permaneciam vivas (certificado pelo movimento ciliar interno) deviam ser qualificadas como inativas, já que permaneciam depositadas no fundo da cápsula. O experimentado pelos grupos controle permite determinar que as mudanças de comportamento ou a morte das larvas foram induzidas pelo BULAB 6002°, e que as larvas desta espécie são muito sensíveis a este tóxico, já que na menor concentração de substância ativa utilizada foram encontradas inativas dentro das 24 horas de iniciado o ensaio. Seria recomendável a experimentação com concentrações menores que 1 ppm com a finalidade de avaliar a mínima concentração necessária para obter a inatividade larval.

O BULAB 6002° pode também ser utilizado para a limpeza dos sistemas quando nestes foram desenvolvidos assentamentos importantes de organismos adultos. Desta forma, utilizando concentrações, tempos e um sistema de recirculação adequado, se consegue matar e desprender a população assentada. Darrigran e Damborenea (2001) realizaram ensaios com esta substância em diferentes concentrações e para distintos tamanhos de *L. fortunei*. Os exemplares adultos utilizados provinham do estuário Río de la Plata (Berisso, Buenos Aires, Argentina) os quais foram previamente aclimatados às condições de laboratório. Os ensaios de toxicidade se realizaram de forma estática, com renovação do meio a cada 24 horas, a uma temperatura de 24 ± 1 °C. Os animais selecionados por altura foram dispostos em potes, colocados em aquários com água do ambiente e água corrente (2:1) para obter a fixação à superfície oferecida. Cada tratamento foi realizado em triplicata. Para o controle das experiências se utilizaram testemunhos tratados sob as mesmas condições. As soluções finais se realizaram a partir de uma solução inicial de BULAB 6002° com 60% de substância ativa. Efetuaram-se um total de seis ensaios em três concentrações diferentes (8, 12 e 20 ppm de substância ativa) (Tabela 2).

A mortalidade do *L. fortunei* foi monitorada a cada 24 horas, observando-se, sob microscópio estereoscópico, a atividade dos mexilhões colocados em água do ambiente e sua resposta diante estímulos sobre o manto. As experiências realizadas se estenderam por um total de 168 horas.

Os resultados de Darrigran e Damborenea (2001) indicam que em 168 horas, com concentrações de 8 ppm (ensaios 1 e 2) e de 12 ppm (ensaios 3 e 4) de BULAB 6002°, não se alcançou 100% de mortalidade dos adultos de *L. fortunei* (Figura 2). Para concentrações de 8 ppm se registrou uma mortalidade de 78,88% (ensaio 1) e de 75,00% (ensaio 2), e com 12 ppm a mortalidade foi de 88,83%

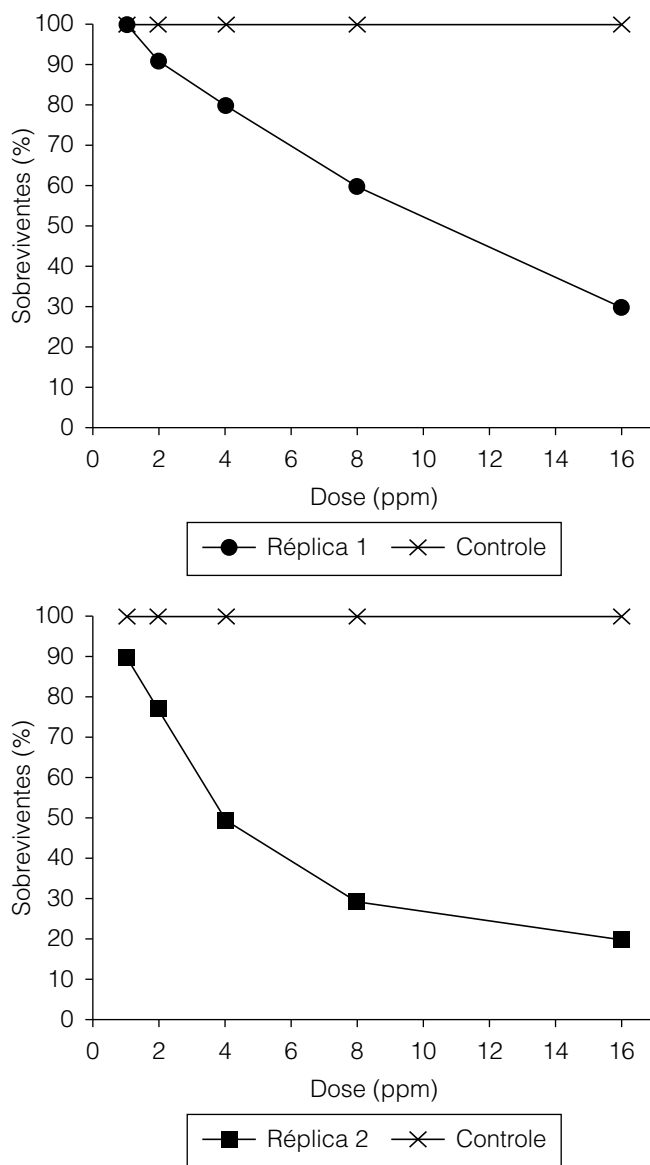


Figura 1. Porcentagem de larvas véliger umbonadas de *Limnoperna fortunei* sobreviventes, nas 24 horas depois de iniciados os ensaios, em distintas concentrações de BULAB 6002® e em grupos utilizados como controle. Modificada de Darrigran *et al.* (2001).

Tabela 2. Tamanho médio de *Limnoperna fortunei* e concentração de BULAB 6002® em cada um dos ensaios realizados por Darrigran e Damborenea (2001).

Ensaio	Concentração do tóxico (ppm)	Comprimento valvar (mm)/Média (faixa)	n
1	8	10,80 (6 a 14)	416
2	8	19,97 (18 a 29)	377
3	12	12,45 (4,5 a 16)	659
4	12	20,17 (18 a 27)	625
5	20	7,30 (2,5 a 12)	325
6	20	22,76 (18 a 33)	305

(ensaio 3) e de 82,14% (ensaio 4). Entretanto, com 20 ppm, a mortalidade de 100% foi alcançada nas 120 e 144 horas para os ensaios 5 e 6, respectivamente.

Tantos os adultos de *L. fortunei*, como seus estágios larvais, são sensíveis a esta substância tóxica. Nos Estados Unidos se desenvolveram ensaios semelhantes (Martin *et al.*, 1993), com esta mesma substância, para o *Dreissena polymorpha* (mexilhão zebra). Nestes, os indivíduos de 2 a 8 mm de comprimento valvar expostos a 8 ppm apresentam uma mortalidade de 100% nas 144 horas. Segundo os resultados de Darrigran e Damborenea (2001), no caso do *L. fortunei* a mortalidade não é maior que

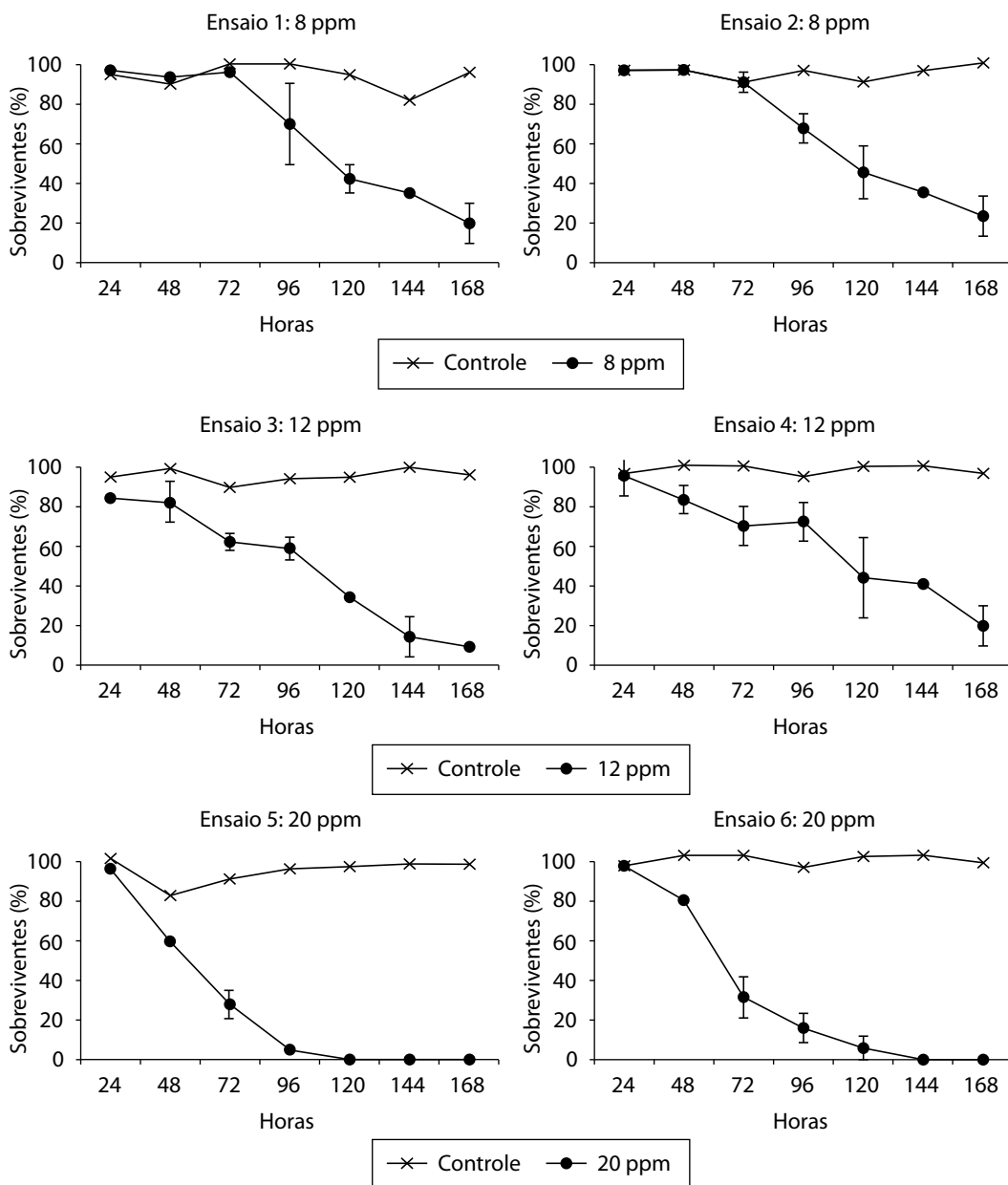


Figura 2. Porcentagem de adultos de *Limnoperna fortunei* sobreviventes ao longo do tempo em distintas concentrações de BULAB 6002® e em grupos utilizados como controle. Modificada de Darrigran e Damborenea (2001).

80% com concentrações semelhantes do composto e depois de 168 horas de experiências. Este fato indica que os adultos de *L. fortunei* são mais resistentes a este biocida que os do mexilhão zebra.

Cabe destacar que este biocida é um tóxico não seletivo que, ao ser despejado ao ambiente causa um impacto indesejado de acordo com a concentração utilizada. Para ensaiar a aplicação de *shocks* desta substância em concentrações adequadas para a limpeza do sistema de água com abundantes assentamentos, estes devem realizar-se em circuitos fechados, onde o tóxico não seja liberado ao ambiente quando finalizado o processo, exceto se for previamente desativado.

Outros molusquicidas testados

Cataldo *et al.* (2003) estudaram em laboratório o efeito de outros três molusquicidas líquidos sobre o mexilhão dourado. Os compostos utilizados foram:

- a) Molusquicida 1. Um composto de amônio quaternário, com uns 50% de substância ativa, que é um surfactante catiônico da família dos *n* alquil dimetilbenzil cloreto de amônio.
- b) Molusquicida 2. Um composto orgânico contendo uma solução de um álcali de amônio poli-quaternário (didecil dimetil cloreto de amônio) com uns 50% de substância ativa.
- c) Molusquicida 3. Um composto orgânico, o 2, 5' dicloro 4' nitrosalicilanilida.

Os primeiros dois molusquicidas foram amplamente testados para serem utilizados como agentes de controle do mexilhão zebra na América do Norte, e o terceiro é usado em países tropicais para o controle de caracóis de água doce, vetores da esquistossomose.

Cataldo *et al.* (2003) realizaram os ensaios com organismos de entre 15-25 mm de comprimento valvar máximo, coletados nas costas do Río de la Plata (Quilmes, Buenos Aires, Argentina). As provas de toxicidade foram levadas e realizadas em triplicata nas temperaturas de 15, 20 e 25 °C. Os molusquicidas foram diluídos com água corrente desclorada e mantiveram grupos de controle. Nem o controle nem os tratamentos foram alimentados durante as provas. O tempo de exposição dos organismos à ação do tóxico foi de 48 horas; a cada 24 horas comprovaram a quantidade de indivíduos vivos e mortos dos distintos ensaios. Os dois compostos de amônio quaternário (molusquicidas 1 e 2) foram testados com concentrações de 1; 2,5; 5; 10; 20 e 30 mg/L e, para o denominado molusquicida 3, as concentrações foram de 0,25; 0,5; 1; 2; 4;6 e 8 mg/L. Para o molusquicida 2 a 25 °C, testaram concentrações de 0,5 e 0,75 mg/l necessárias para o cálculo da dose letal 50% (LC₅₀). Já que, de acordo com as especificações técnicas, os molusquicidas apresentam uma ação residual uma vez concluída a exposição, os organismos que permaneceram vivos foram transferidos para águas livres de tóxico e sua resposta monitorada durante vários dias.

Segundo os resultados apresentados por Cataldo *et al.* (2003) para 15°C, o molusquicida 1 não provocou uma mortalidade de 100% em nenhuma das concentrações ensaiadas, ainda se realizaram observações até dez dias posteriores à exposição. Para as outras duas temperaturas, a partir de 2,5 mg/L de concentração, depois do terceiro dia pós exposição, a mortalidade alcançou valores entre 80-100%. E concentrações maiores, chegaram a 100% de mortalidade em menor tempo. O molusquicida 2 foi efetivo, ao provocar uma mortalidade de 100%, sob todas as temperaturas, quando os moluscos estiveram expostos às altas concentrações de substância ativa. Com 25 °C sua efetividade foi também alta para baixas concentrações. O molusquicida 3 foi o mais eficaz na mais baixa temperatura, tendo um efeito notável sobre todo o primeiro dia de exposição. Em temperaturas elevadas e concentrações superiores a 0,5 mg/L do molusquicida 3 foram muito efetivos. Em 72 horas de exposição causou a mortalidade de todos os organismos. Na Figura 3, se apresentam os resultados da LC₅₀ obtidos pelos autores.

Como se verificou no gráfico anterior, a dose depende não apenas do efeito do molusquicida como agente tóxico para esta espécie, mas também da temperatura sob a qual está atuando. Nesta análise se aplica o mesmo raciocínio exposto para a ação do cloro. Em temperaturas elevadas ocorre

um incremento da taxa metabólica dos organismos e, portanto, a aceleração da incorporação do molusquicida, e um incremento de sua potencial toxicidade. A aplicação de um molusquicida sobre esta espécie deve levar em conta este fato e, se for possível, realizá-la na época de maiores temperaturas para intensificar seu efeito.

TOLERÂNCIA À EXPOSIÇÃO AO AR

A tolerância à exposição ao ar e a capacidade de fixar-se fortemente a substratos por seu bisco são características próprias dos mitilídeos, graças as quais têm podido aproveitar a alta disponibilidade de recursos existentes nos sistemas intermareais. Estas propriedades também têm favorecido a propagação antropocórica por via terrestre de uma bacia a outra dos bivalves de água doce epifaunae (Griffiths *et al.*, 1991; Ricciardi *et al.*, 1994; Mansur *et al.*, 1999).

Iwasaki (1997) foi quem realizou os primeiros ensaios em laboratório sobre a resistência do *L. fortunei* à exposição ao ar. Os indivíduos utilizados nas experiências provinham de coletas realizadas no Rio Uji (Japão Central). Uma vez em laboratório, foram aclimatados durante dois dias, com alimento abundante (*Chlorella* sp. e *Euglena* sp.). Suas experiências consistiram em expor indivíduos isolados ao ar atmosférico, com um comprimento máximo valvar entre 4 e 34 mm, numa faixa de temperatura entre 26-30 °C e umidade relativa entre 72-81%. A cada 24 horas, Iwasaki verificou o número de indivíduos mortos medindo-lhes o comprimento máximo valvar. Segundo este autor, para os pequenos mexilhões (<10 mm), a sobrevivência média foi de 3,2 dias, caindo abruptamente até o 4º dia do experimento. No 5º dia todos estavam mortos. À sobrevivência média se acrescentou o incremento em comprimento da valva (Figura 4). Entretanto, no 10º dia do experimento, registrou-se 100% de mortalidade. Lamentavelmente, seu projeto experimental não incluiu grupos testemunhos ou controles, o que impede de identificar a única causa de mortalidade. Em suas conclusões, Iwasaki sugere que, em condições de campo se incrementaria a sobrevivência dos indivíduos, já que é conhecido o fato de que a disposição em camada ou a agregação de organismos melhora as condições de vida dos indivíduos

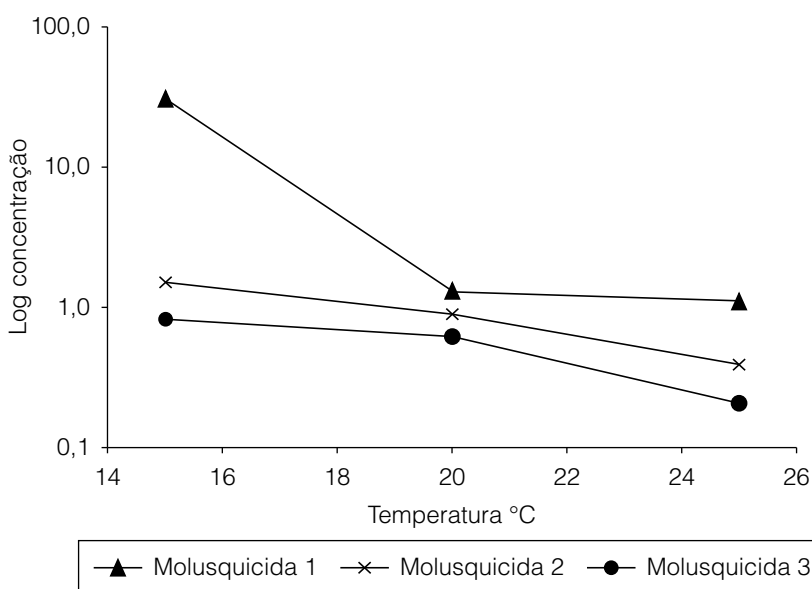


Figura 3. Dose letal 50 de 48 horas de exposição nas três temperaturas das experiências e para os três molusquicidas ensaiados. Dados tomados de Cataldo *et al.* (2003).

do mexilhão, por meio do incremento da umidade, e da menor temperatura nas camadas interiores do agregado.

Darrigran *et al.* (2004) também examinaram, em condições de laboratório, a resposta do *L. fortunei* à exposição ao ar sob diferentes condições de umidade relativa, avaliando a mortalidade em função do tempo. Os exemplares utilizados foram coletados na costa do estuário do Río de la Plata (Ensenada, Buenos Ars, Argentina). Prévio às experiências, durante 48 horas, os mexilhões foram aclimatados em laboratório, em aquários com água potável, com aeração permanente, e alimentados com algas (*Scenedesmus* sp.) cultivadas em laboratório. O experimento consistiu em separar agregados de indivíduos que denominaram “rosetas”, distribuídas de forma equidistante em bandejas plásticas. Em uma primeira etapa expuseram dois lotes de rosetas ao ar atmosférico (S1 e S2) e mantiveram outro como controle (C1). Na seguinte experiência expuseram dois lotes de rosetas ao ar atmosférico (S3 e S4) enquanto que outros dois foram mantidos cobertos com um lenço umedecido à saturação a cada 24 horas (H1 e H2). Aqui também utilizaram um grupo de rosetas como controle (C2). Ambas etapas foram realizadas em uma habitação fechada sem incidência do sol, a uma temperatura média de $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,5$ e com uma umidade relativa ambiente que oscilou entre um mínimo de 49% e um máximo de 63%. Os controles foram mantidos com água potável aerada sem agitação e alimento. Diariamente, extraíram uma roseta de cada uma das unidades experimentais, separaram os indivíduos, e depois os submergiram em água corrente aerada. Depois de 18 horas determinaram e contaram os exemplares que permaneciam vivos e os mortos, e a todos lhes mediram o comprimento máximo valvar. Com a informação obtida calcularam a porcentagem de indivíduos sobreviventes em cada tratamento e amostragem. Também, em todos os casos, realizaram o ajuste ao modelo normal acumulado das porcentagens de indivíduos mortos em função do tempo, utilizando a técnica de mínimos quadrados, e calcularam a quantidade de horas necessárias para que 50 e 100% dos indivíduos morressem. Além disso, classificaram os indivíduos de cada roseta em três categorias de comprimento valvar <10 ; $10\text{-}20$ e >20 mm, e analisaram a mortalidade em função da altura (Figura 5).

É notável o incremento da sobrevivência do *L. fortunei* em maior umidade relativa (Figura 5). Nos casos de exposição permanente, os indivíduos não sobreviveram mais que 120 horas, com exceção da experiência S2 aonde aproximadamente 3% permaneceram vivos por mais tempo. Os indivíduos

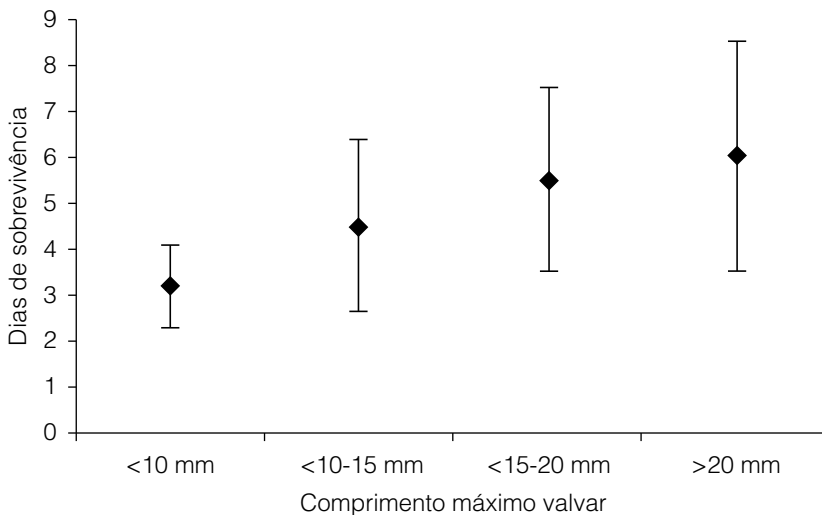


Figura 4. Sobrevivência média em dias dos indivíduos de *L. fortunei* de distintas classes de tamanho expostos ao ar. Modificado de Iwasaki (1997).

umedecidos diariamente sobreviveram até 168 horas. O tempo necessário para ocorrer 50% de mortalidade dos indivíduos sob exposição permanente do ar é igual ou inferior a metade do tempo sob condições de saturação de umidade.

A avaliação da mortalidade ao longo do tempo, por categorias de tamanho, demonstraram que os componentes mais jovens (<10 mm) das populações são menos resistentes sob prolongados períodos de exposição e permanente ao ar atmosférico (Figura 6). Os indivíduos <10 mm apresentaram 100% de mortalidade em 72 horas de exposição, enquanto que os indivíduos > 20 mm, em 96 horas.

Darrigran *et al.* (2004) concluem que a exposição ao ar como ferramenta de controle resulta mais eficiente no caso de indivíduos menores que 10 mm de comprimento valvar. Em instalações industriais

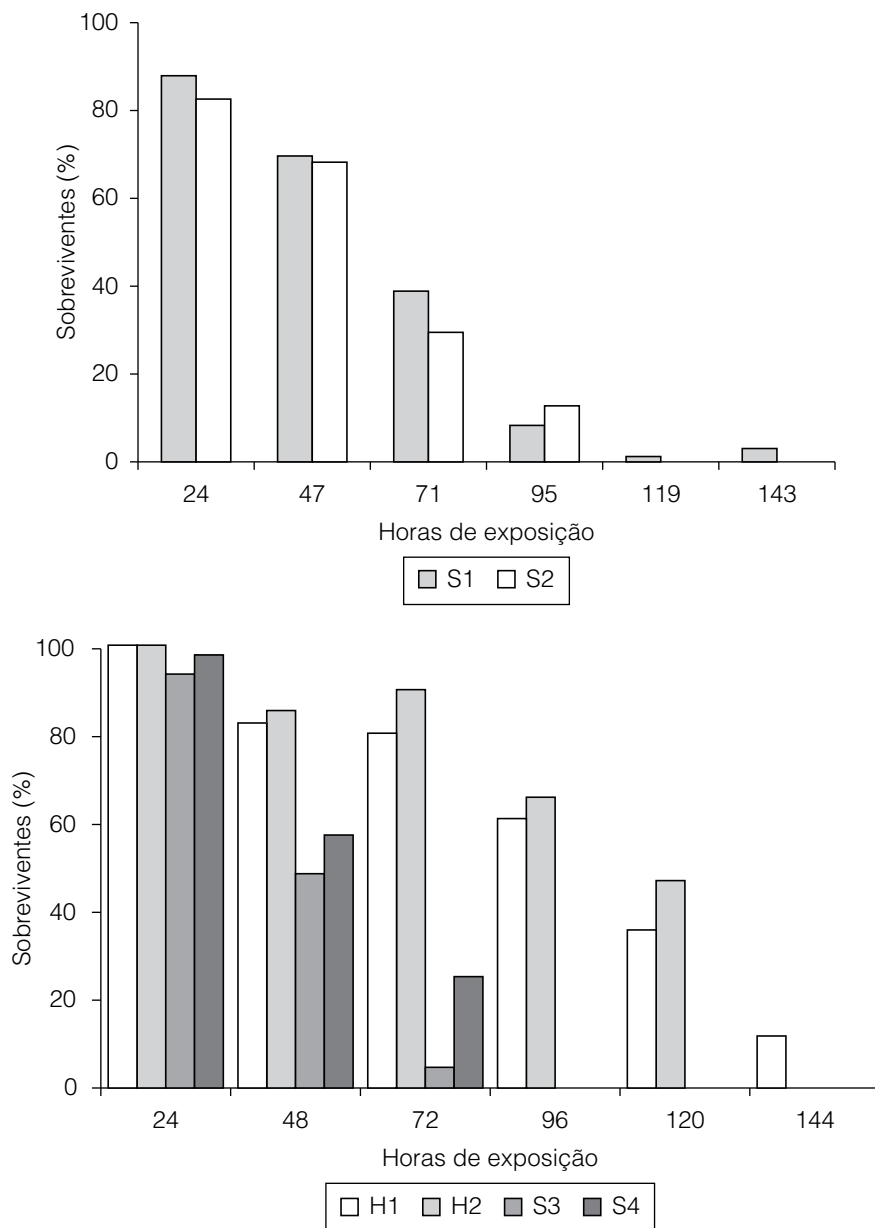


Figura 5. Porcentagem de indivíduos sobreviventes segundo as horas de exposição para as duas experiências realizadas. S1 a S4: exposição permanente ao ar atmosférico, H1 e H2: umedecido à saturação a cada 24 horas. Dados inéditos de Darrigran, Maroñas e Colautti.

densamente colonizadas pelo *L. fortunei* a eliminação periódica da água, por lapsos menores que seis dias, não seria suficiente como mecanismo de controle. Para ser efetivo, este método deveria estar acompanhado de procedimentos que reduzam a umidade relativa do ambiente. Desta forma seria possível gerar um estresse capaz de produzir uma mortalidade de 100% dos indivíduos, em intervalos de tempo menores. Deste modo, a complexidade das instalações industriais a tratar impede que esta

Tabela 3. Quantidade de horas necessárias para que os indivíduos permanentemente expostos ao ar (S1 a S4) ou umedecidos diariamente à saturação (H1 e H2) alcancem 50% e 100% de mortalidade.

Ensaio	Mortalidade 50% (horas)	Mortalidade 100% (horas)
S1	57	119
S2	61	168
S3	47,44	96
S4	54,82	96
H1	103,91	168
H2	110,02	144

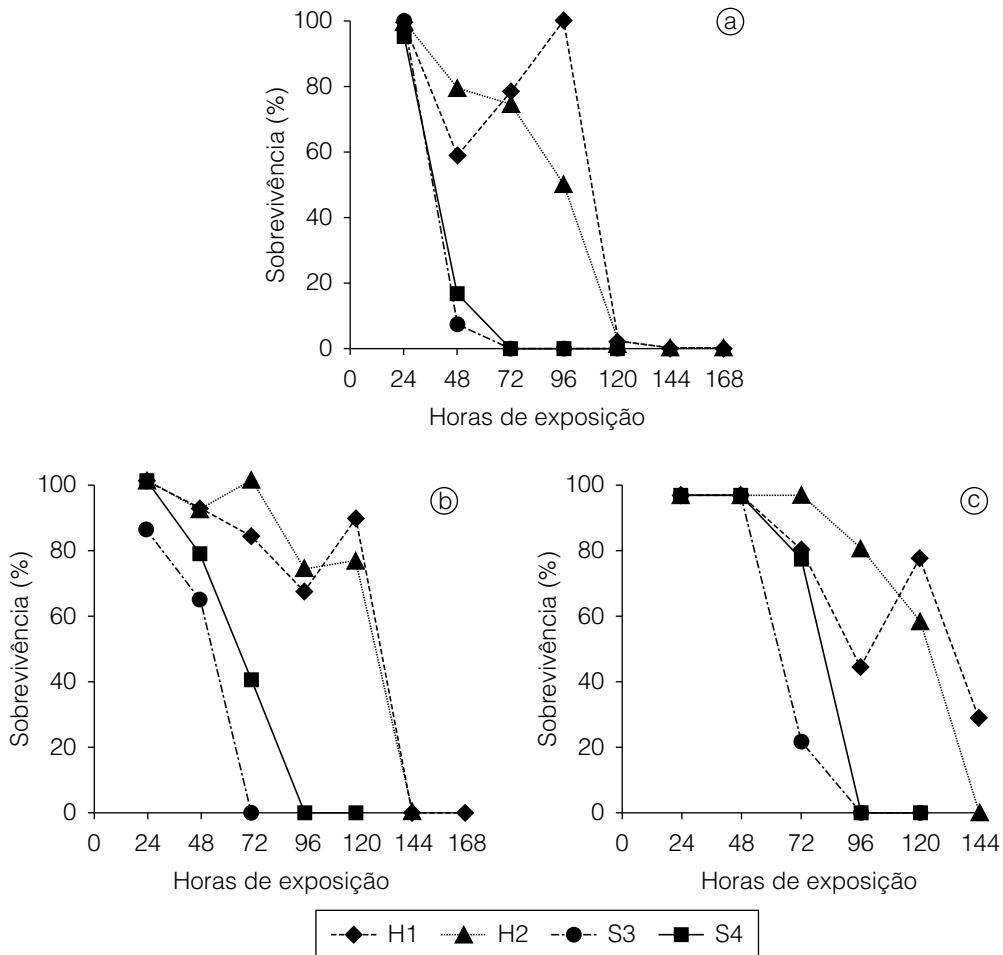


Figura 6. Porcentagem de sobreviventes, por classe de tamanho da segunda experiência, de acordo com exposição permanente ao ar (S3 e S4) ou umedecido à saturação a cada 24 horas (H1 e H2). a: comprimento máximo valvar inferior a 10 mm, b: comprimento máximo entre 10 e 20 mm, c: comprimento máximo maior que 20 mm. Dados inéditos de Darrigran, Maroñas e Colautti.

metodologia possa ser implementada em todos os setores dos sistemas. Contudo, este tratamento representa uma ferramenta complementar às estratégias de controle que visam o tratamento integral de cada ambiente.

