

Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano

Gustavo Darrigran y Cristina Damborenea / Editores



Bio-invasión del mejillón
dorado en el continente americano

AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

PRESIDENTE

Arq. Gustavo Adolfo Azpiazu

VICEPRESIDENTE

Lic. Raúl Aníbal Perdomo

SECRETARIO GENERAL

Arq. Fernando Tauber

SECRETARIA DE ASUNTOS ECONÓMICO-FINANCIERO

Cdora. Mercedes Molteni

SECRETARIA ACADÉMICA

Dra. María Mercedes Medina

SECRETARIO DE CIENCIA Y TÉCNICA

Dr. Horacio Alberto Falomir

PROSECRETARIO DE EXTENSIÓN UNIVERSITARIA

Arq. Diego Delucchi

DIRECTORA DE LA EDITORIAL (EDULP)

Mag. Florencia Saintout

Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano

**Gustavo Darrigran & Cristina Damborenea
(Editores)**

Darrigran, Gustavo

Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano / Gustavo Darrigran y
Cristina Damboronea - 1a ed. - La Plata : Univ. Nacional de La Plata, 2006.

226 p. ; 29x27 cm.

ISBN 950-34-0367-7

1. Biología. I. Damboronea, Cristina II. Título
CDD 570



Buckman
LABORATORIES



Diseño: Erica Anabela Medina



Editorial de la Universidad Nacional de La Plata
Calle 47 N° 380 - La Plata (1900) - Buenos Aires - Argentina
Tel/Fax: 54-221-4273992
editorialunlp.com.ar

La EDULP integra la Red de Editoriales Universitarias (REUN)

1° edición - 2006
ISBN N° 950-34-0367-7
Queda hecho el depósito que marca la ley 11.723
© 2006 - EDULP
Impreso en Argentina

El tico de la Universidad de Barcelona, R. Margalef, en su libro "Planeta Azul, Planeta Verde" describe una figura tomada de un tapiz tejido en España hace 465 años, basado en un cartón atribuido a Pierre van Relot. Este es un mosaico de calamidades (e.g. un hombre en posición invertida, bajo un caballo; un noble atravesado por una flecha). En el ángulo inferior derecho, aparece un anciano, encadenado, estudiando detenidamente la diversidad biótica.

Ante esa imagen, el catedrático reflexiona:

"Se necesita valor para hacerlo entre tanta adversidad".

Gentileza de Juan Armengol Bachero.

ÍNDICE

PREFACIO	13
-----------------------	----

PARTE I. GENERALIDADES DE INVASIONES ACUÁTICAS Y AGUA DE LASTRE

Capítulo 1. BIO-INVASIONES

Gustavo Darrigran & Cristina Damborenea

INTRODUCCIÓN	15
LA CIENCIA DE LOS VECTORES	21
Accidental vs. Intencional	
Proceso de invasión	
Introducción de especies	
Arribo y supervivencia	
Dispersión	
EFFECTOS DE LAS ESPECIES INTRODUCIDAS	27
Efectos directos	
Efectos indirectos	
Efectos económicos	
LA GEOGRAFÍA DE LA INVASIÓN	28
Imperialismo ecológico. El efecto de los invasores euroasiáticos	
Hábitats disturbados	
ERRADICACIÓN, CONTROL Y PREVENCIÓN	29
El camino a seguir	
<i>Fases de invasión</i>	
Agenda de investigación	

Capítulo 2. AGUA DE LASTRE COMO VÍA DE INTRODUCCIÓN DE ESPECIES A NIVEL GLOBAL

Flavio da Costa Fernandes & Alexandre de Carvalho Leal Neto

INTRODUCCIÓN	43
Ejemplos de introducción por agua de lastre	
<i>Casos de introducciones por agua de lastre en la América del Sur</i>	
PROYECTO GLOBALLAST	45

Descripción, financiamiento, coordinadores y ejecutores	
Objetivo	
Resultados alcanzados – componente	
1. <i>Coordinación del Programa</i>	
2. <i>Comunicación y Movilización Pública</i>	
3. <i>Evaluación de Riesgo.</i>	
4. <i>Medidas de Gestión de Agua de Lastre</i>	
5. <i>Conformidad, Monitoreo e Imposición</i>	
6. <i>Cooperación Regional y Reproducción.</i>	
7. <i>Recursos y Autofinanciamiento</i>	
Expectativas	
<i>Limnoperna fortunei</i> dentro del Proyecto GloBallast	
LA OMI Y EL CONTROL DE LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES ACUÁTICAS	
INDESEABLES, VÍA AGUA DE LASTRE	50

PARTE II: CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE *Limnoperna fortunei*

Capítulo 3. CARACTERÍSTICAS DE LA ESPECIE

Gustavo Darrigran & Cristina Damborenea

INTRODUCCIÓN	53
DESARROLLO	54
Morfología valvar	
Anatomía interna	
Modo de vida	
Estrategia reproductiva y ciclo de vida	
Edad y Crecimiento	
Mecanismo de dispersión	
Impacto negativo en los ecosistemas	

Capítulo 4. BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DE *Limnoperna fortunei*

Cristina Damborenea & Pablo E. Penchaszadeh

INTRODUCCIÓN	69
Generalidades	
CICLO REPRODUCTIVO	70
Características generales	
Maduración y evacuación gamética	

Capítulo 5. DESARROLLO Y ECOLOGÍA LARVAL DE *Limnoperna fortunei*.

Inés Ezcurra de Drago, Luciana Montalto & Olga B. Oliveros.

INTRODUCCIÓN	83
ESTADIOS DE DESARROLLO	83
Primeros estadios sin valvas	
Estadios posteriores valvados	
CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES DE LA REPRODUCCIÓN DE LOS BIVALVOS	
DULCIACUÍCOLAS NEOTROPICALES.....	84
DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LOS ESTADIOS LARVALES	85
ORIGEN Y RECLUTAMIENTO DE LAS POBLACIONES DE <i>Limnoperna fortunei</i>	
EN AMBIENTES DEL PARANÁ MEDIO	88

PARTE III: INVASIÓN

Capítulo 6. DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y DISPERSIÓN

Gustavo Darrigran & María Cristina Dreher Mansur

INTRODUCCIÓN	93
DISTRIBUCIÓN DEL MEJILLÓN DORADO EN LA REGIÓN NEOTROPICAL	94
Introducción y dispersión de <i>Limnoperna fortunei</i> en Argentina	
Introducción y dispersión de <i>Limnoperna fortunei</i> en Brasil	
Introducción en el centro-oeste de Brasil vía río Paraná / Paraguay	
Introducción en la cuenca del lago Guaíba y de la Lagoa dos Patos, Sur del Brasil	
Introducción en el río Uruguay y afluentes	
ABUNDANCIA	102
Estadios larvales del mejillón dorado	
Estado adulto del mejillón dorado	
DISPERSIÓN	105
Primeros pasos sugeridos para prevenir o desacelerar la dispersión del mejillón dorado	
PROYECCIÓN DE LA INVASIÓN EN NUEVAS ÁREAS	106

Capítulo 7. LOS PECES DEPREDADORES DE *LIMNOPERNA FORTUNEI* EN LOS AMBIENTES COLONIZADOS

Mirta García & Luciana Montalvo

INTRODUCCIÓN	111
CARACTERÍSTICAS DE LOS NUEVOS DEPREDADORES	113
Los Characiformes	
Los Siluriformes	
Los Cipriniformes. Las carpas	
Los Rajiformes. Las rayas de río	
Los Perciformes. La corvina rubia	
CONCLUSIONES	117

Capítulo 8. TASAS DE CLAREADO: RITMOS E IMPACTO.

Francisco Sylvester, Demetrio Boltovskoy & Daniel Cataldo

INTRODUCCIÓN	129
DESARROLLO	130
Métodos de medición de las tasas de filtración	
Filtración en <i>L. fortunei</i> : valores, comparación con otras especies e impacto sobre el sistema	

Capítulo 9. GOBERNABILIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y LAS BIOINVASIONES

Jorge Omar Darrigran.

INTRODUCCIÓN	141
PRINCIPAL CORREDOR ACUÁTICO DE BIOINVASIONES DE NUESTRO PAÍS	142
LA DIMENSIÓN ESTRATÉGICA DE LAS POLÍTICAS DE PREVENCIÓN PARA EL	
INGRESO DE ESPECIES INVASORAS	145
CARACTERÍSTICAS DE LOS RECURSOS HÍDRICOS	147
MODOS DE GOBERNABILIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS	148
CONCLUSIONES	150

PARTE IV: PREVENCIÓN Y CONTROL

Capítulo 10. ASPECTOS GENERALES VINCULADOS A LA PREVENCIÓN Y CONTROL

Gustavo Darrigran & Cristina Damborenea.

INTRODUCCIÓN	153
MÉTODOS DE PREVENCIÓN Y CONTROL	154
¿Qué estructuras de la planta debo proteger? <i>Problemas causados ya en la Región Neotropical</i> <i>¿Cómo proteger la Planta?</i> Síntesis de métodos de control	
DIFUSIÓN	162

Capítulo 11. EFECTO DE BIOCIDAS Y TOLERANCIA A LA EXPOSICIÓN AL AIRE

Miriam E. Maroñas & Cristina Damborenea

INTRODUCCIÓN	167
BIOCIDAS	167
Cloro	
Molusquicidas <i>Polímero de amonio cuaternario</i> <i>Otros molusquicidas ensayados</i>	
TOLERANCIA A LA EXPOSICIÓN AL AIRE	173

Capítulo 12. PINTURAS ANTIINCRUSTANTES

Juan José Caprari

INTRODUCCIÓN	181
PRINCIPALES COMPONENTES DE LAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES	182
Modo de acción de los productos que liberan biocidas o repelentes frente a las larvas de los organismos que se aproximan a la superficie protegida	
PROPIEDADES DE LOS PRINCIPALES COMPONENTES DE LAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES	182
Componentes del pigmento <i>Pigmentos activos inorgánicos</i> <i>El óxido cuproso</i> <i>El óxido de cinc</i> <i>El sulfocianuro cuproso</i> <i>Los pigmentos metálicos</i> <i>Uso de extendedores en pinturas antiincrustantes</i> <i>Pigmentos activos orgánicos</i>	
Componentes del ligante <i>Ligante soluble y ligante fijo</i>	
CLASIFICACIÓN DE LAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES SOBRE LA BASE DE MODO DE ACCIÓN	188
Pinturas que se disuelven con disminución del espesor de película <i>Pinturas oleorresinosas convencionales</i> <i>Pinturas de ligante hidrolizable</i>	
Pinturas que se disuelven sin disminución del espesor de película <i>La lixiviación del óxido cuproso en pinturas antiincrustantes de matriz insoluble</i>	
SISTEMAS ECOLÓGICOS	198
Desarrollo de productos antiincrustantes naturales	

Recubrimientos de baja energía superficial	
<i>Adhesión y uniones adhesivas</i>	
<i>Mecanismo de adhesión de especies incrustantes</i>	
<i>El mecanismo de fijación de incrustaciones calcáreas</i>	
<i>El mecanismo de adhesión de los bivalvos</i>	
Pinturas de baja energía superficial	
Fluopolímeros funcionales	
Pinturas siliconadas	
Aditivos para polímeros convencionales y siliconados	
MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE PINTURAS ANTIINCRUSTANTES	204
Metodología	
<i>Ensayos de laboratorio</i>	
CONSIDERACIONES FINALES	206
GLOSARIO	213

PREFACIO

A partir del año 1991 se registra en Argentina, y por primera vez en América del Sur, la presencia de un mejillón de agua dulce. Esta especie, al igual que sus parientes marinos, vive fija a los sustratos duros. *Limnoperna fortunei* o mejillón dorado, como comúnmente se la denomina, ocupa un nicho vacante en los ambientes de agua dulce de América del Sur. Desde entonces, el mejillón dorado impacta tanto en el ambiente natural (e.g. desplazamiento de especies nativas, cambio de dieta en peces, alteración del bentos nativo) como humano (e.g. sistemas de agua de plantas potabilizadoras, de refrigeración de industrias, de plantas generadoras de energía, de sistemas contra incendios) provocando severos problemas de oclusión en tuberías y filtros (*macrofouling*). Su dispersión en la Cuenca del Plata se realiza contracorriente a una velocidad de 240 km/año, afectando a los países miembros del Mercosur.

Este tema presenta tal magnitud que, en el año 2000, la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata, Argentina, a través del Grupo de Investigación de Moluscos Invasores/Plagas (GIMIP), el cual es dirigido y coordinado por los Editores de la presente obra, obtiene la distinción *MercoPremio. Área: Medio Ambiente* por la contribución "*BIVALVOS INVASORES. Un novedoso problema económico-ambiental en el agua dulce de los países del Mercosur*". Este premio se realizó en el marco del concurso de monografías organizado por el Estado do Rio Grande do Sul, a través de su Gabinete do Mercosur, y auspiciado por la Asociación de Universidades Grupo Montevideo. La obra sirvió, seis años después, como germen de la presente contribución. Asimismo, la temática que aquí se aborda forma parte de la agenda de trabajo del Subgrupo N° 6, Medio Ambiente del Mercosur, quien creó un grupo *ad-hoc* integrado por representantes técnicos de Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay con el objeto de avanzar en el tratamiento de las especies exóticas invasoras, particularmente las provenientes de agua de lastre, contando con el apoyo del Programa GloBallast.

Por último, cabe destacar el más profundo agradecimiento a todos los que de un modo u otro han participado en la publicación de este libro:

- Programa Global de Gestión de Agua de Lastre –GloBallast- (F. da Costa Fernandes – IEM, Brasil; A. de C. Leal Neto – GloBallast, Brasil; Robson José Calixto- Ministério do Meio Ambiente, Brasil); Buckman Laboratorios; CIDEPINT (Centro Investigación y Desarrollo Tecnológicos en Pinturas; Argentina -CIC CONICET-) por sus invaluables contribuciones.

- A la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica, Argentina (PICT/04 - 25621), al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina (PIP 6370) y a la Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Argentina, por las contribuciones y asistencias brindadas en diferentes aspectos de la labor realizada.

Gustavo Darrigran y María Cristina Damborenea

CAPÍTULO 1

BIO-INVASIONES

GUSTAVO DARRIGRAN¹ & CRISTINA DAMBORENEA¹

INTRODUCCIÓN

Aunque la distribución de las especies cambia naturalmente a lo largo del tiempo, la actividad del hombre incrementa en gran medida la tasa y escala espacial de estos cambios, ya sea de forma intencional o no (Ricciardi & MacIsaac, 2000). Este incremento ocurre en forma directa, a través de corredores de invasión (rutas acuáticas, terrestres o aéreas; comerciales y/o turísticas) o en forma indirecta, a través de ambientes alterados como consecuencia del cambio global. Esta última expresión ambiental crea un medio potencialmente favorable para el establecimiento de las especies introducidas (Dukes & Mooney, 1999).

El impacto que ocasionan las especies introducidas es mayor en los ambientes disturbados que en los prístinos. Ya en la década de 1950, Charles Elton (1958) planteó el concepto de «resistencia biótica», que sostiene que, en áreas no disturbadas, el conjunto de competidores, depredadores, parásitos y enfermedades frustran el establecimiento de la mayoría de los invasores, mientras que en un ambiente disturbado, esa resistencia es menor debido al descenso del número de especies «defensoras».

El estuario del Río de la Plata es un área geográfica a considerar en los procesos de bio-invasiones. Como puede observarse en la Figura 1, dos especies de bivalvos dulciacuícolas, *Corbicula fluminea* Müller, 1774 (Lámina 1b) y *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Lámina 1A) invadieron América del Sur ingresando por dicho estuario. A estos casos de invasión debe sumarse otro molusco potencialmente invasor, el gasterópodo *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Lámina 1d), hallado recientemente en la Bahía Samborombón, área del Río de la Plata de alto contenido salino (Pastorino y otros, 2000). Además de la capacidad invasora propia de estas especies, el estuario del Río de la Plata es una importante vía marítima/fluvial, que alberga dos grandes puertos internacionales (Puertos de Buenos Aires en Argentina y Montevideo en Uruguay), los cuales son utilizados en forma intensiva como consecuencia de la globalización ocurrida en las últimas décadas. Por otra parte, Deschamps y otros (2003), analizan las precipitaciones registradas en la ciudad de Buenos Aires desde los siglos XIX al XXI como manifestación del cambio climático en la pampa bonaerense. Sus resultados evidencian un importante incremento de las precipitaciones en las últimas tres décadas (Figura 2), fenómeno que involucra un cambio de las condiciones ambientales en esta región. Por lo tanto, en este punto geográfico, paralelamente al incremento del intercambio comercial/turístico que involucra el traslado potencial de especies desde cualquier punto del planeta a esta región, ocurre un cambio climático/ambiental local en tiempo histórico (Deschamps y otros, 2003), que puede ser aprovechado por especies con capacidad adaptativa amplia (tal como la de las especies invasoras).

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

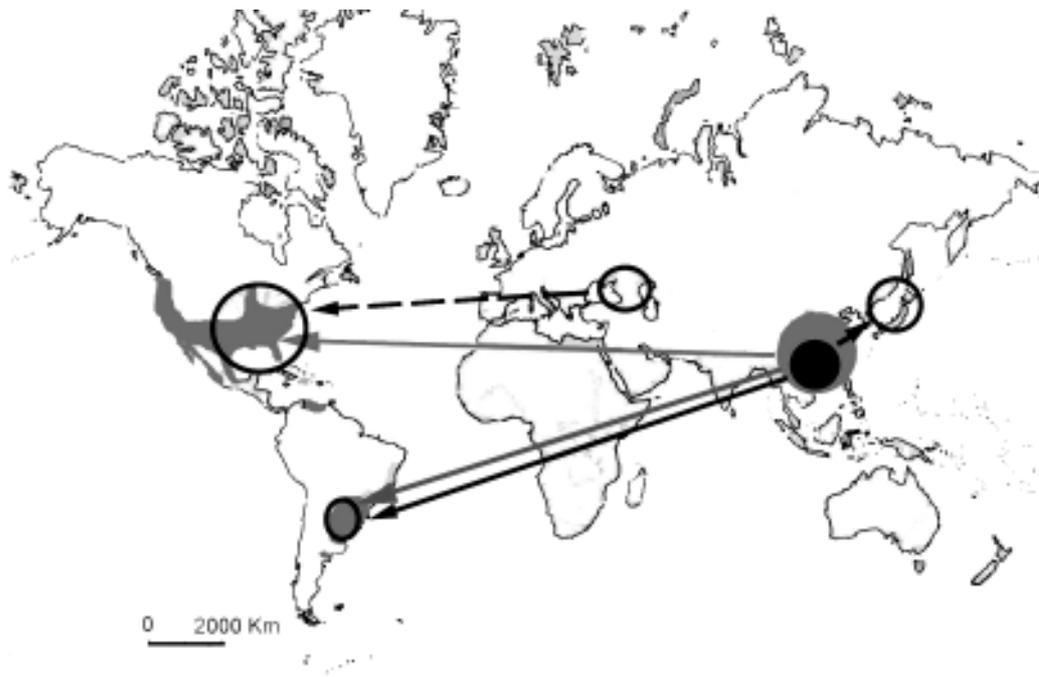


Figura 1. Bio-invasiones de bivalvos de agua dulce en el continente Americano. Línea negra cortada, corresponde a *Dreissena polymorpha*; línea negra continua a *Limnoperna fortunei*; línea gris a *Corbicula fluminea* (modificado de Darrigran & Pastorino, 2004).

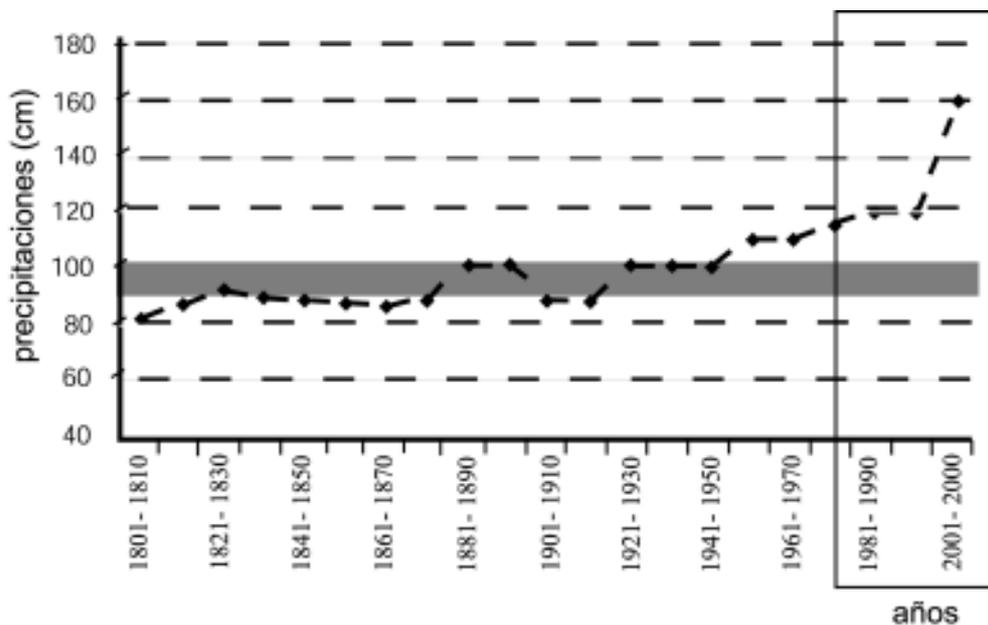


Figura 2. Datos históricos de precipitaciones para la ciudad de Buenos Aires, desde el siglo XIX al XXI. La franja gris indica los niveles de precipitación históricos utilizados para la construcción pública (modificado de Deschamps y otros, 2003).

Como ya se mencionó, el concepto de invasiones biológicas comenzó a utilizarse en la década de 1950 (Elton, 1958). Desde entonces, la diversidad de términos aplicada a éste es tal, que llega a entorpecer la propia definición de bio-invasión. Actualmente, existe la tendencia de unificar criterios sobre la base de dos aspectos involucrados en el proceso de invasión (Marco y otros, 2002): uno que atañe a la especie invasora y el otro en relación con el ambiente receptor. El término *invasiveness*, o capacidad de invasión, se refiere a la facultad

propia de una especie en particular para invadir un hábitat determinado; mientras que *invasibility*, o susceptibilidad del ambiente a ser invadido, alude a las características propias de un hábitat que determinan su disponibilidad para el establecimiento y dispersión de una especie invasora.

La capacidad de invasión de las especies se vincula con la compleja interacción entre especies invasoras y nativas, y el hábitat. Estos aspectos generan un marco conceptual para la formulación de modelos, con el objetivo de estudiar y predecir las tendencias de las bio-invasiones. No obstante, estos modelos se transforman en herramientas adecuadas en la comparación en casos puntuales. Esquemáticamente, los principales elementos del proceso de bio-invasión pueden ser organizados considerando el *input* (especies y características del hábitat) y el *output* (patrones de predicción y tasas de invasión) (Figura 3). En relación con el *output*, y con la finalidad de comprender procesos y mecanismos de las bio-invasiones, el patrón de dispersión es tan importante como la velocidad de dispersión. Estos conocimientos son la base para incrementar la posibilidad de predicción y control de las bio-invasiones.

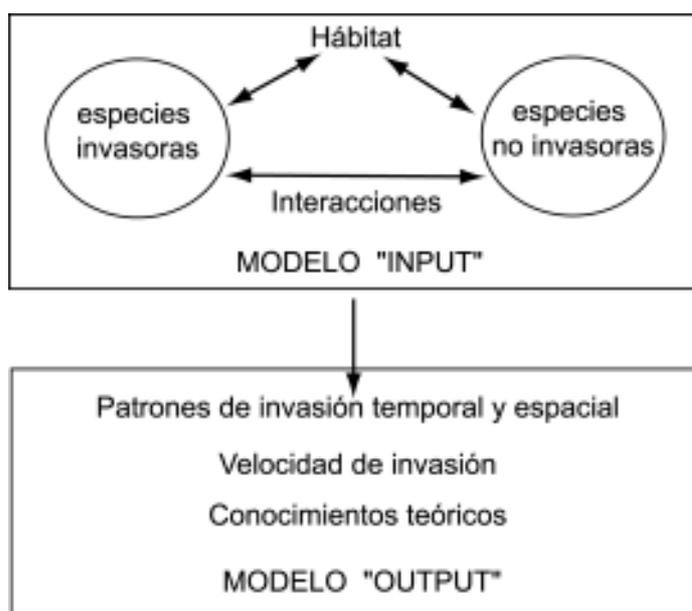


Figura 3. Principales elementos a considerar en la formulación de un modelo de bio-invasión (modificado de Marco y otros, 2002).

Las herramientas utilizadas para la prevención de especies introducidas invasoras incluyen la evaluación de riesgo, temprana detección, rápida respuesta y educación pública. Generalmente, el manejo de especies invasoras es reactivo y comienza una vez establecida la especie en la nueva área.

Los esfuerzos en la generación de modelos de predicción adquieren importancia con el fin de brindar información sobre la potencial distribución geográfica de las especies invasoras a los encargados de las decisiones sobre los problemas ambientales y, por lo tanto, contar con herramientas para establecer estrategias de prevención (pro-activas). Básicamente, dos tipos de modelos son característicos:

I) *Evaluación de riesgo*. Se realiza a partir de la historia de la invasión y de la obtención de datos de las características ecológicas de la especie invasora (tolerancia térmica, fecundidad, uso de hábitat, etc.).

II) *Modelos ecológicos espacialmente explícitos*. Plantean los potenciales límites geográficos de la invasión. Se basa en asumir que el nicho ecológico de la especie, en su lugar de origen, provee la información sobre el límite de la distribución en dicho lugar; por lo tanto, se contaría con ese conocimiento para traspasarlo al potencial lugar de invasión y estimar su dispersión. Estos modelos se ajustan a modelos de cambio climático.

Kluza & McNycet (2005), con la finalidad de probar un modelo tipo II, GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction), lo ajustan para especies animales invasoras de agua dulce y marina, en donde utilizan datos como:

a) ocurrencia de especies (latitud y longitud);

b) variables ambientales (para el agua dulce, variables topográficas y climáticas; para el agua de mar, batimetría, producción primaria, salinidad, etc.)

Asimismo, estos datos son comparados con dos tipos diferentes de escenarios:

1) Área a invadir en la actualidad.

2) Área a invadir ajustando el GARP a un modelo de cambio climático global de predicción para el año 2020. Como especie invasora de agua dulce, Kluza & McNycet (2005) utilizan al mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) como puntos de referencia para los datos de la presencia de la especie en el sudeste de Asia y en América del Sur. A partir de estos datos se proyecta la potencial invasión de esta especie a nivel mundial (Figura 4a). Posteriormente, se ajusta a un modelo de cambio climático global. Los resultados muestran la potencial extensión del rango de invasión en América del Sur, África del este, Arabia, India, Australia y Asia. (Figura 4b). Es interesante destacar que, al comparar los dos tipos de escenarios (actual vs. cambio climático global), se detectan áreas de potencial reducción de distribución del mejillón dorado, asociados con el descenso en la precipitación y la presión de vapor, incremento en la temperatura máxima y en el rango diurno de la temperatura. Por su parte, la expansión potencial se asocia con una disminución del rango diurno de temperatura.

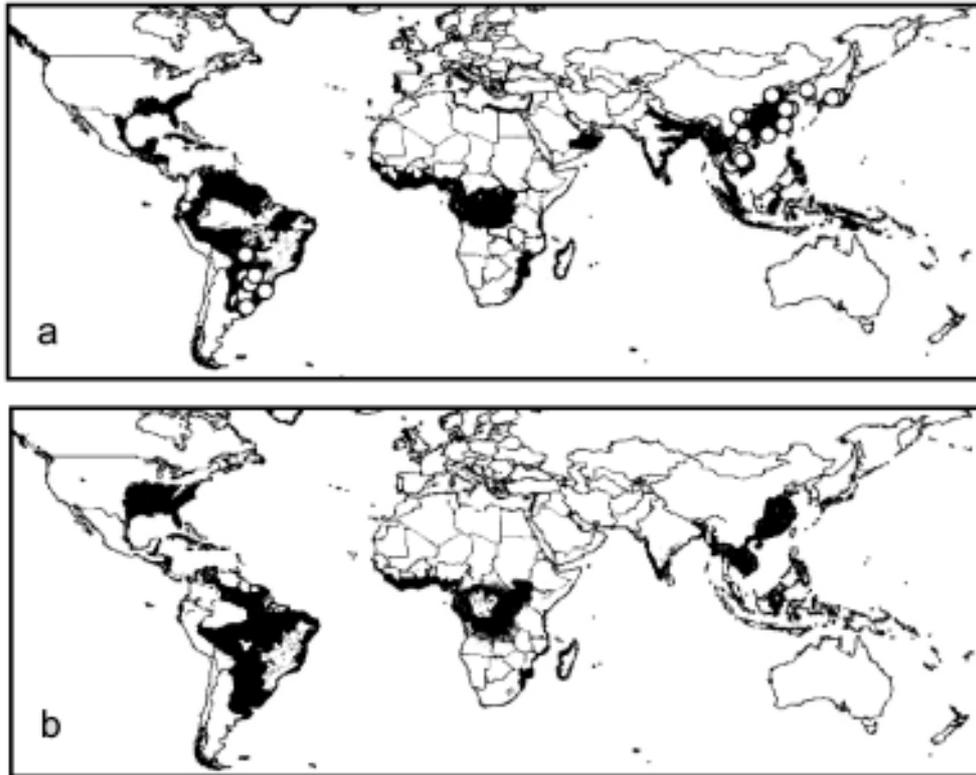


Figura 4. Mejor ajuste (zona oscura) obtenido con el modelo GARP para la distribución potencial de *Limnoperna fortunei*. En **a**, ajuste basado en los datos de presencia en el sudeste asiático y en América del Sur y 12 variables ambientales; en **b**, proyección en un escenario considerando cambio climático para el 2020 (modificado de Kluza & McNycet, 2005).

Asimismo, la capacidad de predicción/ajuste de los modelos está comprometida por la capacidad de invasión de la especie, la que está afectada por:

- 1) la relación disturbios/recursos, entre otros factores ambientales.
- 2) las propias características invasoras de la especie, que además pueden tener en relación con el disturbio en el sistema invadido (Marco y otros, 2002).

Las interacciones ecológicas entre las especies invasoras y las indígenas son complejas, llegando las primeras a inhibir el asentamiento de especies nativas.