A partir dos resultados obtidos, Darrigran *et al.* (2004) concluem que é necessário tomar medidas sanitárias em relação ao transporte por via terrestre de elementos que tenham tido contato com ambientes aquáticos invadidos pelo mexilhão dourado. Sob condições atmosféricas semelhantes às de fim de primavera em relação à temperatura em um clima temperado, mas com uma umidade relativa inferior à média para esta latitude, a espécie demonstrou a capacidade de resistir até seis dias de exposição ao ar. Isto determina que possa ser transportada até outros ambientes ou bacias, aderidas por seus bisos em embarcações, redes e equipamentos de pesca, entre outros, expandindo não apenas sua distribuição geográfica, mas também, os prejuízos ambientais e econômicos que esta dispersão envolve. Esta hipótese, sustentada a partir dos estudos da forma de dispersão do *Dreissena polymorpha* no Hemisfério Norte (Nalepa & Schloesser, 1993), representa uma via alternativa para explicar a rápida dispersão do mexilhão dourado, à contracorrente, na América do Sul (Darrigran, 2000; Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000; Darrigran *et al.*, 2000). Este fato, que provoca sua ampla distribuição atual, favorecerá e potencializará sua dispersão futura.

Montalto & Ezcurra de Drago (2003) avaliaram o tempo de tolerância à dessecação, também em laboratório, aonde simularam um sistema de tubulações. Os exemplares que utilizaram foram recolhidos nos Rios Santa Fé, Salado do Norte e no Paraná Inferior na altura da cidade de Rosário (Santa Fé, Argentina). No laboratório foram mantidos em aquários com água de rio aerada e alimentados com cultivos de algas (*Selenastrum capricornutum*). Os indivíduos que utilizaram nas experiências foram classificados em três classes a partir de seu comprimento máximo valvar: Os recrutas (<6 mm), adultos médios (>6-15 mm) e os adultos maiores (>15-27 mm). Os autores agruparam 20 indivíduos por experimento e fizeram entre 3 a 5 réplicas, sempre usando um grupo como controle. No microambiente controle mediram o pH, a temperatura, o teor de oxigênio, a temperatura ambiente e o percentagem de umidade relativa. Todas as experiências foram controladas a cada 12 horas, e se realizaram registros de indivíduos vivos e mortos. Conjuntamente, controlaram o tempo de recuperação dos organismos já que, depois de cada experiência, tanto para as de laboratório como para as de campo, agregaram água no vaso de experimentação e controlaram o tempo que tardaram os primeiros organismos em mostrar sinais de recuperação. As unidades experimentais e o controle usado fora do laboratório foram colocados em um dispositivo especialmente projetado e fixado ao solo; para proteger de possíveis predadores se utilizou uma tela metálica e, para a chuva, uma tela plástica. Estes autores também realizaram uma análise das mudanças no nível da água do Rio Paraná para examinar os efeitos dos períodos de águas baixas sobre as populações de *L. fortunei*.

Como nas experiências realizadas por outros autores, seus resultados mostraram que existe uma tendência a que os mexilhões maiores tolerem melhor a dessecação que os menores (Tabela 4). Cabe destacar que os grupos controles mostraram 100% de sobrevivência para todos os tamanhos.

O tempo mínimo para a recuperação dos espécimes classificados como juvenis foi o mesmo, tanto para os que se mantiveram no laboratório como para os submetidos a condições de campo (entre 10 e 15 minutos). Os indivíduos classificados como adultos médios e maiores que foram mantidos em condições de laboratório se recuperaram mais rapidamente que os expostos à intempérie.

Como se pode observar na Tabela 4, o mexilhão dourado tolerou melhor a dessecação em condições de laboratório. Montalto & Ezcurra de Drago (2003) concluíram que este fato estaria associado à menor variação na temperatura e na umidade relativa reinantes nas condições de laboratório. No exterior, ao existir uma maior variação em os ambos os fatores, se produziria um maior estresse. As experiências foram realizadas no outono/inverno, pelo que os autores concluíram que o tempo de tolerância

Tabela 4. Quantidade de horas necessárias para que os indivíduos de distintas classes de alturas alcancem 100% de mortalidade e faixa de condições ambientais a que estiveram expostos. Modificado de Montalto & Ezcurra de Drago, 2003.

	Mortalidade 100%	
	Laboratório	Campo
Juvenis	72	72
Adulto médio	192	96
Adulto maior	276	108
Condições ambientais		
Temperatura (°C)	9,1-16,5	15,3-16,6
Umidade Relativa (%)	63,4-78,4	65-93

à dessecação no campo durante a primavera/verão, com temperatura mais alta e com maior número de horas de sol, deveria reduzir-se.

A interpretação dos resultados obtidos por Montalto e Ezcurra de Drago (2003) no campo é de sumo interesse no que concerne às populações do mexilhão dourado que coloniza a zona do sistema Rio Paraná. Na planície de inundação deste rio as populações de *L. fortunei* estão sujeitas a pulsos de cheia. Durante o período de águas altas esta espécie pode colonizar a zona de transição água - terra, enquanto que durante a fase de águas baixas os indivíduos estão sujeitos a condições de dessecação. Os resultados que obtiveram no campo lhes permitem assumir que, com um período extenso de águas baixas, a população de *L. fortunei* poderia decrescer naturalmente com um tempo de exposição de ao menos 96 horas.

Iwasaki (1997) encontrou que os indivíduos de *L. fortunei* maiores que 20 mm sobreviviam até 10 dias, enquanto que os registros máximos de sobrevivência de Darrigran *et al.* (2004) não superaram os 7 dias, apesar de não ter usado rosetas. Apesar de que, em ambos os estudos, houve coincidência na temperatura, a diferença na sobrevivência se deveria a que as experiências dos últimos autores se fizeram em uma atmosfera mais dessecante: 49-63% de umidade relativa ambiente contra 72-81% utilizada nos ensaios de Iwasaki (1997). Os resultados obtidos por Montalto e Ezcurra de Drago (2003), em relação aos ensaios realizados em laboratório, são coincidentes com as observações já mencionadas, e confirmam que a sobrevivência do mexilhão dourado está ligada à temperatura. De todos os ensaios, estes últimos foram os que se realizaram às mais baixas temperaturas e os que apresentaram a maior sobrevivência.

As experiências realizadas por Darrigran *et al.* (2004), nas quais se aumentou periodicamente a umidade até o ponto de saturação (H1 e H2), incrementaram notavelmente a sobrevivência em função do tempo, comparados com a exposição permanente ao ar. Esta resposta teria relação com a capacidade da espécie para viver em zonas de intermarés, aonde a imersão e exposição são partes do ciclo de vida diário.

REFERÊNCIAS

- Cataldo, D., D. Boltovskoy & M. Pose. 2003. Toxicity of chlorine and three nonoxidizing molluscicides to the pest mussel *Limnoperna fortunei*. *Journal Awwa* 95: 66-76.
- Claudi, R. & G. L. Mackie. 1994. *Practical manual for zebra mussel monitoring and control*. Lewis Publishers, Boca Ratón, 227 pp.
- Darrigran, G. A. 1997. Invasores en la cuenca del Plata. *Ciencia Hoy* 7(38): 17-22.
- Darrigran, G. 2000. Invasive Freshwater Bivalves of the Neotropical Region. *Dreissena* 11(2): 7-13.
- Darrigran, G. & M. C. Damborenea. 2001. Concentrações letais de un biocida para adultos del molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Mytilidae). *ACTAS Seminario*

- Internacional sobre Gestión Ambiental e Hidroelectricidad*: 25-32. Salto Grande. Argentina.
- Darrigran, G. & I. Ezcurra de Drago. 2000. Invasion of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in America. *Nautilus* 2: 69-74.
- Darrigran, G., P. Penchaszadeh & C. Damborenea. 2000. An invasion tale: *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) in the Neotropics. R. Claudi (ed.) *Proceeding 10th International Aquatic Nuisance Species and Zebra-Mussels Conference*. Toronto. Canadá: 219-224.
- Darrigran, G. A., M. E. Maroñas & D. C. Colautti. 2001. Primeras estimaciones de concentrações letales de un biocida para el molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Mytilidae). *ACTAS Seminario Internacional sobre Gestión Ambiental y Hidroelectricidad* :131-134.
- Darrigran, G. A., M. E. Maroñas & D. C. Colautti. 2004. Air exposure as a control mechanism for the golden mussel, *Limnoperna fortunei*, (Bivalvia: Mytilidae). *J. Freshwater Ecology* 19(3): 461-464.
- Darrigran, G. A., D. C. Coautti & M. E. Maroñas. 2007. A potential biocide for control of the golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Journal of Freshwater Ecology*, 22(2): 359-360.
- De Kock, W. C. & C. T. Bowmer. 1993. Bioaccumulation, biological effects and food chain transfers of contaminants in the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). In: Nalepa T. F. & D. W. Schoesser (Eds.). *Zebra mussels. Biology, impacts, and control*. Lewis Publications.
- Griffiths, R.W., D. W. Schloesser; J. H. Leach & W. P. Kovalak. 1991. Distribution and dispersal of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in the Great Lakes region. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48:1381-1388.
- Iwasaki, K. 1997. Climbing behaviour and tolerance to aerial exposure of freshwater mussel, *Limnoperna fortunei*. *Venus* 56 (1): 15-25.
- Mansur, M. C. D., L. M. Z. Richinitti & C. P. dos Santos. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, Porto Alegre 7 (2):147-149.
- Martin, I. D., G. L. Mackie & M. A. Baker. 1993. Acute toxicity test and pulsed-dose doayed mortality at 12 and 22°C in zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 389-398.
- Mcmahon, R. F., B. N. Shipman & D. P. Long. 1993. Laboratory efficacies of nonoxidizing molluscicides on the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and the asian clam (*Corbicula fluminea*). In: Nalepa T. F. & D. W. Schoesser (Eds.). *Zebra mussels. Biology, impacts, and control*, pp. 575 - 598. Lewis Publications.
- Montalto, L. & I. Ezcurra de Drago. 2003. Tolerance to desiccation of an invasive mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae), under experimental conditions. *Hydrobiologia* 498: 161-167.
- Montalto, L. & M. Marchese. 2003. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) tolerance to temperature and pH in experimental conditions. *Neotropica* 49: 26-34.
- Morton, B. S., C. S. Au & W. W. Lam. 1976. Control of *Limnoperna fortunei*. *Jour. Inst. Water Eng. & Sci.* 30: 147-156
- Nalepa, T. & W. Schloesser. 1993. *Zebra mussels: biology, impacts, and control*. Lewis Publisher, Boca Ratón, 508 pp.
- Ricciardi, A.; R. Serrouya & F. G. Whoriskey. 1994. Aerial exposure tolerance of zebra and quagga mussels (Bivalvia: Dreissenidae): implications for overland dispersal. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 470-477.
- Van Benschoten, J. E., J. N. Jensen, D. Lewis & T. J. Brady. 1993. Chemical oxidants for controlling zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a synthesis of recent laboratory and field studies. In: Nalepa T. F. & D. W. Schoesser (Eds.). *Zebra mussels. Biology, impacts, and control*, pp. 599 - 620. Lewis Publication.

CAPÍTULO 12

PINTURAS ANTIINCRUSTANTES

Juan José Caprari¹

INTRODUÇÃO

Neste capítulo analisa-se o emprego de pinturas como fator de controle na prevenção da fixação de incrustações biológicas, em geral, e do *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), em particular. Far-se-á referência à generalidade das pinturas antiincrustantes, os princípios, mecanismos básicos de ação e matérias-primas utilizadas na elaboração das pinturas que se empregam indistintamente no controle de organismos incrustantes fluviais ou marítimos.

As modificações que se realizam na formulação de pinturas estão destinadas a adaptar cada produto às características do meio de imersão para que o mecanismo de proteção mantenha sua eficiência durante o maior tempo possível.

Ainda que não tenham sido realizados estudos científicos comparativos, é conhecido o fato prático de que embarcações desportivas habitualmente estacionadas no meio fluvial, e cujo casco tenha sido protegido por pinturas antiincrustantes bem formuladas e de bom comportamento nesse meio, continuam sendo efetivas quando as embarcações trasladam para o meio marinho, e seguem funcionando corretamente quando voltam a seu porto original. Portanto, é possível o desenvolvimento de um produto que se adapte a variações extremas do meio ambiente natural, mantendo sua efetividade apesar destas alterações.

Pelo seu modo de ação, uma pintura antiincrustante é um produto muito especial, já que, enquanto a maior parte dos revestimentos é formulada para conseguir máxima resistência uma vez formada a película, as pinturas *antifouling* modificam constantemente suas características frente ao meio de imersão no qual devem dissolver-se alguns ou todos seus componentes.

Em sua composição empregam-se substâncias solúveis presentes dentro do ligante (componente resinoso da pintura) e também dentro das misturas de pigmentos utilizadas, já que muitos destes pigmentos são relativamente solúveis no meio aquoso, variando sua solubilidade em função das condições ambientais tais como pH, temperatura, conteúdo salino, quantidade de oxigênio, turbulência, etc. Estes mesmos fatores também influem no desenvolvimento e fixação dos organismos incrustantes marinhos (cracas (*balanus*), algas verdes, algas vermelhas, etc.), como sobre aqueles que se desenvolvem em meio fluvial: algas verdes, mexilhão dourado ou *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), mexilhão zebra ou *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), etc.

PRINCIPAIS COMPONENTES DAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES

Na formulação de pinturas antiincrustantes se empregam biocidas ou repelentes de origem mineral, orgânicas (de baixo impacto ambiental) e naturais (provenientes de vegetais), que devem ser postos em liberdade pela película. A moderna tecnologia incorpora na atualidade os fluopolímeros e as pinturas siliconadas, que atuam alterando as condições superficiais do substrato diminuindo ao mínimo a fixação.

¹ Centro de Investigación y Desarrollo en Tecnología de Pinturas (CIDEPINT) CONICET . CIC, 52 entre 121 y 122, 1900 La Plata. Provincia de Buenos Aires. ARGENTINA, FAX 54 (221) 427-1537. pintecol@cidepint.gov.ar

As pinturas que empregam biocidas ou repelentes devem ser formuladas de maneira tal que alcancem um certo valor crítico mínimo, que depende do produto usado e do tipo de ligante com que se tenha formulado a pintura. Se a película aplicada não alcança inicialmente esse valor, não tem ação efetiva sobre as incrustações. Caso contrário, haveria uma perda muito superior ao valor crítico, o que inicialmente daria uma proteção efetiva, mas que levaria a um rápido esgotamento da substância ativa e uma proteção de curto tempo. O ideal seria obter uma formulação cujo grau de lixiviação alcance um valor ligeiramente superior ao crítico, o que assegurará uma proteção inicial efetiva e uma maior duração em serviço.

Modo de ação dos produtos que liberam biocidas ou repelentes frente a larvas dos organismos que se aproximam da superfície protegida

Em geral, sugere-se que poderia ocorrer alguma (ou uma combinação de todas) as três situações seguintes:

- a) O organismo poderia ser repellido.
- b) Poderia sofrer alterações orgânicas importantes que determinem sua morte antes de fixar-se.
- c) Poderia fixar-se, começar sua metamorfose em adulto e morrer em alguma etapa deste processo.

Estes três efeitos foram denominados com os termos de repelência, mortalidade pré-fixação e mortalidade pós-fixação

A esta classificação deve agregar-se um mecanismo adicional, que surge como consequência dos conceitos modernos de proteção antiincrustante ecologicamente aceitável: as pinturas que atuam sobre os mecanismos de fixação dos organismos incrustantes, as que baseiam fundamentalmente sua ação em diminuir a energia superficial do substrato em um nível tal que fique impossível a adesão de qualquer das substâncias adesivas segregadas pelos organismos incrustantes com este fim. Neste caso, as propriedades antiincrustantes são aportadas pelo ligante e não pelos pigmentos biocidas.

PROPRIEDADES DOS PRINCIPAIS COMPONENTES DAS PINTURAS ANTIICRUSTANTES

Componentes do pigmento

Pigmentos ativos inorgânicos

Dentro deste grupo, os mais utilizados são: o óxido cuproso, sulfocianureto cuproso, naftenato de cobre, resinato de cobre (denominação industrial do produto da reação entre o carbonato básico de cobre e a resina colofônia), sulfureto de cobre, cobre metálico laminar, pó de bronze, pó de zinco esférico e laminar e óxido de zinco.

Os derivados do cobre estão amplamente difundidos e aprovados para a formulação de pinturas antiincrustantes, com a única exceção da piritiona de cobre (copper pyrithione) que, apesar de suas excelentes propriedades biocidas, não foi aprovada nos exames ecológicos exigidos pela *Environmental Protection Agency* (EPA) dos Estados Unidos.

A grande aceitação do cobre se deve ao fato de que é um material muito difundido na natureza, e essencial no desenvolvimento e crescimento normal da maior parte das espécies animais e vegetais. É encontrado como um constituinte normal do ecossistema, tanto na terra como em meio aquoso. A química deste elemento muda com o meio que o rodeia. Assim, por exemplo, no meio terrestre, a

maior bioatividade a exerce em forma de íon cúprico, enquanto que em meio aquoso o faz como íon cuproso ou íons complexos. Nesta última forma foi comprovado que diminui sua bioatividade.

O óxido cuproso. De fórmula CuO_2 , é o biocida de uso mais corrente em proteção antiincrustante. Tem baixa solubilidade em água doce e maior em água do mar. No primeiro caso, não há estudos de solubilidade, já que seu emprego se restringe ao novo problema econômico ambiental do macrofouling de água doce na América do Sul, devido aos bivalves invasores. Na água do mar tem demonstrado sua eficácia sobre todos os organismos incrustantes, com a única exceção das algas. Diversos investigadores têm determinado seus valores de solubilidade nesse meio, obtendo-se uma grande variação de valores de acordo com a forma de determinação dos mesmos: $0,18 \text{ mg.l}^{-1}$; $0,3$ a $0,7 \text{ mg.l}^{-1}$; $0,15$ a $0,25 \text{ mg.l}^{-1}$. Estas diferenças se explicam pela influência que têm sobre a solubilidade do óxido cuproso os fatores do meio como a temperatura, a concentração de íon cloreto presente no meio, o pH, etc. Como pode observar-se na Figura 1, a solubilidade do óxido cuproso aumenta oito vezes, quando a temperatura se incrementa desde 0 a 40°C . A Figura 2 indica o aumento de solubilidade do mesmo biocida com o aumento da concentração de íon cloreto no meio.

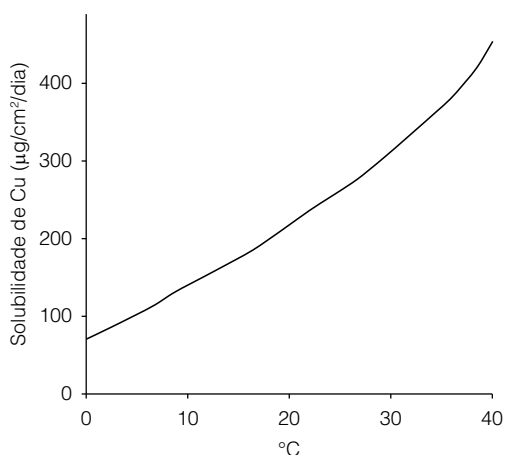


Figura 1. Efeito da temperatura sobre a solubilidade do óxido cuproso.

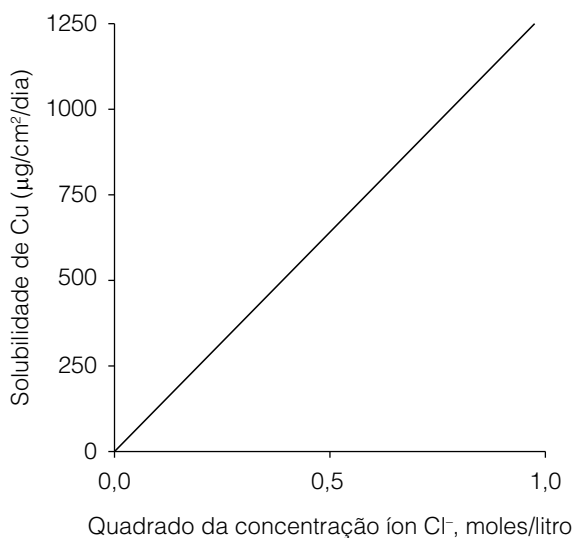
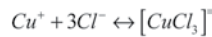
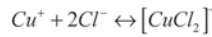


Figura 2. Solubilidade do óxido cuproso em função do incremento na concentração de íon cloreto.

A variação de temperatura, tanto no meio fluvial como marítimo, está cotada a limites perfeitamente definidos e quase invariáveis através dos anos. Algo similar pode considerar-se para o conteúdo de cloreto se ambos os meios estão livres de um alto grau de contaminação. Mas, considerando ambos os meios e a possível presença de contaminantes (em especial em zonas portuárias), um fator que adquire singular relevância é a variação da solubilidade da película em função do valor de pH, como pode observar-se na Figura 3.

Todos estes são fatores que deve ter-se em conta no momento de formular pinturas a base deste biocida para que a eleição das matérias-primas que a compõem, tanto em tipo como em quantidade, seja a mais acertada. Em função destas considerações, estes três parâmetros e outro mecanismo adicional que se incorpora ao ligante, como a resina colofônia (cujas propriedades serão definidas mais adiante), regulam a velocidade de dissolução do óxido cuproso.

O cobre cuproso existirá na água do mar em forma de íons complexos $[CuCl_2]^-$ e $[CuCl_3]^{2-}$, já que se produzem as seguintes reações:



A cor vermelha inicial da superfície, característica do óxido cuproso, muda paulatinamente para esverdeada a medida que aumenta o tempo de imersão. Isso se deve à formação e precipitação sobre tal superfície dos compostos de cobre formados na interface película/água do mar. Este depósito está constituído fundamentalmente por carbonato básico e por oxiclreto de cobre, e sua formação poderia chegar a interferir no processo de lixiviação do biocida restante. O ácido sulfídrico dissolvido na água do mar, que provém da decomposição do material orgânico, forma sulfureto de cobre (de muito baixa solubilidade), que obstrui os microcanais existentes na matriz lixiviada e retarda o processo difusional.

O óxido cuproso é o pigmento mais adequado por sua solubilidade. O óxido cúprico tem uma solubilidade muito baixa e com ele não se alcançaria a concentração mínima necessária para lograr o controle das larvas. Outros compostos de cobre, como são os cloretos e sulfatos, têm uma solubilidade muito elevada e se esgotariam rapidamente.

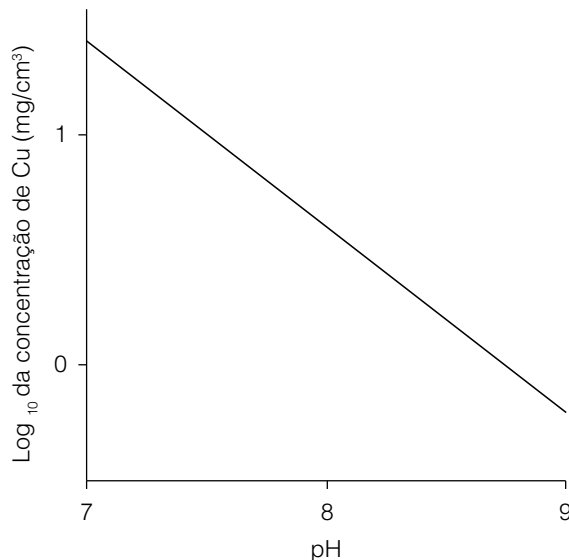


Figura 3. Solubilidade do óxido cuproso (em gráfico logarítmico) em função do pH a 25 °C.

O *óxido de zinco*. De fórmula ZnO é um composto com 99% de pureza, muito pouco solúvel em água, que contém, como impurezas, muito pequenas quantidades de chumbo, ferro, enxofre e cádmio. Uma vez obtido, cristaliza no sistema hexagonal em forma de um pó de aparência branca, ainda que sua cor dependa do tamanho das partículas que o formam. De acordo com o processo de elaboração se obtém um produto de partículas aciculares (forma de agulhas) ou nodular (forma esférica), que aumenta a dureza da película e a resistência à decomposição do ligante pois tem uma certa ação fungicida e bactericida. Em pinturas, é colocado isolado ou em companhia do óxido cuproso, com o qual tem efeito sinérgico.

O *sulfocianureto cuproso*. De fórmula $SCNCu$ é um composto com 99% de pureza, branco, que se utiliza quando é necessário obter uma película branca ou de cor clara, já que normalmente as pinturas a base de óxido cuproso são vermelhas ou ligeiramente amarronzadas. Tem as mesmas propriedades que o óxido cuproso, mas seu custo é substancialmente superior.

Os *pigmentos metálicos*. Os mais utilizados são os pós de cobre, zinco e alumínio, de diferente tipo e tamanho de partícula; utilizam-se isolados ou misturados entre eles. Os bronzes são ligas de cobre e estanho que podem ou não estar adicionadas de zinco e alumínio. Os sistemas que se formulam com estes biocidas têm um excelente comportamento em águas doces aonde são utilizados em pinturas com um elevado conteúdo de pigmento e longa vida útil. Esta aumenta se acrescentarmos à formulação pequenas quantidades de óxido de zinco ou de um biocida orgânico que tenha o efeito sinérgico já mencionado.

Frente a estas vantagens, alguns pigmentos metálicos apresentam o inconveniente de sua alta reatividade com alguns componentes oleorresinosos do ligante, que se costuma encontrar comercialmente como um produto de duplo envase, no qual o pigmento é incorporado no momento em que vai ser empregado e se deve usar dentro de determinado período de tempo indicado pelo fabricante, passado o qual, gelifica e perde toda a efetividade. Os produtos de um único envase são formulados com resinas não reativas com o pigmento, tais como borracha clorada, borracha acrílica, resinas vinílicas e resinas epóxicas.

Naqueles casos em que se empreguem sobre superfícies de aço, sempre deverão ser aplicados sobre um fundo compatível, já que, se entram em contato direto com o substrato, produzirão um par galvânico e a corrosão acelerada do aço.

Uso de extenedores em pinturas antiincrustantes. Alguns extenedores influem sobre as propriedades da pintura no estado líquido, já que incrementam o conteúdo de sólidos e, portanto, a espessura da película aplicada sobre a camada como no caso do talco (silicato de magnésio). Outros atuam sobre as propriedades mecânicas da película, como o óxido férrico sintético (ferrita vermelha), ou complementam a ação do óxido cuproso, como o carbonato de cálcio natural (giz). Este último mineral foi exaustivamente estudado em trabalhos realizados no CIDEPINT por Rascio e Caprari, aonde se estabelece que, quando este pigmento tem em sua composição baixo conteúdo de carbonato e alto conteúdo de sílica, se obtém películas de pinturas antiincrustantes de matriz solúvel de melhor comportamento que aquelas que não contêm extenedores (apenas pigmentos bioativos) ou as formuladas com outros extenedores, tais como talco ou óxido de ferro artificial (ferrita vermelha). Um aumento na pureza do carbonato de cálcio que se use (como, por exemplo, carbonato de cálcio precipitado) diminui o poder protetor da película formada.

Pigmentos ativos orgânicos

Na década de 1960 foram introduzidos compostos organoestânico tais como o óxido de tributil estanho (TBTO) e o fluoreto de tributil estanho (TBTF) para cobrir o espectro de algumas espécies sobre as quais não tinha efeito o biocida principal (óxido cuproso), em especial as algas. Estes se

agregavam simplesmente como um biocida a mais na pintura, e se dissolvia conjuntamente com os tóxicos inorgânicos até que se desenvolveram as pinturas autopolimentáveis (SPC; shelf polishing copolymers), cujo modo de ação se detalhará mais adiante. Mas depois de dez anos de uso se detectou uma elevada concentração de TBT nas marinas (portos para embarcações de recreio e desportivas), portos e lugares adjacentes, atacando especialmente as ostras, outros moluscos e alguns crustáceos, produzindo em algumas espécies mudanças de sexo e, em casos extremos, inibindo a capacidade de reprodução. Isto levou, na década de 1980, a limitar o uso em embarcações desportivas de até 25 m como máximo, para estabelecer sua proibição definitiva, em forma de agregado direto, em princípios da década de 1990, mas continuando o uso em pinturas autopolimentáveis, por entender que sua lixiviação era menor e melhor controlada.

A piritiona de zinco foi empregada, com bons resultados, no controle do mexilhão zebra nos grandes lagos, mas foi descartada por não contar com a conformidade da EPA (Environmental Protection Agency) estadunidense.

Na atualidade há poucos compostos orgânicos ecologicamente aceitáveis. Os mais difundidos são as isotiazolonas (4,5-dicloro-2-octil-4-isotiazolin-3-1). São compostos que se agregam em baixa quantidade (máximo 3% sobre o total da pintura) às pinturas de óxido cuproso, para ampliar seu espectro bioativo.

Componentes do ligante

Ligante solúvel e ligante fixo

Como foi mencionada, uma película de pintura antiincrustante modifica permanentemente suas propriedades por efeito do meio de imersão. Em parte o faz pela dissolução do pigmento e em parte porque o ligante contém uma ou mais substâncias que se dissolvem em tal meio de forma controlada, ou porque, como se explicará, quando se estudem os mecanismos de dissolução, toda a película se dissolve da mesma forma.

Nas pinturas de primeira geração (se chamam assim os produtos empregados nos primeiros momentos da proteção por este meio) a película está formada por resinas solúveis no meio que se coloca para controlar a velocidade de dissolução do biocida, o que permite manter uma concentração adequada do mesmo na interface meio/película de pintura durante um tempo prolongado. Tal resina é a que constitui o ligante solúvel.

A matéria-prima que se emprega é a resina colofônia. Comercialmente, a resina se classifica por um código de letras que indica sua cor e, paralelamente, o grau de pureza que tem a mesma. Assim, se têm variedades que vão da resina tipo B à N e, as de maior pureza, as qualidades WG e WW. Quimicamente, os últimos dois tipos mencionados contêm uns 85% de ácidos resínicos e uns 15% de matéria neutra. Os ácidos resínicos, presentes em proporções variáveis entre eles, são estruturalmente similares, já que todos contêm um grupo fenantreno com ligações duplas. Não obstante, o isômero mais importante é o ácido abiético, que se encontra em equilíbrio variável com o ácido levopimárico, já que isomerizam constantemente pelo que não é possível dar uma composição bem definida. A estrutura de ambos os ácidos é mostrada na Figura 4.

A resina usada é, preferencialmente, a de grau WW; tem um índice de acidez de 165 mg de hidróxido de potássio por grama de resina e é muito solúvel em água em distintos pH, em especial na presença de cloreto. Isto se pode observar nas curvas de solubilidade em função do pH (Figura 5) e na que indica este mesmo parâmetro a pH constante, mas na presença de quantidades variáveis de íon cloreto (Figura 6).

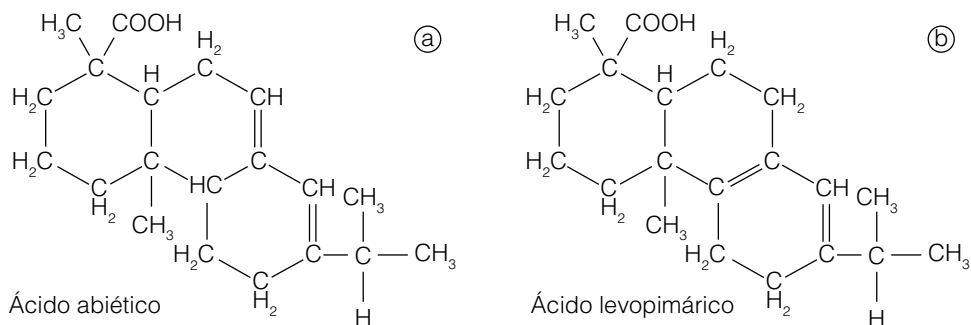


Figura 4. Estrutura química dos ácidos resínicos: a) ácido abiético; e b) ácido levopimárico.

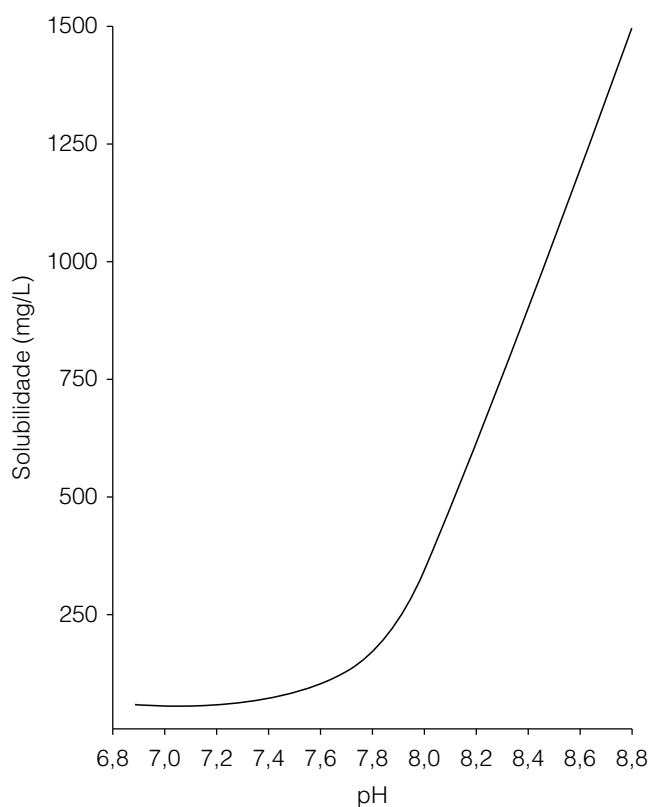


Figura 5. Solubilidade da resina colofônia WW em função do pH.

Esta resina é muito reativa com os pigmentos básicos. Por isso se deve estudar detidamente a tecnologia de elaboração para diminuir ao mínimo as reações que se possam produzir durante este processo, em especial com o óxido cuproso. De outra forma se produzem combinações entre os componentes da mistura de pigmentos e a resina que podem resultar no surgimento de compostos muito solúveis ou extremamente insolúveis, que alteram o comportamento da pintura em serviço.

Estas resinas também podem influir sobre a estabilidade da pintura no envase. É uma resina que, em forma de fragmentos ou pó e exposta ao ar, se oxida rapidamente, o que se pode apreciar porque esta escurece; a oxidação a faz perder solubilidade e pode ocorrer tanto sobre a colofônia como matéria-prima, ou como naquela que forma parte de uma película aplicada, quer dizer, que a velocidade de

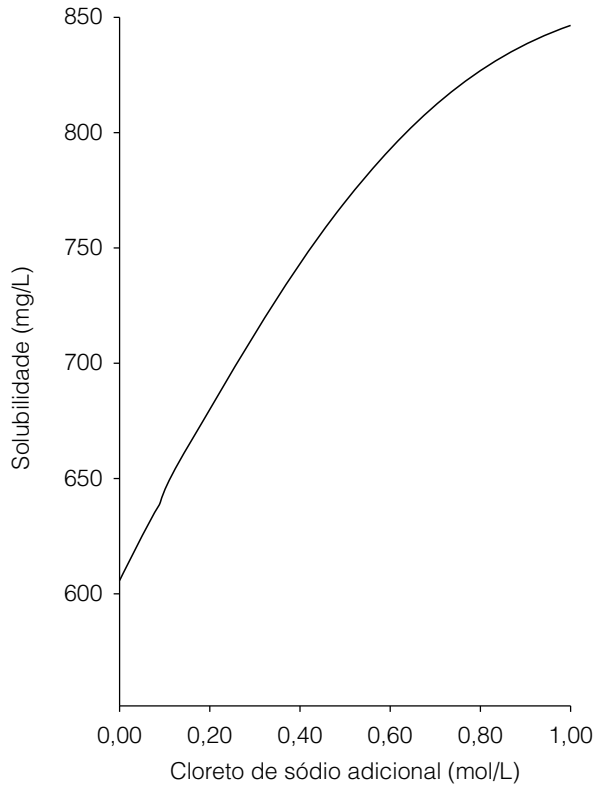


Figura 6. Solubilidade da resina colofônia WW a pH constante em função da concentração de cloretos.

dissolução da película se vê afetada pelo tempo de secagem. Na Figura 7 se representa o tempo de dissolução da resina colofônia WW a pH constante desde uma película de pintura antiincrustante, depois de transcorridos 2, 3 e 75 dias de secagem ao ar antes da imersão. É por isso que se deve ser muito restrito com o tempo de secagem, tanto quando se emprega a película para proteger uma estrutura em serviço como quando na realização de ensaios de comportamento. Também se produz um incremento de solubilidade da colofônia em função do envelhecimento por imersão da película (Figura 8). Isto ocorre, fundamentalmente, porque algumas das bactérias presentes nos meios de imersão, formando parte do limo que se deposita tanto na água do mar como de rio sobre os lugares de baixa velocidade de circulação da água, atuam degradando a colofônia e acelerando a dissolução dos biocidas.

Para evitar a degradação da colofônia foi obtida uma resina colofônia desproporcionada, com a qual elaboraram pinturas antiincrustantes que demonstraram, para uma mesma composição, um comportamento superior às que continham resina colofônia WW natural. As pinturas de tipo oleorresinosas têm, além disso, outros compostos solúveis, como os azeites vegetais que formam parte dos vernizes, os azeites espessados e alguns ácidos graxos que se empregam como plastificantes da resina colofônia.

É evidente que, se a pintura vai se dissolvendo de forma controlada pela ação do meio sobre os componentes solúveis, deve também conter outros que não se dissolvam no meio para manter a coerência da película durante toda sua vida útil. Estes são os denominados ligantes fixos, que permanecem na película ainda quando esta se esgote. Estes ligantes, que podem ser resinas vinílicas, de borracha clorada, borracha estirenada, etc., vão formando, com o passar do tempo e à medida que se

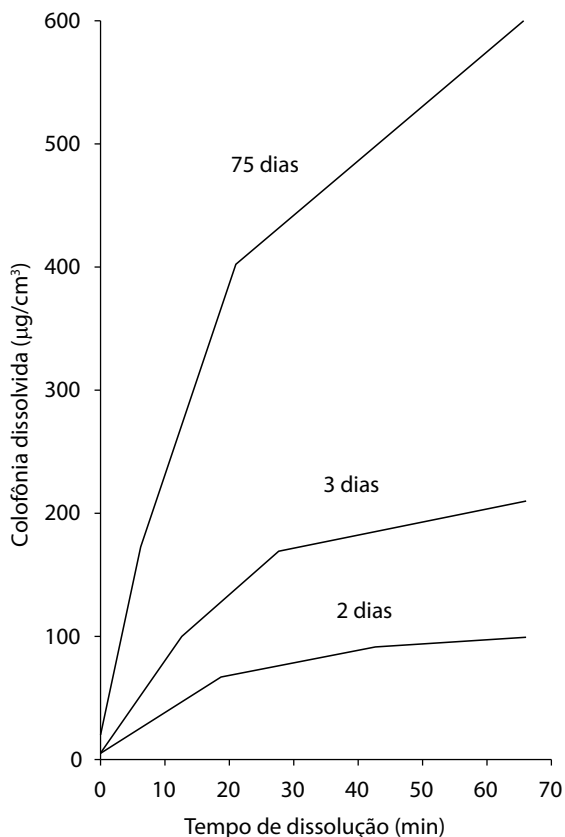


Figura 7. Dissolução de colofônia WW desde painéis submersos em solução buffer de pH = 9 e períodos crescentes de secagem ao ar da película.

dissolvem os componentes solúveis, um esqueleto de matriz através dos quais devem difundir os princípios ativos (em especial o biocida) para manter a eficiência na proteção.

Como consequência da dissolução se forma, na interface película/meio de imersão, uma zona de alta concentração na mistura de biocidas presentes na película, que é letal ou repelente para as larvas que entram em contato com a mesma, e cuja espessura variará com as condições de pH, temperatura e movimento da água do meio de imersão.

Em consequência, a ação destas pinturas se explicaria pela existência de uma concentração de biocida que é alta na zona laminar próxima à película, mas que decresce rapidamente ao afastar-se da mesma. Os biocidas se separam da camada laminar por difusão, ingressando na zona de turbulência. O mecanismo continua sua ação enquanto o biocida de reserva existente no interior da película se dissolve e difunde através do esqueleto da matriz até a superfície (como se verá mais adiante), mantendo a concentração de cobre na camada laminar.

A quantidade de biocida que dissolve uma pintura antiincrustante em um determinado tempo se denomina grau de lixiviação. O valor inicial, que geralmente é elevado, corresponde à dissolução do excesso de biocida acumulado na superfície da película de pintura, o que lhe permite começar a atuar imediatamente depois da imersão. O grau de lixiviação inicial depende da solubilidade do biocida, da composição do ligante, da área exposta e das condições de temperatura, salinidade e pH da água. O valor inicial pode ser anormalmente alto por excessiva acumulação de partículas na superfície, ou muito baixas por excessiva acumulação de ligante sobre as partículas de biocida; mas sempre deverá

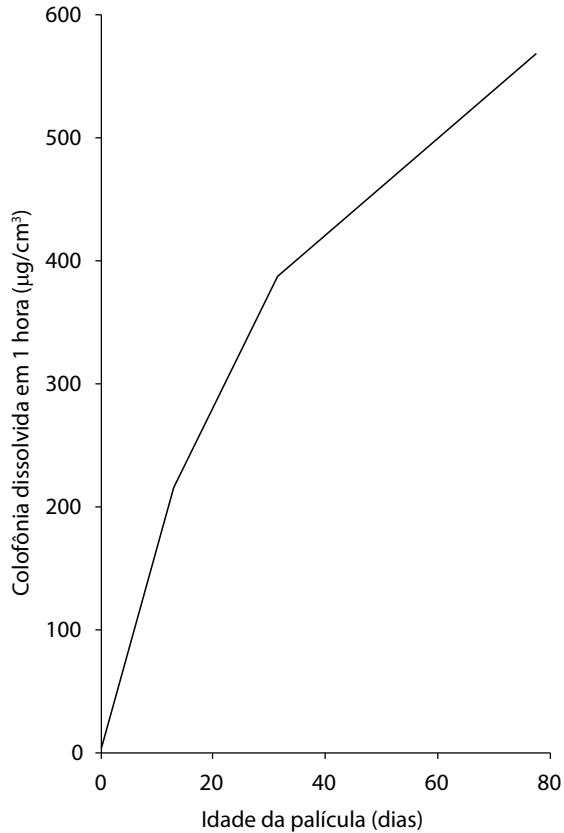


Figura 8. Influência do tempo de imersão da película de pintura sobre a solubilidade da resina colofônia WW.

alcançar o estado de lixiviação constante e em uma concentração que lhe permita manter a efetividade por longo tempo (Figura 9).

Como esta distribuição pode modificar-se durante a imersão, o valor inicial não pode ser considerado como definitivo para julgar a possível atitude em serviço de uma pintura, já que a dissolução do biocida pode ser inicialmente muito alta e depois cair bruscamente, sem poder manter um grau de lixiviação adequado para dar proteção (Figura 10).

CLASSIFICAÇÃO DAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES SOBRE A BASE DE SEU MODO DE AÇÃO

As principais propriedades que deve cumprir uma pintura antiincrustante são a de ter uma rápida secagem, facilidade na aplicação, que proporcione uma película homogênea, com boa aderência e que, pela adequada dissolução de seus componentes, mantenha a superfície livre de incrustações. Estas propriedades podem obter-se com pinturas que atuem por diferentes mecanismos. Independentemente do modo de ação das pinturas antiincrustantes, uma formulação bem-sucedida é o resultado do bom funcionamento dos seguintes mecanismos:

- a) Dissolução do biocida.
- b) Dissolução total ou parcial do ligante.
- c) Difusão do biocida através do esqueleto residual da matriz ou dos produtos de reação acumulados na superfície da película naquelas pinturas de ligante insolúvel ou parcialmente solúvel.

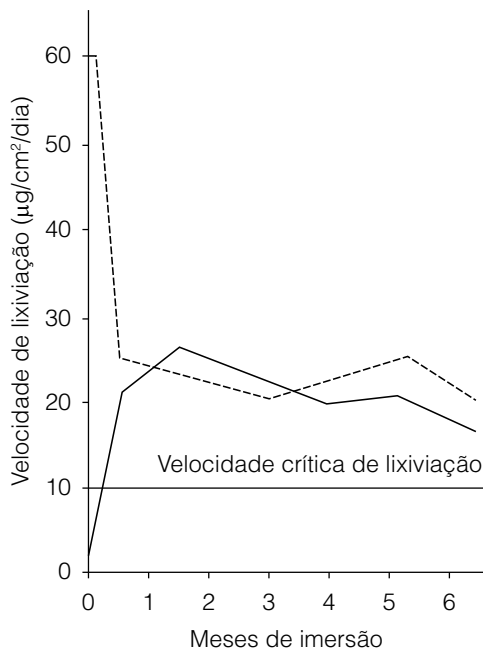


Figura 9. Pinturas com alto e baixo grau de lixiviação inicial e depois constante.

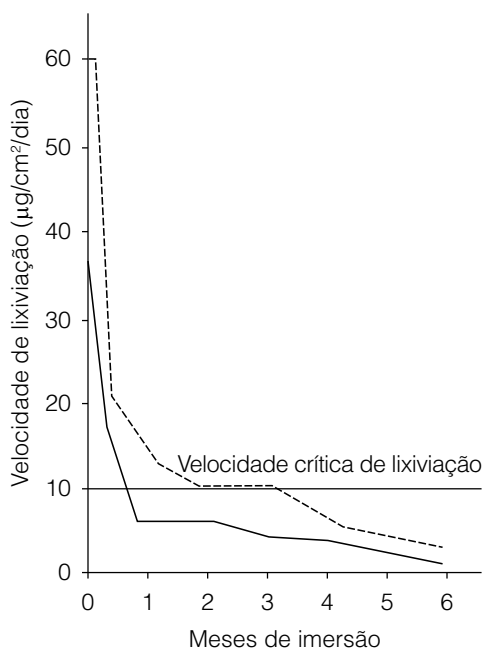


Figura 10. Pinturas com grau de lixiviação inicial alto e depois constante, mas insuficiente.

Deve-se ter em conta que, assim como há fatores internos e externos que favorecem o mecanismo de dissolução, há outros que podem chegar a acelerar a dissolução do biocida diminuindo o tempo de vida útil em serviço ou inibir o correto funcionamento de uma película de pintura antiincrustante como são:

- Produtos de reação formados durante a fabricação: por excesso de dispersão do óxido cuproso, se forma resinato de cobre. Este é muito mais solúvel que o conjunto óxido cuproso/colofônia, acelerando o desgaste da película.
- Depósito de produtos de reação: formados entre o biocida ou o ligante ácido e os sais dissolvidos no meio. Formam-se resinatos básicos pouco solúveis, em especial de cálcio e magnésio, que bloqueiam os poros da película interferindo no mecanismo de solubilização.
- Desenvolvimento de filme bacteriano: formado sobre a superfície, de composição, espessura e pH variáveis. Pode exercer um controle sobre a dissolução da película e afetar a eficácia antiincrustante. Além disso, as bactérias que contém podem atuar degradando a colofônia e outros componentes do ligante e acelerar a dissolução do cobre. Este filme é muito normal na água do mar quando a superfície protegida tem circulação de água a baixa velocidade, e foi detectado, ainda que com distinta composição, também na água doce, produzindo os mesmos efeitos.
- Erosão: Afeta apenas as películas submetidas à ação da água circulante, acelerando a dissolução e diminuindo a vida útil da película nas pinturas convencionais ou favorecendo a dissolução controlada do ligante nas pinturas autopolimentáveis.

Uma primeira classificação das pinturas pode fazer-se com base na ação do ligante em pinturas que se dissolvem com diminuição da espessura de película e pinturas que se dissolvem sem diminuição da espessura de película.

Pinturas que se dissolvem com diminuição da espessura da película

Incluem aquelas que solubilizam tanto o biocida como o ligante, produzindo-se uma diminuição da espessura da película (Figura 11). Vários autores coincidem em afirmar que há ao menos três mecanismos de dissolução do ligante, a saber:

- Dissolução de componentes solúveis de caráter ácido contidos no ligante.
- Ação bacteriana que se manifesta sobre componentes menos solúveis do ligante, degradando-os e contribuindo para facilitar sua dissolução.
- Eliminação do ligante pela ação da água circulante, denominado dissolução por erosão.

Pinturas oleorresinosas convencionais

São pinturas cujo ligante é de natureza ácida, já que estão compostas por um verniz oleorresinoso, resina colofônia WW e um azeite polimerizado como plastificante. A colofônia não pode utilizar-se isolada, pois a película seria excessivamente solúvel, além de muito quebradiça e pouco aderente. O agregado destas substâncias deve ser bem estudado, tanto no referente à proporção como a suas propriedades. Em determinadas condições poderia chegar a obter-se uma película muito dura ou

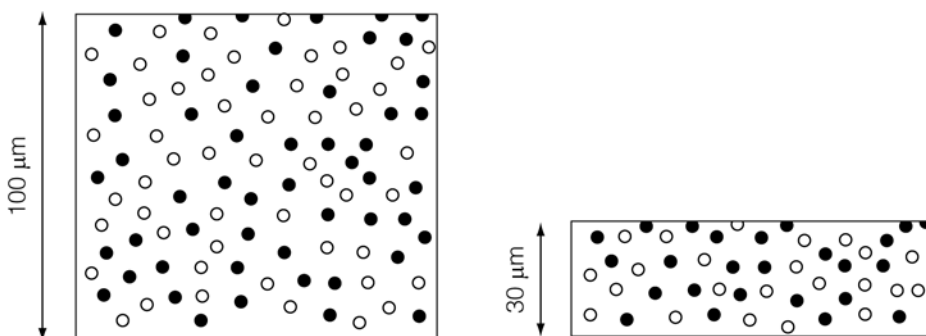


Figura 11. Diminuição da espessura em função do grau de lixiviação.

pouco solúvel, na qual ficaria bloqueado o biocida, ou outra muito branda e muito solúvel, que levaria ao rápido esgotamento do biocida contido nela.

Neste tipo de pinturas, inicialmente se dissolve o biocida da superfície da película; as partículas restantes o fazem depois de iniciada a dissolução da colofônia na água, enquanto que o resto dos componentes ácidos é eliminado pela circulação do meio de imersão sobre a película. Para aumentar o espectro de ação destas pinturas contra os organismos, se agregaram, na década de 1970, biocidas orgânicos como o óxido de tributil-estanho (TBTO). Estas constituíram as pinturas de TBT de primeira geração.

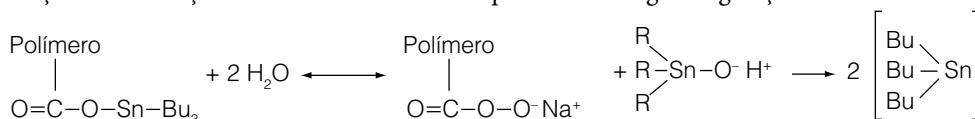
Pinturas de ligante hidrolisável

Denominadas também pinturas antiincrustantes copoliméricas autopolimentáveis a base de TBT (SPCTBT, por suas siglas no idioma inglês), constituindo as pinturas a base de TBT de segunda geração. O polímero hidrolisa em água liberando um biocida e um polímero solúvel de maneira controlada. Tanto o polímero solúvel como os insolúveis são eliminados pelo fluxo da água, e sua velocidade de dissolução pode modificar-se variando a composição da pintura ou a dos monômeros que constituem o polímero.

Nas pinturas de segunda geração, tal polímero se liga quimicamente a um grupo organoestânico (TBTO, óxido de tributil-estanho) mediante uma união ester, constituindo esta resina o ligante da pintura. Este grupo ester hidrolisa no meio, lixiviando a metade do grupo ativo TBT. Esta reação de hidrólise provém de uma lixiviação constante e mais ou menos lenta do biocida, enquanto que o polímero residual, que agora contém grupos carboxilas livres, converte a superfície em hidrofílica.

Quando a primeira camada foi lixiviada por erosão, a camada subjacente fica exposta para renovar o processo e continuar a proteção antiincrustante. Foi determinado que esta zona ativa, ou zona de erosão, tem uma espessura muito baixa (10 a 90 nm), mas sua formação é muito importante, já que nela se produz a hidrólise controlada das camadas do polímero e o desenvolvimento das propriedades autopolimentáveis. Apenas uma película fina de água circulante atua sobre a zona de erosão hidrofílica, o que se traduz em uma longa vida útil do revestimento.

A reação de dissolução fundamental tomando o polímero de segunda geração é:



O tempo de vida útil dos polímeros de TBT é função da formulação do polímero e da espessura da película aplicada. No referente ao polímero, se apresentam três tipos de variantes: baixo índice de erosão para água circulante contínua a alta velocidade, índice de erosão médio para água circulante a velocidade intermediária e alto índice de erosão para lugares aonde a água circula a muito baixa velocidade ou está detida. Considerando a espessura da película, a vida média destes sistemas está estimada em uns três anos para um esquema de 2 camadas e 300 µm de espessura, e em uns cinco anos para um de 4 camadas e 600 µm de espessura. Em ambos os casos, tratam-se de espessuras de película seca. Obtém-se uma proteção constante até o esgotamento total da película (Figura 12).

O Comitê Internacional de Proteção do meio ambiente marinho (MEPC) da Organização Marítima Internacional (IMO), intenta proibir a longo prazo todos aqueles sistemas antiincrustantes que tenham efeitos adversos sobre o meio ambiente marinho (IMO/MEPC 40:1977). Foi estabelecido que estas pinturas deixariam de aplicar-se a partir de janeiro de 2003, e estarão proibidas nos cascos dos barcos a partir de janeiro de 2008. Portanto, tampouco se poderão oferecer como pinturas aptas para água de rio.

A meta é, agora, lograr o desenvolvimento de sistemas poliméricos que permitam a lixiviação controlada dos biocidas sem que se produzam efeitos adversos colaterais sobre o meio ou sobre

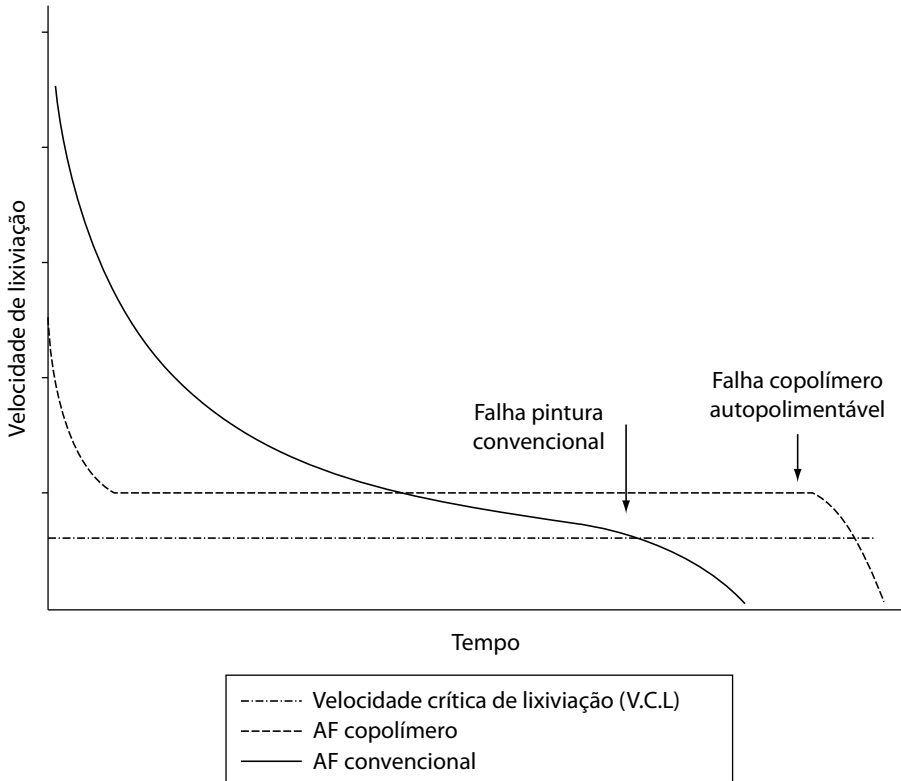
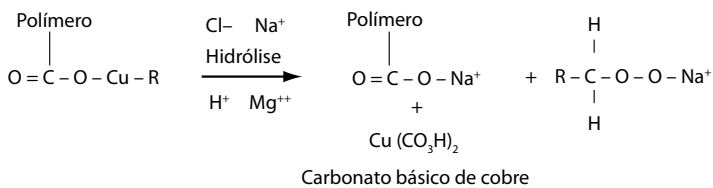
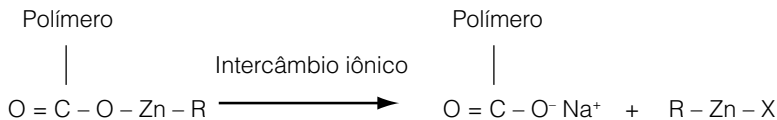


Figura 12. Curva de lixiviação do copolímero TBT.

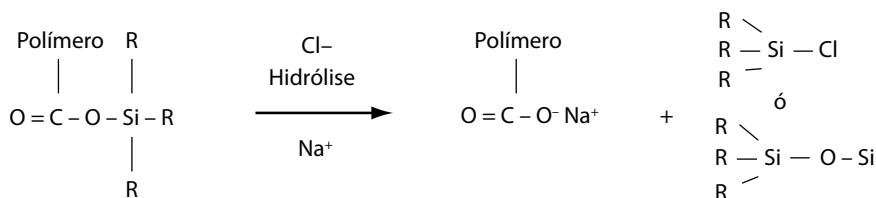
organismos que não é de interesse que sejam atacados. Foram desenvolvidas, assim, as pinturas TBT de terceira geração. Estas formulações têm, como agente copolimérico, acrilatos de cobre, que, ao reagirem com o íon sódio presente, tanto na água de rio como de mar, produzem a hidrólise do polímero e a dissolução do cobre.



Também se usam copolímeros baseados em zinco como agentes de entrecruzamento, acrilatos ou carboxilatos de zinco, cujo modo de ação na água do mar se produz por intercâmbio iônico, tal como se pode apreciar na seguinte representação:



Por último, outro desenvolvimento são os metacrilatos funcionalizados com silanos. Nestes, o átomo de estanho é substituído por um silicone, dando um composto similar aos que têm os produtos TBT. Neste tipo de produto, o radical pode ser alquilo, arilo, propilo ou butilo, de acordo com as propriedades que se desejam obter. Para regular a dissolução e obter a velocidade de hidrólise adequada nestes sistemas, o polímero deve ser plastificado interna ou externamente.



Dado que se substitui uma união estanho-carbono por outra silício-carbono (que tem uma maior força de ligação em sua ligação), se pode esperar que esta última tenha mais resistência à degradação pelos fatores do ambiente natural e, portanto, algum efeito acumulativo sobre o ecossistema.

A concentração de cobre e outros biocidas que se produz por este mecanismo de lixiviação é insuficiente para obter uma ação antiincrustante eficaz. Portanto, à formulação se deve agregar óxido cuproso e compostos ativos orgânicos para ampliar o espectro de ação da película e chegar aos anos de vida útil especificados. Os extenedores e cargas são similares às descritas para as pinturas antiincrustantes.

Estes sistemas são úteis enquanto não se tenha desgastado por completo o princípio ativo e sua qualidade principal é a de formar películas mecanicamente muito resistentes. Também são muito estáveis à exposição de radiação UV e, portanto, ideais para serem utilizados em zonas protegidas que estão expostas por muito tempo na intempérie e que, em imersão, têm água circulando.

Pinturas que se dissolvem sem a diminuição da espessura da película

Dentro destas se encontram as pinturas de matriz insolúvel e matriz parcialmente solúvel. Nas primeiras, o biocida se solubiliza deixando um esqueleto de matriz insolúvel através do qual difunde o biocida interno até a superfície. Atua por contato contínuo entre partículas de pigmento. Nas de matriz parcialmente solúvel, o ligante se dissolve parcialmente e contribui para produzir uma matriz esponjosa que facilita a difusão do biocida interior até a superfície. Em ambos os casos não há diminuição da espessura de película. Nestas pinturas tem muita importância a fração e o tipo de empacotamento das partículas de pigmento (Figura 13). Supondo que as partículas de óxido cuproso sejam esféricas e de tamanho aproximadamente uniforme, seu empacotamento poderia ser cúbico ou hexagonal, e o volume de tóxico requerido oscilaria, como consequência, entre 52,4 e 74%, respectivamente. Abaixo

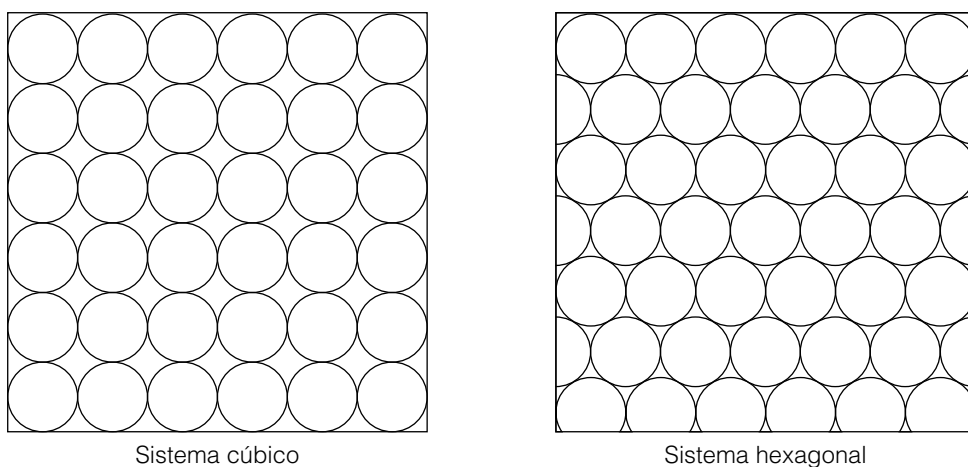


Figura 13. Tipo de empacotamento do biocida contido em pinturas de matriz insolúvel.

de 52,4% teria que supor que o número de partículas resultaria insuficiente para assegurar o contato contínuo. Estas estariam recobertas pelo excesso de matriz e não se dissolveriam, ou o fariam muito ligeiramente.

Para facilitar a dissolução do biocida, estas pinturas se modificam transformando-se em matriz parcialmente solúvel. Neste caso, o ligante contém um polímero insolúvel (resina vinílica, borracha clorada, etc.) e uma resina solúvel em água de mar (colofônia WW) que facilita a dissolução do biocida e produz canais mais amplos para favorecer sua difusão através do esqueleto da matriz. Têm menor tendência à inativação ao melhorar a difusão. Ambos os tipos de pintura se caracterizam por empregar uma alta concentração de biocida na película seca, e não se usam extenedores ou cargas, já que estes interfeririam no contacto contínuo entre partículas de tóxico e modificariam o fator de empacotamento.

A lixiviação do óxido cuproso em pinturas antiincrustantes de matriz insolúvel

A dissolução do óxido cuproso é o fator determinante do poder protetor de uma pintura antiincrustante a base desse biocida. O processo se realiza, inicialmente, desde as camadas mais externas da película até a interface película/meio de imersão; uma vez esgotado o biocida existente em tais camadas, o conteúdo no interior da película deverá se difundir através do esqueleto residual da matriz até alcançar a interface. Esta etapa constitui um fenômeno complexo no qual intervêm diversas variáveis, tais como a solubilidade do pigmento, a concentração de pigmento em volume (PVC), o tipo e composição do ligante e as condições do meio ambiente: temperatura, salinidade, pH, turbulência, conteúdo de oxigênio e contaminação da água, seja de rio ou de mar.