Es difícil establecer el o los patrones de una invasión biológica y sus efectos. Esto se debe, fundamentalmente, a que son más estudiadas aquellas que producen mayores problemas económicos [e.g. el mejillón cebra desde mediados de la década del '80 en América del Norte que provoca, desde 2001, gastos del orden de 4.000 millones de dólares (Barón y otros, 2003)] (Figura 1 y Lámina 1c), o que tienen importancia sanitaria (e.g. *Vibrio cholerae*, agente del cólera, transportado hasta Perú en el año 1991 en el agua de lastre de los barcos, causando más de 10.000 muertos) en comparación con los pocos estudios sobre los efectos ecológicos de las bio-invasiones. No obstante, como consecuencia del importante impacto que en la actualidad ocasionan

las especies invasoras, existe un notorio incremento de la literatura científica abocada al tema bio-invasión (Kolar & Lodge, 2001), aunque también es evidente la existencia de abundante literatura donde preponderan las hipótesis no contrastadas (Simberloff, 1995) (Figura 5).

Orensanz y otros (2002) señalan la relación actual entre las citas de especies introducidas y los países / regiones donde ocurre la invasión (Figura 6). Este patrón podría tener significado biológico si reflejara, en forma fehaciente, la disponibilidad de propágulos (grupo de individuos con la capacidad de incrementar la población inicial; para varias especies, una única hembra fertilizada o una hembra adulta o sólo un macho y una hembra, constituyen un propágulo) y la susceptibilidad del ambiente en soportar una bio-invasión. Por el contrario, ese patrón se debería a un desequilibrio entre la escasez de registros y áreas geográficas que comprenden países con poca producción científica sobre este tema.

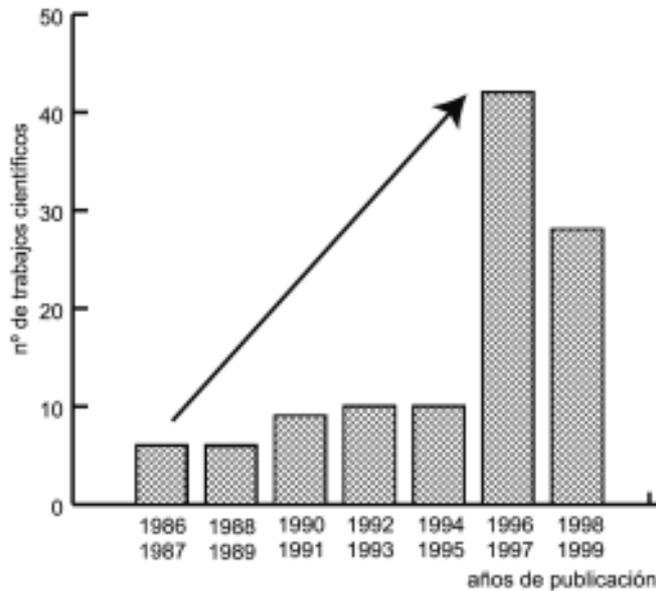


Figura 5. Incremento del número de publicaciones científicas que tratan el tema bio-invasiones. Datos tomados de *Biological Abstracts* (modificado de Kolar & Lodge, 2001).

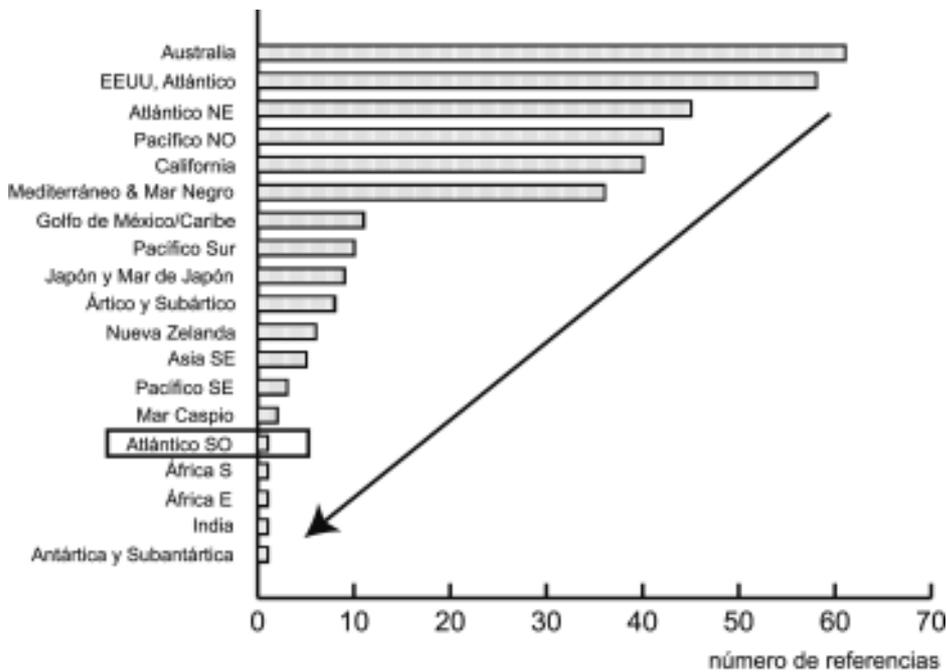


Figura 6. Número de referencias bibliográficas, entre 1997 y 2001, de especies marinas introducidas según su distribución geográfica (modificado de Orensanz y otros, 2002).

Orensanz y otros (2002) trabajaron con 31 casos de invasiones identificadas de especies marinas costeras del Atlántico Sudoccidental (Tabla 1), de las cuales seis tienen importancia ecológica, dos son de estuarios, y cuatro de la costa marina.

Tabla 1. Especies con estatus de "exótica" bien documentado (modificada de Orensanz y otros, 2002).

Taxón	Especie	Distribución geográfica nativa	Distribución en el Atlántico sudoccidental
Plantae	2		
Polychaeta	4		
Bivalvia			
Ostreidae	<i>Crassostrea gigas</i> (Thunberg, 1793)	Nativa del noroeste del Pacífico	Bahía San Blas y Anegada (Argentina)
Mytilidae	<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857)	China y sudeste de Asia	Estuario del Río de la Plata (Argentina y Uruguay)
Gastropoda			
Muricidae	<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	Originaria del Mar de Japón, Mar Amarillo y Mar del este de China	Estuario del Río de la Plata (Argentina y Uruguay)
Ellobiidae	<i>Myosotella myosotis</i> (Draparnaud, 1801)	Podría ser Europa	Playa Portezuelo, Maldonado (Uruguay)
Cirripedia	3		
Amphipoda	1		
Isopoda	5		
Decapoda	1		
Bryozoa	5		
Asciadiacea	6		
TOTAL de ESPECIES: 31			

Orensanz y otros (2002) demuestran la evidente ausencia de bibliografía referente a especies exóticas, hecho que también nos permite dimensionar la falta de investigación científica sobre la biodiversidad marina del Atlántico Sudoccidental. En el trabajo mencionado se hace hincapié en tres especies de bivalvos [*Crenella* sp. (Mytilidae); *Lasaea* sp. (Lasaeidae) y *Hiatellida* sp. (Hiatellidae)] presentes en esas costas, que pueden ser transportadas por barco como integrantes de las comunidades del *fouling* asociados a éstos, y que, además de ser citadas para estas costas, son de distribución cosmopolita. Especies con estas características, distribución geográfica amplia y/o incongruente, y consideradas como sospechosas de ser invasoras, tales como las tres mencionadas anteriormente, forman parte de un grupo cada vez más extenso, definido como especies criptogénicas (Carlton, 1996) Orensanz y otros (2002) señalan 47 casos de especies criptogénicas (Tabla 2) para la costa del Atlántico Sudoccidental.

Hay 3 hipótesis potenciales que explicarían el origen de las especies criptogénicas:

- 1) Especies con una amplia distribución geográfica anterior a la dispersión producida por el hombre.
- 2) Morfo-especies cosmopolitas que corresponden a un cluster de distintas especies, cada uno de ellos con un rango de distribución restringido. Es decir que pueden ser especies morfológicamente semejante pero genéticamente distintas.
- 3) El rango de distribución cosmopolita es el resultado de la introducción hecha por el hombre, no documentada.

Para contrastar estas hipótesis se necesita la interacción de la sistemática, genética, ecología e historia.

Los límites de distribución de las especies pueden modificarse naturalmente a lo largo de un tiempo histórico. Este hecho puede llevar a una mala interpretación si se considera a esta variación en la distribución como una introducción reciente, cuando en realidad no lo es. Orensanz y otros (2002) mencionan algunos ejemplos para organismos marinos con distribución subtropical en el Atlántico Sudoccidental:

- *Donax hanleyanus* Philippi, 1847 (Bivalvia) (Lámina 2a) estuvo ausente de las playas arenosas al sur del Río de la Plata hasta 1965, en que fue encontrada por primera vez dentro de esa área. Sin embargo, esta

especie está presente en el registro fósil del Holoceno. Luego de su hallazgo en 1965, la población explotó en grandes densidades.

- *Uca uruguayensis* (Nobili 1901) (Crustacea) fue muy común en Mar Chiquita durante la década de 1960, luego desapareció por dos décadas y reapareció en los '90.

- *Emerita brasiliensis* (Schmitt 1935) (Crustacea); *Callinectes sapidus acutidens* (Rathbun 1896) (Crustacea) y *Arenaeus cribarius* (Lamarck 1818) (Crustacea) son ejemplos de extralimitación de especies. Estos cangrejos están distribuidos al norte del Río de la Plata y, debido a la presencia de larvas pelágicas en su desarrollo, se los encuentran esporádicamente al sur de la desembocadura del Río de la Plata.

- *Perna perna* (Linnaeus 1758) (Bivalvia) (Lámina 2b) presenta una complicada historia de distribución. Actualmente se extiende a lo largo de la costa oeste, tropical y subtropical, del Atlántico sur. Fue hallada en el sudeste de Brasil, en Santa Catalina, en el 1900; se la encontró por primera vez en el Uruguay en los '50, aunque no hay registros Cuaternarios para esta especie en esa región. Esas poblaciones fueron fuertemente explotadas durante los '70, lo que provocó que declinara en los '80 hasta casi desaparecer. Posteriormente, en los '90 hubo un fuerte reclutamiento. Existe evidencia de que el hombre, en el siglo XIX, ayudó a su dispersión por medio del tráfico de esclavos (Souza y otros, 2004).

Tabla 2. Número de especies criptogénicas según grandes grupos (modificado de Orensanz y otros, 2002).

Taxón	Especie	Distribución geográfica
Porífera	4	
Hydrozoa	6	
Actiniaria	3	
Polychaeta	12	
Bivalvia		
Mytilidae	<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)	Costas rocosas desde Venezuela hasta Uruguay
Cirripedia	2	
Amphipoda	9	
Mysidacea	1	
Decapada	2	
Bryozoa	4	
Tanaidacea	2	
TOTAL de ESPECIES: 47		

LA CIENCIA DE LOS VECTORES

Carlton y Ruiz (2004), dos investigadores pioneros en el estudio del agua de lastre y en alertar sobre la problemática que acarrea este medio de transporte, en uno de sus últimos trabajos introducen el concepto de la "ciencia de los vectores", lo que demuestra la importancia que le otorgan a este tema. Para ellos, los vectores constituyen el "talón de Aquiles" de las bio-invasiones, por los cuales una especie gana acceso a un nuevo hábitat distante de su región nativa o de su distribución actual. Si los vectores fueran interceptados, las bio-invasiones podrían disminuir. Estos hechos demuestran la importancia de conocer la diversidad y los patrones de los mecanismos de transporte humano, utilizados por las especies invasoras para atravesar barreras naturales y alterar su rango de distribución. Por lo tanto, se debe tener conocimiento acerca de la potencialidad de esas especies invasoras para ser transportadas por ese medio. Según Ruiz y otros (2002), se debe considerar fecha, historia, hábitat y atributos ecológicos de las invasiones detectadas con la finalidad de evaluar la factibilidad y efectividad del vector. Estos autores definen para tal fin seis categorías de vectores:

- Barcos.
- Acuicultura.
- Bio-control.
- Escape de especies transportadas con los siguientes fines: ornamental, agrícola o de investigación.
- Canales.
- Combinados.

En estas épocas de globalización, al considerar a las bio-invasiones acuáticas en particular, el vector más importante es el agua de lastre de las embarcaciones. Tal es su importancia a nivel mundial, que las Naciones Unidas, a través de la Organización Marítima Internacional (OMI), en el año 2004, después de casi diez años de tratativas y análisis de este agente contaminante, fijó las pautas para una legislación internacional del agua de lastre ("Proyecto de Acta Final de la Conferencia Internacional sobre la Gestión del Agua de Lastre para Buques". BWM/ CONF/DC/3. 12 febrero 2004).

Accidental vs. intencional

El término **accidental** es aplicado, esencialmente, para describir una introducción que marca una deficiencia de las instituciones que realizan el control/prevención. Se utiliza en forma eufemística, al igual que los términos "no-intencional", "inadvertidos", "inconscientes", "escape o fuga". Por el contrario, el término **intencional** se refiere a una introducción planeada o deliberada, con un objetivo específico a cumplir. Las liberaciones intencionales, autorizadas de especies no-nativas, eran muy comunes y hasta estimuladas durante el siglo XIX, con fines alimentarios, estéticos, de control, etc. En el siglo XXI, la liberación de especies exóticas tiende a disminuir debido al desconocimiento de los impactos que podrían ocasionar en el ambiente. No obstante, los conductores económicos y/o políticos, alientan las introducciones beneficiosas para sus objetivos específicos, dejando de lado las consideraciones ambientales.

Dentro de las estrategias de manejo de las introducciones se debe distinguir claramente entre introducción accidental o intencional. Las introducciones deliberadas no autorizadas se pueden categorizar como accidentales, debido a deficiencias administrativas, cuarentenas ineficientes, malos controles o contrabando.

Al considerar las introducciones de moluscos en particular, la mayoría se realizan a través de tres medios:

- a.- Ítem alimentario (Lámina 2c) o ejemplar de acuarios.
- b.- Peces parasitados con larvas de bivalvos de agua dulce (ver Lámina 1, Capítulo 5).
- c.- Agua de lastre.

Para transitar fuera de su rango nativo de distribución, una especie debe franquear una secuencia de obstáculos que, una vez superados, le permitirán traspasar sus límites naturales. La mayoría de las especies que entran en el proceso de invasión, probablemente no puedan superar la secuencia de obstáculos nunca o en un único intento; algunas pueden morir en el transporte mismo, en su descarga en el nuevo hábitat, etc. Por el contrario, la repetición de estos intentos incrementa la probabilidad de invadir exitosamente al ambiente (Figura 7). Quizás sólo un 10% de las especies que ingresan en el transporte se establezca, formando poblaciones sustentables, en el ecosistema invadido.

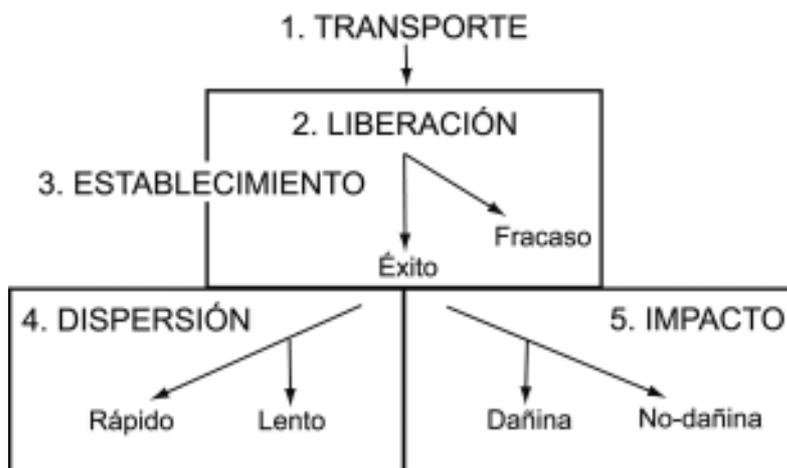


Figura 7. Secuencia de las etapas de transición en un proceso de invasión (modificada de Kolar & Lodge, 2002).

Proceso de invasión

El proceso de invasión consta de cinco etapas u obstáculos a superar que, en conjunto, conforman la *transición*: transporte, liberación, establecimiento, dispersión e impacto (Figura. 7). Superadas las tres primeras, la especie traspasa las barreras naturales que limitaban su distribución y se transforma en no-nativa. Una especie que traspasa exitosamente las cinco etapas es considerada invasora (Kolar & Lodge, 2001).

El inicio del proceso de invasión ocurre cuando la especie es tomada por el hombre (intencionalmente o no) dentro de su rango de distribución, y es transportada por un vector (e.g. agua de lastre) y depositada fuera de

ese rango natural de distribución. La mayoría de las especies probablemente queden en el camino por fallas en el ingreso al vector o mueran en el tránsito del mismo. Las especies no-nativas (ENN) que superan estas dos etapas (transporte y liberación), comienzan a interactuar con el nuevo ambiente desde el momento en que son liberadas. El resultado de estas interacciones determina si se establece o no. Quizás sólo un 10% de estas especies se establezcan formando poblaciones perdurables en el ecosistema invadido. Las características propias de las ENN, más sus interacciones con el ambiente invadido, determinan la forma y la medida en que la ENN comenzará a dispersarse. Algunas continúan relativamente cerca del punto de introducción (especies no-invasoras), mientras que otras se dispersan en forma amplia o con mucha rapidez (especies invasoras). Kolar & Lodge (2001) consideran que la diferencia entre especie no-invasora y especie invasora es imprecisa, ya que la dispersión está en función del tiempo de establecimiento, el cual no siempre es conocido y depende, además, de las características propias de cada especie.

La proporción de ENN que atraviesan la serie consecutiva de etapas de transición para transformarse en una especie invasora se reduce, en cada una de las etapas, como consecuencia del acúmulo de especies que fallan en la transición. No obstante, una especie que falla en uno de los pasos de transición, podría, en un futuro, continuar al paso siguiente (e.g. una especie que falla al ser transportada por un vector A quizás lo logre con un vector B), y continuar con el proceso de invasión al mismo o a otro ecosistema.

En este punto es conveniente introducir el término "estatus poblacional", que se utiliza para distinguir entre las introducciones estables y no estables. Sobre la base del grado de éxito en el proceso de la introducción de la especie no-nativa al nuevo ambiente, Ruiz y otros (2000) diferencian:

- Especie establecida:** aquella documentada como presente y que se reproduce en los últimos 30 años, o en los últimos diez años o, al menos, en dos años consecutivos.
- Especies con estatus desconocido:** cuando pasaron entre 20 y 30 años sin registro o una introducción reciente que presenta escasos registros.
- Introducciones que fallaron:** aquellas que fueron reportadas pero sobre las cuales no existe evidencia de establecimiento.
- Especie extinta:** antes de desaparecer viven varios años, se reproducen y luego desaparecen.

Introducción de especies

El término introducción se tratará en este libro en forma equivalente a los dos primeros pasos de un proceso de invasión (transporte y liberación). Por su parte, Benson (2000) reconoce como especies no-nativas para América del Norte a las que se introdujeron con posterioridad a la colonización de América; este y muchos otros autores diferencian entre introducción y trasplante. En el caso de especies introducidas con origen fuera de la región geográfica en cuestión, como por ejemplo el caso de *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758) en Estados Unidos proveniente de Europa, utilizan el término **introducción**, mientras que, en el caso de especies con origen dentro de la misma región [e.g. *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum, 1792), para otro salmón, pero nativo de la costa del Pacífico -desde el norte de California hasta Alaska- y que amplió su distribución hasta los Grandes Lagos], utilizan el término **trasplante** (Figura 8).



Figura 8. Terminología utilizada por algunos autores para diferenciar, dentro del proceso de invasión biológica, entre introducción (i) y trasplante (t) de acuerdo al origen de la especie.

En América del Norte existe un gran esfuerzo en monitorear a las especies. Este hecho, entre otras cosas, se debe a la importancia otorgada al estudio de los organismos no-nativos, con el propósito de comprender los impactos de las especies introducidas sobre las especies y ambientes nativos. En este subcontinente, las ENN incluyen gran variedad de taxones de agua dulce. En la Tabla 3 se presenta el número de ENN acuáticas para Estados Unidos, excluyendo a las causantes de enfermedades y a los parásitos (Benson, 2000).

Tabla 3. Número de especies no-nativas (ENN) acuáticas en Estados Unidos (modificado de Benson, 2000).

GRUPO	ENN
Peces	176
Plantas	74
Moluscos	29
Reptiles	21
Crustáceos	15
Anfibios	13
Celenterados	4
Briozoos	1
Mamíferos	1

Estos organismos fueron introducidos de distintas formas:

- Peces para distintos fines, desde la costa oeste a la costa este y viceversa.
- Acuarios (plantas, escapes de peces de cultivos) y liberación de mascotas.
- Liberación de carnada por los pescadores deportivos.
- Liberación para conservación de la especie.
- Liberación para control biológico.
- Adheridos a los cascos de botes deportivos, turísticos, comerciales (*biofouling*) o por agua de lastre.
- Construcción de canales. Estos son los responsables de la introducción de peces y algunas plantas. El canal de Chicago –construido con fines sanitarios y para pesca-, que conecta el Lago Michigan con el río Illinois, es el responsable del escape del mejillón cebra [*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)] de los Grandes Lagos a la cuenca del río Mississippi (Mills y otros., 2002).
- Transporte de ejemplares vivos para alimento. Los inmigrantes chinos podrían haber transportado a *Corbicula fluminea* a América del Norte en 1924 y, en 1937, al estado de Washington. Desde entonces hasta la fecha la dispersión de *C. fluminea* todavía continúa, llegando a establecerse en 38 estados de Estados Unidos de Norte América (McMahon, 2002). Es probable que esta especie haya invadido América del Sur, también por este mecanismo.
- Los parásitos pueden introducirse con los organismos o por el agua que los transportaba (e.g. enfermedad de los cultivos de camarones en 1935, camarones con mancha blanca).
- Hibridación de especies. Por ejemplo, la carpa y el gold-fish por hibridación generaron otra especie (la carpa fue llevada a América del Norte para controlar caracoles y al mejillón cebra).
- Transporte por vía terrestre (e.g. trailer).

El éxito de una introducción resulta, fundamentalmente, de la interacción de dos puntos ya mencionados: la susceptibilidad del ambiente a ser invadido (*invasibility*) y las características invasoras propias que presentan las ENN, que las hacen más proclives a ganar en el proceso de invasión (*invasiveness*). Morton (1996) presenta una descripción detallada de las características que debe tener una especie animal para adaptarse y colonizar un nuevo ambiente y transformarse en invasora. Esta especie debe poseer varios de estos atributos:

- Corto período de vida (e.g. dos o tres años).
- Rápido crecimiento individual.
- Rápida madurez sexual (generalmente son especies dioicas con pocos casos de hermafroditismo).
- Alta fecundidad.
- Eurioicos (gran capacidad de colonizar un gran rango de hábitat).
- Euritópicos (amplio rango de tolerancia fisiológica).
- Comportamiento gregario.
- Asociación con algún tipo de actividad humana (e.g. recursos alimentarios).
- Amplia variabilidad genética.
- Alimentadores de suspensión.

Si bien hay muchas excepciones a estos atributos, en los moluscos en general y en los bivalvos invasores de agua dulce en particular, se cumplen la mayoría de los mismos.

Asimismo, la predicción que podría realizar un investigador científico sobre potenciales invasiones, se dificulta aún más debido al pobre conocimiento existente sobre la ecología de las especies invasoras y el impacto que ocasionan. Se utilizan generalmente ejemplos de Europa y de América del Norte, pero no necesariamente estos se sostienen para otras regiones del planeta. Por lo tanto, sobre esta base, puede llegarse a conclusiones tendenciosas. En la Figura 9 se observa la relación entre el número de citas de especies invasoras y países desarrollados y no desarrollados que presentan este tipo de información. Es obvio que el bajo número de invasiones en algunos países puede no deberse, a la ocurrencia de menor número de invasiones, sino a la falta de investigación suficiente; por ejemplo en el sur de América del Sur, debido a la disparidad de climas y biomas que presenta, las invasiones biológicas ocurren en múltiples grupos y tipos de ecosistemas (Tabla 4).

No todos los grupos tienen la misma representatividad entre las especies invasoras. Por ejemplo, los áfidos en Chile son el 77% de especies exóticas, mientras que sólo el 0,6 % de las abejas son exóticas en aquel país. En el Río de la Plata, el 11,5% de los moluscos son introducidos, mientras que en Chile no hay registros.

Tabla 4. Especies con estatus de "exótica" bien documentado (modificada de Orensanz y otros, 2002).

Ambiente	Taxón	Región	Nativas	No nativas	% No 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
	Anfibios	Pampa Monte-A	83	0	0
		Patagonia	10	0	0
		Chile	42	1	2,3
	Reptiles	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
	Áfidos	Chile	31	104	77,0
	Abejas	Chile	348	2	0,6
	Oligoquetos	Sierra Chicas-A	5	12	70,6
	Moluscos	Chile	132	9	6,4
Agua dulce	Bivalvos	Río de la Plata-A	23	3	11,5
		Río Tercero-A	nc	2	
	Moluscos	Chile	83	0	0
	Peces	Patagonia-A	20	10	33,3
		Río Tercero-A	29	4	12,1

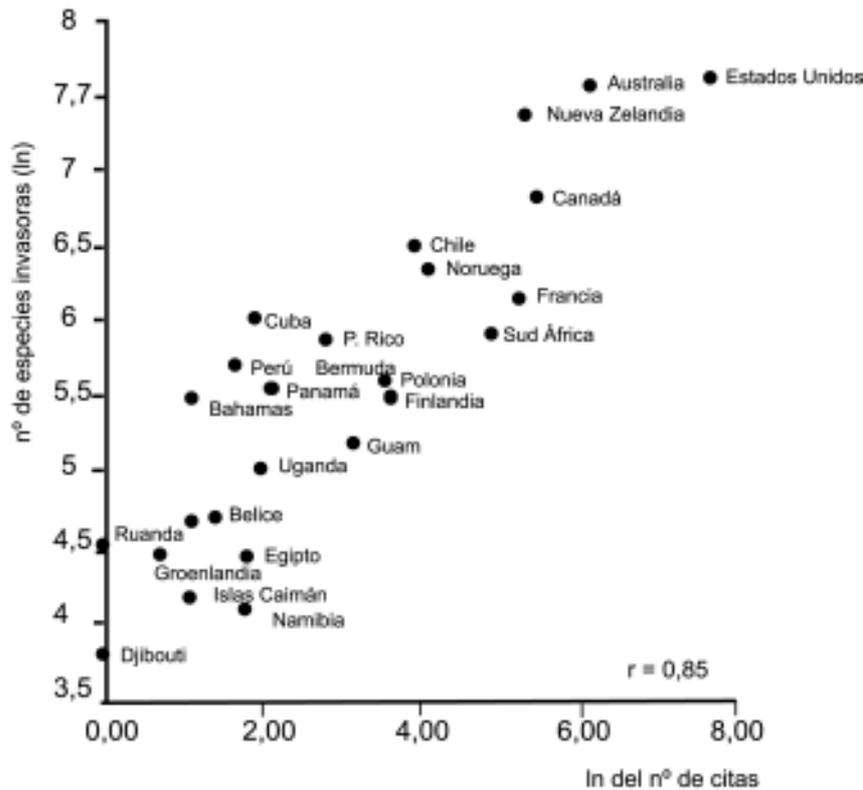


Figura 9. Relación entre el número de citas y el número de especies invasoras según las regiones geográficas (modificado de Vázquez & Aragón, 2002).

Arribo y supervivencia

Para la identificación de las muy variadas interacciones posibles entre el taxón introducido y los distintos ambientes, se debe conocer otra información, como por ejemplo:

- 1) Vectores de transporte o vías.
- 2) Puerto de entrada.
- 3) Número de propágulos introducidos.
- 4) Tasa de dispersión.
- 5) Impacto en los ambientes invadidos.

La mayoría de los propágulos mueren o se reproducen por pocas generaciones antes de desaparecer. No se conoce con exactitud el por qué del proceso que provoca que la mayoría de los propágulos fracasen en la colonización, pero varios factores pueden ser considerados para que una especie no pueda asentarse en un nuevo hábitat:

- No encontrar un ambiente adecuado o no migrar a uno de forma rápida.
- Puede existir la posibilidad de supervivencia, pero los adultos no se reproducen.
- Las enfermedades o altas densidades de depredadores pueden ser críticas.

Una vez introducida la especie, el nivel de invasión se establece de acuerdo a su grado de dispersión, es decir, el producto de la relación entre el espacio ocupado y el tiempo que demandó este proceso de dispersión.

Dispersión

Animales, plantas y microorganismos se dispersan en forma pasiva o activa y, generalmente, tienen etapas o estadios dentro de su ciclo de vida donde ocurre preferentemente su dispersión. Asimismo, presentan procesos de dispersión que los ubican próximos o cerca del agente de transporte, el que posteriormente lo dispersará. Para muchos animales y plantas, la dispersión termina cuando llegan al lugar adecuado para vivir y reproducirse. Por ejemplo, numerosos invertebrados marinos se establecen en lugares como una respuesta a la percepción de una serie de estímulos químicos o táctiles.

Como se mencionó anteriormente, la interacción entre el cambio global y el aumento de transporte de carga y personas, además del crecimiento del comercio de animales y plantas, fue el mayor responsable del reciente incremento de introducción de especies. Muchos organismos acuáticos y terrestres fueron transporta-

dos por el lastre de las embarcaciones, lo que convirtió a los puertos en los centros de mayor introducción, luego de la introducción de especies debida a la colonización desde Europa hacia otros continentes. Asimismo, el transporte aéreo, junto al incremento del comercio marítimo y turístico, aceleró el aluvión de propágulos exóticos en el siglo XX.

Simberloff (1995) distingue dos formas de dispersión:

1) DIFUSIÓN:

La especie se dispersa a zonas cercanas en forma de anillos concéntricos que se agrandan progresivamente. Significa una dispersión relativamente regular y gradual. La alteración de los círculos concéntricos en forma irregular está en relación con la heterogeneidad del medio como hábitat posible de contención al invasor.

2) DIFUSIÓN POR SALTOS

En contraste con la forma anterior, la especie se dispersa en forma irregular, con un corto período inicial de expansión circular, que luego sufre saltos (*jumps*) a larga distancia. Un ejemplo de dispersión a saltos lo brinda *Corbicula fluminea* en América del Sur, que se dispersó en forma regular y gradual a partir del Río de la Plata, pero también se la detectó a cientos de kilómetros más al sur, en las costas arenosas del río Colorado, límite norte de la Patagonia Argentina (Cazzaniga, 1997; Darrigran & Damborenea, 2005a).

Estas dos formas de dispersión (1 y 2) no son excluyentes. La gran variedad de mecanismos de dispersión y lo azaroso de éstos, fundamentalmente en la dispersión por saltos, (e.g. la probabilidad de la adhesión de un pedazo de barro a la pata de un ave), lleva a que la probabilidad de predicción de la tasa y dirección de la dispersión sea muy baja.

Se conocen numerosos modelos de dispersión de especies introducidas que abarcan desde el ajuste de los cambios observados en el rango de distribución a una curva con posterioridad a la fecha del hecho hasta la predicción, *a priori*, de los mecanismos de dispersión a partir de las características biológicas.