Como já foi mencionado, para pinturas com alto conteúdo de óxido cuproso, o fenômeno se explica considerando o contato contínuo das partículas de pigmento entre si, dentro da estrutura da

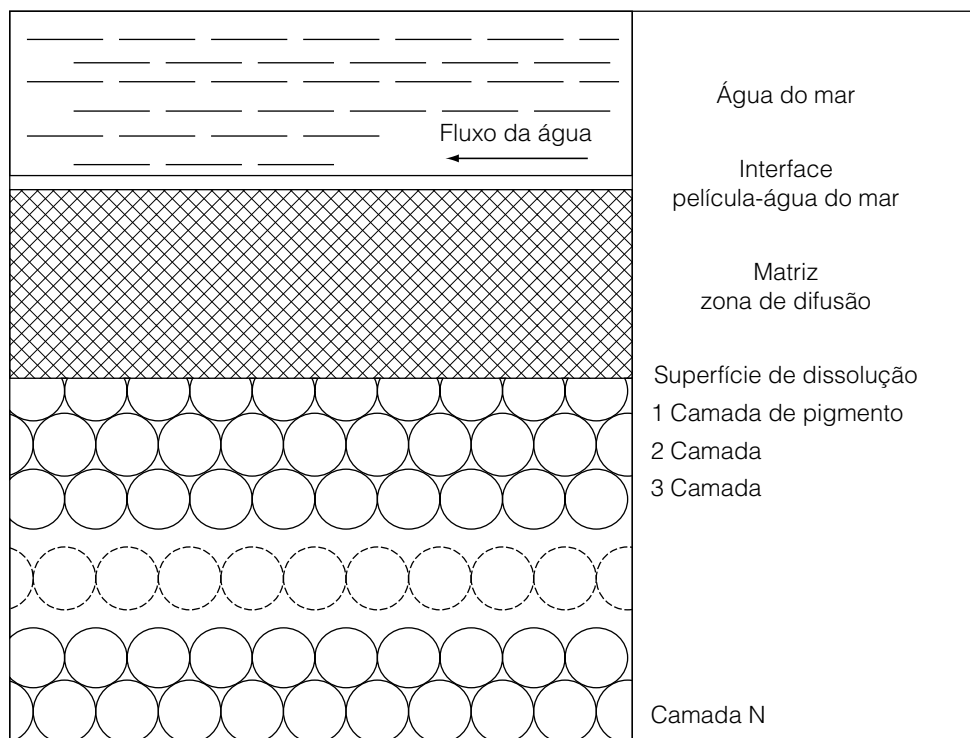


Figura 14. Dissolução do óxido cuproso de uma película de pintura antiincrustante.

matriz. Isto equivale a supor que, ao por-se em contato com a água do mar, quando se dissolve completamente uma partícula, o eletrólito começa a atuar sobre a seguinte (Figura 14).

Considera-se que a superfície de uma película de pintura antiincrustante apresenta irregularidades e que estas correspondem a partículas de tóxico que sobressaem da matriz; para o caso do óxido cuproso, a dissolução começa em poucos minutos após sua imersão em água de mar. Estudos realizados propõem mecanismos baseados na disposição do pigmento dentro da película de pintura, havendo-se limitado seu estudo àqueles casos em que a velocidade de dissolução do pigmento é maior que sua velocidade de difusão no sistema, sendo, portanto, esta última etapa, determinante da velocidade de lixiviação.

De acordo com o exposto, propõe-se um tratamento matemático baseado na equação de difusão de Stokes-Einstein. Depois de uma série de considerações a respeito da superfície da película, à distância difusional e outras variáveis enumeradas previamente, chega-se à fórmula:

$$F = \frac{B' \times V}{1 + \frac{C \times D}{P}}$$

A equação indicada é uma expressão derivada e modificada da de Stokes-Einstein, onde F é a velocidade de lixiviação (medida em $\mu\text{g cm}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$); B' e C são constantes experimentais; D é a espessura da matriz lixiviada; P é o fator de empacotamento (parâmetro que define o número de vazios que interconectam as partículas de pigmento) e V é a fração de volume do pigmento na película (porcento de pigmento em volume). Se as condições de ensaio, a temperatura e o fator de empacotamento se consideram constantes, ficarão como únicas variáveis a fração em volume de pigmento na película e a espessura de matriz lixiviada. O tratamento matemático produz resultados concordantes com as experiências realizadas por Marson em laboratório.

A dissolução e lixiviação do óxido cuproso se realiza em água do mar com um pH normal de 8,1. Nestas condições chega-se ao equilíbrio quando se dissolvem $8,6 \cdot 10^{-5}$ moles.l⁻¹ ($5,4 \mu\text{g cm}^{-3}$) de cobre. Estes valores estão de acordo com os calculados para a água do mar livre de oxigênio e são confirmados por Ferry, utilizando sua fórmula de solubilidade:

$$\log S = 4,03 - pH$$

onde S está expressado em moles de Cu.10⁻⁴ litros.

Para obter uma ação eficiente deste tipo de pinturas é necessário conhecer a diferença existente entre as velocidades de lixiviação para uma pintura de matriz solúvel e outra de matriz insolúvel e, paralelamente, determinar qual é a mecânica da dissolução, lixiviação, difusão e inibição envolvida na ação de uma pintura antiincrustante baseada em óxido cuproso.

O grupo de trabalho do CIDEPINT programou uma série de experiências nas quais se prepararam três amostras de pintura a base de um copolímero de cloreto de vinila (86%) - acetato de vinila (14%), empregando-se como plastificante fosfato de tricresilo (Tabela 1). Desta maneira, se formou a matriz insolúvel (amostras V-2 e V-3). O copolímero e o plastificante se dissolveram em uma mistura de metil isobutil cetona-tolueno (2:1). Tal solução foi misturada com resina colofônia grau WW; dessa maneira se originou um ligante de matriz parcialmente solúvel (mostra V-1). Nas formulações não se utilizaram extenedores. A concentração de sólidos na película oscilou entre 82,6 e 91,2% em peso.

Com cada pintura recobriram-se oito placas de acrílico, de $100 \times 70 \times 4$ mm. Aplicaram-se cinco camadas de pintura antiincrustante, de maneira a ter uma espessura total entre 450 e 500 μm . Em cada uma das placas assim preparadas mediu-se a superfície total e determinou-se o peso final da pintura e a espessura da película seca. Os corpos de provas foram imobilizados por meio de parafusos de plástico sobre outras placas de maior tamanho (Lâmina 1). Estas ficaram submersas a 1,20 m de profundidade e se mantiveram nessas condições durante 15 meses, período que inclui dois ciclos de *fouling* intenso

Tabela 1. Composição das pinturas antiincrustantes, g .100 g⁻¹.

Tipo de matriz amostra	solúvel		insolúvel	
	V-1	V-2	V-3	
Pigmento				
Óxido cuproso	59,64	59,29	65,80	
Ligante				
Resina vinílica VYHH	5,96	11,86	5,98	
Resina colofônia WW	5,96	.-	.-	
Fosfato de tricresilo	0,60	1,19	0,30	
Dissolventes e diluentes:				
Metil Isobutil cetona	18,49	18,38	18,54	
Tolueno	9,34	9,29	9,37	
PVC, %	48,58	50,20	69,90	
Sólidos em volume, %	37,32	36,51	31,24	
Densidade, g.cm ⁻³	1,85	1,88	2,02	

(verão). Para seu estudo e análise, extraíram-se corpos de provas aos 6, 9, 12 e 15 meses; as amostras foram transportadas ao laboratório em embalagens contendo água do mar a baixa temperatura (0-5 °C), e foram conservadas nesse meio até sua lavagem final com água corrente e água destilada. As placas depois foram secas durante 48 horas a 25 °C e 65% de umidade relativa, e depois durante 24 horas a 40 °C a uma pressão de 3 a 5 Torr. Por último, foram pesadas e mediu-se a espessura da película.

Mediante um procedimento especial de corte, encapsulamento da película e polimento, foram preparadas corpos de provas para observação microscópica do corte transversal das camadas da pintura original e depois de lixiviada. A observação se realizou em um microscópio Dialux 20 EB, objetiva NPL Fluotar (10 e 20 X) e ocular Periplan (10 X), o que faz um total de 100 e 200 X, respectivamente. Empregou-se uma lâmpada halogênica incandescente de 12 V/100 W, ângulo de reflexão de 45°, para uma temperatura de cor de 3250 °K; o feixe de luz se polarizou linearmente com material dicróico. Para a fotografia se utilizou película reversível cor para luz artificial, sensibilizada para uma temperatura de cor de 3200 °K.

Os mesmos corpos de provas foram recobertas depois por vaporização com uma fina camada de ouro, observando-as e fotografando-as, posteriormente, com um microscópio eletrônico de varredura MEV em combinação com um analisador de energia dispersiva EDX, com o qual se realizaram os ensaios por raios-X dos elementos de interesse em cada uma das observações. A medição das camadas lixiviadas, nas fotografias obtidas em ambos os microscópios, permitiu determinar sua espessura.

A observação microscópica das provetas ensaiadas demonstra que a lixiviação em água do mar está determinada pelo tipo de matriz (solúvel ou insolúvel) e pelo conteúdo de óxido cuproso da película seca.

A pintura V-3, de contato contínuo de partículas e apenas ligante fixo em sua composição, tem um mecanismo de ação completamente diferente do determinado para as outras duas amostras. Neste caso, a película se dissolve na água do mar, deixando sempre novas camadas a descoberto e observando-se apenas zonas muito pequenas de matriz lixiviada (Lâmina 2A). Dado que a resina colofônia foi substituída completamente por óxido cuproso, diminui o conteúdo de sólidos em volume ao aumentar a densidade, sofrendo um incremento paralelo à concentração de pigmento em volume a 69,9%.

Nestas condições, se dificulta a umectação da partícula, já que a quantidade de ligante disponível diminui sensivelmente, determinando que o material resinoso que mantém unidas as partículas resulte insuficiente, produzindo-se, então, a desagregação. O aparecimento de pequenas zonas lixiviadas corresponde a pigmento bem umectado, gerando-se assim lugares aonde a dissolução se conduz normalmente.

Pelo mencionado, a amostra V-3 foi reprovada depois das primeiras observações, centrando-se o estudo nas duas restantes. Nas provetas correspondentes às pinturas V-1 e V-2 (matriz solúvel e insolúvel, respectivamente), a lixiviação do biocida em água do mar se produz em uma frente nítida paralela à superfície de base. Esta observação concorda com as realizadas por outros autores. Tal frente apresenta um aspecto esponjoso, com múltiplos microcanais pelos quais se produz a migração até a superfície do cobre dissolvido, proveniente do óxido cuproso existente nas camadas interiores (Lâmina 2B).

A lixiviação do biocida pode determinar-se pela análise do peso das provetas até o momento em que começa a acumulação de incrustações nas mesmas, observando-se que, ao longo do ensaio, a perda de peso é praticamente linear e que as retas determinadas para cada uma das pinturas em estudo são paralelas (Figura 15).

Quando a variação de peso registrada nas placas da pintura V-1 se subtrai à parte proporcional de colofônia que se deve dissolver em água do mar para uma quantidade dada de pigmento, a curva de perda de peso se aproxima notavelmente à da amostra V-2 (Figura 15). Como esta última começa a incrustar-se, resulta evidente a influência que tem a resina colofônia no mecanismo de dissolução das pinturas nas quais existe contato contínuo entre as partículas de biocida.

Os estudos realizados sobre as fotografias obtidas no microscópio ótico (Lâmina 2B) e no eletrônico, permitiram determinar, em cada caso, a profundidade de lixiviado e a espessura da camada pigmentada ainda não alterada (Tabela 2).

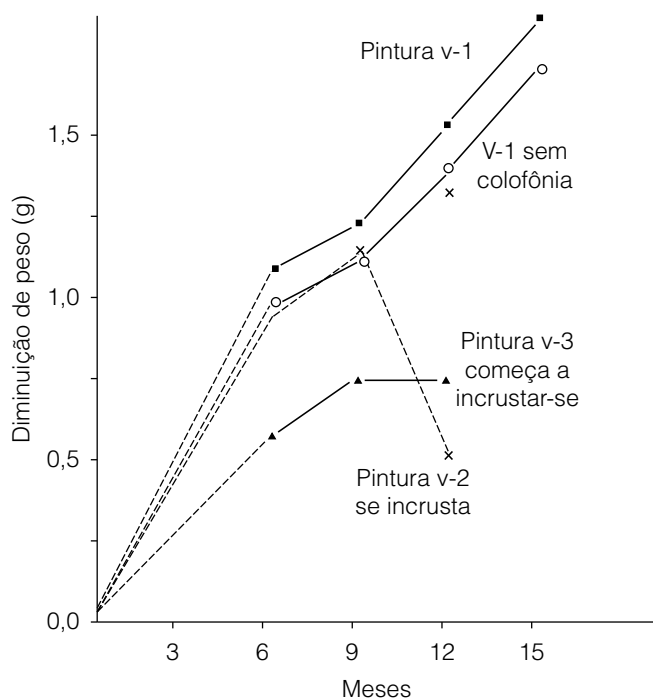
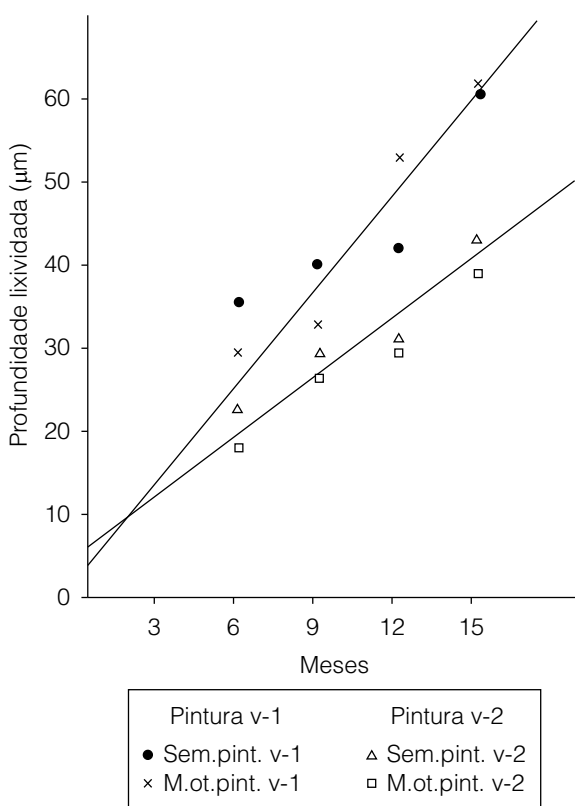


Figura 15. Perda de peso dos corpos de provas depois de diferentes períodos de imersão.

Tabela 2. Lixiviação de biocida e profundidade de lixiviado calculados para as Pinturas V-1 e V-2.

Pintura	Meses de imersão	Profundidade do lixiviado	Lixiviação do biocida $\mu\text{g C}\mu\text{.cm}^{-2}\text{.dia}^{-1}$
V-1	6	33,2	47,25
	9	36,6	35,69
	12	46,3	33,40
V-2	15	61,1	35,36
	6	20,4	30,89
	9	28,1	28,36
	12	30,4	22,70
	15	41,8	25,04

**Figura 16.** Profundidade de lixiviado em função do tempo.

Determinou-se, assim, que tal profundidade varia de forma linear em função do tempo de imersão (Figura 16). O valor das inclinações das retas é 3,80 e 2,25 para as amostras V-1 e V-2, respectivamente. Esta notável diferença pode atribuir-se à maior dimensão dos microcanais formados ao dissolver-se a colofônia que contém a pintura de veículo solúvel, o que permite uma lixiviação mais rápida do biocida.

Com os valores médios de profundidade de camada lixiviada obtidos com microscópio óptico e eletrônico, e utilizando a concentração de sólidos em volume da película seca (Tabela 1), calcularam-se as velocidades de lixiviação para cada um dos períodos de imersão estudados. É possível determinar, assim, que a velocidade de lixiviação é, em média, 1,43 vezes maior na película de pintura formulada com matriz solúvel, o que indica claramente a grande importância que tem o conteúdo de colofônia sobre a velocidade de dissolução do óxido cuproso.

Os valores de profundidade de camada lixiviada permitiram aplicar a fórmula de Marson para condições reais de imersão em água do mar, enquanto que tal autor compilou estes valores para ensaios de laboratório, empregando glicinato de sódio. Se os valores das constantes B' e C/P são calculados por meio da fórmula mencionada anteriormente, utilizando os valores empregados com glicinato de sódio, e se aplicam para obter a lixiviação teórica em água do mar, os resultados que se obtêm não concordam com os observados na prática, sendo estes últimos valores (que configuram uma nova constante k) 13,7 vezes mais altos para a pintura V-1 e 28,6 que para a V-2.

A constante K se pode fazer intervir na fórmula de Marson como um novo fator:

$$\frac{B' \times K}{1 + \frac{C}{P} \times D} = \frac{B''}{1 + \frac{C}{P} \times D}$$

Os valores que se obtêm substituindo na fórmula de Marson B' por B'' (já que B'' = B' x k) são concordantes dentro de limites aceitáveis com os indicados na Tabela 2. A relação existente entre os resultados achados mediante a fórmula original e os calculados utilizando a expressão de Marson modificada com B'', configuram retas que expressam a transformação dos resultados obtidos em laboratório com glicinato de sódio e um ensaio de longa duração realizado sobre pinturas de matriz solúvel e insolúvel em água do mar. As retas de transformação referidas são expressas pela fórmula:

$$L_1 = 42,00 + 12,81L_m$$

para a pintura V-1 e:

$$L_1 = 0,22 + 28,60L_m$$

para a pintura V-2, sendo L1 a lixiviação em laboratório e Lm a lixiviação no meio natural. Na Figura 17 se expressa a variação da velocidade de lixiviação em função da espessura da matriz lixiviada, enquanto que na Figura 18 se indica a mesma velocidade em função do tempo de imersão.

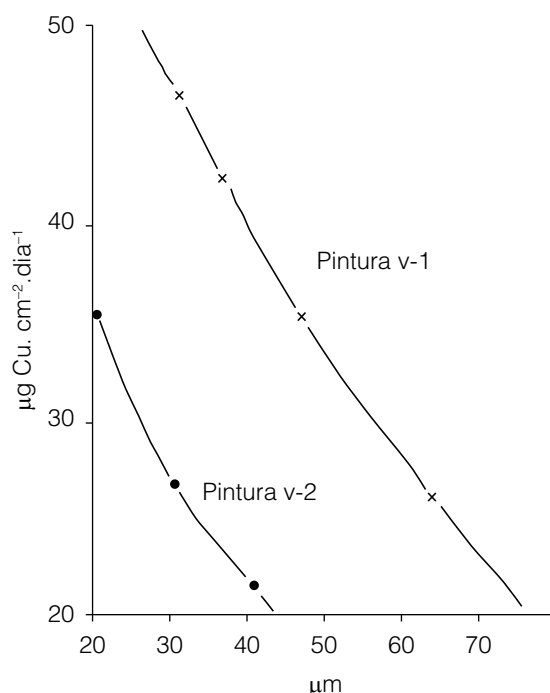


Figura 17. Variação da velocidade de lixiviação em função da espessura da matriz esgotada.

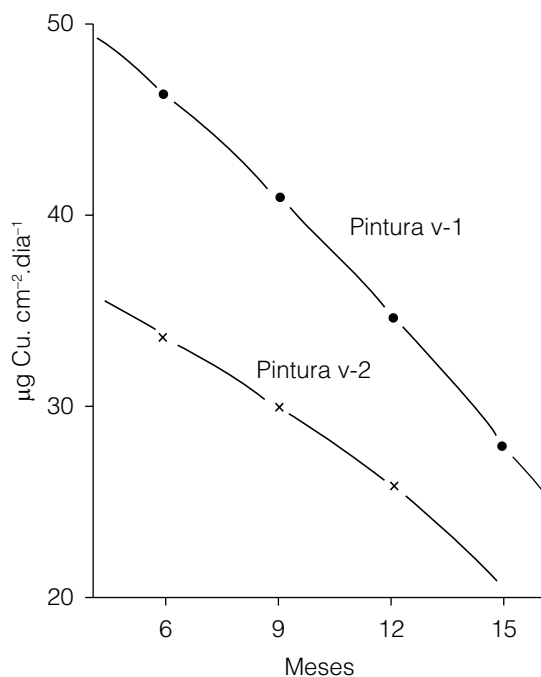


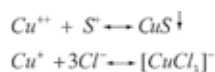
Figura 18. Velocidade da velocidade de lixiviação em função do tempo de imersão.

Durante o transcurso do ensaio se observou a variação da cor inicial da película, vermelho para esverdeado, pela precipitação de sais de cobre sobre sua superfície. Uma observação microscópica realizada sobre o corpo de prova, começando desde a superfície até a base, permitiu estabelecer a existência de três zonas bem definidas: uma de grande espessura, correspondente à pintura sem lixiviar (a mais profunda), uma de matriz lixiviada (intermediária) e, na superfície, uma fina linha negra, correspondente à parte em contato direto com a água do mar.

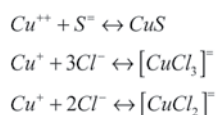
Analisada cada uma delas com microsonda EDX, se encontrou cobre e algo de cloro na primeira, cobre, cloro e cálcio na intermediária e estes três elementos, acompanhados de enxofre, na linha negra mencionada.

A pintura V-2, formulada com matriz insolúvel, alcançou um máximo de bioatividade de 12 meses, obtendo-se, na análise com microsonda (Lâmina 2C), uma proporção de elementos que explicam a formação de uma camada «impermeável», a qual impede a lixiviação do biocida remanescente no interior da película.

As seguintes equações explicam as reações que têm lugar:



A amostra de matriz solúvel (V-1), que mantinha seu poder biocida aos 15 meses de imersão, foi analisada pelo mesmo procedimento (Lâmina 2 D e E), e as proporções dos elementos encontrados sugerem as reações seguintes:



encontrando-se presente uma certa quantidade de óxido cuproso, e mostrando atividade na película antiincrustante.

Da análise realizada até aqui foram tiradas conclusões que permitem ajudar ao formulador no projeto de uma pintura antiincrustante deste tipo. Estas são economicamente atrativas e, bem formuladas, têm um longo tempo em serviço, com níveis de biocida aceitáveis.

A lixiviação do biocida em pinturas antiincrustantes a base de óxido cuproso com matriz solúvel e insolúvel se realiza em uma frente paralela à superfície da película (Lâmina 3), havendo-se determinado uma profundidade máxima de lixiviado de 61 μm ; alcançado esse nível, fica anulado o poder biocida da pintura. Isso significa que não é necessário aplicar uma camada de espessura muito elevada para lograr efeitos satisfatórios, já que apenas se consegue incrementar o custo.

Os resultados expostos são válidos para experiências em meios estáticos e poderão ver-se modificados em serviço. Isto se deve à remoção dos produtos de reação por efeito da velocidade de circulação da água.

A ação biocida mais prolongada se obteve com formulações vinílicas tipo matriz solúvel (quer dizer, as que têm resina colofônia incorporada) pois canais que se formam são de maior diâmetro, possibilitando, assim, o acesso da água do mar, sua ação de dissolução sobre as camadas de biocida subjacente e sua posterior difusão desde as camadas interiores depois de um lapso prolongado de imersão.

Tanto os valores de diminuição de peso como os de espessura da camada lixiviada são lineares até o começo da incrustação, com inclinações diferentes para ambas as retas. Tais inclinações chegam a igualar-se quando se subtrai a quantidade de resina colofônia dissolvida, em cada caso, da diminuição de peso da pintura de veículo solúvel.

A velocidade de lixiviação do biocida, na pintura de matriz solúvel, é 1,43 vezes maior que na de matriz insolúvel. Dessa maneira se obtém uma adequada concentração de biocida na interface, mas não se assegura uma bioatividade mais prolongada.

Foi determinada a validade da fórmula de Marson (desenvolvida para experiências de laboratório) para estabelecer a velocidade de lixiviação de biocida no ambiente natural. Obtém-se uma correlação entre ambos os valores afetando a equação linear envolvida por uma constante, que é função do mecanismo de dissolução da matriz, para cada pintura ensaiada. Deste modo, através de determinações com microsonda se estabeleceu a validade das teorias de Ferry e Gitlitz sobre o mecanismo químico da dissolução do cobre e a possibilidade de bloqueio das pinturas pela formação superficial de sulfeto de cobre insolúvel.

SISTEMAS ECOLÓGICOS

Os desenvolvimentos explicados até aqui utilizam diversas toxinas, muitas das quais se mostraram resistentes a sua biodegradação e contaminantes do meio de imersão. À exceção de metais como cobre ou zinco, que está cientificamente demonstrado que resultam úteis para o metabolismo de algumas espécies marinhas vegetais, todos os outros compostos são incompatíveis com a concepção que regerá adiante: emprego de uma tecnologia «verde» para o controle das incrustações, com eliminação de toxinas e de todo tipo de substância sintética cuja ação biocida se produza por dissolução de algum de seus componentes no meio ambiente.

Se se têm em conta a diversidade de organismos com distintos meios de fixação que devem ser controlados, tanto em água doce como em água do mar, e a importância relativa que tem cada um deles em respeito aos efeitos que produzem, o desafio científico é muito grande. Existem, ao menos, dois inimigos potenciais que devem ser controlados.

- Os organismos calcários: Como o craca (*Balanus* sp.) ou os mexilhões (*Mytilus edulis* Linne, 1758) em água do mar e os bivalves invasores na água do rio (*Limnoperna fortunei*, Dreissena

polymhorpa), aqueles que, uma vez fixados, produzem efeitos variados sobre o substrato (deterioração do sistema protetor, aumento de custo/hora de navegação por excesso de atrito nas embarcações, lucro cessante por paradas de planta para limpar os sistemas de refrigeração em fábricas).

- Os organismos não calcários: Como as algas, que se mantêm fixas nas estruturas submersas no ambiente, e apenas contribuem para aumentar o atrito com a água do mar durante a navegação. Isto incrementa o custo/hora por excesso de consumo de combustível. Deste modo, se se desenvolvem dentro dos sistemas de refrigeração que empregam água doce, produzem, além disso, sérios inconvenientes.

Tendo em conta a maior ou menor sensibilidade a biocidas e repelentes demonstrada pelos organismos nos ensaios realizados até o presente, há ao menos duas correntes que realizam investigações sobre o tema e que tomam dois caminhos diferentes:

- Produtos antiincrustantes naturais. Atuam como repelentes e se obtêm de vegetais terrestres.
- Produtos que, no estado de película, diminuem ao mínimo a força de adesão das incrustações. Estes atuam interferindo no sistema de adesão natural dos organismos que, ainda que cheguem a fixar-se, não desenvolvem colônias e são facilmente eliminados pela força da água circulante.

Desenvolvimento de produtos antiincrustantes naturais

Há certos compostos contidos na seiva, folhas e caule dos vegetais que lhes conferem propriedades defensivas, pelo que não são atacados por insetos. Entre eles se encontram algumas plantas com alto conteúdo de tanino como o “quebracho colorado” (*Schinopsis* sp.), a mimosa (*Mimosa* sp.) e o castanheiro (*Castanea sativa*, *Aesculus* sp.) ou outras de conteúdo médio, como a planta do falso Pau Brasil (*Caesalpinia tinctoria*). Estes se empregam de forma natural ou na forma de sais metálicos. Ensaiam-se, além disso, outros produtos vegetais que contêm certas cetonas tóxicas (*Ruta* sp. ou ruda), frutos com ação biológica sobre insetos como ácaros, isocas ou gusanos [frutos da árvore paraíso (*Melia azedarach* L.)], extratos de folhas de plantas com ação reconhecidamente tóxica para o ser humano (*Dieffenbachia* sp., fungos silvestres etc). Também se empregam certas substâncias que se usam em muitos países como adubos em comidas, como pimentões. Informam-se como mais bem sucedidos aqueles que têm maior capacidade «picante». Todos os produtos biocidas ou repelentes naturais terrestres devem demonstrar, além disso, que, em meio aquoso, conservam sua condição de biodegradáveis, o que leva a estudos de longo prazo e alto custo.

Foram propostas outras técnicas tais como ondas de ultra-som, correntes elétricas ou proteção catódica. Isto conduziu ao desenvolvimento de técnicas efetivas para determinados tipos de bivalves, já que, como é sabido, há muita variação na natureza das incrustações, o que estabelece também variações nos graus de tolerância que tem cada espécie. Portanto, nestes sistemas, todavia, falta um bom trecho a percorrer. Neste aspecto, o CIDEPINT realizou, e continua fazendo, investigações que envolvem benzoatos, undecilenatos, sais derivados do ácido tânico, etc.

Recobrimentos de baixa energia superficial

Estes são produtos que, no estado de película, diminuem ao mínimo a força de adesão das incrustações cuja fixação possa ser impedida pela força da água quando circula pela superfície do casco durante a navegação ou a velocidade de circulação da água de refrigeração dentro dos encanamentos.

Dado que atua diretamente afetando a ação do adesivo sobre a superfície, é importante definir e explicar alguns dos conceitos e mecanismos de ação básicos dos adesivos sintéticos desenvolvidos pelo homem.

Adesão e uniões adesivas

Um adesivo é uma substância que, aplicada na superfície dos materiais, permite uma união resistente à separação. Para que tal união tenha lugar, é necessária a presença de um material sobre o qual se queira realizar a união, chamado aderente, que está constituído, neste caso, pelo substrato sobre o qual se fixarão as incrustações.

A adesão se produz pelo desenvolvimento de interações físicas e químicas que são criadas na interface. Dado que a adesão é um fenómeno de superfície, quer dizer, que implica na união relativamente permanente de duas superfícies, é necessário conhecer muito bem as propriedades superficiais do adesivo e do aderente. A interface é uma zona de características diferenciadas entre o adesivo e o aderente, o que determina que de suas características físicas (cor, rugosidade, etc.) e químicas (reatividade, características elétricas) depende que se produza uma união adequada.

Devido a estes múltiplos fatores, a interface constitui uma zona de alta complexidade. Podem-se distinguir três regiões diferentes na interface em que se diferenciam, ao atuar sobre elas, três processos:

- a) Região compreendida desde a superfície do aderente até 1 nm: Se caracteriza porque se produzem ligações químicas entre átomos do adesivo e do aderente. Nela se trata que a quantidade de uniões seja o maior número possível para facilitar uma união adesiva forte e durável.
- b) Região compreendida entre 1 e 10^3 nm: Se produzem mudanças morfológicas na estrutura das cadeias poliméricas, verificando-se mudanças entrópicas. Produz-se, assim, a reticulação, cristalização ou cura do adesivo com o aparecimento de um maior número de pontos de contato entre o adesivo e o aderente.
- c) Região acima dos 10^3 nm: Esta é a zona na qual se produzem todos os esforços mecânicos que atuam contra a união adesiva formada.

As uniões se realizam entre materiais cujas superfícies têm maior ou menor afinidade. A união se vê favorecida se se consegue um adequado contato interfacial entre o adesivo e o substrato. Esta afinidade, para manter a união entre substâncias, se quantifica em termos de energia superficial (g_{sv}) medindo o ângulo de contacto (q). Em termos gerais, um líquido (adesivo segregado pela incrustação) molhará um sólido (substrato a ser colonizado) se se verifica que a energia superficial do sólido é maior que a do líquido. É necessário recordar que uma superfície com alta energia superficial (valores compreendidos entre 60 e 300 mJ/m²) é polar e facilmente colonizada, salvo no caso que a mesma contenha algum tipo de biocida ou repelente. Aquelas de baixa energia superficial (máximo 30 mJ/m²) são apolares e impedem a fixação ou produzem uma união de tão baixo poder aderente que faz facilmente desprendível a incrustação por qualquer esforço externo (por exemplo, a força da água circulante).

Mecanismo de adesão de espécies incrustantes

São cada vez maiores os estudos que se realizam com o objetivo de estabelecer o mecanismo de adesão dos organismos incrustantes, e a natureza e composição química do adesivo segregado. Este grande avanço é impulsionado por duas propriedades importantes que têm e desenvolvem estas substâncias: em primeiro lugar, a substância segregada se adere em um meio aquoso constante; em segundo lugar, apesar da presença da água, se produzem uniões de grande resistência. A finalidade destes estudos é desenvolver adesivos similares que poderiam ser usados com muitas vantagens em medicina, odontologia e outras atividades.

Em proteção antiincrustante, o conhecimento do mecanismo de fixação e da natureza das substâncias que compõem o adesivo pode contribuir eficazmente para o desenvolvimento de sistemas protetores ecológicos. Se poderia atuar:

- Formulando pinturas com substâncias que reagem com o adesivo e lhe façam perder suas propriedades, ou com outras cuja energia superficial tenha um valor muito pequeno em relação ao adesivo.
- Determinando a existência de fatores de polaridade elétrica que favorecem a fixação, se atuaria também sobre eles, de tal forma que os mecanismos de detecção de superfícies aptas para a fixação dos organismos se alterem e impeçam esse processo.

O mecanismo de fixação de incrustações calcárias

Um dos primeiros organismos sobre o qual se estudaram foram os cracas (*Balanus* sp.). Estes são crustáceos marinhos, especializados em levar uma vida sedentária. Têm uma primeira fase larval dispersa (*Nauplius* sp.) que forma parte do plâncton marinho, que é um dos 6 estágios anteriores a sua metamorfose em larva (*Cypris* sp.) quando se produz a fixação final. A *Cypris* sp. tem um papel importante na busca de um substrato adequado que permita a fixação permanente, tarefa que realiza mediante o emprego de antenas sensoras.

O comportamento exploratório da larva está cientificamente demonstrado, como também sua capacidade para detectar e responder a distintos fatores físicos (rugosidade, cor) e químicos (biocidas, repelentes) do substrato. Durante esta fase exploratória, a *Cypris* sp. se move usando o par de antenas continuamente.

Uma vez encontrado o substrato adequado, a larva se adere de forma temporária por meio de uma microvilosidade cuticular e gera um cimento (cimento cypris) que é transportado por um conduto simples (Figura 19) até o substrato sobre o qual se fixa de forma permanente. O desenvolvimento continua até alcançar o estágio juvenil, no qual a craca (ou “barnacle”) de vida livre vai tomando a forma de um cone truncado invertido, construído com material calcário, cuja base ou disco de adesão

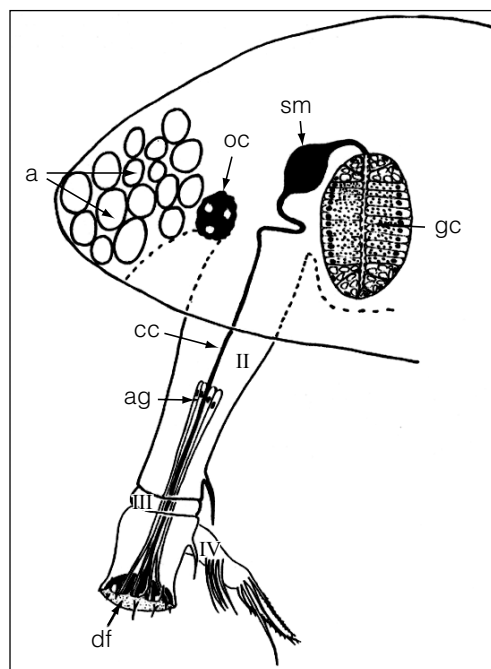


Figura 19. Diagrama da região anterior mostrando o aparato secretor cypris, de cimento: df (disco de adesão); ag (glândula antenular); cc (conduto de cimento); oc (olho de composição); gc (glândula de cimento); sm (saco muscular); a (gotas de azeite); II. III. IV (segmento da antena).

está fortemente fixado ao substrato e continua gerando um cimento, chamado cimento adulto, que assegura sua fixação. Foi transformado em uma craca sésil (“barnacle”).

Este tipo de mecanismo deve ser estudado do ponto de vista dos seguintes critérios de avaliação destes adesivos:

- Suas propriedades umectantes: Que são funções da tensão superficial.
- Os parâmetros de viscosidade: Dentro dos quais podem considerar-se a densidade, a espessura da camada de cimento e a área envolvida.
- O processo de endurecimento ou cura: Considerado como um processo produzido através da polimerização de blocos heterogêneos e/ou do entrecruzamento de compostos.
- A influência do meio ambiente: Devido à possível interação entre a água de mar e o adesivo, e a restrição imposta ao processo depois dos primeiros instantes, já que o mesmo necessita do oxigênio dissolvido.

Todas estas propriedades são válidas para os adesivos gerados por bivalves.

O mecanismo de adesão dos bivalves

Os bivalves, tanto de mar como de rio, se fixam nas superfícies durante toda sua existência juvenil e adulta, desenvolvendo um feixe de filamentos conhecidos pelo nome de bisso. Estes filamentos são apoios permanentes compostos por materiais biomoleculares de grande fortaleza, muito duráveis, e cujo material é capaz de aderir-se às superfícies mais variadas, como metais, ossos, vidros, plásticos, madeira, concreto, teflon, etc. O bisso de um bivalve invasor é marrom, filamentososo e elástico, com grande tensão de adesão, enquanto que o disco adesivo de outros bivalves é de cor clara e brando. Cada uma destas variantes serve para satisfazer certos requisitos específicos.

Os exames morfológicos realizados até o presente para o *Mytilus edulis* revelam que o bisso é um material composto por quatro substâncias: fibras de alta resistência, que têm uma pele muito forte e insolúvel, sólidos microcelulares, seladores e promotores de adesão. O filamento bissal está composto por uma pele de colágeno e catecol oxidase, cujo trecho superior contém proteína denominada Mefp-1 (*Mytilus edulis* protein-1) e, em sua base ou placa bissal, Mefp-2 (em sua parte superior) e Mefp-3 em contato direto com a base (Figura 20). Além destas três, foram identificadas, até o momento, ao menos

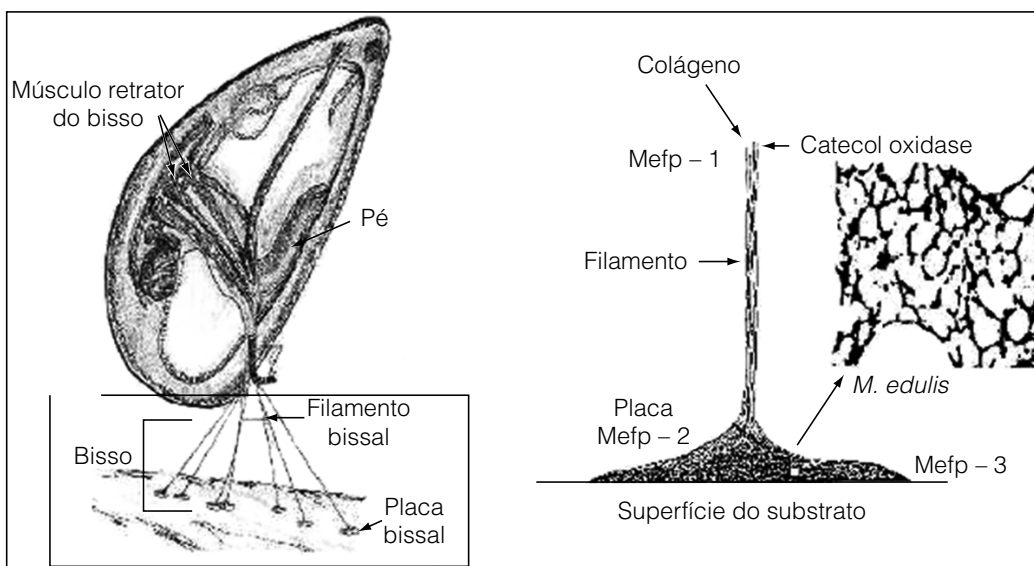


Figura 20. Diagrama do filamento bissal.

outras sete proteínas diferentes que intervêm na formação do bisso, ainda quando não se conhece exatamente o mecanismo pelo qual se produz a adesão. O equipamento de trabalho do INEEL (Idaho National Engineering Laboratory) isolou os componentes individuais das proteínas e aminoácidos que formam a estrutura bisso, e informam que a única característica notável é que, até este momento, as mesmas não foram encontradas em outros sistemas biológicos.

Um dos mecanismos propostos indica que a impermeabilidade à água do adesivo pode estar relacionada com a presença de aminoácidos e de aminoácidos hidroxilados na proteína.

Foi tomado como exemplo o *Mytilus edulis*, pois segundo toda a bibliografia consultada, o mecanismo de adesão dos outros bivalves não difere substancialmente do estudado para este.

Pinturas de baixa energia superficial

Dentro destes sistemas se podem distinguir as composições baseando-se em fluopolímeros, os silicones, as resinas sintéticas aditivadas com estes dois compostos e o que se denominou sistema duplex, que é um sistema anticorrosivo convencional baseado na resina epoxídica ou de qualquer outro tipo, seguido da aplicação de um verniz siliconado que exuda uma substância que atua evitando a fixação. O sistema se denomina duplex, devido à presença de ambas as resinas na composição do verniz.

Foi determinado recentemente que o fundamental para obter um excelente produto é assegurar uma superfície muito empacotada, lisa e não porosa, propriedades que se devem lograr em escala molecular. A película formada provém de uma superfície bem definida que estabelece uma incompatibilidade efetiva com o material adesivo gerado pelos organismos ao evitar a presença de heterogeneidades, substâncias iônicas e dipolos. Desta forma, se gera uma superfície resistente à fixação de organismos. Na Tabela 3 se incluem valores de força de descolagem média (N) e de energia de descolagem média (mJ), segundo Matsui *et al.* (2001), os que tem medido ambos os parâmetros sobre diversos tipos de materiais. Uma vez que a quantidade de materiais ensaiados é muito grande, se optou

Tabela 3. Alguns valores de força (N) e energia de descolagem (mJ) para diferentes materiais.

Tipo de material	Força de despegue média (N)		Energia de despegue média, mJ	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Vidro comum	-	1,49	-	9,24
Vidro Pirex	-	0,67	-	0,50
Vidros modificados com silanos aderentes	0,41	1,84	3,00	12,50
Pinturas a base de silicones	0,00	0,11	0,00	0,34
Pinturas de poliuretanos	0,17	1,17	0,85	7,04
Pinturas Epoxídicas	0,84	2,56	5,35	14,03
Pinturas de polivinil	-	0,52	-	1,83
Pinturas fluoroplásticas	0,58	0,84	2,33	5,49
Aço inoxidável	-	0,88	-	2,78
Cobre	-	0,30	-	1,14
Aluminio	-	1,20	-	6,25
Polisopreno	-	0,07	-	0,61
Nylon 6	-	0,63	-	3,34
Polietileno	-	0,33	-	1,57
Polipropileno	-	0,26	-	1,64
Policarbonato	-	0,69	-	5,67

por colocar valores máximos e mínimos para todos aqueles do mesmo tipo, e apenas o máximo (que representa o valor obtido) para aqueles ensaiados individualmente.

As estruturas de energia extremamente baixa, como as do tipo CF3 e os aditivos siliconados de superfície, devem ser incluídas nas formulações para que migrem até a superfície da película, enquanto que os componentes mais hidrofílicos, que são necessários colocar para lograr outras propriedades, são deslocados até o interior. Esta combinação de matérias-primas que, atuando de forma conjunta, confere à película as propriedades antiincrustantes, devem conservar-se pelo maior tempo que seja possível sob qualquer condição de serviço. Para que uma pintura a base de polímeros, como os nomeados, possa funcionar com êxito prevenindo as incrustações, deve reunir as seguintes condições:

- Ter muito baixa energia superficial para minimizar as interações de tipo químico.
- Possuir baixa temperatura de transição vítrea (Tg) para minimizar uma interação mecânica superfície/adesivo.
- Ser permanente e muito estável em longos períodos de imersão na água, seja de rio ou de mar. Quer dizer que as duas condições anteriores não sofram variações com o tempo.

Fluopolímeros funcionais

Uma vantagem destes polímeros é que se podem combinar ou misturar com outras resinas, tais como as epoxídicas, poliuretânicas e uretânicas para dar compostos conhecidos como de tipo teflon. Estas resinas podem ser adicionadas de silicones sólidos, em proporções até de uns 24%, as que foram ensaiadas com êxito em serviço de curta duração devido a que, de não se limpar de forma periódica, ao cabo de um tempo as incrustações se fazem muito aderentes porque a película se torna porosa.

Este comportamento melhora ao produzir-se uma resina por reação entre um surfactante polimérico de tipo Perfluoroalkyl com Poli[isoprofenil-2-(oxazolona)], com o que se obtém uma película polimérica rica superficialmente em grupos trifluorometilos densamente empacotados. Nesta propriedade, e na ausência de grupos iônicos ou dipolares, reside a resistência à fixação que têm respeito ao produto anterior.

Pinturas siliconadas

O desenvolvimento destas pinturas surgiu pela observação empírica realizada com formulações feitas sobre a base de silicones, e do fato de que os organismos calcários como a craca “barnacle”, *Mytilus* sp., *Limnoperna* sp., *Dreissena* sp. e outros de grande aderência, exibiam um pobre desempenho quando se depositavam sobre estas películas. No entanto, não foi possível explicar em termos estruturais o porque deste comportamento e que tipo de silicones são úteis para estes fins.

Dado que os produtos de uso possível em pinturas costumam conferir propriedades mecânicas algo menores que as que não o contêm, o fato de que a maioria delas necessita de temperatura para alcançar sua máxima dureza pôs em dúvida, por um momento, sua utilidade neste campo. O argumento utilizado é que a película não suportaria as demandas mecânicas que estaria submetida, dado que se tinham realizado ensaios em pequenas embarcações, ao cabo dos quais a película se esfoliava e desprendia com facilidade. As modificações que tenderam a aumentar a dureza da película davam solução ao problema mecânico, mas diminuía a ação antiincrustante.

Por esta causa se desenvolveu o sistema duplex (Figura 21), onde o agregado de um copolímero de butyl acrilato estirenado a uma resina de silicone gerava uma película que, usada como camada intermediária entre o fundo epóxi anticorrosivo e a pintura antiincrustante baseada em silicones, lhe conferia uma pseudodureza ao sistema completo, já que, então, a camada superior apenas podia ser removida por ação destrutiva.

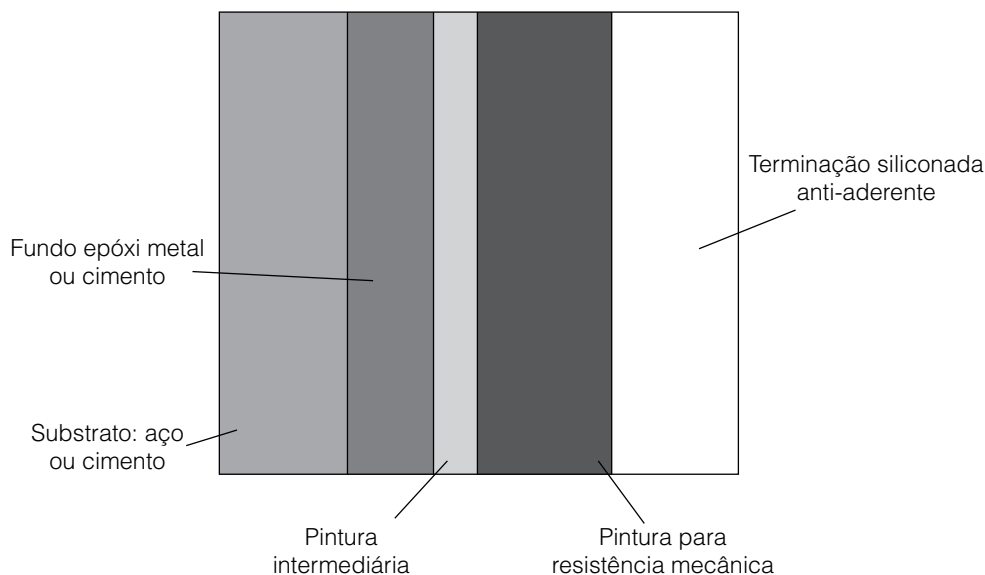


Figura 21. Esquema de pinturas empregado no sistema duplex.

Aditivos para polímeros convencionais e siliconados

Pode-se agregar vários aditivos às pinturas convencionais e siliconadas com o objetivo de aumentar as propriedades antiadesivas ou impartir capacidade antiincrustante à camada superior do sistema. O agregado de um azeite de silicones que exude lentamente desde o interior até a superfície provém de uma fina camada de material antiaderente, que se renova paulatinamente, e interfere nos mecanismos de adesão ao substrato dos organismos. Dado que, na fase inicial da ação, é necessário ter certa proteção até que comece a florir o azeite à superfície, estas pinturas podem conter alguns repelentes naturais biodegradáveis, tais como extrato de pimentas picantes, toxinas provenientes de fungos, etc.

Também existem aditivos derivados dos silicones que se podem agregar a pinturas convencionais, como as epoxídicas ou as borrachas acrílicas, que migram durante a secagem e ficam formando uma fina camada superficial que impede a adesão ao substrato de certas espécies e faz que outras sejam facilmente removíveis.

MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE PINTURAS ANTIINCRUSTANTES

O CIDEPINT participou, através de um convênio com a Faculdade de Ciências Naturais e Museu (UNLP), no estudo de incrustações na Central Hidroelétrica de Yacyretá, complexo Binacional Argentino-Paraguaio situado sobre o Rio Paraná, e cuja estrutura une as cidades de Ituzaingó (Argentina) e de Ayoas (Paraguai). Desde o ano 1998, aproximadamente, o Rio Paraná foi invadido por uma espécie de bivalve proveniente da Ásia, o *Limnoperna fortunei* ou mexilhão dourado, que rapidamente, e ajudado pelo homem, se estendeu água acima.

Dado que esta espécie não existia na América do Sul, as consequências econômicas da invasão foram quase catastróficas: obstruíram os sistemas de refrigeração das centrais e indústrias, causando paradas de planta e outros danos em diferentes partes do complexo. Em função disto, se estabeleceram várias estratégias para o controle/prevenção:

- Substituição de materiais: Naqueles casos em que seja possível porque assim o permite o projeto do sistema.
- Aplicação de pinturas: Naqueles setores de fácil acesso e grande desenvolvimento superficial.

A substituição de materiais exige estudos em planta de cada caso em particular com o objetivo de realizar um projeto de engenharia para que a solução seja aplicável, efetiva e econômica. A proteção por aplicação de pinturas pode prover de uma proteção efetiva e de longa duração.

Metodologia

A eleição do método e do modo de observação depende do tipo de ensaio a realizar. No caso da pintura pode levar-se a cabo aplicando diretamente os produtos sobre as paredes dos vãos e outras zonas do sistema que estejam afetadas, o que pode considerar-se um ensaio em serviço, já que se efetua nas condições hidrodinâmicas de cada lugar ou aplicando-os sobre painéis de fibrocimento e de aço que depois são submersos no meio agressivo suspensos em bastidores (Figura 22).

Realizando a ação indicada anteriormente é possível estabelecer as condições de adesão da pintura no substrato. A mesma pode ser aplicada diretamente sobre ele ou uma camada prévia de uma imprimação aderente, que tem por objetivo fornecer uma base adequada para a pintura e isolá-la da ação da alcalinidade residual que possa ter a parede de cimento.

Dado que se busca obter um produto efetivo e de longa duração, cuja manutenção exija apenas repinturas periódicas depois de um tempo longo em serviço, é necessário selecionar acertadamente as matérias-primas com que se as elaborará. Isto se consegue com os ensaios em painéis de plástico, já que o resultado obtido independe das condições superficiais da base: alta alcalinidade no caso dos painéis

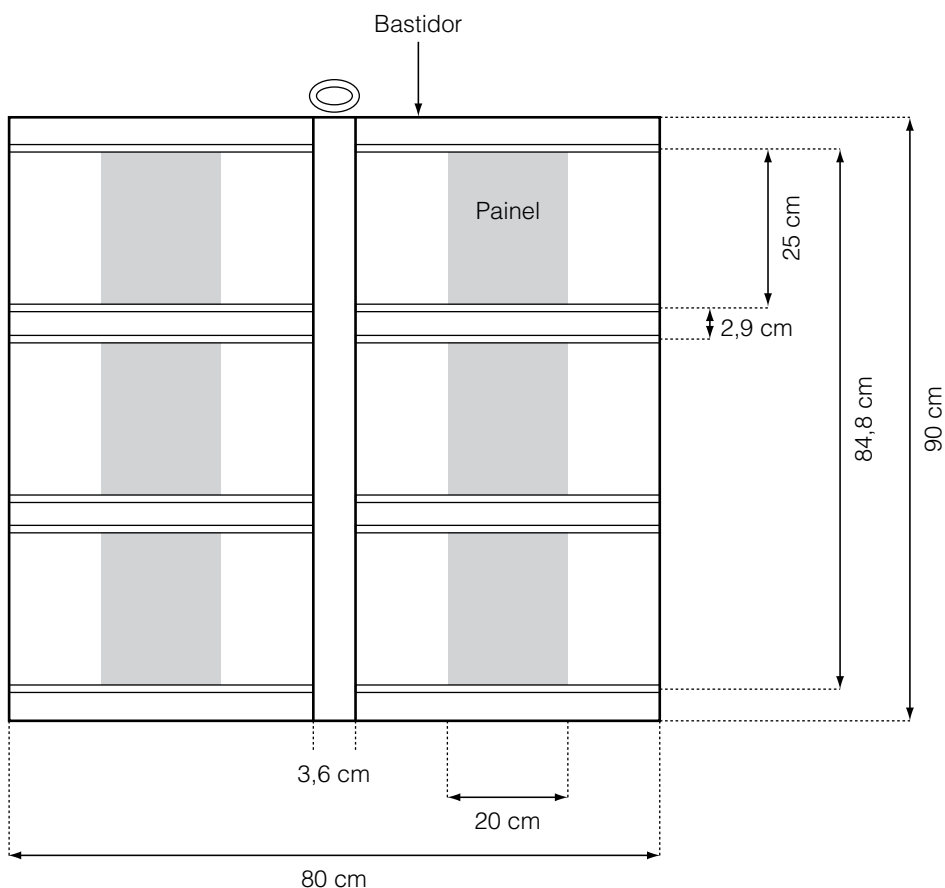


Figura 22. Bastidores para ensaios de pinturas e outros materiais.

de cimento e problemas de corrosão nos de aço. Uma vez conhecido o resultado antiincrustante, trabalha-se, então, no desenvolvimento de recobrimentos multicamada de bom desempenho.

O ensaio de pinturas deve realizar-se de forma paralela em campo e em laboratório para tratar de estabelecer a correlação existente entre o nível de dissolução de biocida e a efetividade conseguida, com o objetivo de obter o valor da concentração mínima letal que deve ter uma pintura efetiva.

Ensaio de laboratório

O principal inconveniente que se apresenta para realizar ensaios de laboratório está na dificuldade que há em correlacionar os resultados de dissolução de biocida e ligante obtidos nele, com o grau de incrustação que essa mesma amostra de pintura apresenta em ensaios em bastidores que se colocam em lugares de circulação lenta de água.

As condições dinâmicas que se estabelecem nos lugares a proteger têm demonstrado que pode haver amostras de baixa solubilidade que não cumprem o ensaio estático, que se o fazem em condições de água circulante por efeito da erosão que se produz e que facilita a dissolução. Caso contrário, ocorre naquelas que cumprem o ensaio estático, mas que, aplicadas em lugares de água circulante com velocidade moderada ou alta, se esgotam rapidamente também por efeito da erosão. É desejável, então, reproduzir essas condições em laboratório mediante um dispositivo adequado.

O grupo de trabalho da Área Pinturas Ecológicas e Meio Ambiente do CIDEPINT desenvolveu um equipamento para o estudo em laboratório do comportamento de películas de pinturas antiincrustantes, submetidas a um fluxo regulável de água para produzir um envelhecimento artificial acelerado, comparável com o que produz a água em movimento. O equipamento deve reunir as seguintes condições:

- Ser compacto e de fácil instalação.
- O fluido deve circular sobre a proveta.
- Sua velocidade deverá ser regulável.
- Deve ter os instrumentos necessários para controlar todas as variáveis que possam afetar o ensaio (Figura 23).

Este equipamento consta de um circuito hidráulico pelo qual circula água a uma velocidade medida e, portanto, conhecida durante um certo tempo, e se calibra correlacionando o desgaste em função dos resultados obtidos no ambiente natural. O coração do mesmo é o porta-amostras.

Dentro do porta-amostra se colocam um máximo de 10 provetas cilíndricas de 100 mm de comprimento, pintadas com as pinturas de ensaio, e se faz circular por elas água a uma velocidade constante e em uma quantidade medida. Pela diferença entre o peso inicial e o obtido depois de um

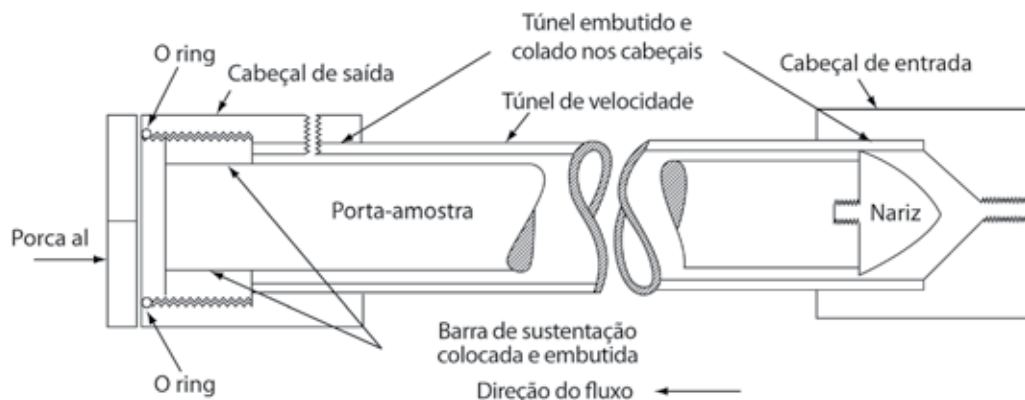


Figura 23. Diagrama do equipamento de lixiviação dinâmica.

tempo estipulado dentro do aparato, se mede o grau de lixiviação por erosão que se produz no recobrimento.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como foi manifestado no começo deste capítulo, muitos dos princípios básicos empregados para a proteção antiincrustante na água do mar são aplicáveis ao desenvolvimento de pinturas aptas para o controle na água doce; mas cada caso se constitui em um problema particular que deve ser estudado e avaliado. Para isso se deve contar com um trabalho combinado entre engenheiros e biólogos, cada um aportando os conhecimentos de sua esfera de ação que permitam aplicar as soluções mais adequadas do ponto de vista técnico e econômico.

AGRADECIMENTOS

O autor deste capítulo agradece ao Conselho Nacional de Investigações Científicas e Técnicas (CONICET) e à Comissão de Investigações da Província de Buenos Aires (CIC) pela contribuição econômica realizada desde o ano de 1964, que lhe permitiu adquirir o conhecimento básico e o desenvolvimento tecnológico sobre pinturas antiincrustantes, que foi voltado a estas páginas para que possam ser utilizados como guia para todos aqueles setores afetados por este grave problema. Ao convênio Faculdade de Ciências Naturais e Museu – Empresa Binacional Yacyretá, sem cujo apoio teria sido impossível lograr os avanços no conhecimento sobre o tema. Ao Sr. Pedro Luis Pessi, cujo conhecimento e inventiva permitiu desenvolver no CIDEPINT a técnica de obtenção do material fotográfico que se inclui no capítulo.

REFERÊNCIAS

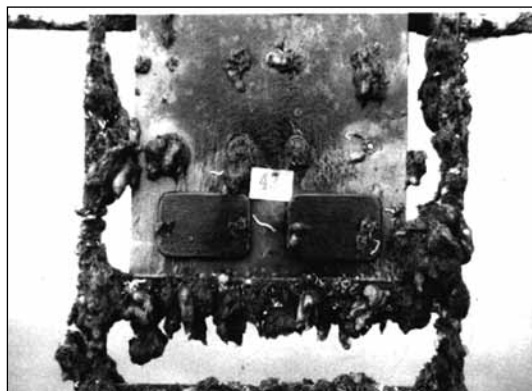
- BISHOP, S. H. & S. R. SILVA. 1969. The examination of structure of antifouling coatings by scanning electron microscope. *Jor. Oil and Color Assoc.* 52 (3): 201.
- BISHOP, S. H. & S. R. SILVA. 1971. Antifouling paint film structure with particular reference to cross sections. *Appl. Polym. Simp.* 16: 195.
- BLAIR, W. R. 1986. An international butyltin measurement methods intercomparison. NBSIN 86-3321. Office of Naval Research, Arlington, USA.
- BRESSAN, B., M. L. GOMARCH, G. DE INCOLA & L. RENNI. 1984. Sur l'activité biocide de quelques peintures antialissures. *Bulletin de Liaison COIPM*, n° 1, 17.
- CAPRARI, J. J. 2003. Pinturas, Vol. 1. Red Temática CYTED VIII.D. Sobre adhesión y unión de materiales con adhesivos. Laboratório de Adhesión y Adesivos. Universidade de Alicante, 35.
- CAPRARI, J. J., R. C. CASTELLS, J. F. MEDA & M. DAMIA. 1986. Packing modo of pigment particles in paint films. *Journ. Coat. Tech.* 55 (12), 53.
- CAPRARI, J. J., O. SLUTZKY, P. L. PESSI & V. RASCIO. 1986. A study of the leaching of cuprous oxide from vinyl antifouling paints. *Prog. Org. Coatings.* 13: 431.
- CAPRARI, J. J. & O. SLUTZKY. 1993. Solúvel matriz antifouling paints containing rosin and modified rosin, esterified with tributyltin oxide. CIDEPINT. ANALES 1993, 49.
- CAPRARI, J. J. & C. J. LECOT. 2001. El control de bivalvos invasores *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la Central Hidroeléctrica Yacyretá. *Procc. Seminario Internacional Gestión Ambiental y Hidroelectricidad. Un Camino hacia la Sustentabilidad.* 27. Complejo Hidroeléctrico Salto Grande, Argentina. Setiembre.
- CEPE ANTIFOULING WORKING GROUP. 1999. Utilisation of more 'environmentally friendly' antifouling products. EC project N° 96/559/3040/DEB/E2. Phase 1 - Final Report, 5.
- CHERNOV, B. B. & G. L. SHCHERBININA. 1984. Leaching of biocides from antifouling coatings of the diffusion type. Far-Eastern Station, Inst. of Physical Chemistry, Acad. of Sciences, URSS.

- CINTI, G. & G. TORRIANO. 1983. Nuovi pitture antivegetative per carena a basi di ligante polimerici biologicamente attivi. *Pitture e Vernice* 59: 26.
- DE LA COURT, F. H. & H. J. DE VRIES. 1973. Leaching mechanism of cuprous oxide from antifouling paints. *J. Oil Col. Chem. Assoc.* 56: 388.
- DE LA COURT, F. H. 1986. A classification system for antifouling paints based on dynamic flow test. *J. Oil Col. Chem. Assoc.* 69: 241.
- GIUDICE, C. & J. C. BENITEZ. 1992. Prevention by coatings from metallic corrosion of substrates submerged in sea water. *Corrosion Reviews* 13 (2-4): 1-90.
- KETCHUM, B. & J. C. AYERS. 1948. Action of antifouling paints; effect of non-toxic pigments on the performance. *Ind. Eng. Chem.* 40: 1140.
- KETCHUM, B. H. 1946. Action of antifouling paints. *Ind. Eng. Chem.*, 38 (7) 699.
- LORENZ, J. 1973. Developments in antifouling paints. *J. Oil Col. Chem. Assoc.* 56: 369.
- MARSON, F. 1969. Antifouling paints; theoretical approach to leaching of solúvel pigments from insolúvel paint vehicles. *J. Appl. Chem.* 19: 287.
- MARTIN MARTINEZ, J. M. 1998. Adhesión y uniones adhesivas. Red Temática CYTED VIII. D. sobre adhesión y união de materiales con adhesivos. Laboratório de Adhesión y Adesivos. Universidade de Alicante, 109.
- MARTIN MARTINEZ, J. M. 2001. Adesivos, Volumen 1. Red Temática CYTED VIII. D. sobre adhesión y união de materiales con adhesivos. Laboratório de Adhesión e Adesivos. Universidade de Alicante, 16.
- MATSUI, Y., K. NAGAYA, A. YUASA, H. NARUTO, H. YAMAMOTO, K. OHKAWA & Y. MAGARA. 2001. Attachment Strength of *Limnoperna fortunei* on Substrates, and their Surface Properties. *Biofouling* 17 (1):29-39
- MATSUI, Y., K. NAGAYA, G. FUNAHASHI, Y. GOTO, A. YUASA, H. YAMAMOTO, K. OHKAWA & Y. MAGARA. 2002. Effectiveness of Antifouling Coatings and water flow in controlling attachment of the nuisance mussel *Limnoperna fortunei*. *Biofouling* 18 (2): 137-148
- MEARRÍS, R. D. 1973. Vynil weed-resistant antifouling; a practical approach to laboratory formulations. *J. Oil Col. Chem. Assoc.* 56: 353.
- NAGOYA, K., Y. MATSUI, H. OHIRA, A. YUASA, H. YAMAMOTO, K. OHKAWA & Y. MAGARA. 2001. Attachment strength of an adhesive nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, against water flow. *Biofouling* 17: 263-274
- OHKAWA, K., A. NISHIDA, R. HONMA, Y. MATSUI, K. NAGAYA, A. YUASA & H. YAMAMOTO. 1999a. Studies on fouling by the freshwater mussel *Limnoperna fortunei* and the antifouling effects of low energy surface. *Biofouling* 13 (4):337-350.
- OHKAWA, K., A. NISHIDA, K. ICHIMIYA, Y. MATSUI, K. NAGAYA, A. YUASA & H. YAMAMOTO. 1999b. Purification and Characterization of a Dopa-Containing Protein from the Foot of the Asian freshwater mussel *Limnoperna fortunei*. *Biofouling* 14 (3):181-188.
- OHKAWA, K., K. ICHIMIYA, A. NISHIDA & H. YAMAMOTO. 2001. Synthesis and Surface Chemical Properties of Adhesive protein of the Asian freshwater mussel, *Limnoperna fortunei* Macromol. *Bioscience* 1 (9): 376-386.
- RASCIO, V. & J. J. CAPRARI. 1973. Contribución al estudio del comportamiento de las pinturas antiincrustantes; influencia del tipo de inerte. Corrosión y Protección, Número Especial dedicado al 1er. Congreso Nacional de Corrosión y Protección, Madrid, España, 415.
- RASCIO, V. & J. J. CAPRARI. 1972. Study of some variables affecting antifouling paints performance. *Latin Am. J. of Chem. Engin. and Applied Chemistry* 2: 117.
- RASCIO, V. & J. J. CAPRARI. 1974. Influence of whitening as extender in solúvel antifouling paints based on cuprous oxide. *J. Oil Col. Chem. Assoc.* 5: 407.
- RASCIO, V. & J. J. CAPRARI. 1978. A new approach to the use of extenders in toxin leachable antifouling paints. *J. Coat. Technol.* 50: 65.
- RASCIO, V., J. J. CAPRARI, B. DEL AMO & R. D. INGENIERO. 1976. Peintures antisalissures á base de composés organiques de etain et de plomb. *Corrosion Marine-Fouling* 1: 21.
- RASCIO, V., J. J. CAPRARI, M. J. CHIESA & R. D. INGENIERO. 1976. Peintures antisalissures au caoutchouc chioré type "high-buid". *Corrosion Marine-Fouling* 1:15.
- ROBINSON, M. G., B. D. HALL & D. VITTOLINA. 1985. Slime films on AF paints. *J. Coat. Technology* 57:35.
- ROBINSON, M. G. & L. N. BROWN. 1986. Slime films on antifouling paints, control using germanium dioxide. *J. Coat. Technol.* 58: 55.