Simberloff (1995) indica que la mayoría de los modelos de dispersión desarrollados son epidemiológicos (microbios-enfermedades). Dentro de los modelos ecológicos, varios están basados en la suposición de difusión en sentido estricto, es decir, que los individuos se mueven azarosamente en su vida. Esto no permite predecir el tamaño y el rango geográfico de dispersión de la mayoría de las especies introducidas.

EFFECTOS DE LAS ESPECIES INTRODUCIDAS

Los impactos generados por las bio-invasiones (Tabla 5) no se diferencian a los causados en las comunidades debido a la pesca, contaminación y disturbios no antropogénicos (e.g. tormentas). El Jefe de Técnicas de Bio-seguridad del Departamento de Conservación de Nueva Zelanda, Geoff Hicks, en su trabajo publicado en 2004, observa una ausencia de madurez intelectual y operativa en las investigaciones de impacto de las invasiones acuáticas. La mayoría de estas únicamente describen los impactos o son estudios orientados hacia las consecuencias de la pérdida (funcional y/o estructural del ecosistema) en diferentes espacios y tiempos. Lo único que se hace es referirse a lo que ya se sabe o se asume.

Tabla 5. Impactos de las bio-invasiones acuáticas (modificado de Hicks, 2004).

ESTRUCTURAL	FUNCIONAL	SOCIO-ECONÓMICO
Competición por el espacio	Reducción de la amplitud del nicho	Obstrucción de estructuras
Reducción de la distribución	Cambio del flujo trófico / energía	Incremento del dragado
Extinciones locales / reemplazos	Cambio del régimen de nutrientes	Reducción del valor inmobiliario
Cambio del n° y abundancia de las especies	Alteración de la vía depredador / presa	Afectación de la salud
Pérdida de caracteres estructurales	Alteración del flujo dinámico del tamaño de las partículas que sedimentan, re-suspensión	
Cambio en el tamaño de la distribución		
Homogeneización del sustrato		

Hicks (2004) plantea la importancia de establecer los primeros pasos para obtener una metodología científica **pro-activa**, y se refiere a la asimetría existente entre las investigaciones sobre prevención y control-erradicación. Si se analizan, por ejemplo, las actas del 11^{va}. Conferencia Internacional de Especies Invasoras

Acuáticas, realizada en Washington, en 2002, el 62% de los trabajos allí presentados fueron sobre impactos o efectos económicos y ecológicos, mas aspectos referidos al control y tratamientos. Es decir, se describe lo sucedido y luego se indica qué hacer en esos casos; esto es investigación reactiva o curativa. Existe una marcada deficiencia entre estas investigaciones y las orientadas hacia la prevención (pro-activa).

Por su parte, Simberloff (1995) sostiene que las hipótesis de efectos de las invasiones generalmente no están contrastadas, ni las hipótesis alternativas consideradas. No obstante, se pueden reconocer numerosos efectos **directos**: aquellos ocurridos cuando la especie introducida mata, come y/o desplaza a la nativa, y efectos **indirectos**, que suceden cuando una especie cambia el hábitat de otra o reduce su presa u hospedador; puede definirse como efecto de una especie sobre las relaciones entre otras dos. Los efectos indirectos son generalmente sutiles pero muy importantes.

Efectos directos

El efecto directo puede verse en el parasitismo, la depredación o la competencia que una especie introducida ejerce sobre las especies nativas. El mayor cambio que produce una especie introducida es sobre el hábitat, ya que puede afectar a todo el ecosistema. Un ejemplo de esto lo brinda la introducción de un gasterópodo intermareal, *Littorina littorea* (Linnaeus, 1758), que afectó a pantanos y marismas de Estados Unidos, comiéndose las algas que se desarrollan sobre las rocas. Este caracol se dispersó hacia el sur después de su introducción en Nueva Escocia, modificando toda la estructura del intermareal.

Otro ejemplo explicativo del efecto directo es la hibridación de las especies introducidas con las nativas, modificando a estas últimas de forma tal que ya no son consideradas como la especie nativa original. También las especies introducidas pueden actuar transformando a nuevas especies invasoras. Asimismo, pueden hibridarse con otras especies introducidas. Estos fenómenos de hibridación provocan serios efectos en la estructura genética del ecosistema y pérdida de la diversidad genética (McNeely, 2003).

Efectos indirectos

En este tipo de efecto la especie introducida afecta la interacción entre otras especies, debido a que las mismas pueden interactuar compartiendo presas, hospedadores y parásitos, y también compartir la modificación del hábitat. El rango de los efectos indirectos es enorme y difícil de delimitar. En relación al aspecto sanitario, se puede hacer la siguiente síntesis; las especies introducidas pueden ser vectores o reservorios de enfermedades; estas pueden traer la enfermedad o puede servir de reservorio de la misma, no introducida con ella pero existente previamente en el área.

Efectos económicos

Es imposible estimar con exactitud el costo económico de todas las especies introducidas, pero sin lugar a dudas, este es asombroso. Con ejemplos de casos aislados podemos intentar dimensionar los costos que ocasionan:

- La entrada de la lamprea en los Grandes Lagos afectó la pesca de la trucha. La pesquería en 25 años había descendido aproximadamente en 2 millones de kilos solamente en el Lago Hurón. En adición a esto, el servicio de Estado Unidos de pesca y vida silvestre, gastó aproximadamente 5 millones para envenenar a la larva de la lamprea (Simberloff, 1995).

- El mejillón cebra arribó en la década de los '80 a América del Norte. Esta especie provoca *macrofouling*, contamina el agua y sus valvas son perjudiciales en las playas turísticas y también para la pesca. En el año 2000 ocasionó aproximadamente un gasto de 2 mil millones de dólares para este subcontinente.

El costo de la introducción de especies no puede estimarse en forma sencilla, tal como lo señalan las siguientes preguntas:

1. ¿Es el costo de la extinción de una especie nativa, aquél que potencialmente tendría su aplicación en la ingeniería genética?
2. Su existencia no tenía valor comercial. ¿Esta afirmación es en forma inmediata, mediata o a largo plazo?
3. ¿Es el valor de una especie el calculado en términos de su potencial uso para el hombre?

LA GEOGRAFÍA DE LA INVASIÓN

Imperialismo ecológico. El efecto de los invasores euroasiáticos

Numerosos autores han observado que las especies nativas de la región euroasiática invaden con más frecuencia otras comunidades biológicas que a la inversa. Por ejemplo, todas las grandes enfermedades infecciosas (salvo la sífilis) son del viejo mundo (Simberloff, 1995). Estos autores describen dicha observación como

un "imperialismo" ecológico de especies euroasiáticas que han cambiado el aspecto de la Tierra a medida que se dispersaron durante el último milenio. No hay dudas de la existencia de una relación desproporcionada de la introducción de especies euroasiáticas hacia otras regiones del globo; cabe suponer que estas introducciones fueron simplemente más frecuentes por causas geopolíticas y no como consecuencia de una mayor habilidad intrínseca competitiva de las especies.

Hábitat disturbados

Un dogma de la literatura de las especies introducidas, es que estas son más exitosas en su invasión cuando llegan a un hábitat disturbado. Por la misma razón se asume que el número de especies invasoras en islas es proporcionalmente mayor al compararse con las que ocurren en los continentes. Esto debe, en general, al menor número de especies residente en ellas. El número menor de competidores, depredadores, etc., de un ambiente disturbado o en una isla, presentará una menor "resistencia biótica" al invasor (según Elton, 1958). Asimismo, los ambientes que rutinariamente soportan disturbios naturales pueden no ser particularmente propensos a la invasión de especies introducidas (Simberloff, 1995).

ERRADICACIÓN, CONTROL Y PREVENCIÓN

Una vez que una especie introducida se transforma en problema económico o estético, la sociedad toma conciencia de su existencia y se preocupa; y se comienzan a implementar medidas destinadas a la erradicación o control, que en muchos casos se realizan en forma inexperta, tardía y desordenada. La reproducción y dispersión de estas especies complican el éxito de estas medidas, fundamentalmente para la erradicación. En el estado temprano de una introducción, cuando la especie se encuentra en un momento lento de invasión, la erradicación podría realizarse (Figura 10). En la mayoría de los casos, sólo el control es posible, siendo la erradicación muy difícil. Muchos métodos pueden ser utilizados potencialmente (e.g. tratamientos químicos, físicos y biológicos); en este último caso, hay una tendencia a pensar que una solución muy eficiente puede ser la introducción de especies antagonistas, es decir, especies que conviven en el lugar de origen de la especie invasora y que son depredadores, parásitos o patógenos de ésta. Si se aplica otra introducción como alternativa para el control biológico, es probable que el resultado de esta introducción intencional provoque la presencia de otra especie invasora. Asimismo, la aplicación inexperta de tratamientos, ya sean químicos o físicos, también pueden provocar un impacto ambiental. Para evitar la generación de estos impactos es necesario que el control sea realizado por especialistas. La aplicación de tratamientos preventivos es la alternativa de menor costo ambiental y económico (Darrigran & Damborenea, 2005b).

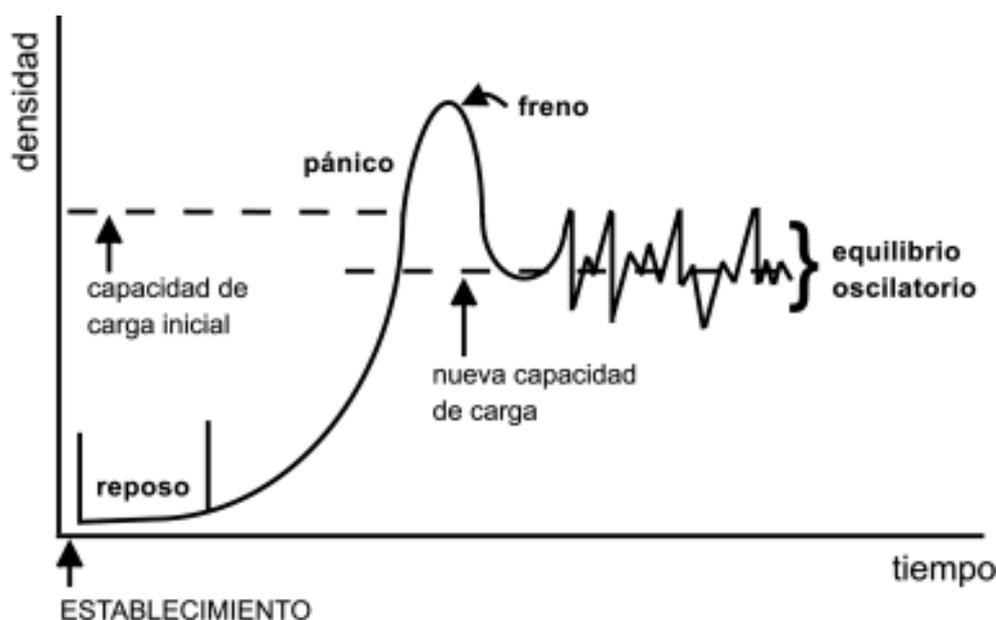


Figura 10. Crecimiento poblacional de una especie invasora de reciente introducción (modificado de Taylor Miller, 1992; Hicks, 2004).

La convención de la Biodiversidad del año 2001 estableció una serie de principios prioritarios para la conservación de la diversidad biológica. Dentro de los cuales se encuentran la *prevención* de ingreso de especies invasoras, en contraposición al control o erradicación de las mismas. Hicks (2004) afirma que, para prevenir, además de tener presente la relación entre el *tipo de taxa introducido* y los *distintos ambientes*-lo que involucra un rango muy amplio de interacciones posibles-, se debe conocer otro tipo de información que proviene de dos acciones necesarias a realizar:

- 1) Investigación de los vectores, a fin de generar conocimientos para establecer las estrategias de manejo y requerimientos a considerar en las regiones sensibles de ser invadidas.
- 2) Información pública a través de campañas de difusión para describir, en forma simple, lo relacionado con invasiones y por qué razón éstas deben restringirse.

Con relación a estos dos ítems se multiplican los desafíos para que entre el público, el gobierno, la prensa y los científicos, pueda lograrse una correcta comprensión de la calidad y cantidad de las bio-invasiones y la estrecha relación entre éstas y los vectores.

Existen una serie de creencias populares erróneas que se deben rectificar. Entre ellas se destacan:

- a) El hombre sólo acelera un proceso natural de invasión.
- b) El hombre ha movido especies por años, por lo tanto, si otrora pudieron ser movidas de un punto a otro del planeta, ahora también se podría hacer sin mayores consecuencias.
- c) Los organismos se mueven a escala mundial; este hecho establece un marco preocupante sobre el cual sería imposible el control de ese movimiento.

En este principio del siglo XXI existe conciencia sobre la importancia de los impactos ocasionados por la introducción de especies exóticas, lo que indica que se está en el umbral de un incremento de presión dirigido hacia la reducción del flujo de bio-invasiones. Este flujo está compuesto por las regiones donantes, vectores por sí mismos y por las regiones receptoras. Estos tres componentes están en continuo dinamismo, lo cual permite numerosas posibilidades para el establecimiento de las especies invasoras. No obstante, hay esperanzas fundadas en el manejo y control de las especies invasoras a través de la bio-seguridad ambiental (Minchin, 2004; Sherley, 2004).

En este nivel de situación global frente a las bio-invasiones se deben precisar las áreas de trabajo, las cuales también deben estar integradas con políticas regionales de acción (Darrigran & Darrigran, 2001).

Sobre la base que conservar la biodiversidad es un punto crucial para la vida en la Tierra, y que, a su vez, ésta está siendo devastada por acción del hombre a través de la destrucción del hábitat, en primer lugar, y de la introducción de especies no-nativas (o contaminación por especies) en segundo lugar (Hayes, 2003), las áreas de trabajo para la conservación de la biodiversidad pueden servir de eje articulador para establecer un patrón de bio-seguridad ambiental. Cowie (2004) establece tres componentes básicos para la conservación de la biodiversidad (Figura 11). El *conocimiento científico* generado a partir de las Ciencias Naturales debe llegar a las organizaciones ambientales locales y regionales con la finalidad de realizar un adecuado *manejo*. Asimismo, aunque se cumplan estos dos puntos anteriores, sin el apoyo del sector de la Socio-Política Ambiental, sólo se tendría éxito en pequeñas áreas y por corto tiempo. Este tercer componente es el más complejo de los tres.

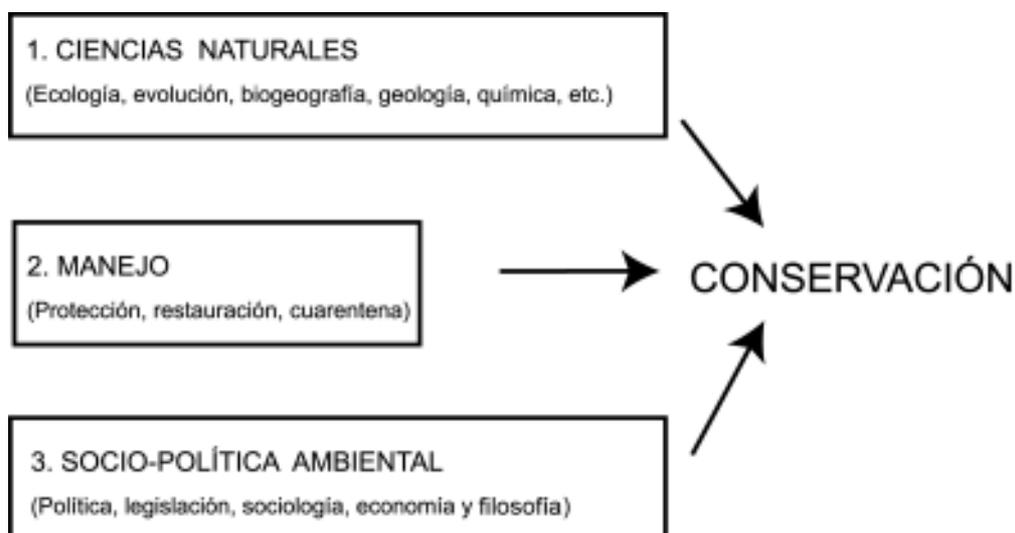


Figura 11. Tres componentes básicos para la conservación de la biodiversidad (modificado de Cowie, 2004).

Cowie (2004) sostiene que el conocimiento necesario para estimar el riesgo de invasión y el potencial impacto que sufriría un determinado ambiente debe orientarse a:

- Inventariar la presencia y abundancia actual de los organismos.
- Conocer la distribución de las especies en el pasado con el fin de evaluar el estado de la población actual (en declinación, en incremento o estable).
- Conocer el origen y las relaciones filogenéticas de las especies.

Los estudios que realizó Cowie (2001) para gasterópodos terrestres de la isla de Samoa evidencian una marcada tendencia a la homogeneización de la biota, que sucede en los ambientes en general, con la destrucción del hábitat y el incremento de especies exóticas. El 80% de las especies que declinan son nativas, mientras que el 83% de las especies que se incrementan son exóticas (Figura 12).

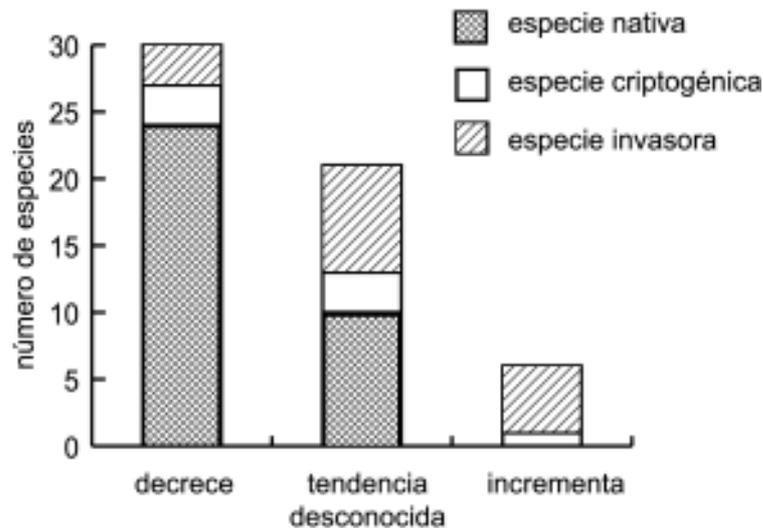


Figura 12. Tendencias de la riqueza de especies de moluscos terrestres en la isla de Samoa (modificado de Cowie, 2004).

Cowie (2004) brinda ejemplos de erradicación de especies de moluscos terrestres y de agua dulce, entre ellos *Otala punctata* (Müller, 1774) fue erradicada de Sudáfrica; *Achatina fulica* (Boudich, 1822) fue erradicada de Florida después de un esfuerzo de 6 años; *Pila conica* (Gray, 1828) y quizás *Pomacea* sp. que fueron erradicadas de Palao. A pesar de estos ejemplos, Cowie enfatiza que la posibilidad de erradicación de una especie no-nativa es inversamente proporcional al tiempo en que se produjo la introducción. En general, la erradicación puede realizarse en condiciones especiales durante los primeros días de invasión. Es en esos momentos cuando las autoridades deben ser receptivas y aplicar tratamientos de erradicación, antes de que la especie invasora se transforme en una amenaza para el ambiente y/o salud humana. Si una especie exótica logra establecerse, fundamentalmente en invertebrados, la erradicación es imposible. Generalmente, cuando se ha detectado la población, ésta ya se ha esparcido y las densidades son relativamente altas.

Por lo dicho anteriormente, es preferible la prevención que la dificultosa erradicación o el control. Es en este nivel preventivo donde el componente socio-político ambiental debe realizar acciones en al menos tres niveles básicos (Cowie, 2004):

- 1) Regulación pre- entrada y monitoreo.
- 2) Cuarentena post-entrada a pequeña y gran escala.
- 3) Respuesta rápida post-entrada para la erradicación de nuevas potenciales poblaciones problema.

El camino a seguir

Sobre la base de lo dicho hasta el momento, se evidencia la importancia de conocer la biología de la especie invasora foco de acción. Estas especies generalmente provienen de áreas geográficas donde su estudio biológico es escaso o nulo, o precisamente su gran capacidad adaptativa/reproductiva hace que lo conocido en su lugar de origen sea poco útil a la hora de predecir su comportamiento en un ambiente invadido por ella. Por lo tanto, es conveniente conocer los patrones básicos de las bio-invasiones y actuar según ellos hasta lograr el conocimiento de la biología y comportamiento de la especie invasora en el nuevo ambiente (Darrigran & Damborenea, 2005c).

Fases de invasión

La Figura 10 muestra un modelo generalizado de crecimiento poblacional (Tayler Miller, 1992), que es representativo de las fases de una bio-invasión (Hicks, 2004). La **primera fase**, de duración indeterminada o variable, es la denominada de “*reposo o espera*”. En ésta, la población se encuentra enmarcada dentro del límite de la capacidad de carga del ambiente, cuando la especie arriba al ambiente a invadir, se establece y el crecimiento poblacional es lento. Luego sobreviene una **segunda fase**, que se puede denominar de “*pánico*”, donde la población se expande con rapidez, excede temporalmente la capacidad de carga del ambiente invadido (en las poblaciones nativas, esto, generalmente sucede cuando hubo un cambio en las condiciones ambientales locales, impacto ambiental, que disminuye el límite de la capacidad de carga). Esta fase de crecimiento rápido genera “miedos” en la sociedad directamente involucrada, sea ésta de operarios de una planta potabilizadora, sistema de riego, central hidroeléctrica, etc., o ingenieros de esas plantas, encargados de la tarea de mantenimiento o medio ambiente. Este “*pánico*” los motiva a implementar medidas de control que, en este nivel de los acontecimientos, suelen caracterizarse por ser tardías y/o aplicadas en forma descontrolada. La **tercera fase** se caracteriza por la detención del crecimiento exponencial de la fase anterior, por lo tanto se produce un “*freno*” en el crecimiento poblacional explosivo, y la densidad de la población declina hasta una capacidad de carga menor a la inicial, para luego pasar a una etapa de “*equilibrio oscilatorio*”. El tamaño de la población cae bruscamente respecto del soportado por la capacidad de carga del ambiente. Puede ocurrir que el exceso de densidad poblacional durante la fase de “*pánico*” haya dañado las condiciones del ambiente y, por lo tanto, ocurra una disminución de la capacidad de carga de éste, lo que se evidencia porque la disminución de la población es más severa (Figura 10). En esta última fase, comparada con la de pánico, la especie es mucho más predecible y estable, lo cual hace que los agentes involucrados directamente con su control consideren que el problema está controlado o superado. No obstante, como puede observarse en la Figura 10, el equilibrio oscilatorio se alcanza a un nivel de densidad poblacional estable pero alto en el ambiente, el cual es tan variable temporalmente como el ambiente mismo, o sensibles a los cambios de las rutinas de las plantas afectadas de acuerdo a la demanda social del producto que generen. Es decir, este equilibrio oscilatorio es inestable y podría re-iniciarse una nueva fase de “*pánico*”, hasta completar otro ciclo de invasión, con el consecuente impacto involucrado.

La tardía reacción de los funcionarios y “Agencias” (u organismos del Estado encargados de sistematizar y distribuir el conocimiento que genera una nación) reflejan la falta de capacidad para tratar este tema en forma temprana. Las presiones se vuelven hacia los científicos, quienes deben pronosticar lo que va a ocurrir con la especie invasora, además de generar una estrategia de control sustentable. No obstante, la ciencia siempre está un paso por detrás de estas necesidades y comienza a usufructuar de las inversiones destinadas a los trabajos más inmediatos y sencillos de realizar, es decir, se limita a describir el impacto. Asimismo, los funcionarios están bajo la presión de los políticos, presión que se incrementa en forma directamente proporcional al interés del público en solucionar el problema. Este tipo de comportamiento es caótico y no estratégico (Hicks, 2004), y es semejante al que se ve inmerso la política científica de la mayoría de los países miembros del Mercosur. En países como los Estados Unidos, en cambio, se establece la importancia de la bio-seguridad nacional. Se pretende manejar a la invasión sobre la base de los componentes o secuencia de la bio-incursión. Como se ha mencionado oportunamente, una especie invasora se mueve a lo largo de una secuencia: la especie se vincula a un vector que la transporta, transporte o translocación, introducción, establecimiento, crecimiento e impacto inicial, dispersión.

A medida que se avanza en la secuencia de invasión, las opciones de manejo son más limitadas y costosas, y los tratamientos o procedimientos correspondientes son postergados. En la mayoría de los casos los costos son perpetuos debido a que la erradicación es imposible en el nivel de secuencia donde se pretende actuar, como ya se detallará en el Capítulo 10. La erradicación es la mejor forma de minimizar el proceso costo-beneficio, pero en el contexto en que se maneja el tema bio-invasión y bio-seguridad, el punto más importante y a la vez más subestimado es cuándo o en qué secuencia de la invasión biológica se realiza la investigación o generación del conocimiento necesario para lograr minimizar el riesgo de invasión o control sostenido del problema. En la actualidad, el mayor esfuerzo de investigación se realiza donde el costo de la invasión es más alto y la erradicación del invasor es imposible (Figura 13). Hicks (2004) menciona que el mejor retorno de la inversión es cuando se realiza antes de que el invasor llegue a las costas (*pre-border*) o un tiempo antes de que alcance su fase exponencial de crecimiento (*border*). Por lo tanto se debería poner énfasis en investigaciones en las que la relación costo-beneficio sea mejor, y realizarlas en la etapa de *pre-border* y *border*. Se debe prevenir la invasión antes de que ésta suceda. El esfuerzo realizado en la actualidad es inapropiado, ya que es aplicado principalmente en estudios de impacto. Revirtiendo este esfuerzo se dispondría de información para generar marcos de decisión robusta, basados en buenas investigaciones científicas que incrementen las posibilidades para una efectiva intervención.

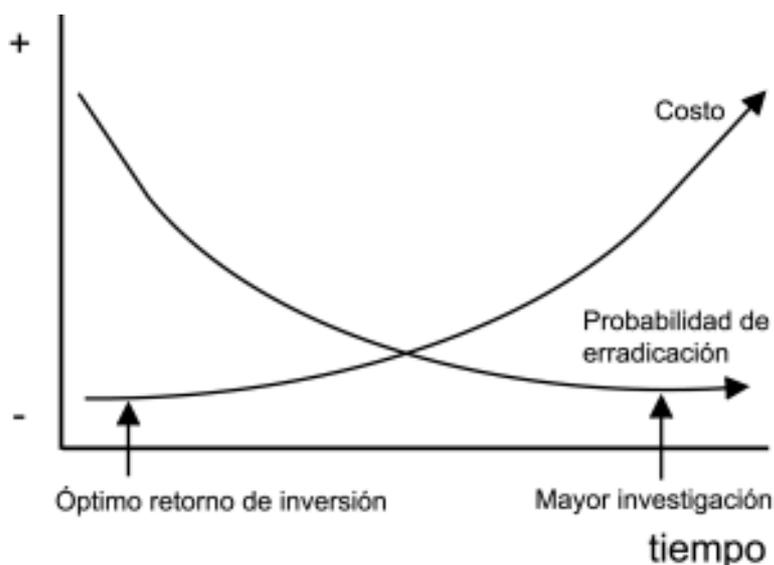


Figura 13. Proceso costo – beneficio de las bio-invasiones (modificado de Hicks, 2004).

Agenda de investigación

Para establecer una potencial agenda de investigación útil para la prevención de la introducción de especies, se deben considerar tres puntos importantes, cada uno de ellos con su propio énfasis estratégico, más allá del impacto y control del *aquí y ahora* (Hicks, 2004). Estos son:

1. Análisis de las vías de introducción y riesgos de mitigación.
2. Herramientas en la decisión de riesgos.
3. Modelos empíricos y predicción.

1. Análisis de las vías de introducción y riesgos de mitigación.

Con la finalidad de analizar la posibilidad de trasladar el riesgo de bio-invasión a la fuente (área de origen), Hicks (2004) presenta, a modo ilustrativo, un estudio de los contenedores que arriban a Nueva Zelanda.

El número de contenedores se incrementó el 180% en los últimos doce años; por lo tanto, la tasa de inspección resulta insuficiente y sólo se revisa el 20% de los contenedores (Figura 14). Para calcular el riesgo por la deficiencia en el sistema de bio-seguridad que involucra a los contenedores, como así también al empaque de los mismos, se evaluó la veracidad de los contenidos y la frecuencia de los contenedores. Asimismo, se consideró al movimiento de estos dentro de Nueva Zelanda y el riesgo de mitigación de cada uno de estos pasos. En la Tabla 6 se señala la incidencia y tipo de contaminantes en contenedores cargados y vacíos que llegan a Nueva Zelanda. Se registraron contaminantes tanto en los contenedores llenos como en los vacíos, por lo tanto ambos son una vía de alto riesgo.

Tabla 6. Incidencia y tipo de contaminantes en contenedores vacíos y cargados que ingresan a Nueva Zelanda (modificado de Hicks, 2004).

	Contenedores cargados			Contenedores vacíos		
	INTERNO	EXTERNO	TOTAL	INTERNO	EXTERNO	TOTAL
Tierra	0,8%	3,6%	4,4%	1,3%	1,3%	2,6%
Semillas	6,7%	0,2%	6,8%	4,1%	0,0%	4,1%
Insectos vivos	4,0%	0,1%	4,1%	3,5%	0,1%	3,6%
Arañas 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%
Otros contaminantes	21,0%	4,4%	24,3%	17,7%	2,0%	18,9%

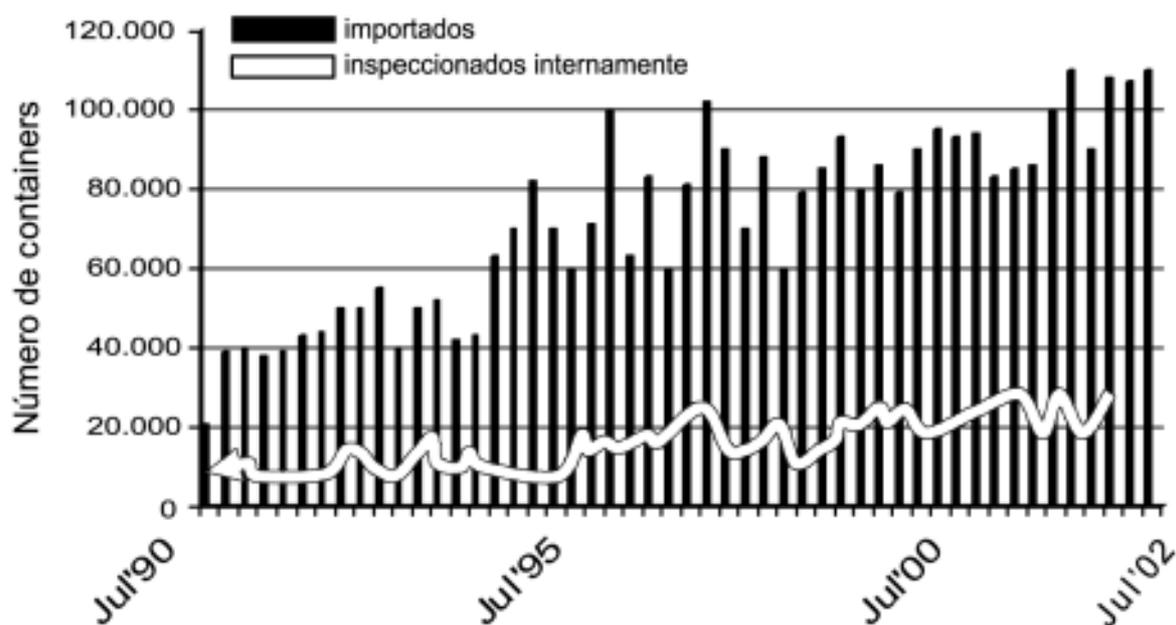


Figura 14. Número de contenedores que ingresaron a Nueva Zelanda en un lapso de 12 años (modificado de Hicks, 2004).

Sobre esta base se plantean una serie de medidas de mitigación. Dentro de este sistema cabe esperar fallas que dejen pasar potenciales especies invasoras; este es el “riesgo al mitigar” o “riesgo de mitigación”. El riesgo podría ser observado a lo largo de la vía exportadores-importadores en detalle, con nuevos procedimientos y chequeos impuestos con mayor rigurosidad. De esta forma se minimizaría el riesgo de:

- Contaminación interna o externa del cargamento;
- Existencia de cargamentos no declarados;
- Embalaje de madera de cargamentos no declarado o contaminados.

Además, en los pasos de la vía mencionada, a los exportadores de productos se les requerirá pasar por una serie de procedimientos de mitigación (e.g. presentar un set de importación extensiva para la importación de productos; los estándares internacionales de limpieza y libres de pestes; test de acatamiento obligatorio). Las inspecciones se realizarán antes de la exportación, por lo tanto se debería generar un certificado de salida segura del contenedor para el puerto receptor y para la empresa que reciba el contenedor. Estos certificados serán necesarios para poder sacar el cargamento del puerto origen y recibir en el puerto destino. Por lo tanto, una alta proporción de riesgo es mitigada. En este análisis de las vías de introducción y riesgos de mitigación, la innovación científica radicaría, por ejemplo, en generar una asistencia a la tecnología para la detección de pestes, reduciendo, de esta forma el tiempo en el procedimiento.

2. Herramientas en la decisión de riesgos.

Existe un campo para el desarrollo robusto, científicamente apoyado, de la evaluación de riesgos y en las herramientas de decisión. Este es el campo de las técnicas de evaluación de riesgos (TER), que abarcan desde la importación de estándares de salud, hasta estados de predicción que indicarían las nuevas direcciones de investigación necesarias para mejorar la exactitud de las TER como proceso en sí mismo.

Los marcos de las TER operan como pasos de decisión binaria. Pueden llevar a un rango de niveles sofisticados de puntos; por ejemplo, la evaluación de la probabilidad estimada de lo que se denomina riesgo inminente (RI) o el riesgo que el organismo en cuestión, fuera dispersado en un país receptor, en este caso Nueva Zelanda, y el riesgo establecido (RE), es decir, la probabilidad en que la especie puede escapar del estado de cautividad y establecerse. El riesgo total (R) es igual al producto entre el RI y el RE. La primera decisión binaria en este sistema es cualitativa, en la que se clasifica al organismo en *deseado* o *no-deseado*, después de un RI basado en la opinión de expertos y en la literatura.

A partir del trabajo de Hicks (2004), se pueden conocer los pasos involucrados en la evaluación de RI de un bio-invasor marino para Nueva Zelanda (Figura 15). Estos son:

1. El sistema considera la probabilidad de asentamiento en los ecosistemas de Nueva Zelanda. Esta puede ser NO o SI.

2. Asimismo, considera si existe o no una historia de invasión previa. 1 = no hay referencias. 10 = si existe referencia.

3. Se estima, en una escala de probabilidades, cómo puede, potencialmente, habitar o dispersarse en un hábitat del ecosistema. 1 = en forma leve; 10 = exhaustivo.

4. Luego de estimar la probabilidad, se considera la severidad del efecto. 1 = insignificante; 10 = catastrófico.

5. Estima la probabilidad de erradicación, reconociendo que es muy baja.

Este modelo depende de una buena información científica. El reto para la ciencia es, entonces, con la ayuda de este marco político-económico, identificar los vacíos de conocimiento y realizar una investigación que remedie esa deficiencia, con el objeto de acrecentar la justeza y utilidad de los modelos.

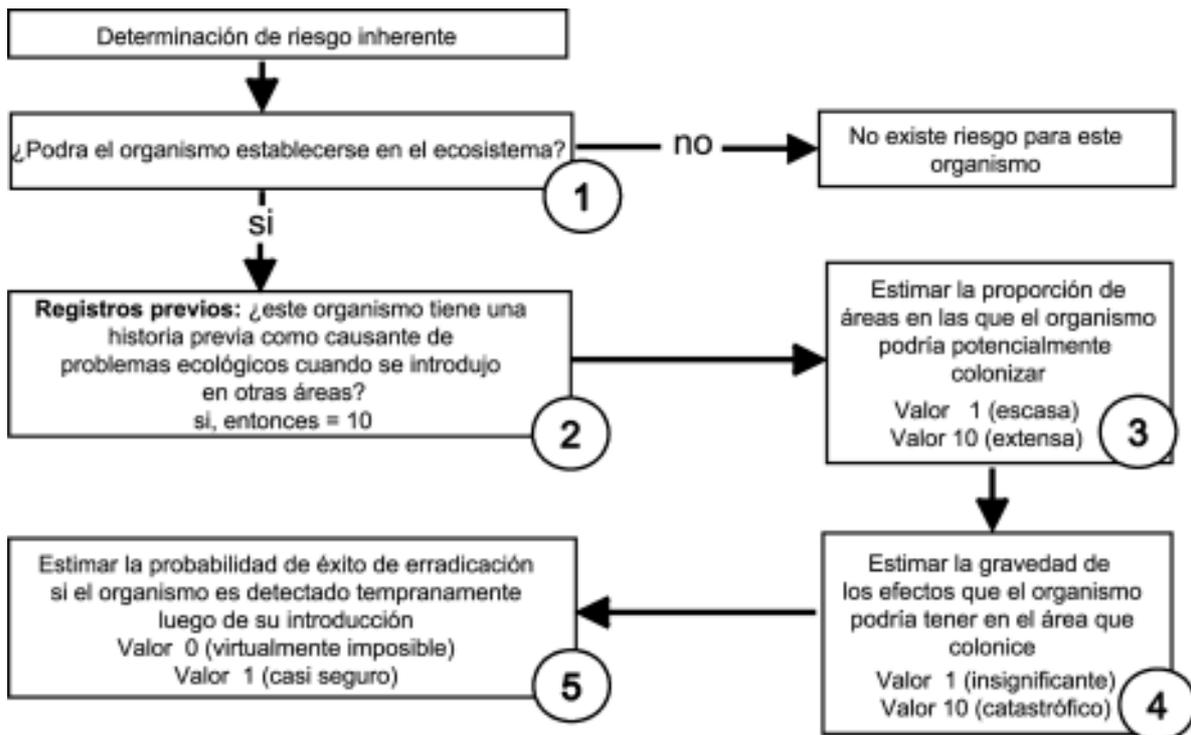


Figura 15. Evaluación de Riesgo Inherente en Nueva Zelanda (modificado de Hicks, 2004).

3. Modelos empíricos y predicción.

El estudio de la biología de las invasiones depende de los datos reunidos durante un lapso importante, auténtico y representativo, además de su análisis. Esto es el material «crudo» para ajustar a modelos y predicciones. Asimismo, la experimentación y monitoreo es fundamental para conocer el umbral y la varianza que presenta el sistema. No obstante, el estudio de las invasiones biológicas, presenta paradojas que entorpecen la obtención de medidas orientadas hacia la prevención como resultado final. El riesgo de evaluación se basa actualmente en protocolos, hechos sobre categorizaciones cualitativas con las que se realizan las diagnósis, esto provoca una percepción errónea; la predicción sobre qué especies invadirán o no a un ambiente es imposible. Para pasar de una técnica de evaluación de riesgo (TER) cualitativa a una de predicción, se aplican los modelos de invasiones.

Koler & Lodge (2002) listan las especies invasoras de peces que presentan propiedades de invasión e indican aquellas especies con mayor probabilidad para establecerse y dispersarse rápidamente y, de esa forma, transformarse en una peste en los Grandes Lagos de América del Norte. Este análisis está realizado *post-border*, pero se podría hacer mirando los elementos de la región donante, las vías y vectores y, con un modelo de vigilancia, no perder de vista el *border*. Actualmente, modelar con la consecuente técnica preventiva está en desuso en las investigaciones de las bio-invasiones, y es deseable que estas metodologías sean de mayor aplicación (Koler & Lodge, 2002).

Comúnmente se indica, como ya fue planteado en este capítulo, que existe algo único en el éxito de las invasiones, vinculado con la relación entre las características de la especie invasora y algo inherente a los

ecosistemas que los hace vulnerables de invasión. Además de mirar la capacidad de la especie para invadir, la otra dimensión a considerar es la del donante y/o el que recibe (Figura 16). La vulnerabilidad del sistema a la invasión (*ecosystem invasibility*) es una parte de la ecuación que necesita ser considerada. Se utilizan estas dos partes de la ecuación, que es la nueva tendencia en la Bio-seguridad. Con ese fin se debe poner énfasis en:

- 1) Propiedades del ecosistema (calidad y cantidad de recursos).
- 2) Diversidad de enemigos naturales.
- 3) Aspectos del ambiente abiótico.

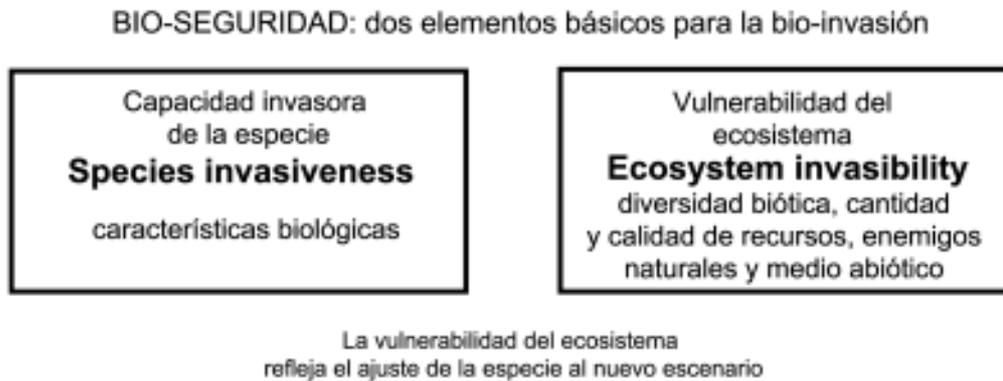


Figura 16. Dos elementos fundamentales en el riesgo de bio-invasión, presentes en los modelos de bio-seguridad (modificado de Hicks, 2004).

Estas dos perspectivas (*species invasiveness* y *ecosystem invasibility*) están condicionadas por:

a) Las características que posibilitan el ser invasor son dependientes del ecosistema receptor. En los ecosistemas se podrán activar esas expresiones útiles de la población para invadir un nuevo hábitat.

b) Esas características son el producto de lo que se denomina Evolución Supeditada al Escenario Ecológico (*evolutionary contingent ecological settings*) (ESEE) en el rango nativo de la especie. Los organismos evolucionan en un conjunto de características ecológicas únicas en espacio y tiempo, y le dan a éstos un conjunto de propiedades biológicas en ese espacio que le permiten adaptarse al nuevo ambiente.

Las características que hacen que una especie presente capacidad invasora se espera que varíen de un ecosistema a otro. Por lo tanto, para predecir la capacidad invasora de una especie, se debe evaluar el ESEE y el ajuste de la especie fuera de su rango nativo de distribución.

La mayor capacidad de invasión de una especie depende, entonces, de que las características abióticas y recursos del nuevo ambiente sean semejantes al nativo, y de que la diversidad biótica y los enemigos naturales sean distintos. Comparando estos componentes en un modelo, se solapan. Para evaluar la capacidad de invasión de una especie, en un modelo de bio-seguridad deberá analizarse el contraste entre las ESEE, el rango conocido de introducción en otros ambientes y el rango predominante en el potencial ecosistema receptor. Sobre esta base, Hicks (2004) compara el rango nativo y el de introducción de una hipotética especie invasora con el rango de temperatura como único elemento climático (Figura 17).

Por último, los modelos de bio-seguridad se manejan en un marco conceptual del perfil de riesgo de establecimiento de una especie no-nativa, básicamente a través de una serie de ítems; Hicks (2004) toma a Nueva Zelanda como región receptora:

- 1) Compara las ESEE de la fuente y del receptor para eliminar competidores y enemigos (índice de liberación de competidores y enemigos)
- 2) Evalúa la conectividad externa, observando las vías de invasión.
- 3) Considera la probabilidad de dispersión en relación con las conexiones internas y el aislamiento geográfico de la región receptora.
- 4) Modifica estas relaciones por gradientes de disturbios.

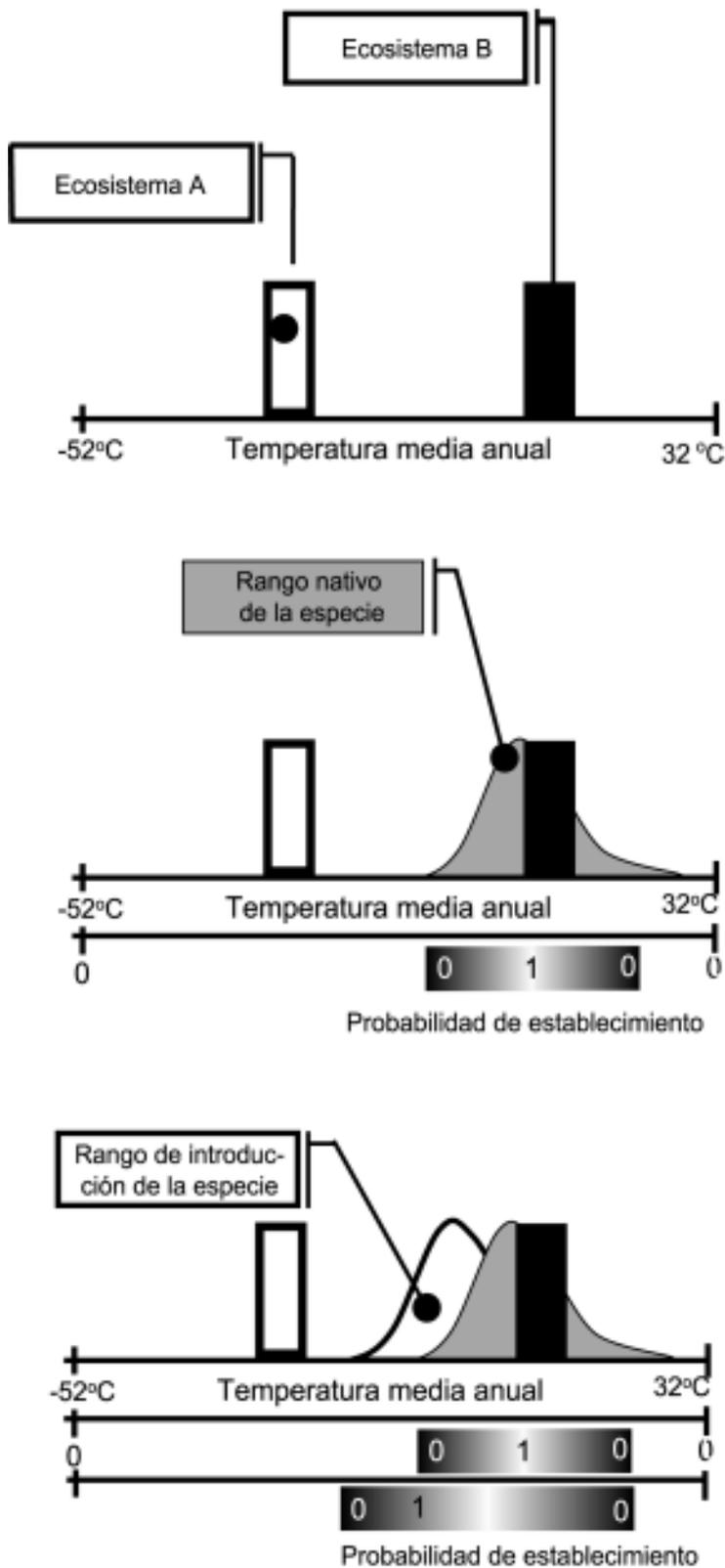


Figura 17. Medida de vulnerabilidad de un ecosistema en particular. Se considera el rango de distribución de una especie en su área nativa y en el área de introducción, en relación con un único gradiente climático, como es la temperatura media anual (modificado de Hicks, 2004).

REFERENCIAS

- BARON, J.S., N. LEROY POFF, P. L. ANGERMEIER, 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 Agua 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 agua dulce *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). Pp. 133-177. En Penchaszadeh, P.E. (coordinador). *Invasores. Invertebrados exóticos en el Río de la Plata y región 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 Río de la Plata y región 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. Universidad 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. Island 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. Internatinonal 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 Worl 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. Distribução atual do mexilhao *Perna perna* no mundo: un caso recente de bioinvasao. En: Silva & Souza (eds.). *Água de Lastro e Bioinvasao*. Editora Interciencia. 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.

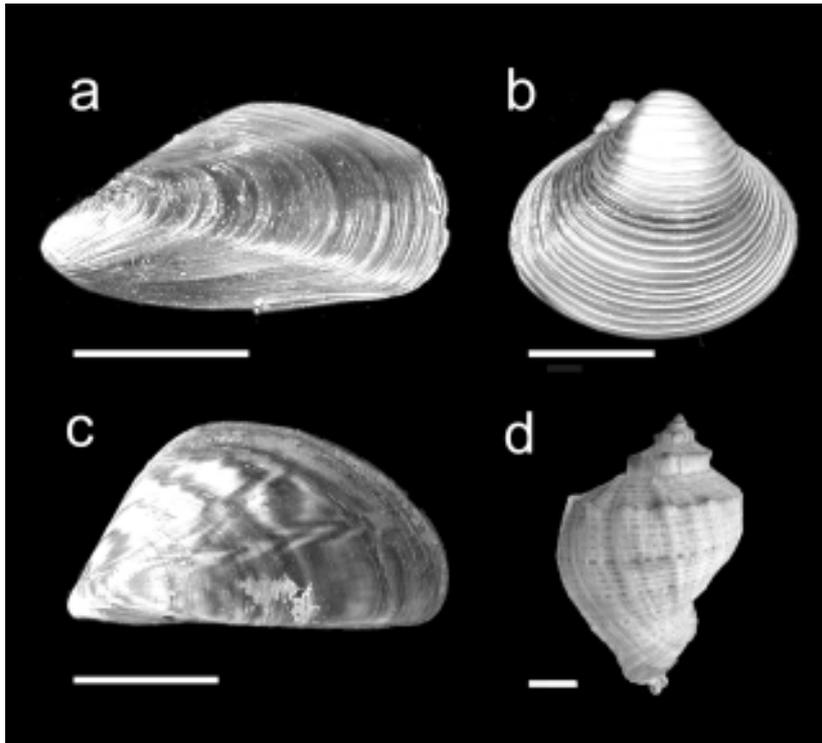


Lámina 1. Moluscos invasores. **a:** *Limnoperna fortunei*; **b:** *Corbicula fluminea*; **c:** *Dreissena polymorpha*; **d:** *Rapana venosa*. Escala a-d: 1 cm.

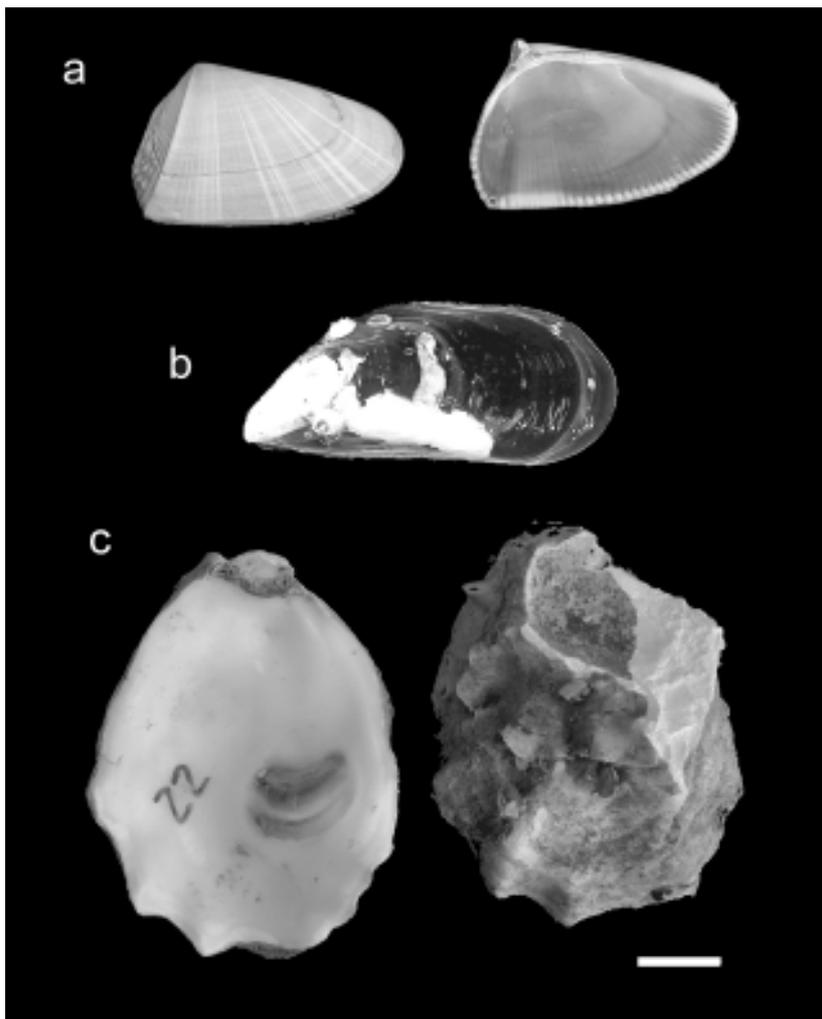


Lámina 2. Aspecto general de: **a:** *Donax hanleyanus*; **b:** *Perna perna*; y **c:** *Crassostrea gigas*. Escala: 1 cm.

CAPÍTULO 2

AGUA DE LASTRE COMO VÍA DE INTRODUCCIÓN DE ESPECIES A NIVEL GLOBAL

FLAVIO DA COSTA FERNANDES¹ & ALEXANDRE DE CARVALHO LEAL NETO²

INTRODUCCIÓN

La forma de lastrear un navío con bodegas vacías, en la actualidad, es por medio del uso de agua de mar, ríos o lagos. La tecnología disponible hasta el momento no impide el ingreso de micro-organismos junto con el agua de lastre a los tanques. Cuando esta agua es deslastrada en el puerto de destino, donde el navío carga sus bodegas, los organismos son liberados al ambiente. Muchos de estos organismos mueren debido a que las características ambientales y las especies nativas dificultan su establecimiento, mientras que otros sobreviven. De éstos, algunos se integran como parte de la biodiversidad local, sin daños aparentes; otros se vuelven verdaderas plagas, desplazando las especies nativas o causando perjuicios económicos y/o sanitarios.

Se estima que aproximadamente 4 mil millones de toneladas de agua de lastre son transferidas globalmente cada año, y que 7.000 especies de bacterias, plantas y animales son cargadas cada día en el agua del lastre de buques alrededor del mundo. Especies contenidas en el agua de lastre tomadas a bordo en un país pueden ser descargadas en las aguas de otro país. Mientras muchas de estas introducciones de especies no-indígenas han sido y continúan siendo inocuas, algunas han tenido consecuencias económicas y ambientales severas. Buques más rápidos significan mayor economía en el transporte de mercaderías. Lamentablemente, buques más rápidos, y la consecuente reducción en el tiempo de viaje entre los puertos, aumentan la probabilidad de supervivencia e introducción de especies no-indígenas potencialmente dañinas.

Las invasiones ocasionan:

- Ecosistemas enteros están cambiando - La biodiversidad nativa y/o los procesos ecológicos pueden ser deteriorados por las especies invasoras.

- Impactos económicos exceden los billones de dólares – Pesquerías, industria costera y otras actividades comerciales y recursos pueden ser perjudicados por las invasiones.

- Enfermedades y muertes por causa de organismos tóxicos – Personas que se enferman y mueren por causa de agentes patógenos introducidos por el agua de lastre como vector.

Una vez establecidas las especies acuáticas invasoras es casi imposible su erradicación. La introducción de éstas en nuevos ambientes vía agua de lastre de buques, así como por otros medios, ha sido identificada por

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

el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF) como una de las cuatro amenazas más grandes a los océanos del mundo. Las otras tres son:

- contaminación proveniente de fuentes terrestres;
- sobreexplotación de recursos marinos vivos; y
- alteración física y destrucción de hábitat marinos.

La introducción de organismos acuáticos perjudiciales a través del agua de lastre atrae cada vez más la atención del mundo. La gestión y control del agua de lastre se tornó una de las agendas más importantes de la Organización Marítima Internacional (OMI). La OMI adoptó la Resolución de Asamblea A.868(20) en 1997 sobre *Directrices para el control y la gestión del agua de lastre de los buques a fin de reducir al mínimo la transferencia de organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos*. Esta Resolución solicita a los gobiernos que tomen medidas urgentes para aplicar las *Directrices*. Las opciones de control y gestión recomendadas por las *Directrices* incluyen:

- reportar y registrar operaciones de agua de lastre a bordo;
- desarrollar un plan de gestión de agua de lastre específico para cada buque;
- minimizar la toma de organismos al cargar el lastre, evitando:
 - a) zonas señaladas en el puerto afectadas por epidemias, plagas o colonias conocidas de organismos perjudiciales y agentes patógenos;
 - b) aguas muy poco profundas;
 - c) la oscuridad, cuando los organismos que viven en el fondo pueden ascender en la columna de agua.
- limpiar regularmente los tanques de lastre para retirar el lodo y sedimentos que se acumulan en ellos;
- evitar la descarga innecesaria de agua de lastre; y
- llevar a cabo los procedimientos de gestión de agua de lastre.

Aunque las *Directrices* están siendo implementadas en varios países, son de naturaleza voluntaria. Para abordar el problema internacionalmente, se utilizará el Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques, suscrito el 13 de febrero de 2004, que proporcionará las provisiones legales sobre gestión de lastre.

Ejemplos de introducción por agua de lastre

El ejemplo más conocido en el mundo de introducción de una especie por agua de lastre es el caso del mejillón cebra, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), que invadió Estados Unidos y Canadá a través de los Grandes Lagos, en la década de 1980. Originario de Europa, ha causado grandes perjuicios económicos y ecológicos en toda la región este de América del Norte. Otro ejemplo de invasión es el ctenóforo americano, *Mnemiopsis leidyi* Agassiz, 1865, que impactó disminuyendo la producción pesquera del Mar Negro. Varios casos de intensa proliferación de dinoflagelados tóxicos han sido registrados en todo el mundo. Estos eventos frecuentemente están asociados al agua de lastre. Algunos casos de cólera, como los ocurridos en Perú y Brasil, también están relacionados al deslastre de los navíos mercantes. En Australia, varias especies fueron introducidas, y la estrella de mar, *Asterias amurensis* Lutken, 1871, ha causado grandes perjuicios en los cultivos de mariscos.

Casos de introducciones por agua de lastre en América del Sur

El mejillón dorado o *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), originario de China y sudeste de Asia, citado por primera vez en la desembocadura del Río de la Plata, en la costa argentina, en 1991, e introducido por agua de lastre, tiene actualmente una amplia distribución. Además de Brasil y Argentina, los países que tienen mejillón dorado en sus ríos son Uruguay, Paraguay y Bolivia. En Brasil la dispersión ha sido muy rápida, ocurriendo en los Estados de Rio Grande do Sul, Paraná, São Paulo, Mato Grosso do Sul y Mato Grosso.

Otros ejemplos de introducción por agua de lastre son:

- *Charybdis hellerii* (Milne Edwards, 1867), decápodo originario del Océano Índico, probablemente introducido en el Caribe vía agua de lastre, observado en la bahía de Todos los Santos, Salvador, y bahías de Sepetiba y Guanabara, en Río de Janeiro. Esta especie, sin valor comercial, provoca el desplazamiento de especies nativas de cangrejos que tienen importancia pesquera (Lámina 1A).
- *Isognomon bicolor* (Adams, 1845), especie del Caribe introducida aproximadamente en 1995 que invadió la región intermareal del litoral brasileño. Este molusco bivalvo vive en altas densidades, impidiendo la fijación de muchas especies nativas (Lámina 1B).

PROYECTO GLOBALLAST

Descripción, financiamiento, coordinadores y ejecutores

La OMI, junto con el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF) y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), contando con el apoyo de los Estados Miembros y la industria naviera, desarrolló el proyecto denominado *Remoción de barreras para la efectiva implementación del control y medidas de gestión del agua de lastre en países en desarrollo, o, más simplemente, Programa Global de Gestión de Agua de Lastre – GloBallast*.

Objetivo

El proyecto tuvo como objetivo ayudar a los países en desarrollo en la implementación de las medidas de carácter voluntario previstas en la Resolución A.868(20), con el propósito de reducir la transferencia de especies acuáticas exóticas indeseables que tienen como vector el agua de lastre de buques.

Resultados alcanzados – componente

El proyecto GloBallast preparó a los países participantes para la implementación del Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques. Para que eso fuera alcanzado, los seis países participantes, durante la ejecución del Programa (marzo de 2000 a diciembre de 2004), recibieron asistencia técnica, capacitación y refuerzo institucional. Esos seis sitios de demostración representaron a las principales regiones en desarrollo del mundo (figura 1):



Figura 1. Países que participan del programa GloBallast, con la localización de los seis puertos estudiados. □ Sepetiba – Brasil; □ Dalian – China; □ Mumbai – India; □ Isla Khark – Irán; □ Saldanha – África del Sur; □ Odessa – Ucrania; **a** Londres – OMI; **b** Nueva York – PNUD; **c** Washington DC – GEF.

El Plan de Implementación del Proyecto GloBallast, que esboza los componentes y las actividades a ser llevadas a cabo durante la ejecución del Programa, los respectivos presupuestos y plazos, fueron elaborados por la Unidad de Coordinación del Programa (UCP). La necesidad de asegurar abordajes estandarizados en países situados alrededor del globo, con diversificadas condiciones geo-climáticas y político-administrativas, impuso cronogramas flexibles y determinó varios ajustes. Por lo tanto, cada uno de los seis países miembro elaboró su Plan de Trabajo Nacional para ser aplicado en la "localidad de demostración"; en el caso brasileño fue elegido el puerto de Sepetiba, en el Estado de Rio de Janeiro (figura 2).