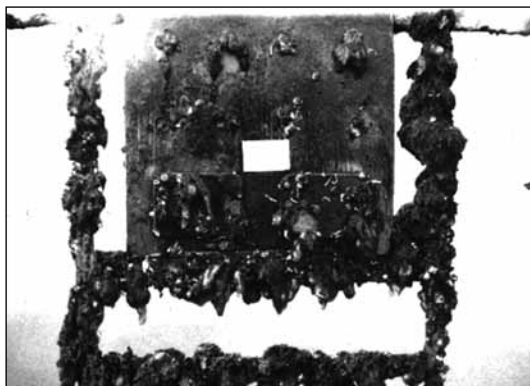
- SAROYAN, J. R. 1968. Countdown for antifouling paints. Proc. 2nd Int. Congress on Marine Corrosion and Fouling, Athens, Greece, 469.
- SAROYAN, J. R. 1969. Coatings and encapsulants, preservers in the sea. *Ocean Engineering* 1: 435.
- UNITED STATES NAVAL INSTITUTE, WOODS HOLE OCEANOGRAPHIC INSTITUTION. 1952. Marine Fouling and its Prevention. Annapolis, Maryland, EE.UU.
- WAITE J. H. 1986. Mussel glue from *Mytilus californianus* Conrad: a comparative study. *J Comp. Physiol. [B]*.156 (4): 491-6.
- WARNEZ, M. 1979. Application des méthodes microscopiques l'étude des peintures antisalisures modernes. Proc. 13th Congress AFTPV, La Baule, France, 313.
- YOUNG, G. & D. CRISP. 1982. Marine animals and adhesion; Adhesion 6 (Ed. K.W. Allen). *Applied Sci. Publ. London*: 1939.

ANEXO VII

Pintura V-1



Pintura V-2



Pintura V-3

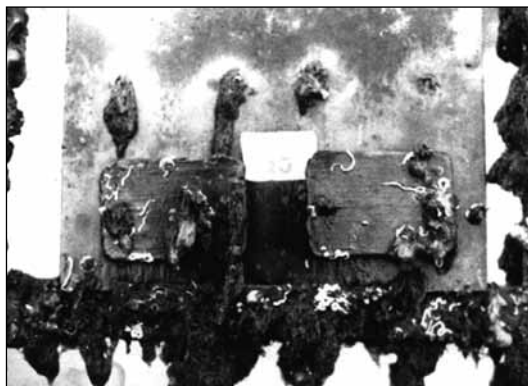


Figura 1. Bastidores com placas de acrílico das diferentes pinturas, depois de 12 meses de imersão.

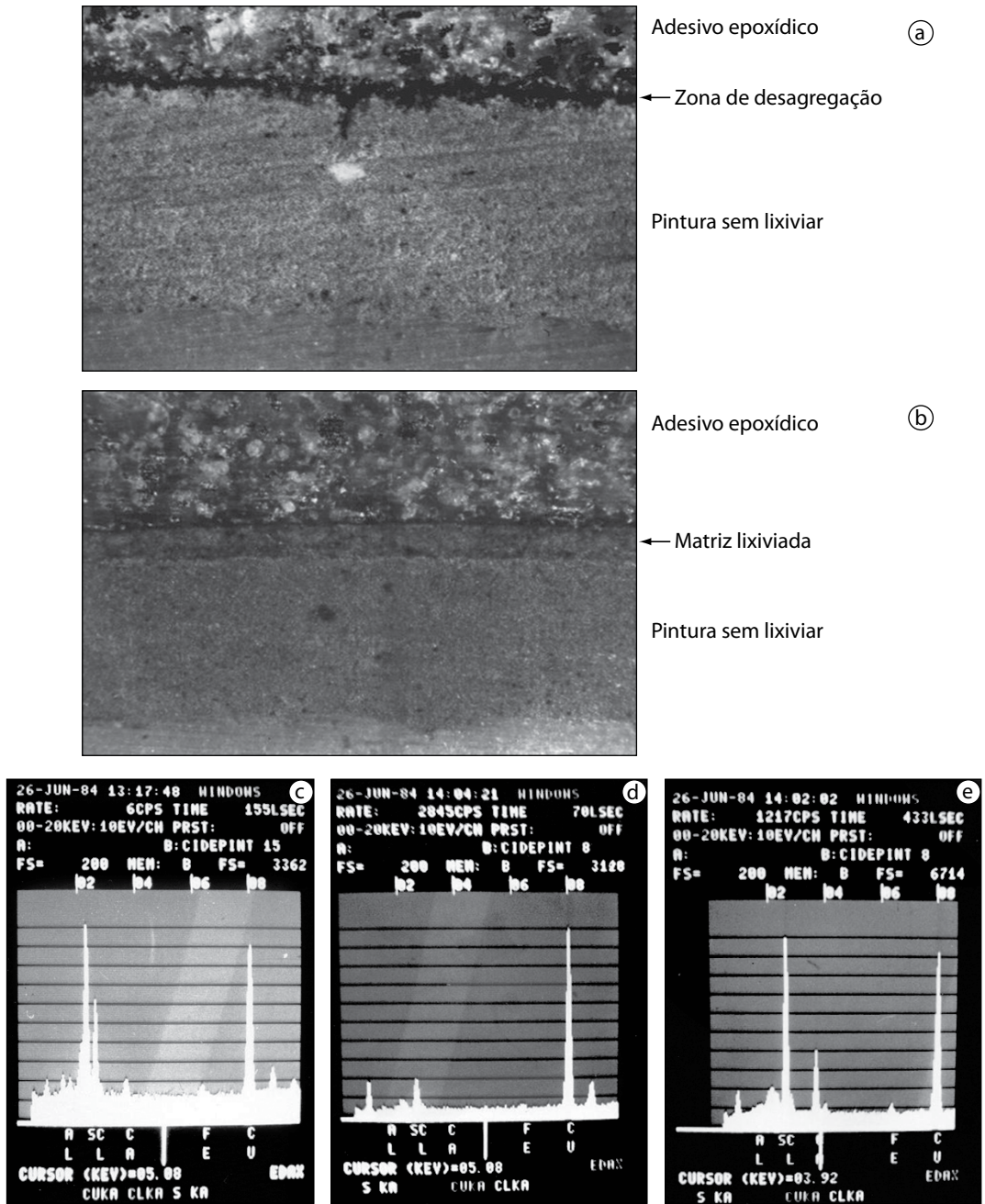


Figura 2. a) Pintura vinílica V-3, 12 meses de imersão (100X); b) Pintura vinílica V-1, 12 meses de imersão. Microscópio óptico, 100X; c-e) Análise com microsonda; c) Linha negra existente na superfície da pintura V-2, depois de 12 meses de imersão; d) Zona sem dissolver, pintura V-1, 15 meses de imersão; e) Camada lixiviada, pintura V-1, 15 meses de imersão.

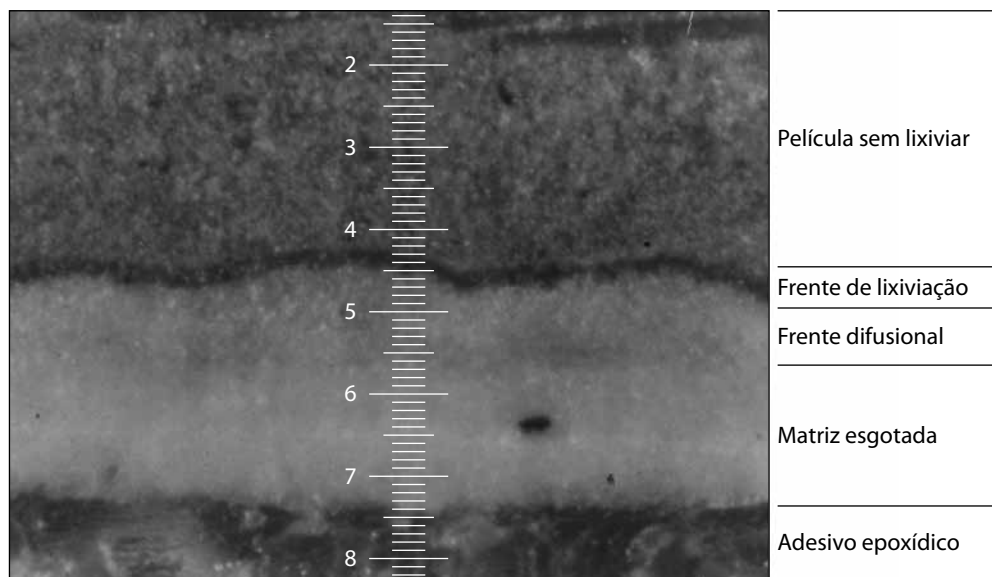


Figura 3. Corte microscópico (320X) de uma película de pintura antiincrustante tipo matriz insolúvel (Foto Pedro L. Pessi, CIDEPINT).

CAPÍTULO 13

AUMENTANDO A SENSIBILIDADE E A AGILIDADE DO MONITORAMENTO DE *Limnoperna fortunei* UTILIZANDO O MÉTODO MOLECULAR

M.K. Tschá¹, W. A. Boeger^{1*}, L. Patella¹, A. Ostrensky¹ & M.R. Pie¹

INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais e econômicos causados pelo mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) em ambientes de água doce da América do Sul têm aumentado consideravelmente nas últimas décadas (ex. Darrigran, 2001; 2002; Cataldo *et al.*, 2002). Para que estratégias de manejo de espécies invasoras como o mexilhão dourado sejam eficazes, é imprescindível utilizar métodos eficientes para o monitoramento de suas populações (McEmmulty *et al.*, 2001). Em particular, a detecção precoce de larvas do mexilhão dourado em uma dada localidade, antes mesmo que populações adultas tenham se estabelecido, representa uma ferramenta indispensável para otimizar esforços de controle.

Há vários métodos alternativos para o monitoramento de populações de moluscos como o mexilhão dourado. O método mais simples é baseado na observação de fases adultas (conchas). Embora seja a alternativa de mais fácil implementação, esta abordagem é provavelmente muito tardia para permitir aplicações de procedimentos eficientes para controle e eliminação do molusco, pois os organismos são encontrados já fixados e em processo de colonização do ambiente. Além disso, há dificuldades na detecção em substratos submersos devido à profundidade ou a turbidez da água no local a ser inspecionado. Outro método envolve a filtragem de água de diferentes ambientes e a localização de formas imaturas do mexilhão (larvas). Este método permite a detecção do mexilhão-dourado antes que haja sua fixação no substrato, permitindo a sua detecção antes que a população adulta tenha se estabelecido. Contudo, este método também apresenta dificuldades, pois exige o processamento detalhado da amostra e conhecimento taxonômico das larvas da espécie invasora (Toro, 1998). Além disso, a identificação da espécie com o estudo microscópico só é possível através de fases larvais mais tardias, o que geralmente exige o conhecimento prévio das espécies de moluscos co-existentes na área e da morfologia das larvas (ver Kimura & Sekiguchi, 1994; Ozawa & Sekiguchi, 2002). Portanto, esta alternativa depende de um grande número de técnicos, treinamento profissional e estudo prévio em cada localidade, exigindo tempo, o que pode prejudicar a capacidade de resposta para controle. Outro problema correlacionado ao processamento de amostras de zooplâncton através de prospecção microscópica é de que apenas uma pequena fração, por meio de sub-amostragens, é efetivamente analisada.

Avanços recentes na biologia molecular tem permitido o uso de novas tecnologias para o monitoramento de larvas em plâncton (ex. Claxton & Bouling, 1998; Toro, 1998). Um método recentemente desenvolvido por Pie *et al.* (2006) permite evitar as dificuldades descritas para as abordagens descritas acima para o monitoramento do mexilhão dourado. Neste método, técnicas moleculares baseadas na amplificação do DNA do mexilhão dourado são utilizadas para monitorar a presença de suas larvas em amostras de plâncton. Neste capítulo apresentaremos o funcionamento deste método, sua sensibilidade e sua eficiência em testes de campo.

¹ Grupo Integrado de Aqüicultura e Estudos Ambientais, Universidade Federal do Paraná
*wboeger@ufpr.br

PROTOCOLO MOLECULAR DE DETECÇÃO

O protocolo desenvolvido por Pie *et al.* (2006) é baseado em métodos simples de biologia molecular e a sua aplicação para prospecção de *L. fortunei* é resumido na Figura 1.

As amostras de zooplâncton são obtidas das localidades nas quais se objetiva o conhecimento da presença ou ausência do mexilhão-dourado, como por exemplo, em reservatórios e usinas hidroelétricas, ou mesmo no próprio ambiente natural. São coletadas através do arrasto de redes de plâncton com abertura de malha de cerca de 53 µm durante o tempo aproximado de 5 min. Em seguida, estas amostragens são pré-processadas em um conjunto de peneiras em série que removem o maior número possível de organismos do zooplâncton com base principalmente no tamanho. São utilizadas duas peneiras com diâmetro de furo de 300 µm e 100 µm, considerando os tamanhos reportados para as larvas de *L. fortunei* (Kimura e Sekiguchi, 1994). Formas de zooplâncton menores que 100 µm são acumuladas abaixo das duas peneiras em filtro milipore. Ainda em campo, este filtro e a segunda peneira (100 µm), onde as formas larvais de *L. fortunei* (se presentes na amostra) estarão contidas, são imersos em álcool 95% em frascos separados. Estes são então devidamente etiquetados com data e local de coleta, tempo de arrasto das redes de plâncton e qualquer informação adicional que possa ser de valia experimental, e em seguida são transportadas até o laboratório.

O excesso de areia ou argila nas amostras, provenientes geralmente pelo arrasto das redes de plâncton próximas a substratos, pode comprometer a eficiência do método. Cianobactérias produzem substâncias que inibem as reações utilizadas no protocolo molecular. Portanto, recomenda-se evitar a filtragem de água superficial, em especial se existir evidências de floração de cianobactérias e evitar filtragens próximas a fontes de solo.

Em laboratório, se necessário o material pode ser sub-amostrado antes da extração do DNA (por exemplo, para a manutenção de uma sub-amostra como contra-prova). Esse material é então novamente processado sendo submetido à filtragem com auxílio de uma bomba a vácuo, assim separando o plâncton do solvente e possibilitando a extração mais eficiente do DNA dessas amostras.

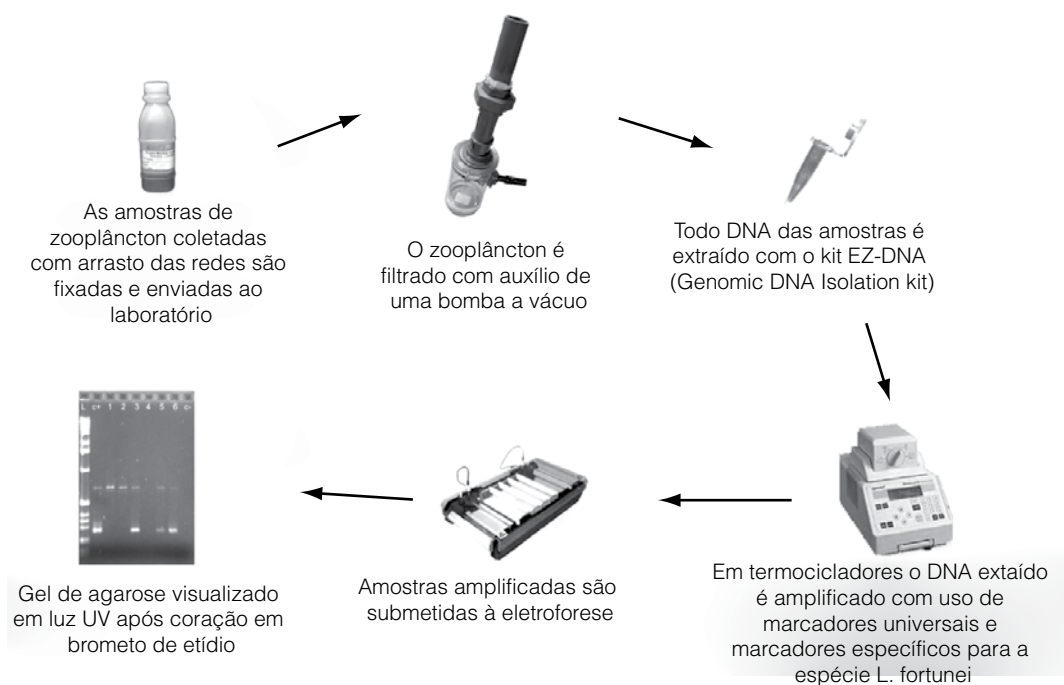


Figura 1. Resumo das atividades de prospecção molecular de *Limnoperna fortunei*.

A extração do material genético desse último filtrado segue protocolo especial com uso do kit EZ-DNA. No qual o primeiro passo é a homogeneização do filtrado com 98 µL de tampão de digestão (Tris 50 mM pH 8.0) e 2 µL de proteinase K (20 ng/mL) durante 3 h a 50 °C. O passo seguinte é a centrifugação a 10000 rotações por 10 min para remoção de fragmentos insolúveis. O sobrenadante é então precipitado com etanol absoluto e novamente centrifugado a 5000 giros por 5 min. Esse processo repete-se com etanol 95% para a lavagem do DNA. O etanol é então removido e o DNA permanece em repouso para secagem por cerca de 10 min, em seguida NaOH 8 mM é adicionado ao DNA para dissolvê-lo. Esse DNA extraído das amostras é então um complexo de moléculas de diversos organismos do zooplâncton.

Após a extração, reações em Cadeia da Polimerase (PCR) são empregadas para amplificar seqüências de DNA nuclear e/ou mitocondrial. A reação ocorre em volume total de 25 µL contendo uma mistura de 1,5 mM de MgCl₂, 0,5 mM de dNTPs, reação de buffer 1X, BSA, enzima *Taq platinum* 0,625 unidades, 4 mM de cada iniciador molecular específico para a espécie *L. fortunei* (fragmento do gene mitocondrial COI), 0,8 mM de cada marcador iniciador universal (fragmento do gene 18S) e a devida amostra do extraído de zooplâncton a ser analisada. O par do marcador molecular universal tem a finalidade de avaliar o grau da integridade do DNA da amostra, e os marcadores específicos a finalidade de detecção somente da espécie *L. fortunei* se esta estiver presente na amostra, marcador este sintetizado a partir de estudos realizados no Laboratório de Ecologia Molecular da Universidade Federal do Paraná (Pie *et al.*, 2006). Os marcadores moleculares utilizados são listados na Tabela 1 com suas respectivas seqüências. O DNA é amplificado em 35 reações cíclicas de desnaturação a 94 °C, anelamento a 58,2 °C e extensão a 70 °C, ocorrendo ao fim do último ciclo uma extensão a 70 °C por 4 min. Também são amplificadas diluições de 1:10 e 1:100 das amostras de DNA extraído, a fim de melhor visualização dos resultados, pois o excesso de DNA destas amostras pode inibir sua própria amplificação, podendo ser mais evidente os resultados das diluições em comparação as amostras concentradas. É amplificado ainda um controle positivo (DNA de *L. fortunei* adulto) que indica a posição em que as bandas dos fragmentos de cada gene localizam-se e o correto funcionamento de todos os reagentes utilizados nas reações, e um controle negativo, indicando a não contaminação das reações feitas em laboratório com material genético que não seja o presente somente nas amostras.

Após a amplificação, o produto da reação da PCR é submetido à eletroforese em gel de agarose (1,0%) que em seguida é corado por 20 min em brometo de etídio e visualizado sob luz ultravioleta. O padrão de bandas formadas é comparado com o padrão de bandas produzidas pelo controle positivo e utilizado na determinação da presença ou ausência do mexilhão-dourado na localidade de origem da amostra. Na Figura 2 a primeira banda visualizada, com maior número de pares de base, portanto, mais pesada, é referente a fragmentos no qual o marcador universal amplificou indicando integridade do DNA da amostra adequada; a segunda banda visualizada, menor número de pares de base, portanto, mais leve, indica a existência de *L. fortunei* pela amplificação de seu DNA.

Vários testes foram realizados com os marcadores para avaliar seu desempenho. Resultados muito satisfatórios foram obtidos quanto sua sensibilidade e especificidade, tendo sido os dados aqui já

Tabela 1. Seqüências dos marcadores moleculares universais e específicos empregados na prospecção molecular de *L. fortunei*.

Primer	Seqüências dos marcadores moleculares		
	Seqüência (5' - 3')	Gene	Tipo Primer
COIR 1	TCCAACCAGTCCCTACTCCACCCTCTA	COI	Específico
COIF 1	TTTAGAGTTAGCACGTCCTGGTAGGTT	COI	Específico
7F	GCCCTATCAACTTACGATGGTA	18S	UNIVERSAL
1100R	GATCGTCTTCCAACCTCTG	18S	UNIVERSAL

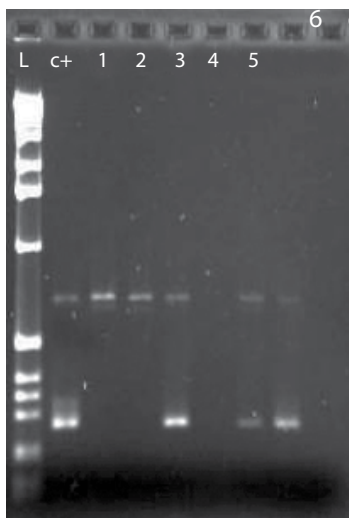


Figura 2. Imagem obtida em luz UV do gel de agarose após eletroforese e coração em brometo de etídio.

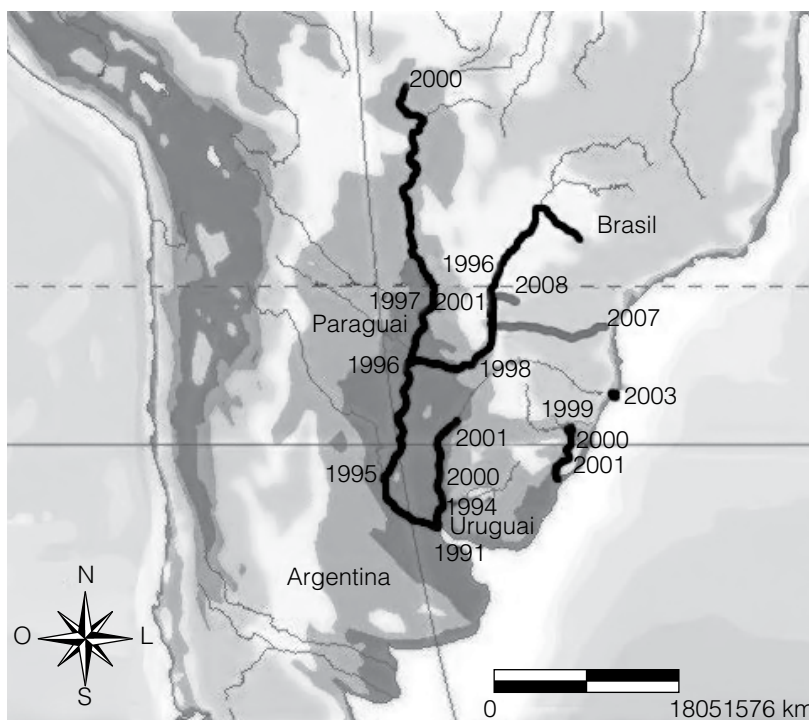
apresentados, de detecção de 0,041 ng de DNA da espécie invasora, o que seria equivalente a detectar de uma a cinco larvas em 200 m³. O marcador foi empregado também em análises na presença de outras espécies de moluscos como, *Corbicula fluminea*, *Modiolus brasiliensis*, *Crassostrea gigas*, *Thais* sp., *Brachidontes* sp., *Colisella* sp. e *Perna perna*; obtendo-se resultados negativos para todos. Os resultados além de muito confiáveis, dada à extrema sensibilidade dos marcadores moleculares, podem ser confirmados através do seqüenciamento das amostras e comparação a seqüências disponíveis via on line no GenBank da National Center of Biotechnology Information, através do endereço eletrônico <http://www.ncbi.nlm.nih.gov>. O seqüenciamento se dá após uma purificação do produto amplificado na PCR. Trata-se de uma nova reação com reagentes distintos que permitem a visualização das bases nitrogenadas que formam os fragmentos DNA amplificados.

Em um estudo recente, Boeger *et al.* (2007) testaram a eficiência deste método molecular com amostras de campo, comparando sua eficiência em relação a métodos tradicionais. Em todos os casos, o método molecular mostrou-se superior, detectando a presença de larvas de *L. fortunei* quando outros métodos ainda não a detectavam.

AS NOVAS EVIDÊNCIAS ATRAVÉS DO MÉTODO MOLECULAR

Desde 1991 quando se obteve o primeiro registro de *L. fortunei* no estuário do Río de la Plata, Argentina, a espécie se dispersou, ativa e passivamente, nas bacias dos rios Paraguai e Uruguai. Tendo seu primeiro registro no Brasil em 1999 em Porto Alegre, aparentemente como uma invasão independente, também associada ao lastro de embarcações. Sabe-se hoje que *L. fortunei* é presente no Pantanal matogrossense e no rio Uruguai, causando prejuízos irreparáveis.

Através do Método Molecular aqui apresentado foram obtidos, em 2007, registros na bacia do rio Iguazu, Paraná, nos municípios de foz do Iguazu, Marmelândia, Faxinal e São Mateus, seja nos afluentes ou no próprio Rio Iguazu, afetando uma região altamente dependente dos recursos hídricos para geração de energia elétrica. No mesmo ano resultados positivos para presença de *L. fortunei* também ocorreram em reservatórios de usinas hidrelétricas nos municípios de Tijucas do Sul e Bocaiúva do Sul, ambos no leste do estado paranaense, e no rio Tibagi, no próprio município de Tibagi localizado sobre o Segundo Planalto paranaense. Já em 2008 resultados positivos através da aplicação dos marcadores moleculares apresentaram evidência de *L. fortunei* também no Rio Piquiri, afluente do Rio Paraná, nos municípios de Francisco Alves e Ubatã (Figura 3).



CONCLUSÕES

A utilização de um método eficiente para monitorar larvas do mexilhão dourado no plâncton representa uma ferramenta importante para o seu manejo e controle. Neste capítulo, apresentamos um método moderno baseado na amplificação do DNA do mexilhão dourado, sua eficiência e reprodutibilidade. Um pesquisador treinado é capaz de processar várias dezenas de amostras em um único dia, em uma eficiência e velocidade que é ordens de magnitude superior aos métodos tradicionais. Espera-se que iniciativas futuras façam uso desta ferramenta para monitorar e assim alocar de forma eficiente esforços de controle do mexilhão dourado em ambientes naturais.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos a Companhia Paranaense de Energia Elétrica (COPEL) pelo financiamento para o desenvolvimento dos marcadores moleculares aplicados no protocolo de prospecção molecular.

REFERÊNCIAS

- Boeger, W. A., M.R. Pie, R.M. Falleiros, A. Ostrensky, G. Darrigran, M.C.D. Mansur, & C.E. Belz. 2007. Testing a molecular protocol to monitor the presence of golden mussel larvae (*Limnoperna fortunei*) in plankton samples. *Journal of Plankton Research* 29: 1015-1019.
- Cataldo, D., D. Boltovskoy & M. Pose. 2002. Control del molusco incrustante *Limnoperna fortunei* mediante el agregado de molusquicidas al agua. Tercera jornada sobre conservación de la fauna íctica en el río Uruguay, Paysandú, Uruguay, 27-26 abril, 2002. pp 1-5.
- Claxton, W. T. & E. G. Boulding. 1998. A new molecular technique for identifying field collections of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and quagga mussel (*Dreissena bugensis*) veliger larvae applied to eastern Lake

- Erie, Lake Ontario, and Lake Simcoe. *Canadian Journal of Zoology* 76: 194-198.
- Darrigran G. 2001. El Mejillón Dorado, un Novedoso Problema Económico/Ambiental para el MERCOSUR. *Pesquisa Naval* 14: 209-220.
- Darrigran G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4: 145-156.
- Kimura, T. & H. Sekiguchi. 1994. Larval and post-larval Shell morphology of two mytilid species *Musculista senhousia* (Benson) and *Limnoperna fortunei kikuchii* Habe. *Venus* 53: 307-318.
- McEnnumty, F. R., N. J. Bax, B. Schaffelke, M. L. Campbell. 2001. A review of rapid response options for the control of abwmac listed introduced marine pest species and related taxa in Australian waters. Centre for research on introduced marine pests. Technical report. 23. *Csiro Marine Research*, Hobart. pp 101.
- Ozawa, H. & H. Sekiguchi. 2002. Shell morphology of larvae and post-larvae of the two tropical *Modiolus* species, *Modiolus auriculatus* and *Modiolus philippinarum* (Bivalvia: Mytilidae). *Venus* 61: 25-39.
- Pie, M. R., W. A. Boeger, L. Patella & R. M. Falleiros. 2006. A fast and accurate molecular method for the detection of larvae of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Mollusca: Mytilidae) in plankton samples. *Journal of Molluscan Studies* 72: 218-219.
- Toro, J. E. 1998. Molecular identification of four species of mussels from southern Chile by PCR-based nuclear markers: the potential use in studies involving planktonic surveys. *Journal of Shellfish Research* 17: 1203-1205.

CAPÍTULO 14

ANÁLISE DE RISCO APLICADA ÀS BIOINVASÕES

Carlos Eduardo Belz¹

INTRODUÇÃO

Limnoperna fortunei é uma espécie de uma longa lista de organismos invasores que vêm causando grandes impactos ambientais, sociais e econômicos em todo o mundo (Di Castri, 1989; Carlton & Geller, 1993; Jones *et al.*, 1997; Carlton, 1999; Mack *et al.*, 2000). A introdução destas espécies, na maioria dos casos, tem uma forte correlação com a atividade humana e, em especial, com a expansão e globalização do comércio. A navegação marítima, por exemplo, já resultou no traslado de um grande número de espécies de plantas e animais de um lugar a outro do planeta, de forma intencional ou acidental (Di Castri, 1989). Desde o século XV, ela tem sido um vetor efetivo de transporte não só de pessoas, mas também de outros mamíferos, pássaros, plantas e vários organismos acompanhantes como artrópodes, moluscos e outros invertebrados (Carlton, 1999). Assim, chegaram às Américas o gado, o rato doméstico e tantos outros animais e plantas exóticas que hoje são comuns em nosso ambiente.