1. Coordinación del Programa. El Ministerio del Medio Ambiente (MMA) fue la Agencia Líder para el Programa GloBallast en Brasil. La Secretaría de Calidad Ambiental en los Asentamientos Humanos de aquel ministerio actuó como el «Punto Focal Nacional» designado para el proyecto. El Punto Focal fue auxiliado, en el MMA, por el área de Gestión Integrada de los Ambientes Costero y Marino, contando, también, con un Asistente Técnico contratado por la OMI y una «Fuerza-Tarea Nacional» integrada por un equipo multidisciplinario de especialistas.

Las siguientes universidades e instituciones integran la Fuerza-Tarea Nacional: Agencia Nacional de Vigilancia Sanitaria, Companhia Docas do Rio de Janeiro, Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Fundação Universidade Federal do 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 y Universidade Santa Úrsula.

2. Comunicación y Movilización Pública. A pesar de los trabajos efectuados sobre este tema, la información sobre el peligro que representa la transferencia de organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos a través de la descarga del agua de lastre no estaba bien difundida. Se consideró de suma importancia esta falta de información y el bajo nivel de conocimiento general del problema del agua de lastre; para aumentar el nivel de conocimiento público, se tomaron varias acciones a nivel nacional.

Con el objetivo de interesar a la comunidad involucrada y al público en general fue implementado un Plan de Comunicación que incluyó, entre otras, las siguientes actividades:

- a) Desarrollar, producir y distribuir material de divulgación.
- b) Proyectar, establecer y mantener una página web del Programa GloBallast en Brasil.
- c) Traducir, imprimir y disseminar documentos relevantes.
- d) Estimular a los especialistas en la producción y publicación de artículos relacionados con el agua de lastre y especies introducidas.
- e) Incentivar la producción de documentales para la televisión sobre el tema especies introducidas.
- f) Preparar un video sobre la gestión del agua de lastre para la educación a bordo y su difusión en las compañías navieras.

3. Evaluación de Riesgo. Es importante establecer, para cada puerto en particular, en relación a la introducción de especies acuáticas invasoras el nivel de riesgo capaz de enfrentar. Para eso es necesario enfocar determinados organismos y evaluar las vías y procesos requeridos para su introducción y establecimiento exitoso, así como identificar los recursos naturales más sensibles y potencialmente amenazados.

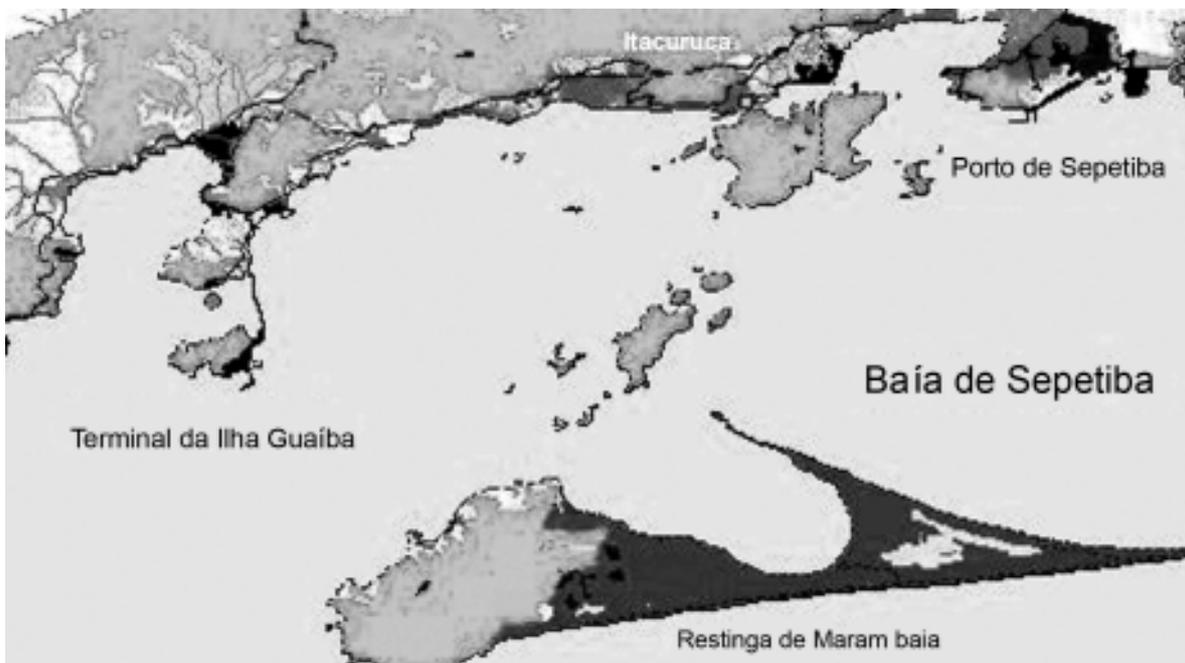


Figura 2. Bahía de Sepetiba – Rio de Janeiro – Sitio piloto estudiado en Brasil por el Programa GloBallast.

Las actividades previstas en el Plan de Trabajo Nacional de “Evaluación de Riesgo del Agua de Lastre” y de “Levantamiento de la Biota del Puerto”, descritas a continuación, constituyeron los fundamentos de la evaluación de riesgo.

3.1. *Evaluación de Riesgo del Agua de Lastre.* Actualmente, los Estados Miembros de la OMI tienen significativa flexibilidad en la determinación de la naturaleza y extensión de sus regímenes nacionales de control del agua de lastre. Un país puede aplicar un régimen uniforme a todos los buques o, buscando evaluar el riesgo relativo que los buques imponen a los recursos de la región, aplicar procedimientos selectivos en aquellos de mayor riesgo.

La opción de aplicación uniforme ofrece las ventajas de un programa simplificado de administración en el cual no hay “juicios” que necesiten ser efectuados (o justificados) por las autoridades del puerto con respecto a los buques que deben o no ser inspeccionados. Adicionalmente, el sistema uniforme requiere menos informaciones, ofreciendo mayor protección en relación con la introducción de especies inesperadas, no dependiendo, tampoco, de la eficiencia del sistema de apoyo a la decisión adoptada. Entretanto, algunas desventajas advienen de ese control, tales como los costos adicionales para inspeccionar buques que en principio no necesitarían ser fiscalizados. Cuantos más buques son involucrados, la autoridad portuaria necesita establecer un sistema de control de mayor porte.

Algunos países están experimentando sistemas que permitan una selectividad basada en la evaluación de riesgo por “viaje”; este sistema reduciría el número de buques sujetos al control y monitoreo del agua de lastre. La perspectiva de aplicar un programa de control para un número reducido de buques es especialmente atractiva cuando se pretende evitar determinados organismos, tales como dinoflagelados tóxicos. Asimismo, medidas más rigurosas pueden ser aplicadas en buques juzgados de “alto riesgo”, en contraposición a menores restricciones impuestas a buques de bajo riesgo. Entretanto, la efectividad del sistema depende estrictamente de la calidad de la información disponible. Este hecho puede también dejar al país/puerto vulnerable a riesgos desconocidos.

Para los países/puertos que optaren por un abordaje selectivo será esencial establecer, por medio de un Sistema de Apoyo a la Decisión, normas para la evaluación del riesgo potencial impuesto por cada buque que entre en el puerto. Solamente así será posible tomar decisiones y definir las acciones necesarias en cuanto a la descarga del agua de lastre de un buque determinado. Un Sistema de Apoyo a la Decisión es una forma de gestión que provee mecanismos para evaluar todas las informaciones disponibles relacionadas a un buque en particular y a sus medidas de gestión del agua de lastre, de modo que, basado en la evaluación de riesgo, se oriente la acción a ser tomada.

Antes de decidir qué sistema adoptar -uniforme (todos los buques) o selectivo (identificando buques de alto riesgo)- se debe realizar una evaluación de riesgo genérica. Ese análisis considerará los patrones de navegación y la identificación de los puertos de origen de donde el agua de lastre es importada. Después de esa evaluación se efectuarán comparaciones de similitud ambiental, de modo tal que pueda obtenerse una indicación preliminar del riesgo global. Eso auxiliará al país en la determinación del sistema a implementar.

Asimismo, tienen que ser revisadas las informaciones existentes respecto a la cantidad de agua de lastre actualmente descargada en la región de estudio, buscando determinar las amenazas para la economía, el medio ambiente y la salud humana, además de verificar vacíos en las informaciones y las actividades necesarias para su superación.

La Evaluación de Riesgo fue realizada por consultores contratados por la UCP, con la participación directa de la Fuerza-Tarea Nacional. El equipo que recibió el entrenamiento en la metodología fue escogido por el perfil básico de su capacitación y su potencial acción multiplicadora del conocimiento adquirido (Lámina 1C).

3.2. *Investigaciones Biológicas Básicas.* Las *Directrices* de la OMI incentivan a los Estados Miembros a realizar investigaciones biológicas iniciales en sus puertos y diseminar ampliamente los resultados de sus investigaciones, de forma que las oportunidades de transferencia de especies exóticas ya conocidas sean mínimas (sección 10.3.2 de las *Directrices*). En la medida en que la información preexistente es limitada, el levantamiento de la biota del puerto se vuelve vital para la evaluación de las condiciones naturales existentes y la presencia de especies acuáticas introducidas. En ese sentido, el Programa GloBallast apoyó la realización del levantamiento de base en el puerto de Sepetiba, Brasil.

Para que esa actividad sea exitosa y, en especial, para subsidiar el establecimiento de la estrategia de muestreo del levantamiento de base, se debe contar con una compilación de los datos pretéritos para la región de estudio. Esa actividad consiste en la compilación de todas las informaciones existentes a partir de estudios previos sobre la composición, abundancia y distribución espacio-temporal de la biota en el área de estudio, incluyendo, si fuera posible, la presencia de especies introducidas.

El levantamiento de datos bióticos pretérminos relativos al área de influencia del puerto de Sepetiba se realizó por grupos y subgrupos temáticos, incluyendo las siguientes áreas: microorganismos (bacterias y protozoarios); plancton (fitoplancton, zooplancton, ictioplancton); bentos (fitobentos, zoobentos de sustrato consolidado, zoobentos de sustrato in consolidado) y necton. En cada uno de los temas los datos levantados fueron analizados críticamente y sintetizados en un reporte. Cada subgrupo temático tuvo un especialista responsable.

La investigación biológica básica en el puerto de Sepetiba fue desarrollada en noviembre y diciembre de 2001, utilizando la capacidad científica local, y contando, además, con el apoyo de un consultor contratado por la UCP. La metodología adoptada en la campaña fue aquella establecida por el *Centre for Research on Introduced Marine Pests* - CRIMP. Ese centro australiano elaboró, en 1996, procedimientos dirigidos para el levantamiento de especies introducidas (disponible en: <http://www.marine.csiro.au/CRIMP>), ya aplicados en 34 puertos de Australia. Estos procedimientos fueron revisados y republicados en 2001.

4. Medidas de Gestión de Agua de Lastre. Desarrollar y efectivizar las medidas de gestión del agua de lastre en cada sitio de tarea se constituyó en un importante componente del Programa, pues serán las que producirán los beneficios prácticos esperados. Las medidas contenidas en las *Directrices* de la IMO incluyen:

- formación y enseñanza para las tripulaciones de los buques;
- procedimientos para buques y Estados Rectores de Puertos (*Port States* -sistema de inspección de buques extranjeros-);
- procedimientos de registro y notificación;
- procedimientos operacionales de los buques;
- consideraciones relativas al Estado Rector del Puerto;
- medidas de ejecución y supervisión por parte de los Estados Rectores de Puertos;
- consideraciones futuras en relación con el cambio de agua de lastre.

El desarrollo de las actividades de "Entrenamiento" y de "Legislación y Reglamentación", descritas a continuación, se basaron en la implementación de las medidas de gestión del agua de lastre de forma consistente con el régimen en vigor de la OMI.

4.1. Entrenamiento. Un curso de entrenamiento multimodular de *Introducción a la Gestión del Agua de Lastre de Buques* fue preparado utilizando la metodología Train-X (metodología de entrenamiento iterativa adoptada por diversas agencias vinculadas a las Naciones Unidas para el desarrollo de recursos humanos) por la coordinación central del Programa TRAIN-SEA-COAST y la unidad en Brasil (Fundação Universidade Federal do Rio Grande). El objetivo del curso fue impulsar la aplicación inicial de esa metodología en los países participantes del Programa GloBallast.

Los módulos son desarrollados de manera interactiva. El modo de ofrecer el paquete de entrenamiento consiste de un conjunto de actividades en clase (lectura y/o explicación; discusión orientada; actividades en grupo y realización de pruebas de acompañamiento del aprendizaje) y salidas de campo para actividades prácticas, así como para la observación del sistema involucrado y el análisis de las actividades operacionales. El curso fue traducido al español por la unidad del TSC en Uruguay (Río de la Plata).

4.2. Legislación y Reglamentación. Las obligaciones de los países participantes del Convenio del Derecho del Mar en relación con la prevención de la introducción de especies exóticas que puedan causar desplazamientos significativos o dañinos a una parte del ambiente marino, ya estaban claramente articuladas en 1982. La preocupación por la biodiversidad, incluyendo la protección y la preservación de la biodiversidad marina, fue nuevamente enfatizada por la comunidad mundial, en 1992, por medio del Convenio de la Biodiversidad.

Las acciones de los países pueden darse en diferentes niveles. Un país puede tener responsabilidad como Estado de Abanderamiento (sistema de inspección de buques del propio país, *Flag State*), garantizando el cumplimiento de los procedimientos por parte de los buques y su tripulación, tanto como Estado Costero (*Coastal State*) o Estado Rector del Puerto (*Port State*), previniéndose contra la importación/exportación no intencional de organismos nocivos o patogénicos.

Llevar a la práctica la Resolución A.868(20) de la OMI y el Convenio, requiere de alteraciones en la legislación nacional en vigor o de la creación de nuevas leyes. La revisión de la legislación, desarrollada en el ámbito del Programa GloBallast, buscó identificar una amplia variedad de instrumentos normativos, nacionales e internacionales, que pudieran estar relacionados con la implementación de las *Directrices*. Consultores legislativos de los seis sitios de demostración trabajaron con un consultor líder de la *World Maritime University* (Malmö, Suecia) en la elaboración de un reporte con recomendaciones y propuestas, basadas en las experiencias de los países participantes del GloBallast y otros países en la implementación de las directrices de la OMI. El reporte final identificó mejores prácticas, y contiene un modelo de legislación que puede ser usado por los países para que éstos desarrollen e

implementen rápidamente la legislación y los reglamentos de gestión del agua de lastre consistentes respecto a las actuales directrices voluntarias de la OMI y el Convenio sobre gestión del agua de lastre.

5. Conformidad, Monitoreo e Imposición. Una implementación efectiva de medidas de gestión de agua de lastre no será alcanzada sin el apoyo de un sistema de verificación de conformidad en relación con aquellas prescritas en las *Directrices* de la OMI o en normas del propio país; monitoreo del agua de lastre que informe el grado de cumplimiento de las medidas e imposición (fiscalización) de lo que se determina para los buques.

El sistema de conformidad, monitoreo e imposición (CMI) debe ser suficientemente flexible para adaptarse a las condiciones de los diferentes países y regiones del mundo. El sistema debe, también, permitir a cada país participante, considerando los recursos específicos que estén bajo riesgo, establecer instrumentos adicionales de conformidad y monitoreo. El monitoreo puede ser usado para evaluar la eficiencia relativa de cada opción de gestión del agua de lastre en los diversos ecosistemas y condiciones climáticas cubiertas por los seis países-piloto.

Independientemente del sistema de CMI planeado por cada país participante, la conformidad sólo será efectiva si el personal de abordaje tuviera pleno conocimiento de los requisitos y de las razones para su exigencia. Por lo tanto, cualquier sistema de CMI debe incluir manuales que informen a los comandantes de los buques y a las autoridades portuarias los requisitos del sistema y como éstos son aplicados.

Diversos países están revisando y/o desarrollando equipos y métodos de muestreo. Además, se discuten, en el Grupo de Trabajo de Agua de Lastre del Comité de Protección del Medio Marino (CPMM), estándares para muestreo del agua de lastre. La elección de los tipos de equipos que serán empleados adoptará el sistema más satisfactorio indicado por esas líneas de acción.

El Programa GloBallast pretendió desarrollar el equipamiento necesario para el muestreo del agua de lastre, y proporcionar entrenamiento al personal involucrado en su uso para el monitoreo y tornar eficaz los procedimientos de CMI. Además, cada país sería apoyado en la implementación del sistema de CMI, lo que incluiría sistemas de comunicación e información buque-puerto; sistemas de vigilancia e inspección, almacenamiento de registros y establecimiento de banco de datos. Por varios motivos este componente fue muy poco desarrollado.

6. Cooperación Regional y Reproducción. Un importante objetivo de la implementación del Programa GloBallast en Brasil fue establecer y apoyar una "Fuerza de Tarea Regional", en el ámbito de América del Sur, para fomentar la toma de conciencia, la cooperación regional y la eventual reproducción de actividades en otros sitios pilotos en la región. Los países sudamericanos fueron incentivados a unirse a esta "Fuerza de Tarea Regional" con el objetivo de asimilar la experiencia obtenida en el puerto de Sepetiba. Se espera que cada país-piloto tenga un papel clave en la formación de relaciones cooperativas con los países vecinos, difundiendo las actividades relacionadas a la gestión del agua de lastre, utilizándose para esto, mecanismos de organizaciones regionales como, por ejemplo, la Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS), la Red Operativa de Cooperación Regional entre las Autoridades Marítimas de América del Sur, México, Panamá y Cuba (ROCRAM) y el Subgrupo de Trabajo N° 6 del Mercosur.

7. Recursos y Autofinanciamiento. El Programa Global dispuso de un presupuesto del GEF de 7 millones de dólares para cubrir los costos de las actividades de la UCP y para el apoyo de las acciones previstas en el Plan de Trabajo. Entretanto, cada país destinó subsidios y recursos propios para la realización de las actividades del proyecto. Un objetivo vital del Programa GloBallast fue identificar e implementar oportunidades de autofinanciamiento para los esfuerzos nacionales de gestión del agua de lastre, de modo que el país pudiera, progresivamente, asumir la responsabilidad por esa gestión, en busca de garantizar la sustentabilidad para el emprendimiento de las acciones después del tiempo de vida del proyecto.

Expectativas

El GEF y el PNUD aprobaron un fondo para el desarrollo de la propuesta del proyecto GloBallast Partnerships. Esta propuesta será preparada por la OMI a lo largo del año 2005 para ser sometida a la reunión de consejo del GEF en julio de 2006. En caso de ser aprobada la propuesta, el proyecto deberá estar operacional a fines de 2006, o comienzos de 2007. El GloBallast Partnerships deberá ser llevado a cabo en cinco años, con un presupuesto tentativo de 17 millones de dólares, de los cuales 7 millones serán fondos del GEF y los restantes contribuciones de los países participantes. A diferencia de la primera fase desarrollada en seis países pilotos, en esta segunda fase el proyecto pretende tener un enfoque regional, asistiendo a países/regiones particularmente vulnerables a promulgar reformas legales y de políticas, para minimizar los impactos adversos de especies acuáticas invasoras transferidas por buques, incluyendo nuevas regiones no cubiertas en la primera fase como el Gran Caribe y las islas del Pacífico.

***Limnoperna fortunei* dentro del Proyecto GloBallast**

Debido a los daños causados por el mejillón dorado en América del Sur, el Proyecto GloBallast financió una investigación para evaluar la dimensión de estos perjuicios y la distribución geográfica actual de la especie. La introducción ocurrió a través de dos entradas: la primera fue en 1991 por el Río de la Plata, en Argentina, y la segunda, en 1999 por Porto Alegre, en Brasil.

Adheridos a los cascos de las embarcaciones, equipos para pesca comercial y/o deportiva, trailers, etc., en siete años el mejillón dorado llegó a Corumbá, en Mato Grosso do Sul, y en diez años, a Foz do Iguaçu, Paraná. Actualmente, todo el río Paraná y el río Paraguay están infectados de mejillones. A lo largo del río Paraguay encontramos estos animales hasta las proximidades de Cáceres (Mato Grosso) y, por el río Paraná, su distribución superó Porto Primavera entrando al río Tietê y llegando a Barra Bonita. La invasión por Porto Alegre, por ahora, ha sido limitada a los ríos Guaíba y Jacuí y a la Lagoa dos Patos. El principal perjudicado es el medio ambiente donde las especies nativas se encuentran amenazadas. Entretanto, las empresas que dependen del agua cruda de los ríos son las que más sufren. Empresas Hidroeléctricas y Estaciones de Abastecimiento de Agua han tenido inmensos perjuicios. En función de los resultados presentados por este proyecto, el Ministerio de Medio Ambiente creó una Fuerza de Tarea Nacional con la participación de otros ministerios e instituciones involucradas para establecer medidas de control del mejillón dorado. No existe una legislación específica para este control, pero para minimizar los daños causados, o para no crear otros daños ambientales a partir de métodos nocivos, como el uso inadecuado de biocida, el gobierno brasileño ha trabajado en la elaboración de normas que impiden nuevas entradas del mejillón y que reglamentan el uso de procedimientos de control físico, químico y biológico (www.mma.gov.br/aguadelastro). La distribución actual del mejillón dorado en América del Sur está desarrollada en el capítulo 6.

LA OMI Y EL CONTROL DE LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES ACUÁTICAS INDESEABLES, VÍA AGUA DE LASTRE

La Organización Marítima Internacional (OMI) es una agencia especializada de las Naciones Unidas, con sede en Londres, que elabora acuerdos internacionales para aumentar la seguridad de los navíos y sus tripulantes y, también, para minimizar los efectos de la polución proveniente de las actividades marítimas realizadas por los navíos. El 13 de febrero de 2004, una Conferencia Internacional realizada en la OMI adoptó la Convención Internacional para el Control y Gestión del Agua de Lastre. El Comité de Protección del Medio Marino (CPMM) de la OMI está elaborando varias directrices que facilitarán la implementación de la Convención. Aún llevará algún tiempo para que este conjunto de normas entre en vigor, pero nada impide que cada país, basándose en la Convención y en las *Directrices*, establezca los procedimientos legales que controlen la introducción de las especies acuáticas indeseables.

Algunos de estos procedimientos son:

- Cambio de agua de lastre en alta mar. Los organismos oceánicos no sobreviven en el ambiente costero.
- Entrega del Formulario de la OMI sobre el Agua de Lastre. A partir del análisis de estos formularios se puede saber la frecuencia, el volumen y el origen del agua deslastrada en los puertos, permitiendo una evaluación del riesgo de introducción de una especie indeseable en un puerto determinado.
- Tratamiento del agua de lastre. Diversas metodologías de tratamiento del agua de lastre han sido investigadas y todavía no están disponibles, pero dependiendo del riesgo de introducción de una especie indeseable, el uso de biocidas puede ser inevitable.
- Elaboración de un Plan de Gestión de Agua de Lastre para cada puerto y cada navío.
- Determinación de las características ambientales y de las especies nativas y exóticas presentes en cada puerto e identificación de aquellas que podrían ser nocivas en otros puertos. Esas informaciones son esenciales para la elaboración del Plan de Gestión de Agua de Lastre en los puertos y para realizar la evaluación del riesgo de introducción de especies indeseables.

BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA

-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.

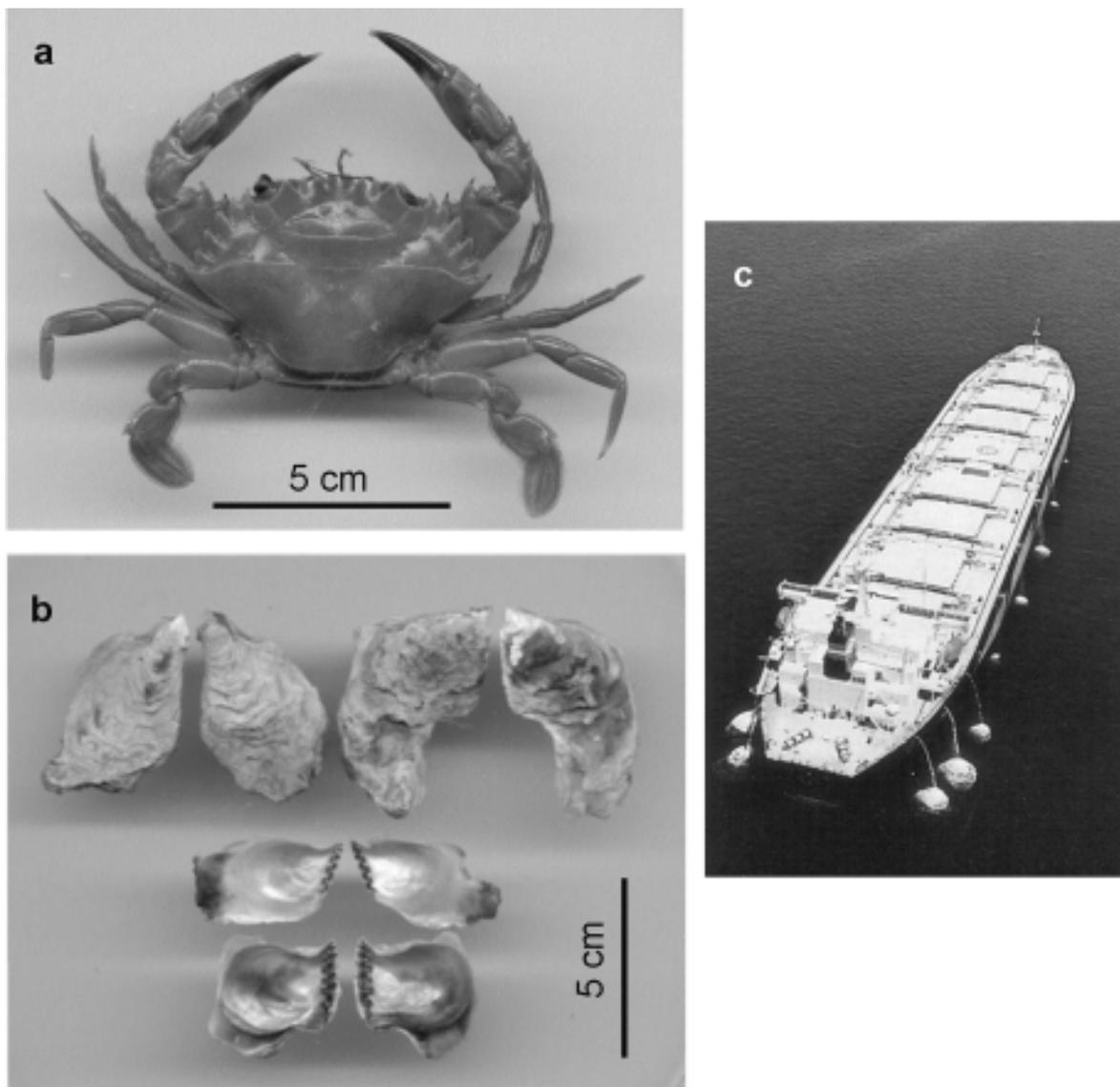


Lámina 1. a: vista dorsal del cangrejo *Charybdis hellerii*; b: vista externa e interna de la conchilla del bivalvo *Isognomon bicolor*; c: navío de carga liberando el lastre.

CAPÍTULO 3

CARACTERÍSTICAS DE LA ESPECIE

GUSTAVO DARRIGRAN¹ & CRISTINA DAMBORENEA¹

INTRODUCCIÓN

En éste capítulo se realiza una descripción básica de la morfología y biología de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) o mejillón dorado con el objetivo de familiarizar al lector con el vocabulario empleado frecuentemente en la descripción y biología de esta especie. No obstante, lo presentado aquí se desarrolla de modo introductorio, debido a que se hará un desarrollo más pormenorizado en los capítulos respectivos.

A través del conocimiento de la morfología externa e interna es posible diferenciar al mejillón dorado de las especies de bivalvos nativas y permite, parcialmente, entender la causa de su éxito como invasor. La descripción de sus hábitos y preferencias de hábitat, así como su biología y potencial reproductivo, son características importantes para explicar por qué el mejillón dorado puede establecerse en ambientes de distintos climas, como también generar *macrofouling* en estructuras tales como sistemas de agua de industrias, plantas potabilizadoras, sistemas de riego, etc. Sumadas a estas características, el mecanismo natural de dispersión de esta especie y su vinculación con las actividades comerciales y deportivas del hombre, permiten explicar la gran velocidad de dispersión contracorriente que adquirió en el ambiente invadido. Asimismo, el conocimiento de su fisiología permite ajustar mecanismos sustentables de control (ya sean físicos o químicos). Por último, cabe destacar que conocer los impactos provocados por el mejillón dorado, tanto en el ambiente natural como en el interior de sistemas de agua, y los tratamientos posibles para el control del *macrofouling*, son herramientas que permitirán preservar ambos tipos de ambientes con el menor impacto posible.

El mejillón dorado pertenece al Phylum Mollusca y, dentro de este, a la Clase Bivalvia, Familia Mytilidae, la cual incluye a los mejillones y mejillines marinos, que son formas bisadas de valvas iguales y con dos músculos aductores desiguales. En América esta familia tiene sólo formas nativas marinas y estuariales, no de agua dulce.

Entre los bivalvos de agua dulce nativos de la Cuenca del Plata (Tabla 1) predominan las almejas nacaríferas o «náyades», de las familias Mycetopodidae e Iridea, de hábitos infaunales con larvas parásitas, y las almejas no nacaríferas, infaunales o bisadas, con larvas vivíparas, de las familias Corbiculidae y Sphaeriidae. En el estuario del Río de la Plata se encuentran, además, otras dos especies mixohalinas: *Erodona mactroides* Daudin, 1802, de la familia Aloididae, y *Mytella charruana* (d'Orbigny, 1842) (= *M. falcata*), de la familia Mytilidae. Dos bivalvos exóticos que se encuentran en la Cuenca del Plata; son *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) y *C. fluminea* (Müller, 1774), pertenecientes a la familia Corbiculidae e introducidas desde el sudeste de Asia.

Mytella charruana es una especie nativa emparentada y semejante morfológicamente al mejillón dorado. Habita aguas salobres y su distribución se solapa con la de *Limnoperna fortunei* sólo donde la salinidad alcanza

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

1, correspondiente al límite norte de la zona externa del estuario del Río de la Plata (Punta Piedras). Si bien *L. fortunei* tolera los valores de salinidad de estas áreas, no se establecen grandes poblaciones.

Tabla 1. Clasificación de los géneros de bivalvos nativos de la Cuenca del Plata (modificado de Castellanos & Landoni, 1995).

ORDEN	SUBORDEN	FAMILIA	SUBFAMILIA	GÉNERO
Anisomyaria		Mytilidae	Mytilinae	<i>Mytilus</i>
				<i>Mytella</i>
Eulamellibranchia	Schizodonta	Mycetopodidae	Leilinae	<i>Leila</i>
			Anodontitinae	<i>Anodontites</i>
			Mycetopodinae	<i>Mycetopoda</i>
			Monocondylaeinae	<i>Monocondylaea</i>
		Hyriidae	Hyriinae	<i>Fossula</i>
				<i>Castalia</i>
	Heterodonta	Aloididae		<i>Diplodon</i>
				<i>Erodona</i>
				<i>Tagelus</i>
		Psammobidae		<i>Neocorbicula</i>
				<i>Eupera</i>
				<i>Byssanodonta</i>
Corbiculidae	Sphaeriidae	Euperinae	<i>Pisidium</i>	
			<i>Musculium</i>	
			<i>Sphaerium</i>	

Limnoperna fortunei se diferencia en general de los bivalvos nativos y de las especies del género *Corbicula* en:

- la forma de la valva, anatomía interna y modo de vida,
- estrategia reproductiva y ciclo de vida,
- edad y crecimiento individual,
- mecanismo de dispersión,
- impacto negativo en los ecosistemas.

DESARROLLO

Morfología valvar

La valva de *Limnoperna fortunei* es distintiva. El nombre vulgar, mejillón dorado, se debe a la coloración dorada que adquiere en los ambientes de agua clara colonizados de América del Sur. Sin embargo, tanto la coloración como el aspecto general y espesor de las valvas pueden variar de acuerdo al ambiente.

Aquí presentamos una breve descripción de la morfología valvar del mejillón dorado. Para más detalles consultar Morton (1973), quien brinda una detallada descripción de la especie.

Son organismos equivalvos, heteromiarios. Las valvas presentan desde un color marrón oscuro hasta amarillo dorado. El interior de las valvas es nacarado. La capa periostracal externa es delgada, engrosándose en el margen valvar donde se curva hacia el interior. Los umbos son subterminales y el ligamento es dorsal, recto o levemente curvado. El margen ventral es variable, pudiendo ser recto o arqueado. Todas las dimensiones de la valva son regulares según las poblaciones consideradas. Existe una fuerte correlación entre la longitud total y el ancho de la valva (Morton, 1973, 1977; Maroñas y otros, 1997). La mayor longitud total observada en América del Sur fue de 4,9 cm, para poblaciones del río Santa Lucía, República Oriental del Uruguay (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000).

La fusión del manto ocurre encima del sifón exhalante y entre este último y la abertura del inhalante, la que se halla unida a la abertura pedal/sifonal, aunque funcionalmente es independiente.

El músculo aductor anterior es pequeño y se localiza antero-ventralmente en las valvas. El músculo retractor anterior del biso se origina en la región antero-dorsal de la valva. El músculo aductor posterior es grande y el retractor posterior del biso se subdivide en dos unidades. Existe también un músculo retractor pedal posterior que se origina anteriormente al retractor bisal posterior (Figura 1).

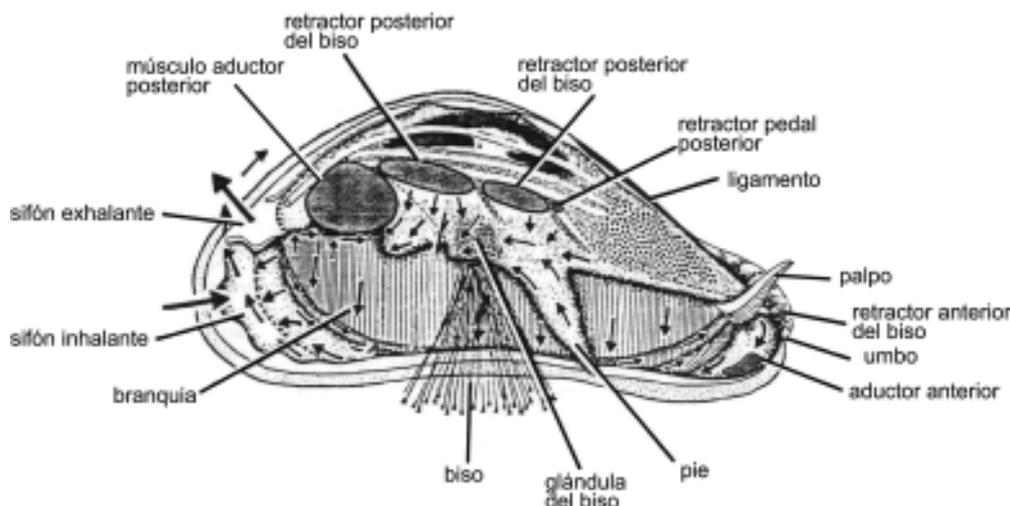
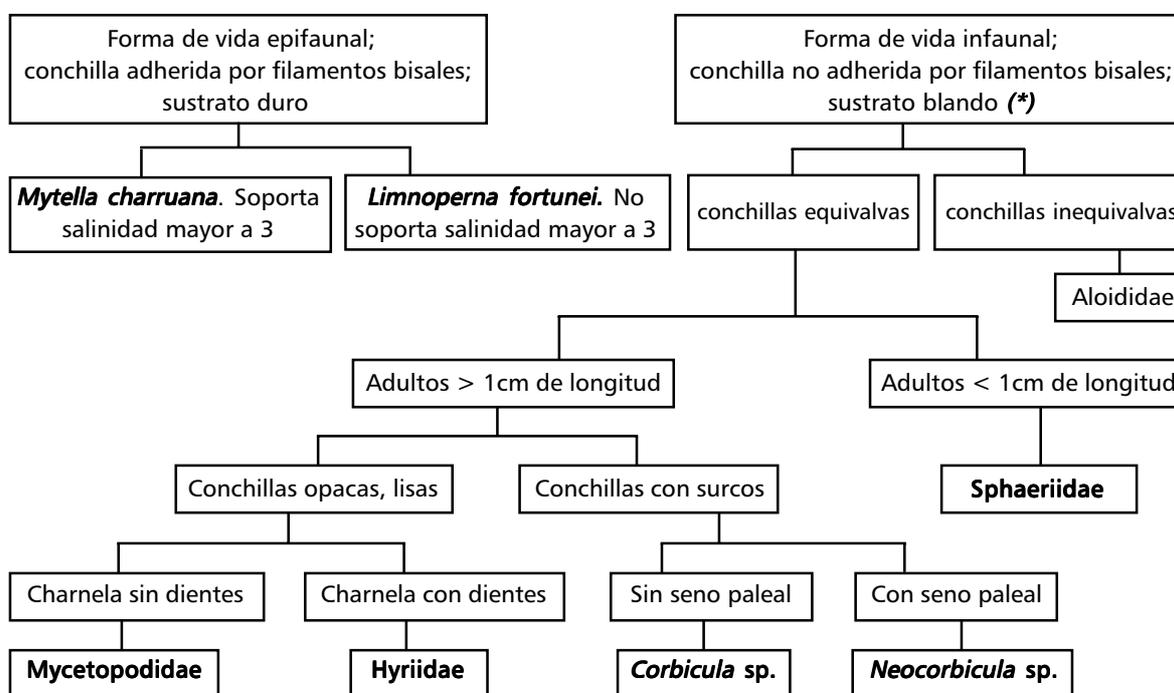


Figura 1. *Limnoperna fortunei*. Esquema de la anatomía con detalle de las corrientes ciliares (modificado de Morton, 1973).

La forma de la valva muestra una perfecta adaptación para vivir en sustratos duros. La superficie plana ventral permite al animal una mayor adhesión al sustrato, mientras que el umbo anterior le brinda mejor estabilidad.

Las dos especies de Mytilidae halladas en la Cuenca del Plata, *Limnoperna fortunei* y *Mytella charruana*, poseen morfología valvar y forma de vida muy semejantes (esta última especie presenta crenulaciones características o *resilial ridge pitted* en el área charnelar, estructura ausente en *L. fortunei*). Sin embargo, ambas especies se diferencian claramente de los restantes bivalvos de la Cuenca del Plata. Las "náyades" nativas de agua dulce están adaptadas para vivir enterradas en el sedimento. En éstas, el umbo es redondeado y de posición dorsal, el margen ventral redondeado y, en los organismos adultos, la glándula del biso no es funcional. Las especies de Mycetopodidae e Hyriidae son de tamaño mayor en promedio (muy variable de acuerdo a la especie, edad y hábitat), alrededor de 10 cm y las valvas son robustas y muy gruesas (Figura 2).



(*) de esta identificación general de especies de bivalvos, quedan excluidas las especies de Sphaeriidae que presentan biso con el que se adhieren a vegetación y cantos rodados (e.g. *Eupera platensis*) o juveniles de *Corbicula fluminea* que presentan semejantes características.

Figura 2. Esquema que permite una rápida identificación de los grupos bivalvos presentes en la Cuenca del Plata.

Entre las especies de la familia Corbiculidae, las más abundantes son las introducidas del género *Corbicula*. Estas tienen conchillas redondeadas, de 3-4 cm de longitud valvar, son robustas y con crestas concéntricas conspicuas. *Neocorbicula limosa* es la especie nativa de Corbiculidae, de forma semejante al género introducido, y se diferencia de éste por presentar seno paleal. Todas estas especies son infaunales superficiales de fondos blandos.

Los representantes de la familia Sphaeriidae son pequeños, de aproximadamente 5-8 mm de longitud valvar; las conchillas son frágiles y delgadas.

Anatomía interna

El cuerpo del mejillón dorado está rodeado por el manto, capa delgada de tejido, que segrega la conchilla y se adosa a ésta. El espacio interno encerrado por el manto es la cavidad del manto. A cada lado del cuerpo, entre el manto y el pie, se encuentran las branquias. Las cilias de las branquias generan corrientes que impulsan al agua por el sifón inhalante a la cavidad del manto y branquias. Las partículas sólidas son removidas por las cilias de la branquia. Las partículas alimentarias son dirigidas hacia la boca para su ingestión, mientras que las partículas no alimentarias son envueltas en mucus secretado por las células de la branquia y eliminadas como pseudoheces. La morfología interna básica de *Limnoperna fortunei* se detalla en la Figura 1.

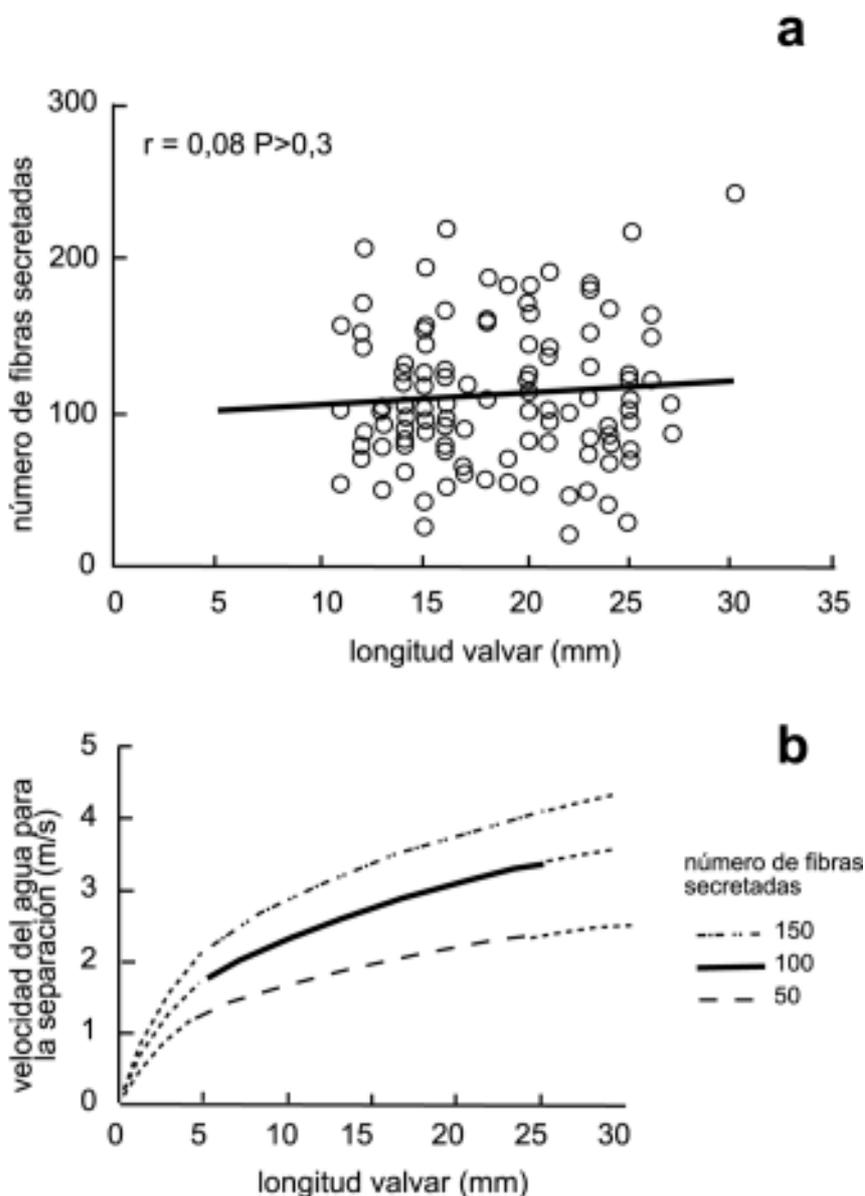


Figura 3. Número de filamentos bisales en relación a la talla de *Limnoperna fortunei* (a) y velocidad necesaria para separar las fibras bisales en función del tamaño y número de filamentos de los mejillones (b) (modificado de Nagaya y otros, 2001).

Modo de vida

Limnoperna fortunei es epifaunal; se fija por las fibras del biso a toda superficie dura, tanto inertes (naturales o artificiales) como sobre otros organismos. La forma de su conchilla y el desarrollo de las fibras bisales son adaptaciones para este tipo de vida.

Los bivalvos nativos son infaunales; viven enterrados en sustrato blando. Las náyades proyectan fuera del sustrato apenas el tercio posterior de su conchilla, para la circulación de agua. Esta parte posterior brinda un sustrato adecuado para el asentamiento del mejillón dorado, ocasionando problemas en la circulación, de forma semejante a lo ocurrido en América del Norte con posterioridad a la invasión de *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), o mejillón cebrá, en donde se realizaron numerosos estudios sobre el impacto ocasionado sobre la población de sus bivalvos nativos.

Conocer el mecanismo de fijación y la fuerza que soportan las fibras proteicas bisales es información relevante para el desarrollo de técnicas de prevención y control del *macrofouling*. Se han realizado estudios sobre la fuerza de fijación de esta especie sobre varios sustratos (Matsui y otros, 2001) y en relación a la corriente de agua (Nagaya y otros, 2001). Estos autores indican que el número de fibras secretadas por un individuo varía entre 0 y 109, y que existe correlación entre la fuerza necesaria para el desprendimiento de las fibras y el número de fibras del biso (Figura 3).

Estrategia reproductiva y ciclo de vida

El ciclo de vida de *Limnoperna fortunei* incluye una fase juvenil-adulta bentónica y una fase larvaria planctónica. Es una especie de sexos separados o gonocórica. Las gónadas se desarrollan tanto en la masa visceral como en el manto, siendo más extendidas en este último.

Las gametas femeninas y masculinas son liberadas al agua donde se produce la fecundación. En el Balneario Bagliardi, Río de la Plata (Berisso, Argentina), que presenta un clima templado, la talla mínima de diferenciación sexual es de 5 mm de longitud valvar. El ciclo gametogénico está regido por factores ambientales, particularmente la temperatura (Morton, 1982; Darrigran y otros, 1999, 2003), de forma tal que el grado de desarrollo gonadal, evacuación gamética y duración del ciclo varían de acuerdo a las condiciones climáticas en las que se encuentran las poblaciones. De acuerdo a la información disponible, las gametas son liberadas cuando la temperatura del agua alcanza o supera los 16 °C, siendo el número de evacuaciones variable.

Diferentes estadios larvales se desarrollan en el plancton (Cataldo y otros, 2005; dos Santos y otros, 2005). Los huevos tienen un diámetro de 60-100 μm ; luego de las primeras divisiones se distinguen mórula, blástula y gástrulas, que devienen en larva trocófora. Posteriormente se desarrollan las larvas pre-veliger, veliger tipo D, veliger preumbonada, veliger umbonada, pediveliger y plantígradas. Desde el estadio de pre-veliger se observa el desarrollo de dos valvas pequeñas. Más detalles acerca del desarrollo larvario y las diferencias observadas entre el ciclo de vida de esta especie invasora y las náyades y almejas nativas se encuentra en el Capítulo 5.

Las larvas de *Limnoperna fortunei* tienen capacidad de ingresar en los sistemas de agua de las industrias, asentarse en su interior y provocar *macrofouling*. La extensión del ciclo reproductivo varía de acuerdo a las temperaturas reinantes, siendo mayor en zonas más cálidas. De lo antedicho se desprende la importancia de conocer el ciclo de vida de esta especie invasora en cada una de las localidades de las plantas industriales. Tanto el protocolo de monitoreo de las larvas como la estrategia de los tratamientos a seguir por las industrias deben ser propios para cada una de ellas, y ajustados de acuerdo a las condiciones climáticas/ambientales reinantes. Debe considerarse que la duración del ciclo de vida puede llevar varias semanas, y que la disponibilidad de larvas está vinculada con la densidad de las poblaciones locales, así como también por las características químicas (e.g. pH, niveles de calcio), físicas (e.g. temperatura, velocidad de corriente) y biológicas del ambiente (e.g. productividad primaria).

Edad y Crecimiento

El primer asentamiento del mejillón dorado en aguas del continente americano ocurrió en 1991, en el Balneario Bagliardi, Río de la Plata, Argentina (Pastorino y otros, 1993). Se realizó la descripción del ciclo reproductivo del mejillón dorado en esta localidad y en épocas de muestreo cercanas a la invasión de esta especie (Darrigran y otros, 1999). Asimismo, próximo a su lugar de origen, sólo fue estudiado el ciclo de vida y la dinámica poblacional de esta especie para Asia por Morton (1977, 1982) e Iwasaki and Uryu (1998).

En el Río de la Plata, la descripción del crecimiento individual de *L. fortunei* se realizó a partir de muestreos realizados entre julio de 1992 y noviembre de 1994, en el litoral rocoso del Balneario Bagliardi (Darrigran & Maroñas, 2002; Maroñas y otros, 2003). En este análisis se reconocieron tres cohortes anuales definidas para las tallas menores a 22 mm (Figura 4). El tiempo de vida del mejillón, en el ambiente natural considerado, es de 3,2 años. La longitud es el parámetro valvar estadísticamente más apropiado

para ser utilizado en el estudio del crecimiento individual en esta especie (Maroñas y otros, 1997). La longitud infinita fue de 36 mm, y los restantes parámetros de crecimiento para las tres cohortes (C1 de diciembre de 1993, C2 de febrero de 1994 y C3 de julio de 1994) fueron: t_0 -0,071; 0,097 y 0,513; k 0,3371; 0,3409 y 0,3761, respectivamente.

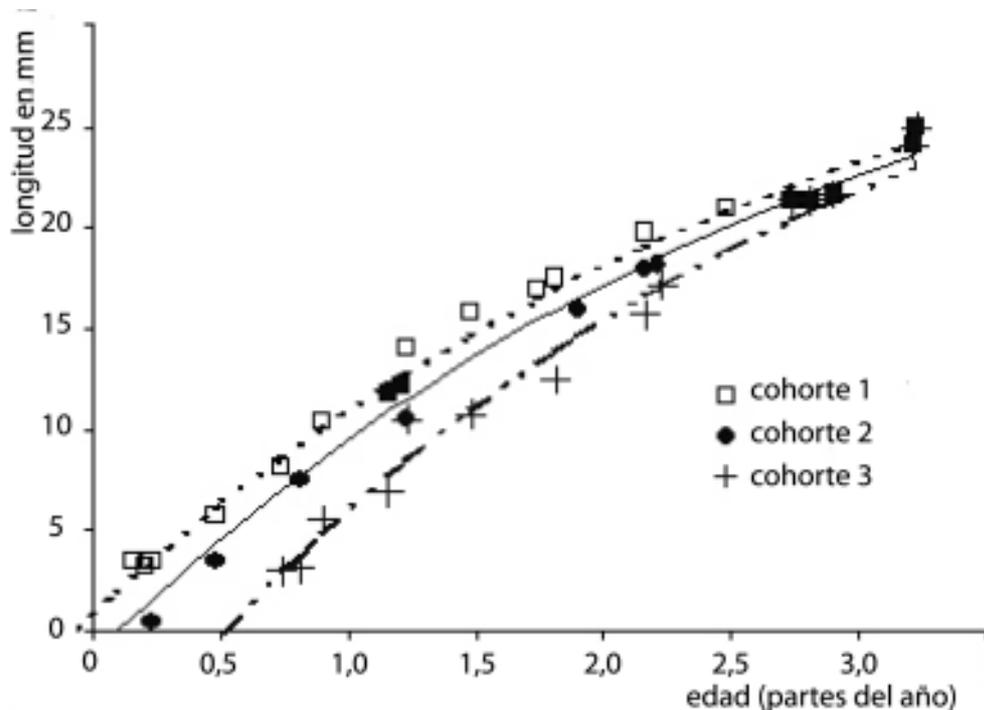


Figura 4. Ajuste del crecimiento de *Limnoperna fortunei* en tres cohortes para una población del Balneario Bagliardi, Río de la Plata (modificado de Maroñas y otros, 2003).

Boltovskoy y Cataldo (1999) calcularon los parámetros poblacionales a partir de ejemplares de *L. fortunei* en monitores en canales de agua de la planta nuclear Atucha I, sobre el río Paraná de las Palmas. Señalaron diferencias en la tasa de crecimiento registrada en invierno y en verano, y hallaron que los animales alcanzan los 20 mm durante el primer año, al final del segundo año alcanzarían los 30 mm y que la longitud máxima teórica es 35 mm (Tabla 2).

Tabla 2. Principales parámetros poblacionales de *L. fortunei* reportados en la bibliografía por diferentes autores.

	Iwasaki & Uryu (1998)	Boltovskoy & Cataldo (1999)	Darrigran & Maroñas (2002)
Temperatura media anual (°C)	-----	21,5	-----
Rango de Temperatura (°C)	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
Longevidad (años)	2	3	3,5
Tamaño (mm)			
1º año	2º año	3º año	----- ----- ----- 20 30 33 9,5 17 23

Darrigran y Maroñas (2002) discriminan tres cohortes para los intervalos de clases menores a 22 mm. Los intervalos mayores presentan mezcla de individuos con crecimiento asintótico y solapamiento de las cohortes. Este hecho determinó un valor común de longitud máxima para las tres cohortes, acorde al patrón general de crecimiento en bivalvos. En estos, el crecimiento de la conchilla es continuo, pero su tasa decrece con el tiempo, resultando una curva de crecimiento sigmoideal (Krommenhoek, 1996).

El reconocimiento de más de una cohorte anual en este bivalvo es coherente con lo observado en los estudios de biología reproductiva realizados en un clima templado por Darrigran y otros (1999), en la misma área y época. Las estimaciones de las épocas de asentamiento de las tres cohortes muestran una relación y un desplazamiento en el tiempo con respecto a las épocas de evacuación oocitaria (Figura 5). Este desplazamiento temporal se relacionaría con el período de tiempo de desarrollo del estado larval planctónico, el cual presenta un lapso de 15/20 días (Choi & Kim, 1985; Capítulo 5).

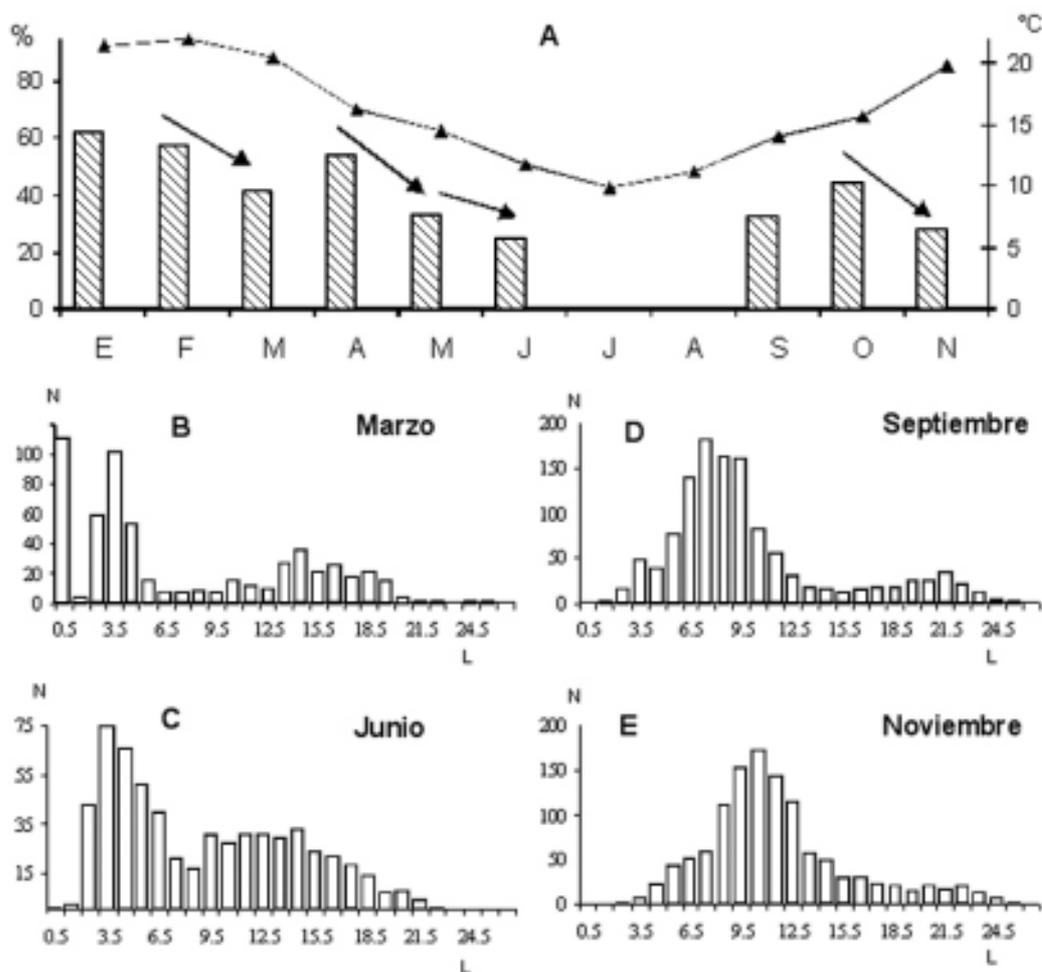


Figura 5. Comparación entre los períodos de evacuación gamética y frecuencia de distribución de talla de *Limnoperna fortunei* en una población del Balneario Bagliardi, Río de la Plata. A: porcentaje de oocitos mayores a 60 μm y temperatura media del aire, las flechas indican los momentos de liberación de gametas; B-E: distribución de tallas, L: longitud valvar en mm (modificado de Maroñas y otros, 2003).

A diferencia de lo observado por Morton (1977), la población del mejillón dorado en el Balneario Bagliardi, Río de la Plata, aparece con una reproducción continua a lo largo del tiempo, pero con picos de actividad gonadal relacionados con cambios en la temperatura. Con tres de esos picos se relacionan las tres cohortes del estudio de crecimiento individual en el clima templado. Este último hecho lo diferencia del análisis realizado por Boltovskoy y Cataldo (1999), quienes afirman que sus datos no muestran picos asociados con las variaciones térmicas del ambiente. Esta observación, contraria al patrón clásico del crecimiento individual

de bivalvos en general (Vakily, 1992) y a lo observado en *Limnoperna fortunei* en particular, tanto en las investigaciones realizadas en el Río de la Plata como en Japón por Magara y otros (2001), puede deberse a que los autores se basaron en datos obtenidos en relación a un ambiente humano (planta de energía nuclear), con la correspondiente estabilidad ambiental que eso implica en relación con un ambiente natural. Asimismo, sus poblaciones se asientan en superficies artificiales (muestreadores tridimensionales) y no en rocas costeras del Río de la Plata.

Por su parte, estudios realizados en un ambiente humano de clima subtropical, una central hidroeléctrica (Maroñas & Darrigran, 2005), se logró reconocer, al menos, la presencia de seis cohortes en el año, con tasas de crecimiento superiores a las determinadas para la misma especie en clima templado de la misma región neotropical. Se determinó que, dada la tasa de crecimiento, el intervalo de talla más apropiado para realizar este tipo de análisis debe ser de 0,5 mm y no de 1 mm como generalmente se recomienda para otros moluscos. La velocidad de crecimiento y el número de reclutamiento en este tipo de ambiente (ambiente humano, más estable que un ambiente natural), comparado con variaciones climáticas menores en relación con el clima templado, es mayor.

Por su parte, Boltovskoy y Cataldo (1999) estiman en 3 años el tiempo de vida en una planta nuclear en el río Paraná inferior, mientras que Darrigran y Maroñas (2002) en 3,2 años en el Balneario Bagliardi. Asimismo, el tiempo de vida del mejillón dorado para el río Uji, Japón, es de 2 años de vida según Iwasaki y Uryu (1998). En esta última publicación los autores mencionan, además, que en China Central el tiempo de vida es superior a 10 años, y en Corea de 4 a 5 años (Tabla 2). Estas variaciones en las estimaciones del tiempo de vida (entre 2 y 10 años) pueden deberse a diversos factores ambientales, como la temperatura, la producción primaria o abundancia de material orgánico en suspensión en el agua. Por otra parte, cabe recordar el solapamiento de cohortes a partir de los tres años de vida.

Mecanismo de dispersión

El mejillón dorado emplea mecanismos naturales y no naturales (aquellos vinculados a la actividad del hombre) para su dispersión, tanto en la etapa larval planctónica como en la juvenil-adulta bentónica. Durante la etapa planctónica ocurre la dispersión natural de los estadios larvales por las corrientes de agua. También la dispersión puede ocurrir por la fijación de formas adultas o juveniles a cualquier tipo de elemento flotante o realizarse probablemente, por zoocoria. Sin embargo, este mecanismo natural de dispersión, no fue el principal utilizado por la especie desde su ingreso en la Cuenca del Plata (Darrigran, 2002), donde la mayor dispersión ocurrió a contracorriente. Este hecho se relaciona a la antropocoria, particularmente debido a la fijación a los cascos de las embarcaciones, lo que queda demostrado al analizar la velocidad diferencial de invasión observada en los diferentes ríos de la mencionada cuenca en relación a la navegabilidad relativa de los mismos. Los ríos Paraná y Paraguay, con alta navegabilidad, fueron rápidamente colonizados, mientras que la invasión en el río Uruguay fue posterior debido a su baja navegabilidad (principalmente deportiva). Para más detalles remitirse al Capítulo 6.