Os impactos ambientais causados pela introdução de espécies invasoras são, na maioria das vezes, de difícil percepção, principalmente pelos seus efeitos tardios. Este fato pode levar à errônea e perigosa ideia de que esses organismos já se integraram ao ecossistema onde se instalaram. Esta crença fatalista pode levar a pensar que as invasões biológicas são um fato consumado e que já seria tarde para fazer algo. Isto, somado aos benefícios econômicos que algumas espécies têm gerado a alguns setores que as exploram, se traduziram em uma falta de interesse em trabalhos de prevenção, controle ou erradicação. Exceções parecem estar associadas aos casos nos quais estas espécies causam prejuízos econômicos significativos a determinados setores, como é o caso de *L. fortunei*.

Em todos os casos, os esforços de erradicação são dispendiosos e muitas vezes ineficazes, principalmente quando se trata de espécies aquáticas (Cowie, 2004). Na água, vários problemas se somam como a facilidade de dispersão de ovos e larvas pela correnteza, a dificuldade para visualizar a espécie e sua área de ocorrência e as dificuldades de coleta.

Um melhor entendimento do processo de bioinvasão pode levar a muitos benefícios, tais como: uma previsão mais apurada dos níveis e direção da dispersão, uma concentração de esforços em áreas mais críticas e um maior conhecimento dos mecanismos de dispersão e da biologia das espécies invasoras, o que traz informações relevantes também, para futuras invasões (Johnson & Padilla, 1996). Neste sentido, vários trabalhos têm sido publicados com o objetivo de desenvolver um sistema eficaz de prevenção, gerando um novo campo de pesquisas, o da ecologia das bioinvasões (Keller *et al.*, 2007; Lockwood *et al.*, 2007).

PREDIÇÃO VS. ANÁLISE DE RISCO

Dentro do entendimento dos processos ecológicos envolvidos com as bioinvasões, dois temas de grande importância são a predição e a análise de risco. Estes dois termos têm tido distintas interpretações por parte dos pesquisadores, o que acaba gerando uma série de dúvidas conceituais.

¹ Insituto de Tecnologia para o Desenvolvimento – Lactec, Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná, Bairro Jardim das Américas, Curitiba, Paraná, Brasil. belz@lactec.org.br

Assim, em 2002, a US National Research Council (NRC) publicou um relatório discutindo a conceituação de alguns termos. Segundo eles, a predição é “a geração de dados sobre a probabilidade de ocorrência de um evento de bioinvasão”. Nesta revisão, três critérios são considerados de suma importância para o desenvolvimento de sistemas de predição: serem abertos para revisões e adições de novos dados; terem uma estrutura lógica que permita a inclusão de fatores independentes, importantes no processo de invasão, e permitir sua replicabilidade. Já o risco é “o produto da probabilidade de ocorrência de algum evento e suas consequências”.

Segundo Guilam (1996), a análise de risco pode ser definida como a identificação de danos potenciais e a estimativa da probabilidade de que um dano ocorra, usando dados anteriores, observação sistemática, análise estatística e experimentação ou intuição. Estes dados anteriores são obtidos com os estudos de predição.

Várias abordagens são possíveis nesta discussão. A mais comum é a denominada no trabalho de Guilam (1996) como abordagem da engenharia, que apresenta uma forte orientação no sentido da quantificação do risco. Para este autor, o risco é um conceito matemático e pode ser calculado pela fórmula ($\text{Risco} = \text{Perigo} \times \text{Probabilidade}$). Esta abordagem tenta excluir fatores subjetivos ou julgamentos individuais, e as análises se limitam a indicadores quantitativos, de tal forma que a informação possa ser estatisticamente processada e erros humanos e aspectos comportamentais dos indivíduos expostos aos riscos devem ser ignorados, por não serem calculáveis.

Jasanoff (1993) ressalta que esta busca pela objetividade marca a abordagem da engenharia, mas não a invalida, uma vez que esta perspectiva quantitativa pode apontar para informações importantes, já que a mesma foi desenvolvida como uma ferramenta objetiva para instâncias governamentais tomarem decisões baseadas em fatos. Esta objetividade significa impedir a interferência de valores subjetivos na análise, por meio da obtenção de fatos, cálculo das probabilidades e extração de respostas. Assim, esse seria o método ideal para uma análise de risco. Porém, a incorporação de dimensões subjetivas, criando uma interação proveitosa entre as ciências quantitativas e qualitativas também é importante, já que o ambiente não se comporta de forma linear como as ciências exatas.

LIMITAÇÕES DOS TRABALHOS DE PREVENÇÃO

Não é por acaso que existem poucos trabalhos de pesquisa na área da prevenção de bioinvasões, já que é um campo ainda repleto de incertezas e com um grande número de variáveis a serem analisadas onde, em muitos casos, é difícil estabelecer as correlações entre estas variáveis e seus possíveis resultados.

As dificuldades em estabelecer uma análise estatística confiável somam-se ao fato de haver uma responsabilidade e um risco muito grande para o pesquisador ao tentar extrapolar estes dados para a realidade. Estas incertezas também geram uma falta de credibilidade nos resultados alcançados.

A modelagem é uma ferramenta de grande importância nos trabalhos de prevenção. Porém, ela também apresenta grandes limitações. Segundo Giacomini (2007) a tradição histórica da modelagem na Ecologia é marcada pela perseguição de um ideal representado pelos modelos da Física. Não é de se surpreender, dada a relativa simplicidade dos modelos físicos, seu histórico mais antigo, e seu incomparável poder de predição e generalização.

A Ecologia, assim como outros ramos da ciência, tem se dedicado incansavelmente à utilização de métodos quantitativos e modelos matemáticos que expliquem fenômenos de forma objetiva e permitam o conhecimento acerca de regras gerais ou “leis” que governem os sistemas estudados. Tal obsessão, embora louvável, teve como um dos seus efeitos o estabelecimento de uma aparente necessidade por modelos passíveis de solução analítica, que possam ser usados como provas matemáticas. Tais modelos foram, e continuam sendo, empregados com sucesso na Física. Porém, na Ecologia, a história tem sido

um pouco diferente. Sistemas ecológicos não são como os sistemas estudados pelos físicos. Os modelos lineares, por não se aplicarem a muitas das situações não lineares e complexas observadas na natureza, têm falhado em demonstrar dinâmicas realistas e em confirmar a existência de regras gerais. Neste sentido, historicamente, o realismo biológico foi deixado de lado em troca da conveniência matemática (Giacomini, 2007).

FERRAMENTAS PARA A PREDIÇÃO E A ANÁLISE DE RISCO

Na predição e análise de risco de bioinvasões, várias áreas de pesquisa são sobrepostas e assim, a biologia, a ecologia, a matemática, a física, a geografia e outras, devem se somar, construindo uma multidisciplinariedade que deve ser usada como ferramenta maior destes trabalhos.

Uma ferramenta muito importante de pesquisa para trabalhos de predição e análise de risco é a análise dos vetores de dispersão. Carlton & Ruiz (2004) o consideram a peça chave na prevenção de novas invasões e sugerem um modelo conceitual para caracterizar estes vetores que envolvem a identificação e análise: da “causa” (acidental ou intencional), das “rotas” (os caminhos pelos quais a espécie é transportada – corredores de bioinvasão), dos “vetores” (as formas pelos quais a espécie é transportada), do “tempo associado ao vetor” (como os vetores operam no tempo em termos de frequência, duração e período), da “biota associada ao vetor” (descrição da biota associada ao vetor em termos de diversidade, densidade e condição) e da “força do vetor” (número de invasões estabelecidas por meio do vetor em uma região geográfica). Esta análise pode ser complexa e trabalhosa, ainda mais quando se trata de ambientes tão distintos como os encontrados na América do Sul. Porém, trata-se de um caminho promissor no sentido de evitar novas introduções.

No Brasil, são escassos os trabalhos sobre vetores de dispersão de moluscos invasores, estando a maioria das pesquisas voltadas para descrição geográfica da área de ocorrência e aspectos da biologia populacional.

Outra ferramenta importante é a modelagem matemática, que mesmo com as limitações de qualquer modelo, produzem resultados de grande valia. Vinculada à modelagem, a espacialização dos dados de forma objetiva e organizada também é uma ferramenta de grande valia. Neste sentido, os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) têm um importante papel e vários pesquisadores que trabalham com espécies invasoras têm aplicado esta tecnologia a seus dados como Miller & Ignácio (1994) e Haltuch et al. (2000).

ESTUDO DE CASO

Análise de Risco de Bioinvasão por *Limnoperna fortunei* em reservatórios hidrelétricos do rio Iguaçu, Paraná, Brasil

O objetivo principal deste trabalho foi criar um modelo de análise dos vetores de dispersão de *L. fortunei* no Estado do Paraná, permitindo identificar regiões com maior risco de bioinvasão por esta espécie. Maiores detalhes vide trabalho completo em Belz (2006).

O trabalho foi desenvolvido durante o ano de 2005, em reservatórios de usinas hidrelétricas e de abastecimento de água no rio Iguaçu: Reservatório do Irai (Coordenadas Geodésicas SAD69 -25° 25' 31,53652" S / -49° 06' 46,23550" W); Reservatório de Foz do Areia (-26° 00' 28,11192" S / -51° 40' 22,65537" W) e Reservatório de Salto Caxias (-25° 32' 36,53817" S / -53° 30' 24,79740" W) (Figura 1).

A Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu é a maior do Estado do Paraná, com aproximadamente 72.000 km², dos quais 79% pertencem ao Paraná, 19% à Santa Catarina e 2% à Argentina. Estão em seu percurso as maiores usinas hidroelétricas do Estado, e uma produção de energia que chega a 6.674 MW

de potência, sem considerar as usinas instaladas em seus afluentes (Baggio *et al.*, 1992). Esse foi um dos motivos para escolher esta bacia como modelo, já que o setor elétrico e o setor de saneamento são os mais afetados pelo problema de incrustação de moluscos invasores (O'Neill, 1997).

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) foi utilizado para que os resultados obtidos pudessem ser agregados automaticamente ao modelo e pudessem ser visualizados espacialmente, de forma clara e objetiva.

Análise dos Vetores de Dispersão

Com base em dados primários e secundários e em entrevistas de campo, foram selecionados os possíveis vetores de dispersão da espécie na região do rio Iguaçu. Em cada situação identificada, um método estatístico foi utilizado para calcular a probabilidade de encontrar larvas ou adultos de *L. fortunei* associados a cada vetor. Outro método foi utilizado para calcular o perigo inerente a cada um dos vetores, com base na força com que cada um deles atua nos três reservatórios estudados. Estes dados foram utilizados para calcular o risco de bioinvasão.

Foram identificados como vetores mais significativos para a região do Estado do Paraná: o transporte fluvial, o transporte de areia, o transporte de barcos de pesca esportiva e o transporte de peixes vivos. Sendo que, o transporte fluvial não foi analisado com detalhes neste trabalho, por não ser um vetor importante na bacia do rio Iguaçu, já que as características geográficas do rio não permitem o desenvolvimento desta atividade, tornando a dispersão entre corpos d'água não conectados mais importante para a região de estudo.

A seguir, são descritos os trabalhos referentes a cada um destes vetores.

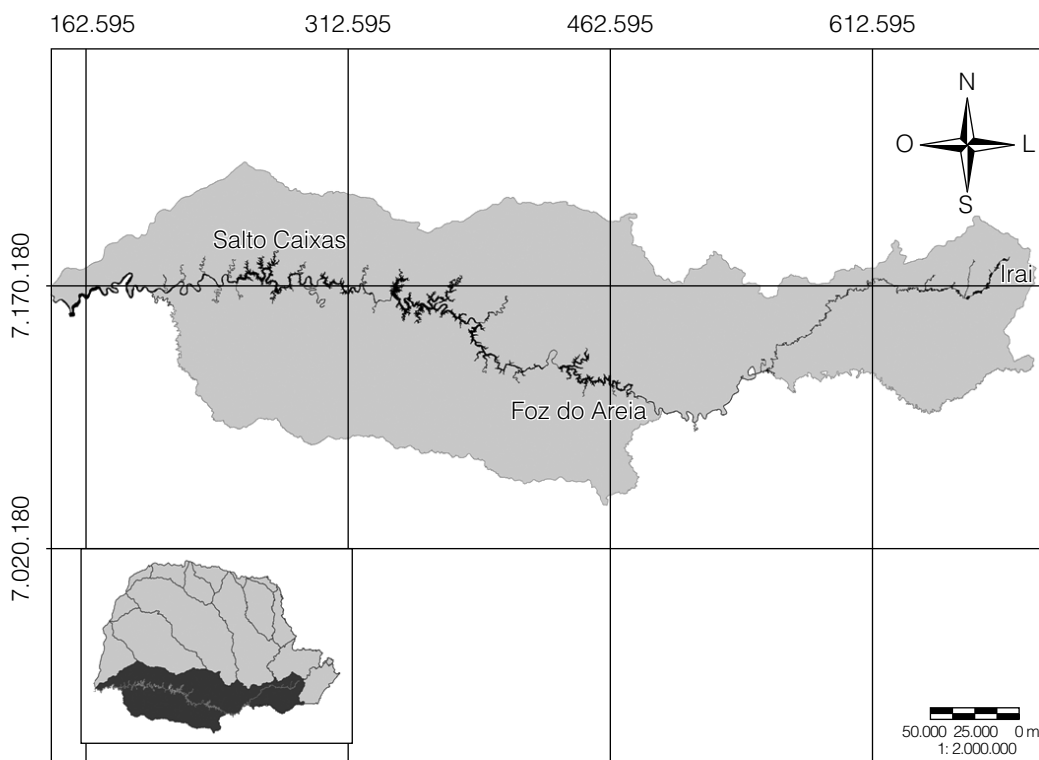


Figura 1 – Localização das três áreas de estudo na bacia do rio Iguaçu.

• Transporte de Areia

O objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que o transporte de areia é um vetor de dispersão de *L. fortunei* no Estado do Paraná, que transportado em condições favoráveis para sua sobrevivência, pode entrar em contato com outros corpos d'água e contaminar novos ambientes.

A primeira fase de campo do trabalho foi realizada no município de Guaira, no oeste do Estado do Paraná. Esta região apresenta uma grande concentração de empresas que extraem areia do reservatório da usina de Itaipu, no rio Paraná, onde existem citações para *L. fortunei* (Zanella & Marenda, 2002).

Com auxílio da Polícia Rodoviária Estadual, caminhões de transporte de areia foram abordados, aleatoriamente, quando saíam da região, pela rodovia BR 272. Um tubo de PVC de 5 cm de diâmetro e 60 cm de comprimento, com sistema de sucção, foi utilizado para coletar amostras de areia do interior dos caminhões. As amostras foram identificadas e peneiradas em uma peneira de 1 mm² de malha, com o objetivo de encontrar indivíduos vivos ou conchas de moluscos bivalves mortos. Todos os vestígios foram selecionados, identificados e classificados como fragmentos de conchas, conchas inteiras com as duas valvas e indivíduos vivos. Após a coleta das amostras, um questionário foi aplicado aos motoristas, com o objetivo de identificar a procedência da areia, empresa de extração, destino, a classificação e a quantidade transportada. Amostras de areia das empresas de extração foram coletas para análise granulométrica.

O método de Poisson foi utilizado para calcular a probabilidade de se encontrar pelo menos um molusco vivo, em amostras retiradas dos caminhões de carga, na região de estudo.

Após análise dos questionários, a região do reservatório de Salto Caxias, no rio Iguaçu, foi selecionada para a segunda fase de campo. Toda a margem do reservatório foi percorrida por barco para identificar as praias artificiais, cuja construção é um costume local. Os proprietários de casas nas margens dos reservatórios e as prefeituras locais compram caminhões de areia e despejam em frente às suas casas e áreas de lazer, para construção de praias artificiais.

As praias foram selecionadas em particulares e públicas e plotadas em um mapa com suas coordenadas geográficas. Todas as áreas foram vistoriadas e nas que foram encontrados vestígios de moluscos, áreas de 1m² foram aleatoriamente escolhidas para contagem do número de conchas íntegras, fragmentos e indivíduos vivos.

Durante o período de coletas, 32 caminhões foram abordados. No total, foram encontradas 5 conchas completas e 2 indivíduos vivos de *L. fortunei*.

O fato de terem sido encontrados indivíduos vivos, sugere que o processo de extração da areia não é agressivo suficiente a ponto de destruir todas as conchas. Darrigran *et al.* (2001), em um experimento de tolerância à exposição ao ar para *L. fortunei*, observaram mortalidade de 100% dos indivíduos somente após 169 horas, cerca de sete dias.

A areia onde foram encontrados os indivíduos vivos havia sido extraída do rio a cerca de seis horas. Já a areia dos outros caminhões, havia sido extraída há aproximadamente um mês. O que pode explicar o fato de não terem sido encontrados mais indivíduos adultos vivos.

O cálculo de probabilidade utilizando o modelo de Poisson apresentou o seguinte resultado:

Probabilidade de encontrar mais de um indivíduo de *L. fortunei* na areia com base numa amostra de tamanho médio 0,00550625 m³:

$$P(Y \geq 1) = 1 - e^{-0,05562 \cdot 0,09851} = 0,00546 \cdot 100 = 0,546\%$$

onde $e^{-0,05562 \cdot 0,09851}$ é a probabilidade de $(Y = 0)$.

A construção civil foi identificada como o destino de 93,7% da areia transportada nos caminhões. Destino este que, certamente, traz riscos irrelevantes para a dispersão da espécie. Porém, 6,3% da areia foi destinada à construção de praias artificiais, em reservatórios de água doce, no interior do Estado.

Dos caminhões entrevistados, 19% tinham como destino, as proximidades do reservatório de Salto Caxias no rio Iguaçu.

Foram identificadas no total 5 praias artificiais particulares e 7 praias artificiais públicas, pertencentes aos municípios limieiros. Das 12 praias vistoriadas, 4 apresentaram vestígios de *L. fortunei* em densidades médias de 7 indiv./m². Não foram encontrados indivíduos vivos nas praias. Porém, o estado de preservação das conchas pareceu indicar que a maioria dos exemplares coletados havia morrido há pouco tempo.

• Transporte de Barcos de Pesca Esportiva

Os objetivos deste trabalho foram testar a hipótese de que embarcações de pesca são potenciais vetores de dispersão de *L. fortunei* na região oeste do Estado do Paraná e avaliar o risco associado a este vetor.

Barcos de pesca esportiva foram abordados no Iate Clube do município de Foz do Iguaçu, localizado às margens do rio Paraná, à jusante da usina de Itaipu (Coordenadas Geodésicas SAD69 21J -25° 34' 34,05378" S / -48° 35' 32,95982" W).

As abordagens foram realizadas no final da tarde, horário em que a maioria dos pescadores estava voltando para recolher seus barcos. No momento em que eram retirados da água, os barcos foram vistoriados para identificação da presença de água, plantas aquáticas, galhos de árvores e lixo no seu interior e organismos incrustados nas âncoras e cascos.

Amostras da água do interior dos barcos foram coletadas com rede de plâncton de 64µ de malha e analisadas em microscópio estereoscópio, para identificar e quantificar a presença de larvas vivas de *L. fortunei*. O material do rio, presente nos barcos, também foi coletado para contagem do número de indivíduos adultos aderidos. O casco e a âncora dos barcos foram vistoriados, para identificar a presença de organismos incrustantes.

Após a vistoria e coleta de amostras, foram aplicados questionários que serviram para traçar um perfil da atividade na região. A probabilidade dos barcos conterem mecanismos de transporte como água no interior do viveiro, água no fundo do casco, material do rio em seu interior, macrófitas aquáticas em seu interior, material aderido ao casco e material aderido à âncora, foram calculadas pelo modelo de Bernoulli e foram denominadas probabilidades de exposição ($P_{\text{exposição}}$). A probabilidade de encontrar pelo menos um indivíduo vivo em cada um destes mecanismos de transporte foi calculada pelo modelo de Poisson e foi denominada probabilidade de transporte ($P_{\text{transporte}}$). A multiplicação destas probabilidades gerou a probabilidade final de encontrar pelo menos um indivíduo vivo em cada mecanismo de transporte ($P_{\text{exposição}} * \text{transporte}$).

Como se tratam de eventos independentes, a soma das probabilidades originou a probabilidade final de encontrar pelo menos um indivíduo vivo de *L. fortunei* em barcos de pesca na região oeste do Paraná.

Foram abordados 34 barcos de pesca esportiva. Foram coletados 110 litros de água dos viveiros de iscas, onde foram encontradas 61 larvas vivas, com uma média de 4 larvas por barco. Do fundo dos barcos foram coletados 24,5 litros de água, onde foram encontradas 3 larvas vivas, com uma média de 1,5 larvas por barco. Associados a galhos e lixo no interior dos barcos foram encontrados 87 mexilhões adultos, com uma média de 6 por barco. Nos cascos e nas âncoras não foram observados materiais aderidos nem mexilhões. Também não foram encontradas macrófitas aquáticas no interior dos barcos. Isto, provavelmente, é reflexo do ambiente lótico onde se encontravam os barcos durante a pescaria e do perfil da atividade na região, onde os barcos não ficam mais que algumas horas dentro da água e depois são retirados, lavados e guardados até a próxima pescaria, não havendo tempo suficiente para formação do biofilme necessário para fixação dos mexilhões.

As probabilidades foram maiores que zero em três mecanismos de transporte (água do viveiro de iscas, água do fundo dos barcos e galhos e lixo no interior dos barcos) assumindo independência entre elas, temos que a probabilidade de encontrar adultos ou larvas de *L. fortunei* em barcos de pesca da região oeste do Estado do Paraná é de:

$$P(\text{AUBUC}) = P(\text{A}) + P(\text{B}) + P(\text{C}) - P(\text{AB}) - P(\text{AC}) - P(\text{BC}) - P(\text{A}).P(\text{B}).P(\text{C}) = 64,82\%$$

A maioria dos viveiros continha água recém captada do rio, porém, todos foram esgotados pelos proprietários no momento da retirada do barco da água, o que evidencia uma prática comum dos pescadores da região, e que minimiza o poder deste mecanismo de transporte para a dispersão da espécie.

Já a água do fundo, foi encontrada em poucos barcos e em quantidades reduzidas, estando associada a comprometimentos no casco ou acúmulo de água de chuva, o que explica a menor quantidade de larvas vivas encontradas nas amostras coletadas deste local. Os pedaços de madeira e o lixo, encontrados no interior dos barcos, se mostraram um importante mecanismo de transporte de mexilhões adultos vivos.

Barcos de lazer e pesca esportiva têm sido frequentemente associados à dispersão de espécies invasoras para corpos d'água não conectados (Griffith *et al.*, 1991; Carlton, 1993; Buchan & Padilla, 1999). A importância do mecanismo de transporte tem relação direta com o perfil da atividade em cada região. No rio Paraná é comum a pescaria de espécies de peixes utilizando iscas vivas. Por consequência, a maioria dos barcos utilizam o viveiro para armazenar água (95% no caso deste estudo).

No entanto, a dificuldade de acesso ao rio faz com que a maioria dos usuários utilizem a estrutura de marinas e clubes localizados nas margens. Esses locais possuem funcionários responsáveis pela retirada dos barcos da água e limpeza. Nestes locais, o que se observou foi que a água era retirada praticamente na sua totalidade do interior dos barcos. Porém, alguns mexilhões adultos foram encontrados nos barcos, mesmo após sua limpeza, o que representa um risco para outras regiões se este barco for transportado para um local não infestado enquanto os mexilhões ainda permanecerem vivos.

Dos pescadores entrevistados, 20% afirmaram pescar em outras regiões e 50% reconheceram que podem ser responsáveis pela dispersão da espécie.

• Transporte de Peixes Vivos

Este trabalho teve como objetivo identificar o potencial do transporte de peixes vivos como vetor de dispersão de larvas e adultos de *L. fortunei*, testando a hipótese de que mexilhões adultos podem ser transportados vivos, no interior do trato digestório de algumas espécies de peixes, e de que larvas do molusco podem ser transportadas vivas, na água de transporte de peixes vivos.

Os peixes analisados foram capturados com redes de espera, em quatro regiões do rio Paraná, dentro do reservatório da usina de Itaipu, por uma equipe de pesquisadores do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura – Nupélia, da Universidade Estadual de Maringá, como parte de um projeto de estudo da ictiofauna do reservatório de Itaipu.

Com base em uma análise prévia do conteúdo estomacal das espécies capturadas, no conhecimento científico da equipe de coleta e na experiência prática de pescadores da região, cinco espécies de peixes foram selecionadas para o trabalho, considerando-se a possibilidade de encontrar indivíduos inteiros de *L. fortunei* em seus tratos digestórios: *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1840) (Doradidae); *Satanoperca papaterra* (Heckel, 1840) (Cichlidae); *Potamotrygon motoro* (Matterer, 1841) (Potamotrygonidae); *Iheringichthys labrosus* (Lutken, 1874) (Pimelodidae) e *Megalancistrus aculeatus* (Perugia, 1891) (Loricariidae).

Após a captura destas espécies, seus tratos digestórios foram retirados e separados em quatro porções: estômago, porção inicial do intestino, porção intermediária do intestino e porção final do

intestino. Cada uma das partes foi aberta com auxílio de tesoura e o conteúdo retirado e lavado com água corrente e peneira. Os mexilhões encontrados foram separados em duas classes: concha aberta e concha fechada. Os exemplares com a concha aberta, e conseqüentemente mortos, foram contados, fixados em álcool 70% e posteriormente medidos em laboratório com auxílio de um paquímetro. Os exemplares fechados foram novamente lavados e colocados em frascos com água do local de coleta e aeração constante.

Foram considerados vivos os indivíduos que, dentro do prazo de 15 minutos, abriram a concha para filtrar ou utilizaram o pé para se movimentar. Com auxílio de uma pinça encostada na região externa da concha dos mexilhões que abriram, foi testado o reflexo a estímulos externos, verificando se a concha se fechava e abria novamente. Após esta análise, os mexilhões foram contados, identificados em que porção do trato digestório estavam presentes e levados ao laboratório para medição do comprimento das conchas.

Para avaliação da resistência das larvas foi utilizado um tanque de transporte de peixes vivos de 1000 litros. Simulações foram realizadas em oito pontos às margens do rio Paraná. Para essas simulações, o tanque foi preenchido com água do local de coleta, com auxílio de uma moto-bomba e a água foi transportada para o próximo ponto de coleta, com cilindro de oxigênio e demais condições semelhantes às encontradas em um transporte de peixes para fins comerciais. Durante o percurso de um ponto de coleta ao outro, amostras do tanque foram retiradas com 0 – 0,5 – 2,0 – 2,5 horas para avaliação da presença de larvas vivas, com auxílio de um microscópio estereoscópio.

O método de Bernoulli foi utilizado para calcular a probabilidade de se encontrar mexilhões inteiros no intestino das espécies de peixes selecionadas para o trabalho ($P_{\text{mexilhões_inteiros}}$). O método de Poisson foi utilizado para calcular a probabilidade de se encontrar mexilhões adultos, vivos, no intestino das espécies com mexilhões inteiros em seus tratos digestórios ($P_{\text{mexilhões_vivos}}$) e de encontrar larvas vivas na água de transporte de peixes para a piscicultura. ($P_{\text{larvas_vivas}}$).

Foram encontrados mexilhões inteiros em *P. granulatus*, *M. aculeatus* e *I. labrosus*. Os dois últimos representando novas citações de espécies que se alimentam do molusco no Rio Paraná. Porém, indivíduos vivos foram encontrados apenas em *P. granulatus*.

A maior quantidade de mexilhões vivos foi encontrada no estômago, provavelmente por relacionar-se a uma recente ingestão. O tempo de permanência e o processo de digestão foram suficientes para que a maioria dos mexilhões tivesse suas partes moles digeridas pelos peixes. 85,4% dos mexilhões foram encontrados abertos no intestino de *P. granulatus* e 97,7% no intestino de *M. aculeatus*, o que pode significar um processo de digestão mais eficiente para *M. aculeatus*.

Em *P. granulatus* e *M. aculeatus* foram encontradas grandes quantidades de mexilhões, chegando em muitos casos a 100% do conteúdo de todo o trato digestório. Uma média de 88 mexilhões por peixe foi observada para *P. granulatus*, sendo que, a maior quantidade encontrada foi de 387 em um indivíduo. Para *M. aculeatus* a média foi de 316 mexilhões por peixe, e a maior quantidade foi de 606 mexilhões em um indivíduo.

Considerando indivíduos de mesmo peso das duas espécies, *M. aculeatus* ingeriu mexilhões de menor comprimento médio (6,4 mm \pm 3,1 DS) que *P. granulatus* (14,8 mm \pm 6,6 DS) Teste t ($p < 0,05$). Isto pode estar relacionado ao aparato trófico das duas espécies e os seus hábitos alimentares.

Embora a maioria das espécies utilizadas comercialmente na piscicultura paranaense não esteja representada neste trabalho, tanto *P. granulatus*, quanto *M. aculeatus*, são importantes recursos pesqueiros na região oeste do Estado do Paraná e são consumidos em grande quantidade pela população local. Iniciativas de cultivo, principalmente de *P. granulatus* têm sido implementadas por prefeituras municipais da região e órgãos de extensão, o que tem levado à captura e transporte desta espécie para regiões próximas.

No caso da água de transporte de peixes, foram encontradas larvas vivas de *L. fortunei* em 84,4% das 32 amostras coletadas dos tanques de transporte. Os dados mostram uma tendência de decréscimo da quantidade de larvas vivas com o passar do tempo. A grande variação na densidade de larvas que foi de zero a 16.326/m³ mostra a dificuldade para se estimar com precisão a densidade de larvas desta espécie em uma região de grandes dimensões, já que o micro-habitat pode influenciar significativamente nos resultados.

Ajustando o modelo de Bernoulli para cálculo da probabilidade de encontrarmos mexilhões inteiros no trato digestório das espécies selecionadas temos:

$$P(\text{mexilhões_inteiros}) = 17/46 = 0,3695 \times 100 = 36,95\%$$

Ajustando o modelo de Poisson para calcular a probabilidade de encontrarmos mexilhões vivos no trato digestório das espécies selecionadas dado que estas tenham ingerido mexilhões temos:

$$P(Y = 0) = e^{-\theta}$$

$$P(Y \geq 1) = 1 - P(Y = 0) = 1 - e^{-\theta}$$

$$P(Y \geq 1) = 1 - e^{-0,099261 \times 0,28637} = 0,028025 \times 100 = 2,8\%$$

onde θ é a taxa de ocorrência e t é a quantidade amostrada. Logo, a probabilidade de encontrar mexilhões vivos no intestino de peixes será:

$$P(\text{mexilhões_vivos}) = (0,3695 \times 0,028025) \times 100 = 1,036\%$$

Ajustando o modelo de Poisson para calcular a probabilidade de encontrarmos larvas na água da piscicultura temos:

$$P(Y = 0) = e^{-\theta}$$

$$P(Y \geq 1) = 1 - P(Y = 0) = 1 - e^{-7,611657} = 0,9995053 \times 100$$

$$P(\text{larvas_vivas}) = 99,95\%$$

Assumindo independência nas probabilidades $P(\text{mexilhões_vivos})$ e $P(\text{larvas_vivas})$ temos que:

$$P(A \cup B) = P(A) + P(B) - P(A) \cdot P(B)$$

Logo, a probabilidade de encontrar moluscos adultos ou larvas na atividade de transporte de peixes vivos (com base em amostras coletadas da região do rio Paraná) é dada por:

$$P(A \cup B) = 0,01036 + 0,9995 - 0,01035 = 0,9995 \times 100 = 99,95\%$$

Desta forma, fica evidente que a piscicultura tem um grande potencial como vetor de dispersão de *L. fortunei* para áreas ainda não invadidas, já que juvenis e adultos dessa espécie de molusco podem ser transportados, vivos, no trato digestório de peixes que incluem o molusco em sua dieta. E larvas da espécie podem ser transportadas, vivas, na água de transporte de peixes.

Além disso, embora *P. granulosus* e *M. aculeatus* não sejam espécies migradoras, a permanência de moluscos vivos no trato digestório de peixes capturados do ambiente natural, indica que a migração de peixes pode ser considerada um vetor de dispersão de *L. fortunei* entre bacias hidrográficas conectadas, o que não é o caso do rio Iguaçu, que apresenta grandes barreiras físicas à migração, mas é o caso do rio Paraná e Paraguai.