Impacto negativo en los ecosistemas

El asentamiento reciente de *Limnoperna fortunei* o mejillón dorado (Pastorino y otros, 1993) en las costas de cuerpos de agua continentales de América del Sur, proporciona un impacto ambiental que puede entenderse como negativo, ya sea alterando la dieta de las especies nativas (ver Capítulo 7); favoreciendo el asentamiento de especies no comunes en la Cuenca del Plata, como es el caso del cangrejo malacófago *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, el cual ingresa por el Río de la Plata hasta el delta, encontrándose en sus estómagos restos del mejillón dorado (Cesar y otros, 2003), afectando la tasa de clareado de cuerpos de agua donde se encuentran sus densas poblaciones (ver Capítulo 8) y creando un nuevo microambiente, en donde se produce desplazamiento de especies nativas, como así también el desarrollo de poblaciones de macrofauna bentónica de invertebrados nativos, provocando quizás una homogeneización al ambiente.

En esta sección del presente capítulo, se hará hincapié en los microambientes formados por los densos asentamientos del mejillón dorado. En el litoral rocoso de la localidad donde se citó por primera vez para América la presencia del mejillón dorado, Balneario La Bagliardi, se destaca la fauna de oligoquetos e hirudíneos asociados a las densidades de *Limnoperna fortunei* (Darrigran y otros, 1998). Asimismo, estos asentamientos alteran la composición de la malacofauna nativa (Martín & Darrigran, 1994) provocando un desplazamiento de dos de las tres especies más comunes de gasterópodos características del ambiente rocoso de ese litoral, convirtiendo su presencia en esporádica o accidental. La tercera especie, luego de un marcado decrecimiento en su abundancia en los inicios del asentamiento del mejillón dorado, logra adaptarse y mantenerse como una especie frecuente y densa en el ambiente (Darrigran, 2002; Darrigran & Damborenea, 2005) (Figura 6). Se observa una disminución de las densidades y presencia de *Uncancylus concentricus* (d'Orbigny, 1835) y *Chilina*

fluminea (Maton, 1809). Por su parte, la densidad de *Heleobia piscium* (d'Orbigny, 1835) es directamente proporcional a la densidad de *L. fortunei* ($r: 0,36$, $n: 104$, $P: 0,01$) (Darrigran y otros, 1998). Estos datos concuerdan con lo descrito por Ricciardi y otros (1997) en América del Norte, en donde la presencia del mejillón cebra, o *Dreissena polymorpha*, incrementa la riqueza y la abundancia de macroinvertebrados debido a los atributos biológicos que brindan las altas densidades del mejillón (e.g. hábitat creado por el agrupamiento de conchillas, bio-depositación). Las densidades del mejillón cebra alteran las comunidades de macroinvertebrados de sustratos duros, ayudando a los alimentadores de depósitos (e.g. pequeños gasterópodos) y depredadores de invertebrados, desplazando a gasterópodos de mayor tamaño y a ciertos alimentadores de suspensión (Ricciardi y otros, 1997).

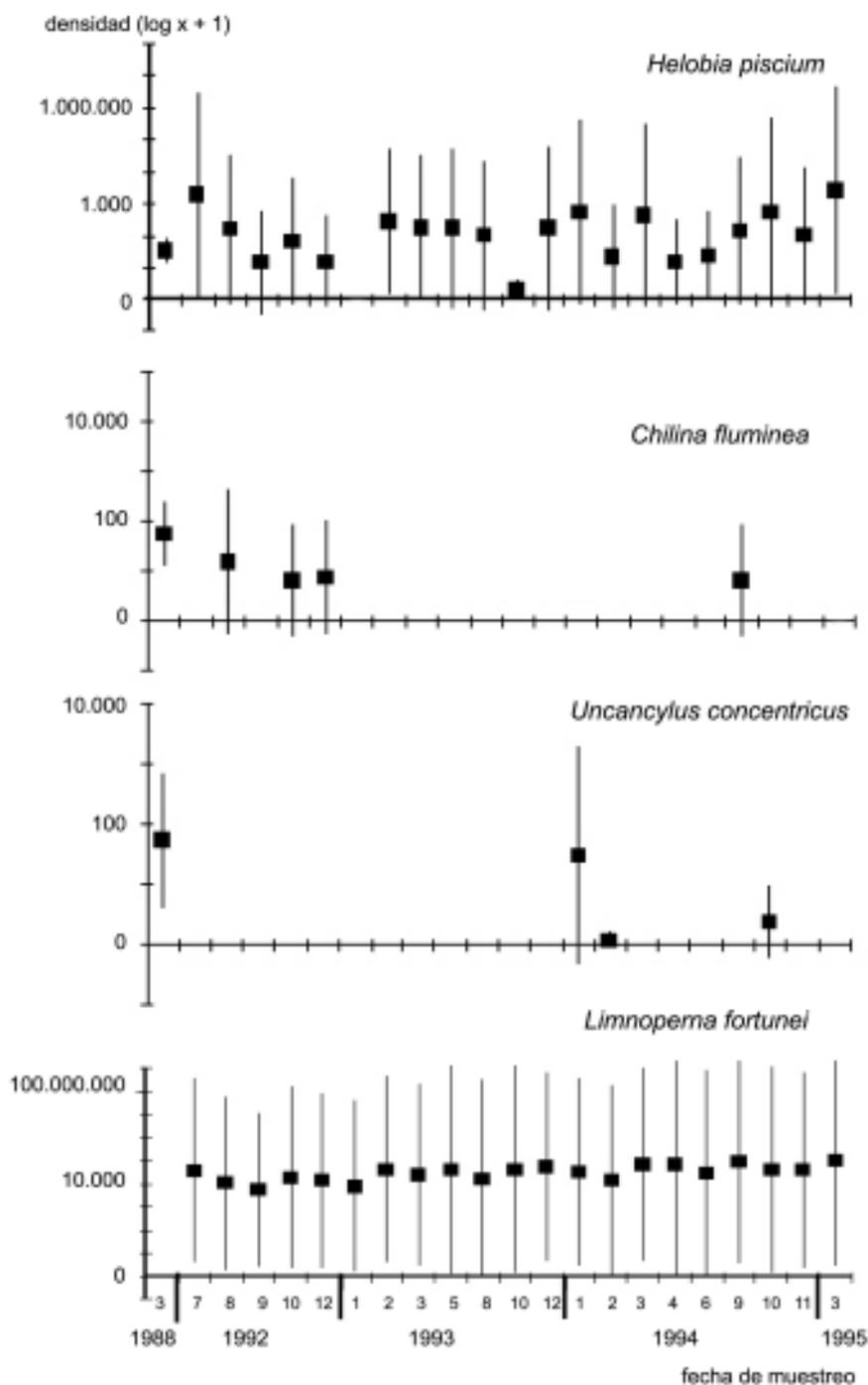


Figura 6. Variación temporal de la presencia y densidad, expresada en $\log(x+1)$, de la malacofauna autóctona asociada al biso de *Limnoperna fortunei* en el Balneario Bagliardi (modificado de Darrigran y otros, 1998).

La fauna de invertebrados bentónicos litorales en el Balneario Bagliardi, previa al asentamiento del mejillón dorado, está descrita, básicamente, en los siguientes trabajos: Darrigran y Rioja (1988); Darrigran (1991, 1994, 1995, 1999); Darrigran y López Armengol (1998); Darrigran y Lagreca (2005); Gullo y Darrigran (1991); Gullo (1995). Estos autores señalan que la fauna de macroinvertebrados presente en sustratos duros litorales del Río de la Plata, era escasa o ausente. Lo mismo sucedía con la macrofauna asentada en las rocas del litoral del Balneario Bagliardi (Río de la Plata), en la cual la presencia del mejillón dorado era escasa (Darrigran & Rioja, 1988; Darrigran, 1991, 1994; Martin & Darrigran, 1994), y luego del asentamiento del mejillón dorado en el litoral rocoso, dicha fauna se corresponde a: Gastropoda; Hirudinea; Oligochaeta; Turbellaria Tricladida; Nematoda; Diptera Chironomidae y Crustacea Tanaidacea, Isopoda y Amphipoda. Las características faunísticas de los gastrópodos e hirudíneos asociados al biso de *L. fortunei*, se detallan en la Tabla 3. Estas características faunísticas (Darrigran, 1991) se obtienen en función a la dominancia (número de individuos de la especie en relación con el número total de individuos) y a la frecuencia (número de muestras donde aparece la especie considerada en relación al número total de muestras). Las especies mejor representadas en el litoral bajo estudio corresponden al gastropoda *Heleobia piscium* y al hirudínea *Gloioibdella michaelsoni* (Blanchard, 1900); estas poblaciones son dominantes, constantes y expansivas. Los hirudíneos *Helobdella adiantola* Ringuélet, 1972 y *Helobdella hyalina* Ringuélet, 1942 son dominantes, constantes y difusos. Las restantes especies de moluscos y los hirudíneos *Helobdella striata* (Ringuélet, 1943) y *H. triserialis triserialis* (Blanchard, 1849), son accidentales. En la Tabla 4 se presentan los datos de dominancia y frecuencia, de la fauna de oligoquetos correspondiente al muestreo de marzo de 1995. Las especies *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862 y *Nais variabilis* Piguët, 1906 son dominantes, constantes y expansivas, mientras que la especie *Dero (Dero) digitata* (Müller, 1773) es accidental.

Tabla 3. Características faunísticas de Gastropoda e Hirudinea del Balneario Bagliardi (modificado de Darrigran y otros, 1998).

TAXA	Dominancia (%)	Frecuencia (%)	Característica
<i>Mollusca Gastropoda</i>			
<i>Heleobia piscium</i>	97,76	76,19	Dominante-Constante-Expansiva
<i>Uncancylus concentricus</i>	0,15	14,28	Accidental-Difusa
<i>Chilina fluminea</i>	1,75	23,80	Accidental-Difusa
<i>Biomphalaria straminea</i>	0,07	4,76	Accidental-Difusa
<i>Annelida Hirudinea</i>			
<i>Gloioibdella michaelsoni</i>	61,67	95,2	Dominante-Constante-Expansiva
<i>Helobdella adiantola</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	Accidental
<i>H. triserialis triserialis</i>	0,59	23,8	Accidental-Difusa
<i>H. triserialis lineada</i>	2,65	33,33	Dominante-Accesoria-Difusa
<i>H. triserialis nigricans</i>	2,98	42,85	Dominante-Accesoria-Difusa

En el trabajo Darrigran y otros (1998), se realizó el muestreo del litoral rocoso de la Bagliardi, con el fin de determinar la heterogeneidad de la macrofauna presente en distintas zonas del área de muestreo (con mayor (A) y menor (B) energía del agua) (Figura 7). De encontrarse diferencias significativas en la composición y estructura del bentos asociado al mejillón dorado, se refutaría la hipótesis de que la franja de altas densidades de *Limnoperna fortunei* (del orden de los 150.000 individuos/m²) crea un microambiente estable, independiente del medio en sí. Al tener en cuenta las densidades promedio de oligoquetos e hirudíneos correspondientes al muestreo de marzo de 1995, considerando la variable espacial (muestras provenientes de uno de los extremos del área de muestreo -A = muestras 1, 2, 3- con el otro extremo -B = 4, 5, 6-), no son significativas ($\chi^2 = 0,062$; g.l. = 5; $P < 0,01$). Asimismo, se compararon las densidades promedio de hirudíneos para ambos extremos a partir de enero de 1994 y hasta marzo de 1995 (es decir, tomando en consideración a la variable temporal); tampoco se hallaron diferencias significativas entre ellas ($\chi^2 = 6,119$; g.l. = 1; $P < 0,01$). Por último, las diferencias de los valores de la densidad media de hirudíneos en el total de muestreos realizados, tampoco fueron significativas ($\chi^2 = 7407$; g.l. = 20; $P < 0,01$).

Tabla 4. Características faunísticas de Oligochaeta del Balneario Bagliardi, marzo 1995 (modificado de Darrigran y otros, 1998).

TAXA	Dominancia (%)	Frecuencia (%)	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>	39,91	100	Dominante-Constante-Expansiva
<i>Pristina leidy</i>	3,21	33,3	Dominante-Accesoria-Difusa
<i>Dere (Dero) digitata</i>	0,43	16,6	Accidental-Difusa
<i>Pristinilla osborni</i>	2,57	33,3	Dominante-Accesoria-Difusa
<i>Pristinilla jenkinae</i>	1,28	16,6	Dominante-Accidental-Difusa
Annelida Aphanoneura			
<i>Aelosoma sp.</i>	2,57	50	Dominante-Constante-Difusa

En el estudio de Darrigran y otros (1998), los valores del índice de diversidad de Shannon (H) y de la equitabilidad (J) de los hirudíneos, son muy heterogéneos. El valor del índice de diversidad más elevado para los hirudíneos se registró al inicio de los muestreos (H=0,69) con un J de 0,82. A partir de este muestreo, el valor de H tiende a disminuir (Tabla 5). No obstante, la riqueza específica (S) de la fauna de hirudíneos, aumentó desde el ingreso de *L. fortunei* al ambiente. Gullo y Darrigran (1991) citan solamente dos especies para el área; desde julio de 1992 se encuentran valores de hasta S=7. Asimismo, la densidad de la fauna de hirudíneos es directamente proporcional a la densidad de *L. fortunei* ($r=0,28$; $n=57$; $P=0,05$).

Por su parte, la diversidad y equitabilidad de la fauna de oligoquetos es inversamente proporcional a la abundancia de *L. fortunei* ($r=-0,86$; $n=6$; $P=0,05$). La densidad de los oligoquetos no presenta correlación con la abundancia del mitílido ($r=0,56$; $n=6$; $P=0,05$). Asimismo, cabe destacar que antes de la presencia del mejillón dorado en la Bagliardi, en el litoral rocoso sólo habitaban dos especies de hirudíneos, tres de oligoquetos y una especie de isópodo (Darrigran, 1991). Con posterioridad a la presencia de *Limnoperna fortunei*, el número de hirudíneos aumentó a ocho, el de oligoquetos a ocho, mientras que el de isópodos es nulo.

Tabla 5. Valores de diversidad (H), equitabilidad (J) y riqueza específica (S) de hirudíneos, en el Balneario Bagliardi, desde 1992 a 1995 (modificado de Darrigran y otros, 1998).

Muestreo	H	J	S
Jul/92	0,69	0,82	7
Ago/92	0,64	0,91	5
Sep/92	0,22	0,72	2
Oct/92	0,4	0,67	4
Dic/92	0,5	0,7	5
Ene/93	0,66	0,94	5
Feb/93	0,45	0,64	5
Mar/93	0,54	0,77	5
May/93	0,09	0,3	2
Ago/93	0,25	0,52	3
Oct/93	0,04	0,13	2
Dic/93	0,5	0,59	7
Ene/94	0,42	0,6	5
Feb/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
Sep/94	0,19	0,32	4
Oct/94	0,14	0,23	4
Nov/94	0,38	0,54	5
Mar/95	0,59	0,66	6

Para el análisis de la similitud entre las muestras del ambiente rocoso considerado en la Bagliardi (Darrigran y otros, 1998), a través del índice de Jaccard, se comparó la composición faunística de la primera muestra con las restantes y de la última con las restantes, correspondiente al muestreo de marzo de 1995 (Figura 8). Se observa que la diferencia existente entre las muestras de los extremos no es marcada. Asimismo existe una zona intermedia de relativa homogeneidad faunística con valores de J que oscilan entre 0,5 a 0,8.

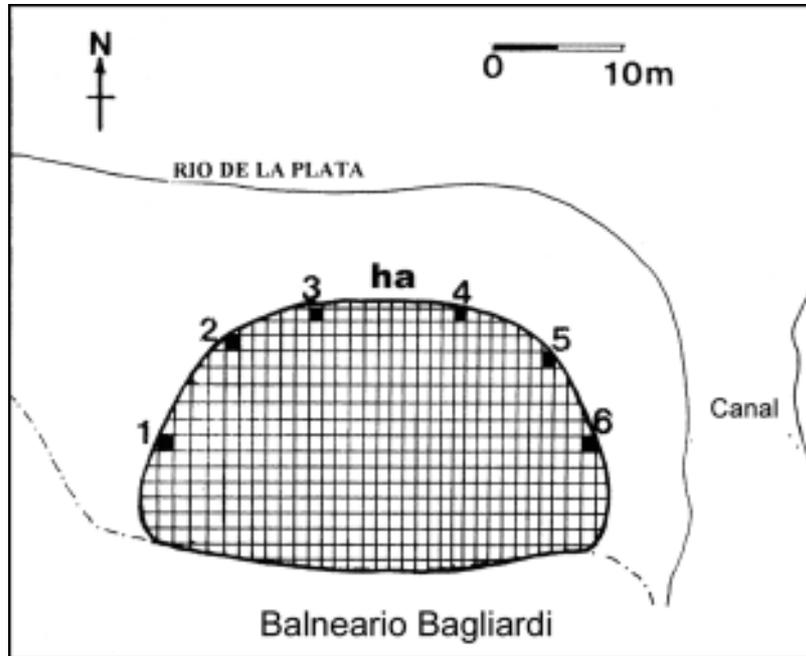


Figura 7. Localización de las muestras en la costa del Balneario Bagliardi, Río de la Plata (modificado de Darrigran y otros, 1998).

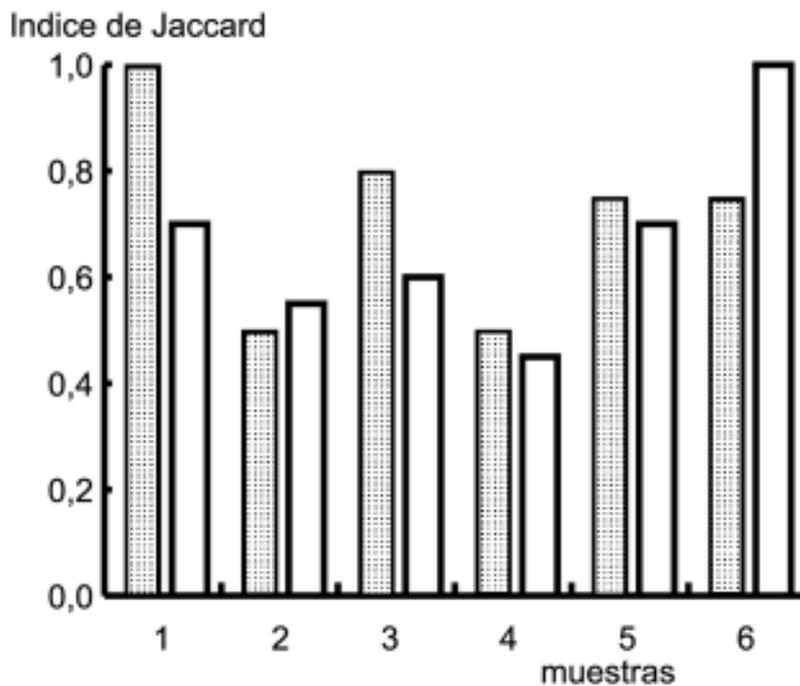


Figura 8. Comparación de la composición faunística entre la estación 1 y las restantes (en puntos) y la estación 6 y las restantes (en blanco) a partir de las muestras esquematizadas en la Figura 7 realizado en marzo de 1995 (modificado de Darrigran y otros, 1998).

Los resultados detallados en los párrafos anteriores permiten corroborar lo observado por Morton (1977) en relación con el nuevo microambiente creado por *Limnoperna fortunei*. Asimismo, es probable que este microambiente presente características estructurales ambientales tan complejas como las existentes en las comunidades de mitilidos marinos (Paine, 1974; Tsuchiya & Retiere, 1992), y mayor complejidad aún que la simple superficie desnuda que ofrecían las rocas antes de la incorporación de *L. fortunei* al ambiente.

Los incrementos en la densidad promedio de hirudíneos se correlacionan con incrementos en las densidades de *L. fortunei*. Estos aumentos pueden relacionarse con la mayor disponibilidad de alimento (Bij de Vaate y otros, 1993) para el tipo de dieta oportunista de los hirudíneos. *Gloiobdella michaelsoni* se alimenta principalmente de Chironomidae y del planórbido *Biomphalaria* sp. (Ringuelet, 1985), mientras que *Helobdella triserialis* es especialista, alimentándose casi exclusivamente de moluscos.

Asimismo, al aumentar la numerosidad de *Limnoperna fortunei*, el microambiente se hace más favorable a unas pocas especies, las cuales están más densamente representadas que las restantes especies del grupo, como sucede con la fauna de oligoquetos. Este efecto también se observa en los microambientes marinos formados por los bisos de otros mitilidos (Tsuchiya & Retiere, 1992). En un ambiente dulciacuícola, *Dreissena polymorpha* forma también un microambiente adecuado para el asentamiento de una especie del género *Limnodrilus*, quien cumple con el rol de procesar las heces y pseudoheces del medio (Bij de Vaate y otros, 1993) como así también para *Nais variabilis* que se alimenta de detritos y bacterias (Harper y otros, 1981 a, b).

Las especies *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Aulodrilus pigueti* Kowalewski, 1914, *Nais variabilis*, *Dero digitata*, *Pristinilla jenkiniae* (Stephenson, 1931) y *Eiseniella tetraedra* (Savigny, 1867), halladas en esta zona del litoral del Río de la Plata, son cosmopolitas (Brinkhurst & Jamieson, 1971; Martínez Ansemil & Giani, 1987). El microambiente formado en el medio rocoso del Balneario Bagliardi por la alta densidad de *Limnoperna fortunei*, señala una correlación positiva entre ésta y la presencia del gasterópodo *Heleobia piscium*. Sin embargo, fue alterada la presencia y numerosidad del resto de las especies de gasterópodos, *Uncancylus concentricus* y *Chilina fluminea*. Coincidente con la introducción de *L. fortunei*, se detectó sólo la presencia accidental, en un solo muestreo, de otra especie de gasterópoda no común en el ambiente rocoso del Balneario Bagliardi. Esta es el planórbido *Biomphalaria straminea*.

Como se describió anteriormente, la presencia de *Limnoperna fortunei* desempeña un importante rol en el incremento del número de especies en el ambiente rocoso bajo estudio. La estructura de las taxocenosis que conforman los macroinvertebrados asociados a este microambiente, excluyendo a los moluscos, se encuentra favorecida por la presencia y alta densidad de *L. fortunei*. Por el contrario, los gasterópodos nativos presentes en este microambiente sufren, en general, un desplazamiento. No se registra hasta el momento la incorporación de otras especies estables de moluscos.

Un estudio preliminar donde se compara la macrofauna de invertebrados asociada al mejillón dorado, entre dos estaciones de muestreo ubicadas en climas distintos (embalse de la Central Hidroeléctrica de Yacretá –clima subtropical- y el Balneario Bagliardi –clima templado-) (Pelichotti y otros, 2002), señala una tendencia a una mayor concentración de especies de la macrofauna en el microambiente en un clima donde la variación térmica es muy marcada (Tabla 6 y Figura 9).

Tabla 6. Parámetros de la comunidad bentónica asociada a *Limnoperna fortunei*

Río de la Plata (clima templado)		Embalse Yacretá (clima subtropical)	
Diversidad (H)	1.700	Diversidad (H)	2,175
Riqueza (S)	46	Riqueza (S)	32
Equitabilidad (J)	0,045	Equitabilidad (J)	0,100

Otro impacto directo severo es el ocasionado por el asentamiento sobre las valvas de las náyades nativas (Hyriidae y Mycetopodidae) por el mejillón dorado, provocando, al igual que *Dreissena polymorpha* en el Hemisferio Norte (Ricciardi y otros, 1998), una disminución de esta malacofauna debido a la incapacidad de abrir y cerrar sus valvas por la presencia del mejillón dorado. *D. polymorpha* aceleró la tasa de extinción regional de las náyades en América del Norte (Ricciardi y otros, 1998). El impacto cuantitativo causado por *L. fortunei* sobre las náyades nativas es, hasta el presente, desconocido para la Región Neotropical. Asimismo, el asentamiento del mejillón dorado sobre la fauna no es exclusivo de las náyades nativas; también son afectadas, por ejemplo, *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) (Gastropoda, Ampullariidae) o *Aegla platensis* (Schmitt, 1942) (Anomura Aegliidae), así como también se asienta sobre otra especie invasora en el continente, *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae) (Darrigran, 2002).

El microambiente formado por las altas densidades del mejillón dorado presentaría un medio estructuralmente complejo, lo que está en relación con un incremento en el número de especies (Pianka, 1982), un incremento en la competencia y un aumento en la especialización por el hábitat. Estos temas deberán abordarse en futuras investigaciones.

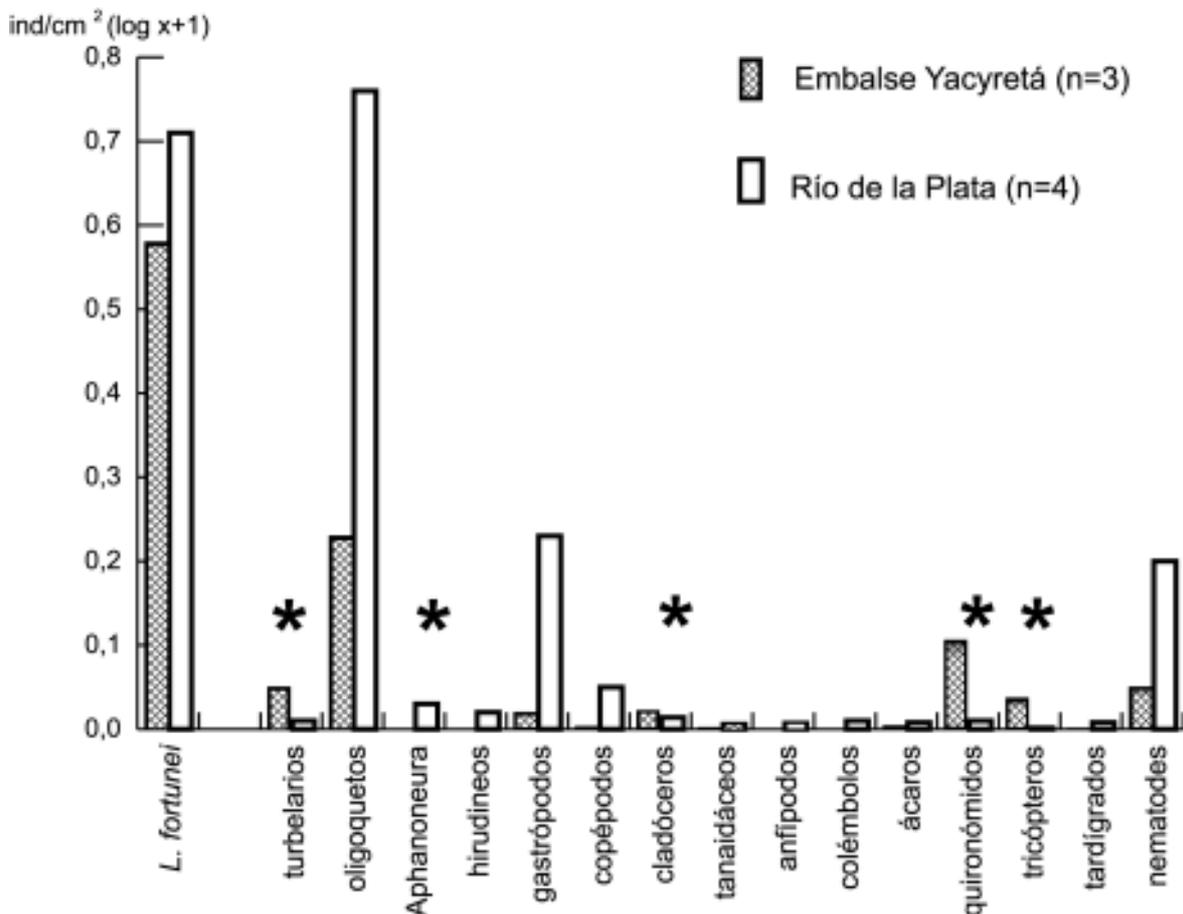


Figura 9. Comparación entre la composición y densidad media (ind/cm²) de taxones de invertebrados bentónicos asociados al biso de *Limnoperna fortunei* en dos localidades, una de clima subtropical (Embalse de Yacyretá, Argentina-Paraguay) y otra de clima templado (Río de la Plata, Argentina); n: número de muestras; *: diferencias significativas ($P < 0,05$) (modificado de Pelichotti y otros, 2002).

REFERENCIAS

- 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 y Gastropoda. En: E. Lopretto y G. Tell (dirs.) *Ecosistemas de Aguas Continentales. Métodos para su estudio*. Tomo 2. Ediciones Sur. La Plata. pp. 759-801.
- CATALDO, D., D. BOLTOVSKOY, J. L. HERMOSA & C. CANZI. 2005. Temperatura-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 del 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 estuario del Río de la Plata, República Argentina. *Tankay* 1:147-149.
- DARRIGRAN, G. A. 1995. Distribución de tres especies del género *Heleobia* Stimpson, 1865 (Gastropoda, Hydrobiidae) en el litoral argentino del Río de la Plata y 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 del 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 associated 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 dorado 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 la 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., 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.
- 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. LUNASCHI. 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 del 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. RASMUSSE. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoidea) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology* 67: 613-619.
- RINGUELET, R. 1985. Annulata Hirudinea. En: Castellanos, Z. *Fauna de Agua Dulce de la 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 Tailand and other tropical areas. ICLARM Tech. Rep. 36, 125p.

CAPÍTULO 4

BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DE *Limnoperna fortunei*

CRISTINA DAMBORENEA¹ & PABLO E. PENCHASZADEH²

INTRODUCCIÓN

Limnoperna fortunei (Dunker, 1857), bivalvo nativo del sudeste de Asia, se dispersó muy rápidamente desde su ingreso en América del Sur en 1991 (ver Capítulo 6). Ello se vincula a la habilidad que tienen los adultos para adaptarse a amplias variaciones ambientales, a la flexibilidad de su ciclo reproductivo y a la actividad humana como vía de dispersión.

Las poblaciones de *L. fortunei* se han ido adaptando a las diferencias ambientales propias de su nuevo rango de distribución, el cual comprende desde una zona geográfica de clima templado hasta una zona de clima subtropical. Pequeñas alteraciones en los factores físicos pueden provocar diferencias en el momento de la maduración gamética y producción de larvas. La capacidad reproductiva de esta especie, y ciertas características de su ciclo de vida, están directamente relacionadas con su capacidad invasora y de dispersión. El conocimiento del ciclo de vida podría convertirse en una herramienta fundamental para el desarrollo y aplicación de estrategias de control y para la implementación de programas de desaceleración de su dispersión en los ambientes naturales.

Generalidades

Existen diferencias muy notorias entre las características de la morfología gonadal y los ciclos de vida de las especies nativas de bivalvos de agua dulce de la Región Neotropical (pertenecientes a las Familias Hyriidae, Mycetopodidae, Sphaeriidae y Corbiculidae) (ver Capítulo 5) y del bivalvo invasor *Limnoperna fortunei*. Esta última especie es un representante de la Familia Mytilidae, y muchas de las características de su ciclo de vida (e.g. morfología y disposición de las gónadas, presencia de fases larvales libres) son afines con los restantes mitílicos (e.g. mejillones, mejillines y cholgas marinos) y con los bivalvos marinos en general.