Material e Método para a Análise de Risco

Para obtenção do risco de bioinvasão associado a cada uma das atividades identificadas como potenciais dispersoras de larvas e adultos do molusco foi considerada a equação ($R = Pb \times Pe$) onde R é o risco de cada vetor de dispersão, Pb é a probabilidade que cada vetor possui de transportar larvas ou adultos do molusco e Pe corresponde ao perigo deste vetor para cada uma das regiões. As probabilidades foram extraídas dos trabalhos de análise dos vetores comentados acima. Para a estimativa dos perigos ou forças de cada vetor em cada uma das três regiões, foi traçado um perfil das atividades (pesca esportiva, transporte de areia e piscicultura) a partir da aplicação de questionários e entrevistas com informantes-chave (Tabela 1). As perguntas foram direcionadas para pescadores esportivos com

Tabela 1. Perguntas aplicadas para traçar o perfil de cada atividade nas três regiões de estudo.

PESCA ESPORTIVA	TRANSPORTE DE AREIA	PISCICULTURA
Pesca na região infestada	Extraída de região infestada*	Compra alevinos*
Pesca na região infestada + 1 vez/mês	Contato final com água*	Compra alevinos de região próxima à infestada*
Pesca na região onde foi entrevistado + 1 vez/mês*	Transporta mais que 1 vez/semana*	Compra mais de 60000 alevinos/ano*
Carrega o barco para pescaria	A areia é tratada	Compra peixes adultos*
Barco sujo*	Areia úmida*	Compra peixes adultos de região próxima à infestada
Esgota água do barco	Granulometria grossa*	Compra mais de 10000 adultos/ano*
Usa isca viva*	Monte com mais de 10 dias	Trata água
Ancora o barco*	Sabe do problema	Compra de distâncias maiores que 450 km*
Prefere pescar no reserv. que foi entrevistado		Troca a água no caminho
Pesca em outras regiões*		Compra espécies que se alimentam do mexilhão*
Percorre distâncias > que 150 km*		Sabe do problema
Sabe do problema		
Possui embarcação > que 6 m*		

* Corresponde às perguntas cujas respostas positivas valem 1 e as negativas valem 0. Nas demais perguntas o sim vale 0 e o não vale 1.

embarcação própria, empresas de comercialização de materiais de construção e fazendas de piscicultura em cada uma das três regiões de estudo.

Foram realizados no total, 106 questionários para pescadores, 95 para materiais de construção e 92 para fazendas de piscicultura. As respostas foram dicotomizadas para zero ou um (0 – 1), sendo zero para as respostas que não representavam risco de dispersão, e 1 quando as respostas estavam associadas a algum risco de dispersão de formas larvais ou adultas da espécie.

Os resultados foram tratados pelo método de análise fatorial, consistindo de 6 etapas: 1) Cálculo do coeficiente de correlação das respostas obtidas com os questionários. Para este cálculo utilizou-se o coeficiente de correlação tetracórico, já que os dados obtidos eram qualitativos e dicotomizados; 2) Com a matriz de coeficientes gerada, calcularam-se os carregamentos fatoriais, por meio da multiplicação da raiz quadrada dos autovalores, pelos seus respectivos autovetores. 3) Gerou-se uma matriz de multiplicação que, multiplicada pelos dados originais dos questionários padronizados, produz uma matriz de escores fatoriais. 4) Transformou-se a matriz de escores fatoriais em um vetor de escores para cada grupo de respostas de cada entrevistado. 5) Obteve-se um escore fatorial para cada entrevistado e padronizaram-se os valores para uma escala de zero a um. 6) Para cada questionário calculou-se a mediana dos valores dos escores padronizados, obtendo-se os valores que convencionalmente foram chamados de perigo.

Depois de calculado o risco de bioinvasão para cada atividade, em cada região, e assumindo que se tratam de riscos independentes, utilizou-se a equação abaixo para estimar o coeficiente de risco global inerente a cada região de estudo.

$$CRG = \frac{(Pb_pesca \times Pe_pesca) + (Pb_areia \times Pe_areia) + (Pb_piscicultura \times Pe_piscicultura)}{3}$$

A tabela obtida com os valores de Pb , Pe , R e CRG foi inserida no software *ArcView 9,0* com o objetivo de criar um banco de dados georreferenciado que pudesse ser atualizado constantemente e no qual o risco global de cada região possa ser visualizado, de forma clara e didática, apresentando cada resultado com um padrão de cores diferenciado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos com o modelo proposto estão descritos na Tabela 2. A maior probabilidade de encontrar larvas ou adultos da espécie foi atribuída à atividade piscicultura. Isto é coerente com o observado em campo, já que as condições da água de transporte de peixes são adequadas para a sobrevivência das larvas do mexilhão dourado.

A menor probabilidade foi atribuída ao transporte de areia, já que o número de mexilhões vivos encontrados nesta atividade foi muito baixo em relação à quantidade de areia analisada. Os valores de probabilidade são os mesmos, independentemente da região estudada, já que se referem às probabilidades de encontrar moluscos em cada uma das atividades, em locais infestados. No entanto, o perigo foi calculado com base no perfil da atividade em cada região de estudo. No caso dos barcos, o maior perigo foi atribuído à região de Foz do Areia, o que é condizente com as características deste reservatório. Foz do Areia é um reservatório de regulação, no qual o nível da água varia bastante. Este fato faz com que muitos pescadores da região se desloquem para áreas afastadas para pescar. Já em Salto Caxias existe uma preferência muito maior pela pesca no próprio reservatório, onde existe um maior número de áreas de lazer.

No caso da areia, o maior perigo foi atribuído à região de Caxias, já que a grande maioria das empresas entrevistadas na região compra areia do rio Paraná, onde existe a presença do molusco. Já no reservatório do Irai, o perigo da areia é baixo, pois a grande distância até o rio Paraná faz com a maioria da areia comercializada seja das proximidades da região. Mesmo com a areia apresentando um perigo elevado, a multiplicação pela probabilidade gerou um risco baixo para este vetor.

O vetor com maior risco foi a piscicultura ($R = 40,69\%$), resultado da multiplicação de uma alta probabilidade por um alto perigo, que seguiu um mesmo padrão para as três regiões.

O Coeficiente de Risco Global (CRG) foi maior para o reservatório de Foz do Areia. O reservatório de Salto Caxias é o mais próximo da área já invadida, o que gerou a expectativa de que esta seria a região com maior risco. Porém, o fato da região apresentar um grande número de áreas de lazer de propriedade dos moradores locais, do turismo regional ser pouco explorado além das fronteiras municipais e do vetor transporte de areia, que é o que gerou maior perigo para a região, ter tido pouca expressão sobre o resultado final, fizeram com esta região fosse a de menor risco global. Mesmo assim, todos os riscos globais foram considerados significativos, com uma média geral de 19,7%.

A metodologia probabilística e a análise fatorial se mostraram ferramentas adequadas para aplicação em análise de risco. Um método semelhante de cálculo de probabilidades foi aplicado por Johnson *et al.* (2001) na tentativa de estimar a probabilidade de encontrar larvas ou adultos de *Dreissena*

Tabela 2. Valores de risco e risco global para cada uma das regiões estudadas.

Parâmetros	Salto Caxias	Foz do Areia	Irai
P_{b_barcos}	0,6482	0,6482	0,6482
P_{e_barcos}	0,2020	0,2990	0,2303
R_{barcos}	0,1309	0,1938	0,1493
P_{b_areia}	0,0055	0,0055	0,0055
P_{e_areia}	0,9000	0,6023	0,2468
R_{areia}	0,0049	0,0033	0,0013
$P_{b_piscic.}$	0,9995	0,9995	0,9995
$P_{e_piscic.}$	0,4071	0,4369	0,4470
$R_{piscic.}$	0,4069	0,4367	0,4468
CRG	0,1809	0,2113	0,1991

P_b – Probabilidade, P_e – Perigo, R – Risco e CRG – Coeficiente de Risco Global.

polymorpha (Pallas, 1771) em barcos de pesca no lago St. Clair, Michigan, USA. Porém, o método de *Bernoulli*, que estima a probabilidade baseado na presença ou ausência de moluscos, associado ao método de *Poisson*, que considera também a quantidade de organismos encontrada em cada atividade, se mostrou mais adequado aos dados.

Vários autores têm utilizado métodos matemáticos para estimar o risco de bioinvasões (Hastings, 1996). O modelo de análise fatorial tem sido utilizado em várias pesquisas, como o trabalho de Toledo & Nicoletta (2002), no qual o método foi utilizado para calcular um índice de qualidade de água em microbacias, ou o trabalho de Furtado *et al.* (2003), no qual o modelo foi utilizado para ordenar áreas de conservação de acordo com sua importância. Trata-se de um método que objetiva descrever, quando possível, a estrutura de covariância do relacionamento entre várias variáveis em termos de um número menor de variáveis não observáveis, denominadas fatores que podem ser analisados e ordenados na forma de escores, reduzindo ao máximo a subjetividade na interpretação dos dados (Johnson & Wichern, 1998).

Também a utilização do Sistema de Informações Geográficas (SIG), permite uma atualização automatizada dos dados e uma visualização espacial dos resultados, tornando-se uma ferramenta de grande aplicação na sistematização do processo (Goodchild *et al.*, 1993). As Figuras 2, 3 e 4 representam especialmente os resultados obtidos com a criação do banco de dados no software ArcView 9,0.

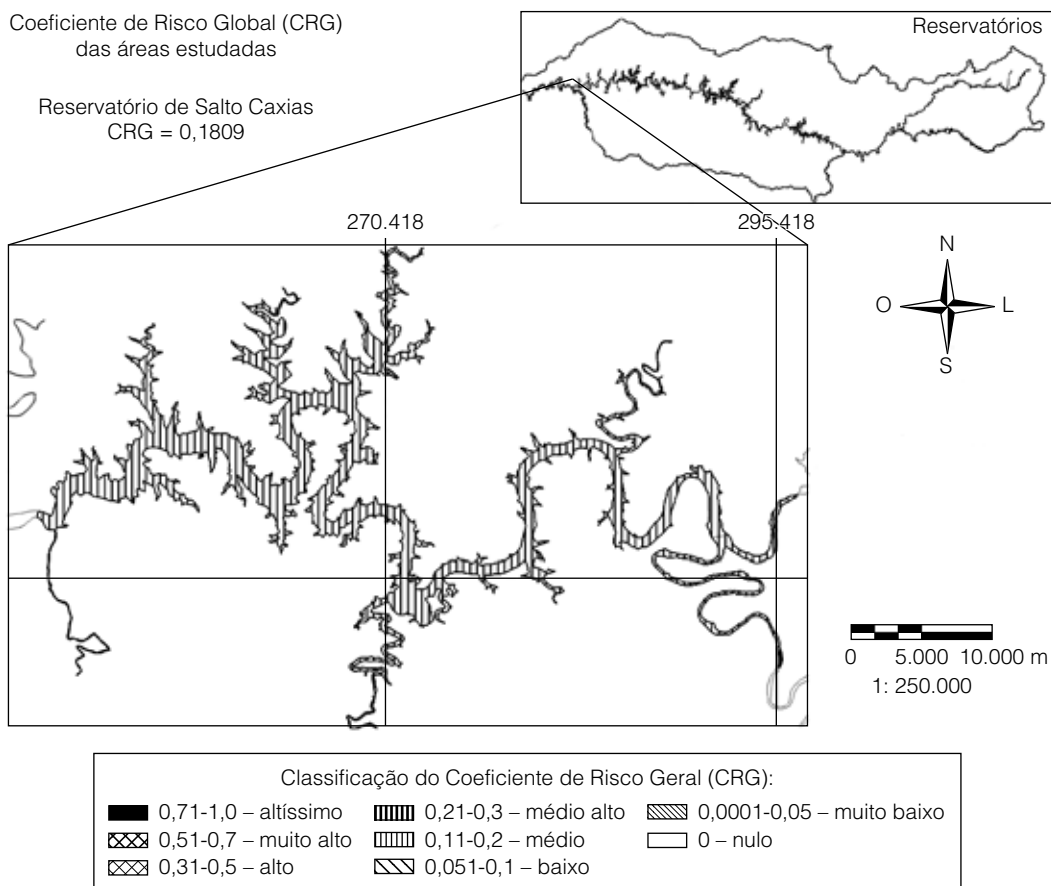


Figura. 2. Imagem gerada pelo banco de dados do software ArcView 9,0 com o valor do (CRG) para o reservatório de Salto Caxias.

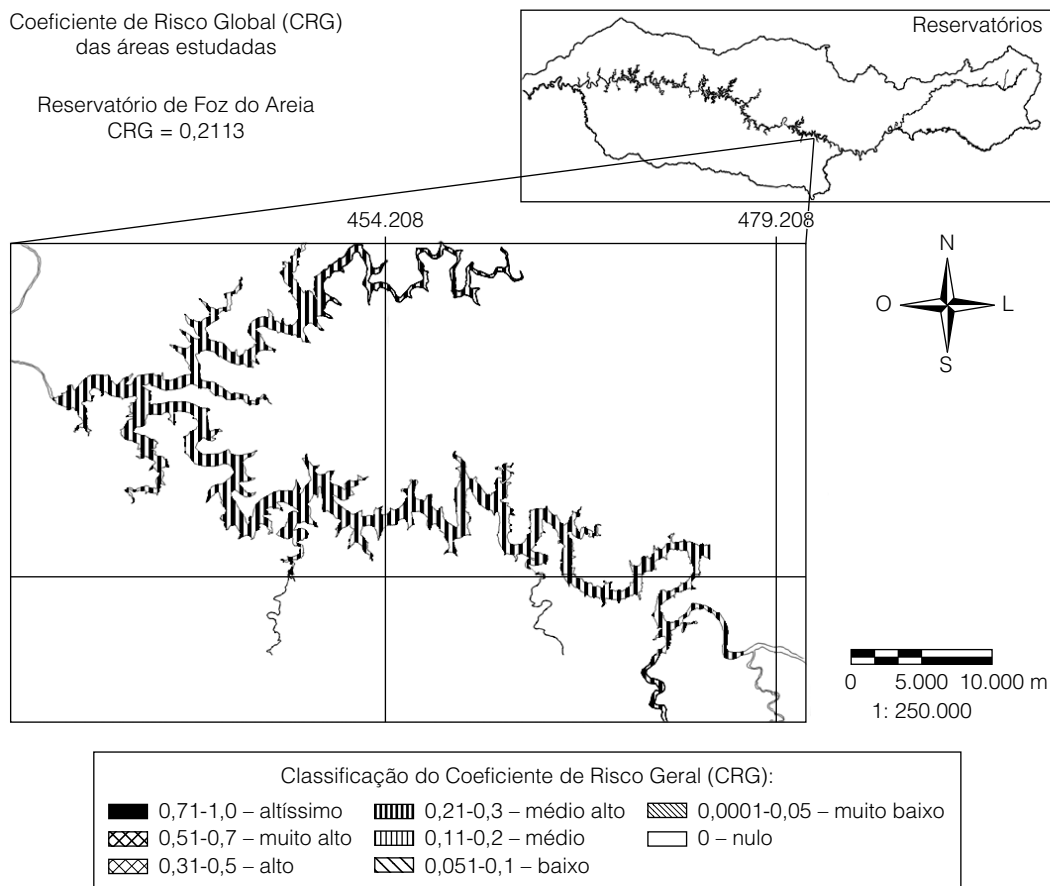


Figura 3. Imagem gerada pelo banco de dados do software ArcView 9,0 com o valor do (CRG) para o reservatório de Foz do Areia.

OUTROS COMPONENTES NECESSÁRIOS À ANÁLISE DE RISCO

O resultado final da análise de risco depende de vários fatores. No caso do estudo de caso apresentado neste capítulo, a ênfase maior foi dada para vetores antrópicos e para a dispersão de *L. fortunei* para corpos d'água não conectados, já que foram as condições encontradas na área de estudo (Rio Iguaçu). Porém, para outras bacias hidrográficas é possível acrescentar ao modelo outros vetores como migração de peixes e transporte fluvial, que têm maior relação com a dispersão por corpos d'água conectados e outros ainda, que devem ser identificados com base nas características ambientais, sociais e econômicas de cada região.

Além disso, a análise de risco também pode acrescentar, em uma mesma interpretação, componentes ambientais, sociais e econômicos. Um estudo mais completo poderia trabalhar com todos estes componentes em conjunto (Figura 5).

Bloco de dados

Características ambientais do corpo d'água

Como um primeiro bloco de dados conteria: volume do corpo d'água; estabilidade do volume; profundidade; regime térmico; estado trófico; conteúdo de cálcio; pH da água; concentração de

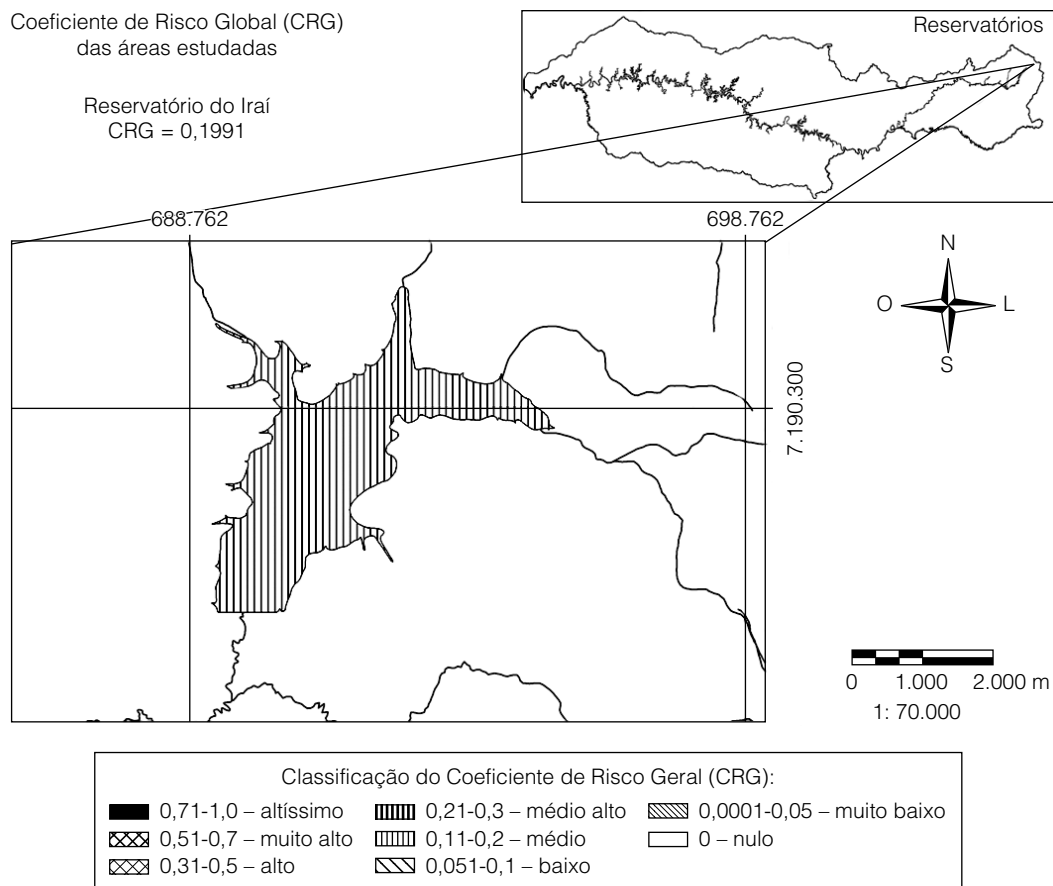


Figura 4. Imagem gerada pelo banco de dados do software ArcView 9,0 com o valor do (CRG) para o reservatório do Iraí.

clorofila; presença de outras espécies exóticas e invasoras e outros parâmetros que tenham relação com a manutenção e o desenvolvimento da espécie.

Características físicas do corpo d'água

Outras características como: distância de um ponto de contaminação pela espécie; acessibilidade ao corpo d'água; navegabilidade; conectividade com outras bacias hidrográficas; origem do corpo d'água, se natural ou artificial, também estariam representados por um conjunto de dados.

Vetores de dispersão da espécie

Outro conjunto conteria informações referentes aos vetores indicados para a região, incluindo: probabilidade de cada vetor transportar indivíduos da espécie e força com que cada um dos vetores atua no corpo d'água.

Limites ambientais da espécie

Um último conjunto de dados incluiria os limites que definem a sobrevivência do organismo no ambiente, como valores máximos e mínimos de pH, salinidade, clorofila, cálcio, temperatura e outros. Identificando-se no ambiente um ou mais destes parâmetros com valores fora dos limites aceitáveis para a espécie, isto teria um peso muito forte na redução do risco de bioinvasão.

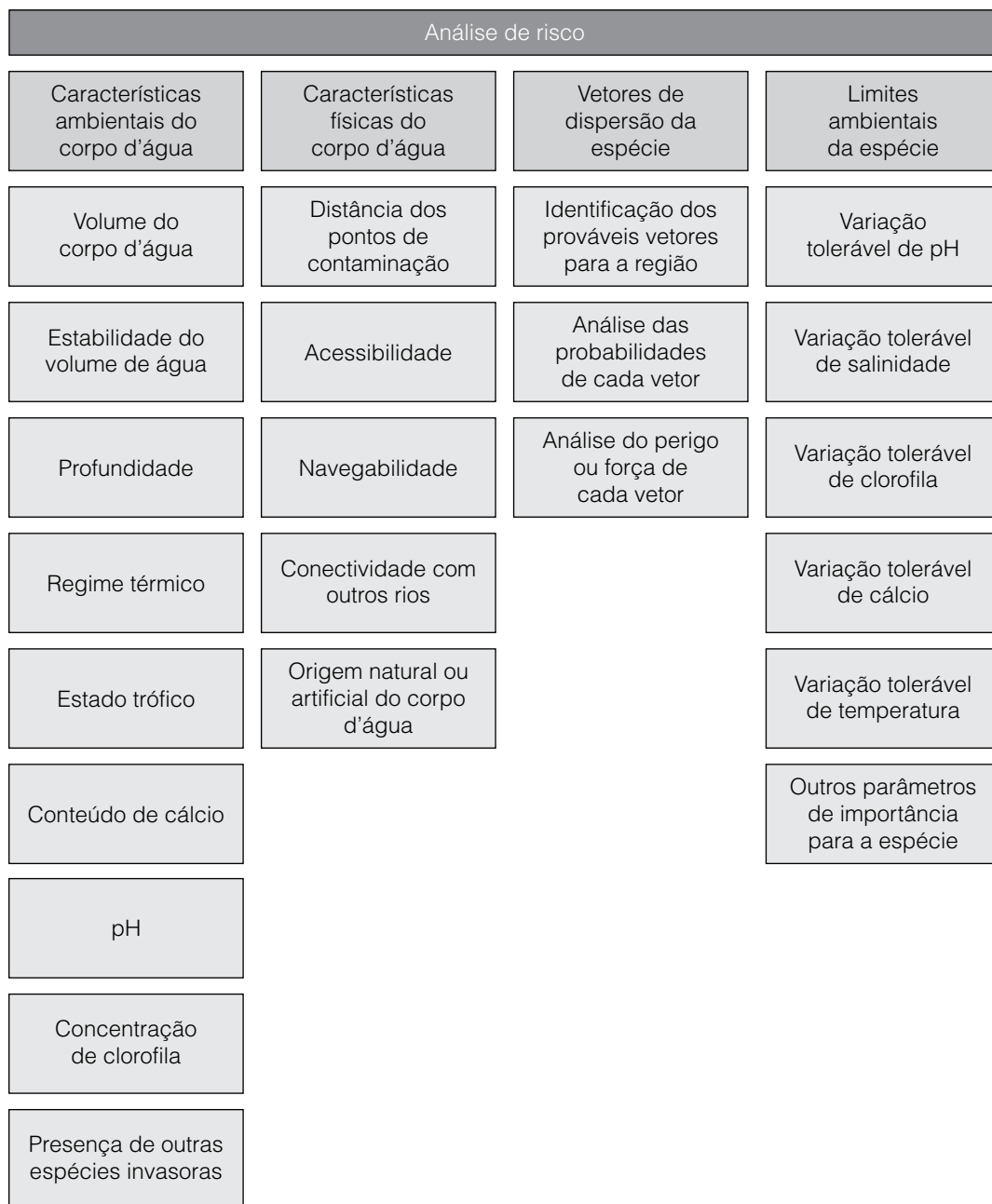


Figura 5. Fluxograma com a estrutura sugerida para uma análise de risco completa.

CONCLUSÕES

Embora seja um assunto discutido há muitos anos e ultimamente esteja fazendo parte do discurso de ambientalistas no mundo todo, o que se vê, na prática, é que pouca importância tem se dado ao assunto bioinvasões. Muitas pesquisas têm direcionado seu foco para a biologia das espécies e o monitoramento de sua dispersão e, pouca ênfase tem sido dada a trabalhos de prevenção. O trabalho de Carlton & Ruiz (2004) que discute o conceito e aplicação da ciência dos vetores e o trabalho de Arim et al. (2006) que discute a teoria da invasão, indicam que o caminho mais sensato a seguir passa por

uma análise profunda dos processos que envolvem a chegada e a dispersão destas espécies em novos ambientes. Somente desta forma seremos capazes de intervir no processo e minimizar os impactos causados pelas invasões biológicas.

Muitas visões pessimistas cercam o tema prevenção. Realmente, aprofundamentos neste tema exigem muito esforço e poucas vezes se chega a algum resultado conclusivo, com apenas um trabalho, mas é um caminho que evidencia o quanto ainda se desconhece do assunto.

Este capítulo é uma tentativa de uma discussão mais criteriosa sobre o avanço de *L. fortunei* pelas bacias hidrográficas brasileiras e sobre as possíveis estratégias de prevenção.

No estudo de caso apresentado, embora alguns temas como a suscetibilidade dos ambientes à invasão por esta espécie tenham tido pouca ênfase, a identificação de possíveis vetores de dispersão e a proposição de um modelo de análise de risco, criam subsídios para adoção imediata de ações concretas de prevenção, com a atuação direta sobre os principais vetores, e sobre áreas prioritárias, onde o risco é mais elevado. Porém, isto depende também de ações políticas, o que torna necessário levar estes conhecimentos a instâncias governamentais.

Por outro lado, a intervenção direta sobre os vetores de dispersão, principalmente sobre os antrópicos, exige cuidado para que atividades econômicas envolvidas não sejam penalizadas pela falta de conhecimento mais aprofundado do processo de dispersão da espécie e da sua biologia.

O caminho a ser seguido deve ser o da união de esforços e da multidisciplinaridade, criando uma frente única de discussão do tema, somando esforços de pesquisadores de diferentes regiões e diferentes áreas do conhecimento para, juntos, criarem mecanismos para controlar este problema.

REFERÊNCIAS

- Arim, M.; S. R. Abades, P.E. Neill, M.Lima, & P.A. Marquet. 2006. Spread dynamics of invasive species. *PNAS*, 103(2): 374-378.
- Baggio, E. C.; E. K. Shibata, G. M. Lourenço, G. Volaco & P. A. Juchen. 1992. Cenário hidroelétrico-ambiental para o Estado do Paraná. Curitiba: Surehma. p. 79.
- Belz, C. E. 2006. *Análise de risco de bioinvasão por Limnoperna fortunei (Dunker, 1857): um modelo para a bacia do rio Iguaçu, Paraná*. Tese de Doutorado apresentada ao Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná.
- Buchan, L. A. J. & D. K. Padilla. 1999. Estimating the probability of long-distance overland dispersal of invading aquatic species. *Ecological Applications* 9:254-265.
- Carlton, J. T. 1993. Dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. pp. 677-697. In.: Nalepa, T. F. & D. W. Schloesser, eds. *Zebra mussels: biology, impact and control*. CRC, Ann Arbor, Michigan, USA.
- Carlton, J. T. 1999. *The scale and ecological consequences of biological invasions in the World's oceans*. Invasive Species and Biodiversity Management. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. pp. 195-212.
- Carlton, J. T. & J. B. Geller. 1993. Ecological roulette: biological invasions and the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261: 78-82.
- Carlton, J. T. & G. M. Ruiz. 2004. Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks. In.: Money, H. A.; J. McNeely, L. E. Neville, P. J. Schei & J. K. Waage. eds., *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. Island Press, Covelo California.
- Cowie, R. H. 2004. Disappearing snails and alien invasions: the biodiversity/conservation interface in the pacific. *Journal of Conchology*. Especial Publication 3: 23-37.
- Darrigran, G.; M. E. Maroñas & D. C. Colautti. 2001. Tolerancia del "mejillón dorado" *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) a la exposición al aire. En.: Actas Seminario Internacional sobre gestión ambiental e hidroelectricidad. Complejo Hidroeléctrico de Salto Grande. Argentina-Uruguay. p.123.
- Di Castri, F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the old world. Pages 130 En J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmanek, and M. Williamson, eds. *Biological invasions: a global*

- perspective*. John Wiley & Sons, New York, New York. USA.
- Furtado, E. M.; A. C. Neto, Z. H. Domingues & R. T. Hosokawa. 2003. Ranqueamento de faxinais do Estado do Paraná através da análise fatorial. *Revista Ciências Exatas e Naturais* 5(1): 85-99.
- Giacomini, H. C. 2007. Sete motivações teóricas para o uso da modelagem baseada no indivíduo em ecologia. *Acta Amazônica* 37(3): 431- 446.
- Goodchild, M. F., B. O. Parks & L. T. Steyaert. 1993. *Environmental modeling with GIS*. Oxford University Press, New York, New York. USA.
- Griffiths, R. W., D. W. Schloesser, J. H. Leach & W. P. Kovalak. 1991. Distribution and dispersal of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes region. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 1381-1388.
- Guilam, M. C. R. 1996. O conceito de risco. Sua utilização pela epidemiologia, engenharia e ciências sociais. In: www.ensp.fiocruz.br/projetos/esterisco/maryfim1.htm
- Haltuch, M. A., P. A. Berkman & D. W. Garton. 2000. Geographic information system (GIS) analysis of ecosystem invasion: exotic mussels in Lake Erie. *Limnol. Oceanogr.* 45(8): 1778-1787.
- Hastings, A. 1996. Models of spatial spread: a synthesis. *Biological Conservation* 78: 143-148.
- Jasanoff, S. 1993. Bridging the two cultures of the risk analysis. *Risk Analysis* 1(1): 11-27.
- Johnson, L. E. & D. K. Padilla. 1996. Geographic spread of exotic species: ecological lessons and opportunities from the invasion of zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biological Conservation* 78: 23-33.
- Johnson, L. E., A. Ricciardi & J. T. Carlton. 2001. Overland dispersal of aquatic invasive species: a risk assessment of transient recreational boating. *Ecological applications* 11(6): 1789-1799.
- Johnson, R. A. & D. W. Wichern. 1998. *Applied multivariate statistical analysis*. 4ed. New Jersey: Prentice Hall, Englewood cliffs, 816p.
- Jones, C. G., J. H. Lawton & M. Shachak. 1997. Positive and Negative Effects of Organisms as Physical Ecosystem Engineers. *Ecology* 78(7): 1946-1957.
- Keller, R. P., J. M. Drake & D. M. Lodge. 2007. Fecundity as a basis for risk assessment of nonindigenous freshwater mollusks. *Conservation Biology* 21(1): 191-200.
- Lockwood, J., M. Hoopes & M. Marchetti. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing. 304pp.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout & F. A. Bazzaz. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Ecological Applications* 10(3): 689-710.
- Miller, A. H. & A. Ignacio. 1994. An approach to identify potential zebra mussel colonization in large water bodies using best available data and a Geographic Information System. In: Proceedings of the Fourth International Zebra Mussel Conference. Madison, Wisconsin.
- NRC (National Research Council). 2002. *Predicting invasions of nonindigenous plants and plant pest*. National Academy Press. Washington, D.C.
- O'Neill, C. R. Jr. 1997. Economic impact of zebra mussels – results of the 1995 National zebra mussel information clearinghouse study. *Great Lakes Research Review* 3(1): 35-42.
- Toledo, L. G. & G. Nicoletta. 2002. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola* 59(1): 181-186.
- Zanella, O. & Marenha, L.D. 2002. Ocorrência de *Limnoperna fortunei* na Central Hidrelétrica de Itaipu. In: V Congresso Latinoamericano de Malacologia. Instituto Butantan/ Instituto de Biociências – USP. São Paulo, Brasil: p. 41.