En los bivalvos marinos se pueden reconocer tres tipos fundamentales de disposición de las gónadas. En el primero de ellos, la gónada es difusa en la masa visceral e invade progresivamente el manto, como puede observarse en los mitílicos. En el segundo tipo, encontrado en especies con un pie cavador muy desarrollado como en almejas y berberechos (e.g. especies de los géneros *Mesodesma* y *Donax*), la gónada se desarrolla entre el pie y la masa visceral. En el tercer tipo de disposición, la gónada es un órgano conspicuo y separado de la masa visceral que, en forma de saco, rodea el músculo aductor y la masa visceral, como en los pectínidos.

¹ Grupo Investigación sobre Moluscos Invasores / Plaga. División Zoología Invertebrados. Facultad Ciencias Naturales y Museo. Paseo del Bosque. (1900) La Plata. Argentina. 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. penchas@bg.fcen.uba.ar

En los mitílidos, la progresiva invasión de folículos gonádicos en el manto desplaza al tejido conjuntivo. Las extremidades de estos folículos están repletas de células en mitosis (zonas de crecimiento) y, a lo largo de sus paredes, colmados de células madres de las gonias, formaciones sinciales necróticas, espermatogonias y oogonias (Lubet, 1983).

En zonas templadas y templado-frías, los moluscos tienen un ciclo reproductivo estacional típico, que implica un estadio de reposo sexual inmediatamente posterior a un período de evacuación gamética, generalmente con un pico de máximo desove y freza sincrónico en la población. Según las especies y las localidades geográficas, este período de reposo puede ser prolongado o reducido, pero casi siempre es claramente reconocible. En el caso de las regiones tropicales, generalmente no existe una secuencia estacional definida y sincrónica de estadios de desarrollo gonádico en la población. El resultado de ello es la producción continuada de productos sexuales (gametas), generalmente acompañado por numerosos eventos de evacuación parcial de la gónada en el año.

En los invertebrados en general, y los moluscos en particular, los fenómenos sexuales están correlacionados con factores ambientales como la salinidad del agua, las fases lunares, la temperatura del agua, la abundancia de fitoplancton, etc.

En los mitílidos, la temperatura constituye un factor determinante del ciclo de maduración gonádica y también de los fenómenos de evacuación de productos sexuales al agua. Entre ellos, el caso de *Limnoperna fortunei* es, de por sí muy interesante, ya que se trata del único representante de la familia en agua dulce y su estructura gonádica es igual a la de las especies marinas.

Los bivalvos de agua dulce han evolucionado, tanto hacia la formación de larvas gloquídeas, parásitas de las branquias de peces como hacia la incubación por parte de la madre de los embriones hasta casi una etapa de juvenil. La producción de larvas veliger libre-nadadoras, que conserva *Limnoperna fortunei* de su linaje marino, es una rareza en los ambientes dulciacuícolas.

El hecho de que *Limnoperna fortunei* haya conquistado ambientes muy diversificados habla de su enorme plasticidad, al tiempo que ofrece una oportunidad privilegiada para el estudio del comportamiento reproductivo de una especie invasora sumamente agresiva y exitosa en distintos regímenes de temperatura.

CICLO REPRODUCTIVO

Características generales

El ciclo de vida de *Limnoperna fortunei* incluye una fase juvenil-adulta bentónica y una fase larvaria planctónica de vida libre (véase Capítulos 3 y 5). Ésta es una especie de sexos separados o gonocórica. Las gónadas se desarrollan tanto en la masa visceral como en el manto, siendo más extendidas en este último.

La información sobre la proporción de sexos en las distintas poblaciones es escasa. Para una población del embalse de Plover Cove, en Hong Kong, se consignó un 34% de machos (Morton, 1982), mientras que en la población del Balneario Bagliardi (34°55'S; 57°49'W) -primera localidad donde se registró la especie en América del Sur (Pastorino y otros, 1993)-, Río de la Plata, Argentina, fue de 45% de machos, 40 % de hembras y 15% de indiferenciados (Darrigran y otros, 1999).

La talla mínima de diferenciación sexual en la Región Neotropical, tanto para machos como para hembras, es de 5 mm de longitud máxima valvar (LS) por observación microscópica en primavera, y de 9 mm de LS en verano y otoño (Darrigran y otros, 1999). La madurez sexual se observó desde 6 mm de LS, siendo esta talla variable a lo largo del año.

Durante el ciclo reproductivo se evidencian cambios morfológicos a nivel de los folículos, tanto ováricos como testiculares. Estos cambios permiten reconocer diferentes estadios en el proceso reproductivo. En Morton (1982) se definen estos estadios, y aquí se sigue esta clasificación:

(a) Estadio 1: Primordios genitales. Es un período en el que comienzan a organizarse las gónadas, tanto en machos como en hembras. Los folículos son pequeños, con primordios seminíferos y ováricos (Lámina 1A). En las hembras se observan pequeños oocitos con un núcleo vesicular y nucleolo evidente que se alinean en el epitelio germinal (Lámina 1B). En los machos, el epitelio germinal produce espermatoцитos primarios, redondeados, de unas 5 μm en diámetro.

(b) Estadio 2: En desarrollo. Los folículos masculinos aumentan de tamaño y, además de espermatoцитos primarios, se observan espermatoцитos secundarios (teñidos más intensamente, de 2,5 μm en diámetro) y algunas espermátides en el lumen de los túbulos (1,5 - 2,0 μm en diámetro) (Lámina 2A). Los folículos femeninos tienen un lumen reducido, las paredes producen grandes oogonias pedunculadas (Lámina 1C y Figura 1A).

(c) Estadio 3: En maduración. El tamaño, tanto de los folículos masculinos como de los femeninos, se incrementa. En el primer caso presentan espermatozoides (Lámina 2B) y en el segundo, oogonias pedunculadas

que permanecen sujetas a la pared, de aproximadamente 30 μm en diámetro, con un gran núcleo claro y con un nucleolo evidente (Lámina 1F).

(d) Estadio 4: Maduras. Los folículos masculinos presentan espermatoцитos primarios y secundarios, y el lumen central se encuentra repleto de espermatozoides dispuestos con sus cabezas hacia el epitelio germinal y sus largos flagelos hacia el lumen (Lámina 2C). Los folículos femeninos presentan oocitos separados de la pared, redondeados, de 60 μm en diámetro o más, con un núcleo vesicular claro (Lámina 1D-E y Figura 1B). Los oocitos muestran escaso vitelo (oligolecíticos).

(e) Estadio 5: Gónadas evacuadas. Están comprimidas, los folículos masculinos vacíos (Lámina 2D); los folículos femeninos presentan una reducción en tamaño general (Lámina 1G y Figura 1C) y, en estos últimos, se evidencian fenómenos de citólisis y reabsorción, resultando en la formación de cuerpos amarillos (Lámina 1H).

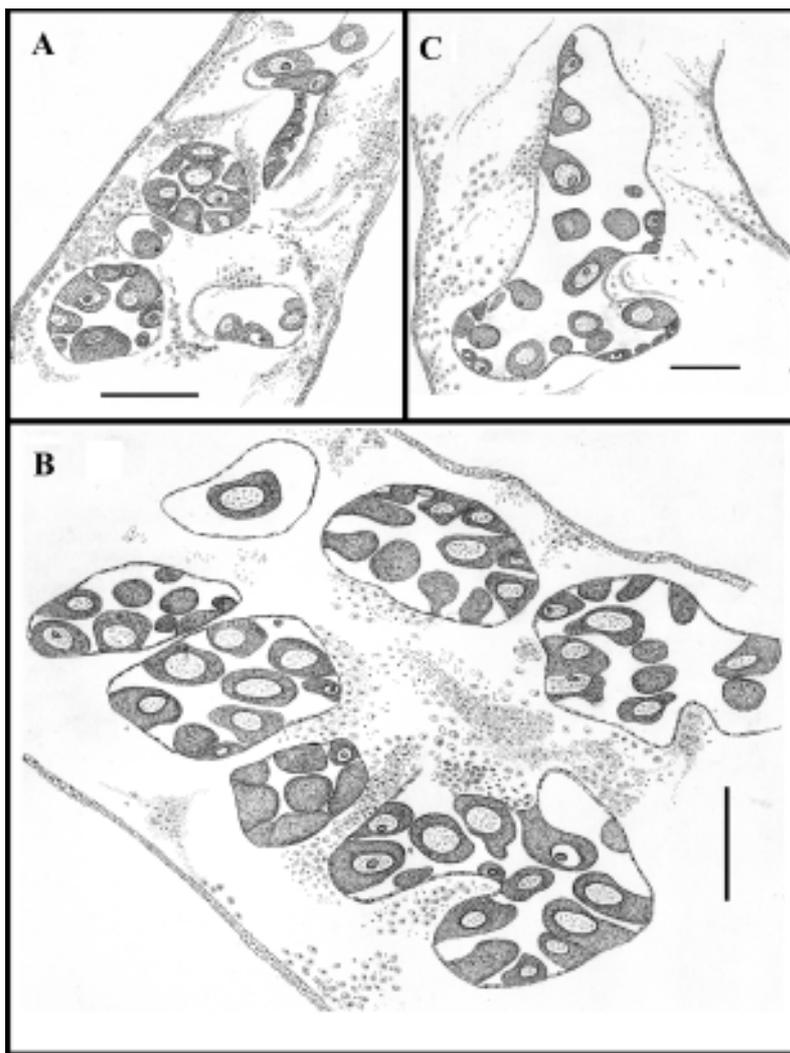


Figura 1. Esquemas del manto de hembras de *Limnoperna fortunei*. **A:** Folículos en desarrollo; **B:** Folículos maduros; **C:** Folículos evacuados. Escala 100 μm .

Durante los estudios de la biología reproductiva de *Limnoperna fortunei* en el Balneario Bagliardi, se detectaron individuos hermafroditas en una proporción de 0,25 % (Darrigran y otros, 1998, 2003), situación no encontrada en estudios semejantes realizados en el sudeste de Asia (Morton, 1982). Los especímenes hermafroditas presentan tres tipos de folículos entremezclados: un 21 % de folículos únicamente masculinos, un 19 % de folículos únicamente femeninos y el restante 60 % de folículos con ambos tipos de gametas (Lámina 3). Esta proporción es semejante a la encontrada en otros moluscos bivalvos (Darrigran y otros, 1998), incluso en *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), en la que se reconoce hasta un 4-8 % de individuos hermafroditas (Ram y otros, 1996).

Maduración y evacuación gamética

El estudio de la biología reproductiva de *Limnoperna fortunei* en la Región Neotropical se encuentra en etapas primarias de ejecución. La gran extensión y variabilidad ambiental de esta región conduce a la realización de un estudio básico en áreas seleccionadas que caractericen a los ambientes donde se detecten poblaciones ya asentadas. Cumplida esta primera etapa, se estará en condiciones de efectuar un estudio de síntesis, capaz de englobar a la totalidad de ambientes y de describir el comportamiento reproductivo de esta especie para la Región Neotropical.

En este capítulo se presentan los resultados publicados de la biología reproductiva de *L. fortunei*, tanto para el sudeste de Asia como para la Región Neotropical y otras áreas invadidas.

Los estudios sobre el mejillón dorado realizados hasta la fecha, tanto en el sudeste asiático (Iwasaki & Uryu, 1998) como en la Región Neotropical (Cataldo & Boltovskoy, 2000; Darrigran *et al.*, 1998, 1999, 2003; Taraborelli *et al.*, 2002a, b), revelan que esta especie presenta una marcada diferenciación geográfica en relación con su biología reproductiva, tasa de crecimiento, talla máxima y longevidad. Esta variabilidad en el ciclo de vida no sólo también es reconocida para *Dreissena polymorpha*, sino que, además, es considerada como relevante en el éxito de la colonización de esta última especie en Europa y América del Norte (Nichols, 1996).

Es difícil establecer la relación entre los patrones de reproducción y el hábitat, fundamentalmente debido a que se trata de una especie oportunista (Morton, 1982). *Limnoperna fortunei* puede ser considerada como un estratega del tipo r, con la presencia de un corto período de vida, temprana maduración y alta fecundidad (Morton, 1977).

El estudio más completo de la biología reproductiva de *Limnoperna fortunei* para el sudeste de Asia es el que realizó Morton (1982) a partir del estudio histológico de ejemplares procedentes del embalse de Plover Cove, Hong Kong. Éste, efectuado entre octubre de 1971 y febrero de 1974, aproximadamente 6 años después de la introducción de la especie en 1965 (Morton, 1977), reconoce una estrecha relación entre la gametogénesis y evacuación gonadal con los cambios de temperatura del agua, registrando dos eventos de evacuación gonadal por año (Figura 2A). La especie comienza su madurez sexual en primavera, alcanzando el estadio de madurez (estadio 3) entre mayo-junio, cuando la temperatura del agua asciende gradualmente. A principios del verano (junio-julio), cuando la temperatura es de 27-28 °C, ocurre la evacuación gonadal (estadio 4). Una segunda fase de gametogénesis se inicia inmediatamente después, donde las gónadas maduran progresivamente a medida que la temperatura desciende. A principios del invierno (noviembre-diciembre), cuando la temperatura es de 17-19 °C, las gónadas están maduras y, coincidiendo con la temperatura mínima (16-17°C) (diciembre-enero), se produce la liberación de gametas. Según este estudio, la gametogénesis está regulada, tanto con el incremento como con la disminución de la temperatura. Las temperaturas críticas estimulan la evacuación (Morton, 1982).

Los datos sobre la biología reproductiva del área de distribución nativa de *Limnoperna fortunei* son muy escasos y se remiten a referencias esporádicas. Entre ellas se menciona un estudio realizado para el norte de China, en el lago Huama, donde la temperatura mínima es de 8 °C en enero y la máxima de 30 °C en julio (Liu y otros, 1979, según Morton, 1982). En esta localidad se observa una única evacuación gonadal en invierno, entre septiembre y noviembre, cuando la temperatura es de 16 a 21 °C (Figura 2B).

En otro estudio del ciclo de vida, realizado en el embalse de Paldang, en Corea, entre octubre de 1982 y noviembre de 1983 (Choi & Shin, 1985), se reconocen los primeros oocitos maduros y esperma móvil en mayo, cuando la temperatura en la localidad estudiada es de 18-22 °C. En junio y julio, con temperatura del agua de 23,6 y 27-28 °C respectivamente, la gónada se encuentra en estado de madurez. En julio y agosto las gametas son liberadas (temperatura de 24 °C), siendo este período de alrededor 15-20 días (Figura 2C).

Los estudios de Iwasaki y Uryu (1998), realizados en el río Uji, Japón, se basan en el análisis del índice gonadal (porcentaje del peso húmedo de la gónada en relación con el peso húmedo total de los ejemplares), metodología menos exacta y precisa que la histología comúnmente utilizada. Estos autores analizan mensualmente 25 mejillones mayores a 20 mm de longitud valvar. Estos estudios se extendieron durante los siete meses más cálidos (desde abril hasta octubre de 1995, aproximadamente 5-6 años de la primera cita del mejillón dorado en Japón). Tanto en abril como en noviembre no se pudo determinar el sexo de los mejillones debido al escaso desarrollo gonádico. La temperatura del agua en estos muestreos fue de alrededor de 15 °C. El índice gonadal se incrementa desde mayo hasta junio (en machos) y julio (en hembras), con una temperatura del agua próxima a 20 °C, para luego decrecer. A partir de estos resultados, en Iwasaki y Uryu (1998) se concluye que *L. fortunei* se reproduce, en esa zona de Japón, desde junio hasta septiembre, presentando un único período reproductivo al año, con un reclutamiento de juveniles entre julio y septiembre (Figura 2D). Esta nueva cohorte alcanza los 20 mm luego del primer año y madura sexualmente en el segundo. La longevidad es de dos años, sin sobrevivientes durante el tercero. Durante el invierno las temperaturas del agua en el río Uji, que alcanzan los 7-9 °C, inhibirían la reproducción. Estas temperaturas son entre 6 y 8 °C inferiores a las mínimas registradas en Hong Kong (Iwasaki & Uryu, 1998).

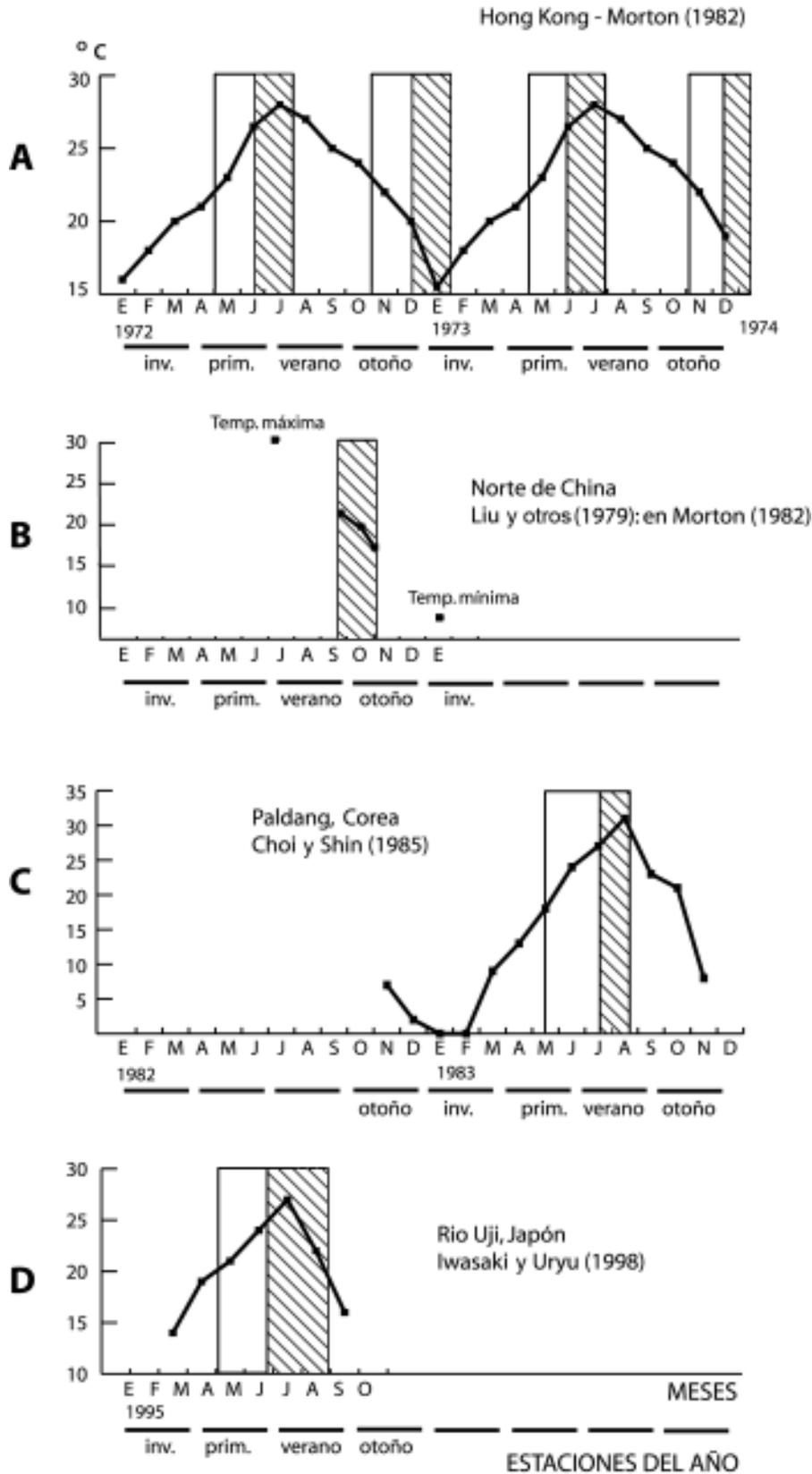


Figura 2. Períodos de maduración sexual (blanco) y liberación de gametas (rayado) en tres poblaciones de *Limnoperna fortunei* estudiadas del sudeste de Asia, y una de Japón, y la temperatura. **A:** Embalse de Plover Cove, Hong Kong (Morton, 1982); **B:** Lago Huama, Norte de China (Liu y otros, 1979, según Morton, 1982); **C:** Embalse de Paldang, Corea (Choi & Shin, 1985); **D:** Río Uji, Japón (Iwasaki & Uryu, 1998). En todos los gráficos se incluye la temperatura del agua, el período estudiado y la estación del año correspondiente.

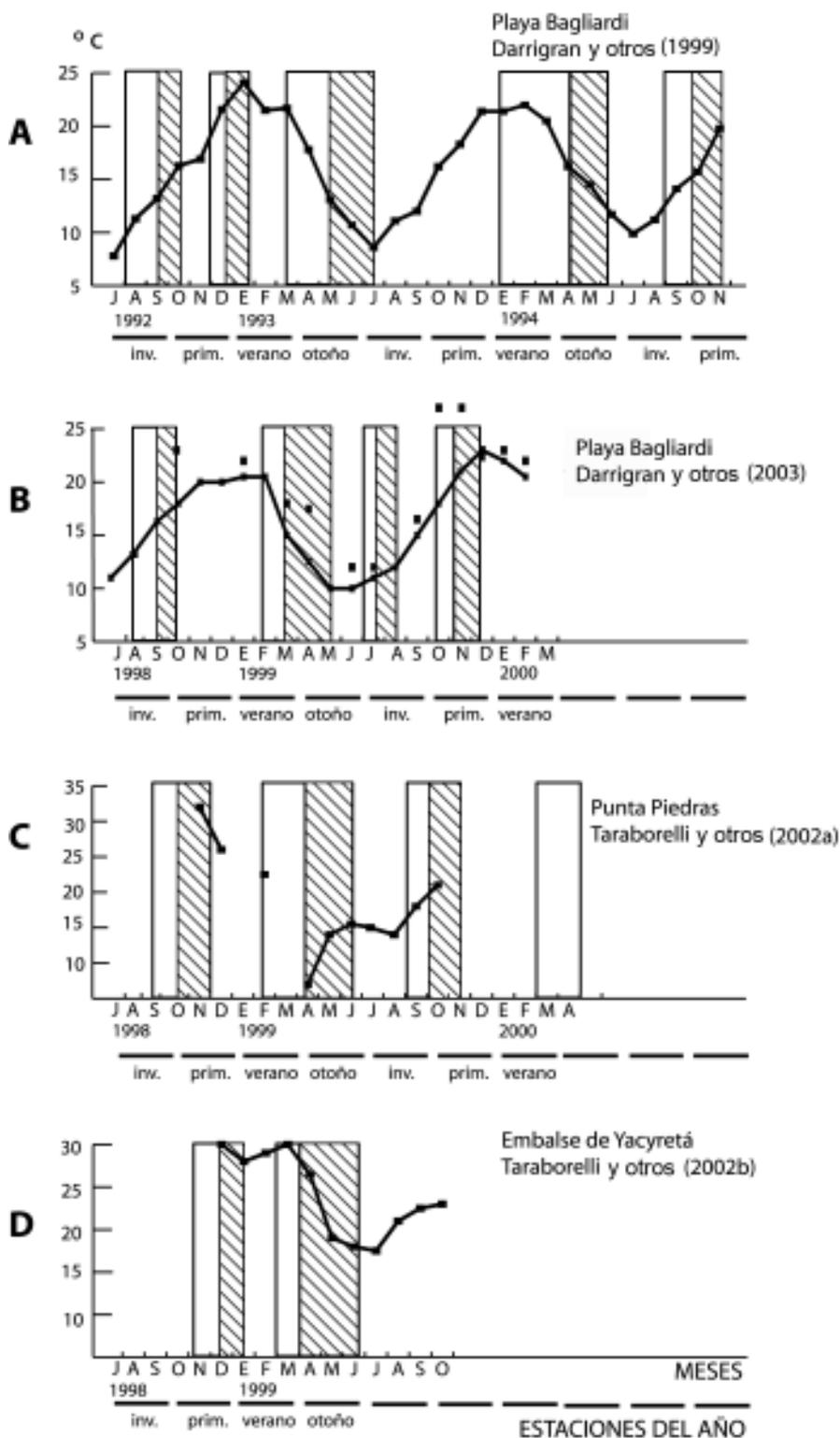


Figura 3. Períodos de maduración sexual (blanco) y liberación de gametas (rayado) para diferentes poblaciones de *Limnoperna fortunei* en la región neotropical. **A:** Playa Bagliardi, Río de la Plata, Argentina, entre julio de 1992 y noviembre de 1994 (Darrigran y otros, 1999) (las temperaturas corresponden a temperatura del aire); **B:** Playa Bagliardi, Río de la Plata, Argentina, entre agosto de 1998 y marzo de 2000 (Darrigran y otros, 2003) (en línea continua la temperatura del aire, cuadrados negros temperatura del agua en el momento de muestreo); **C:** Punta Piedras, Río de la Plata, Argentina (Taraborelli, y otros, 2002a); **D:** Embalse de Yacyretá, Corrientes, Argentina (modificado de Taraborelli y otros, 2002b).

En Darrigran y otros (1999, 2003) se estudia la biología reproductiva de *Limnoperna fortunei* en el Balneario Bagliardi (34°55'S; 57°49'W), donde la salinidad varió entre 0,4 y 0,5 (Darrigran, 1991), y en Punta Piedras (35°27'S; 57°08'W) (Taraborelli y otros, 2002a), con una salinidad media de 2,5 (Darrigran, 1991). Ambas localidades se encuentran en el estuario del Río de la Plata, Argentina, con un clima templado y con temperaturas del agua entre 14 y 24 °C. En Taraborelli *et al.* (2002b) se realiza un estudio preliminar de la biología de *L. fortunei* en la represa de Yacyretá (27°29'S; 56°44'W), Corrientes, Argentina. Esta última localidad es de clima subtropical, con la temperatura del agua que oscila entre 15 y 31,5 °C.

Los estudios en el Balneario Bagliardi (Darrigran y otros, 1999, 2003) se realizaron a partir de colectas

mensuales en la costa rocosa durante las bajas mareas. En la primera investigación, las muestras se extendieron entre julio de 1992 -a menos de un año del primer registro de la especie en esa localidad- y noviembre de 1994; y en la segunda, entre agosto de 1998 y marzo de 2000 -casi diez años después de su invasión en esa localidad. En ambos estudios se aplicaron técnicas histológicas estándar, se tiñó con hematoxilina y eosina, se consideró la talla de los oocitos, así como los períodos de lisis y reabsorción ovocitaria.

En forma análoga a lo mencionado por Morton (1982) en su estudio para la población de Hong Kong, los resultados obtenidos para la costa del Río de la Plata confirman que, tanto la gametogénesis como la liberación de gametas, podrían estar reguladas por las variaciones de la temperatura del agua. Sin embargo, se hallaron diferencias importantes entre ambos estudios. En el primero (Darrigran y otros, 1999) se detectaron cinco eventos de evacuación gonadal (Figura 3A):

- (a) en septiembre-octubre de 1992;
- (b) diciembre 1992-enero 1993;
- (c) mayo-julio de 1993;
- (d) abril-junio 1994;
- (e) octubre-noviembre 1994;

siendo el tercer y cuarto evento los de mayor magnitud y los restantes de menor importancia. No se registró evacuación gonadal entre octubre de 1993 y febrero de 1994 y de junio a octubre de 1994. A pesar de registrarse cinco evacuaciones gonadales, algunas de ellas muy importantes en magnitud, la proliferación oocitaria, medida como porcentaje de oocitos menores de 20 μm , fue continua durante todo el período muestreado (Figura 4A), reconociéndose un período prolongado de alta proliferación oocitaria entre diciembre de 1992 y marzo de 1993. Entre diciembre de 1993 y marzo de 1994, los oocitos de pequeña talla se encontraron con frecuencias menores al 10 %, indicando un período de escasa proliferación oocitaria. Durante todo el período de estudio se registraron tres picos de máxima proliferación oocitaria: octubre de 1992, agosto de 1993 y junio de 1994, coincidiendo éstos con períodos de altas y bajas temperaturas.

En relación al porcentaje de folículos masculinos con presencia de espermatozoides (Figura 4B) se reconoce un largo período de acumulación, entre agosto de 1993 y enero de 1994, y dos períodos de evacuación coincidentes con los dos mayores de evacuación oocitaria. El patrón de ocupación del manto por parte de las gónadas (Figura 4C) se relaciona con los períodos de maduración y evacuación gonadal.

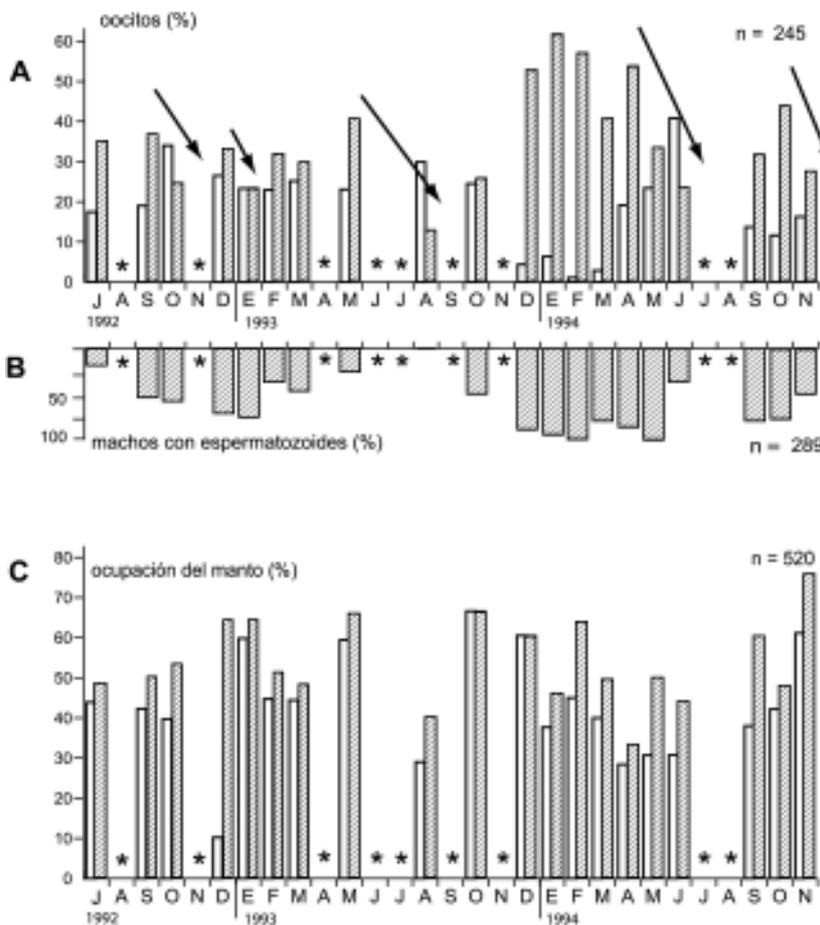


Figura 4. Variación temporal en el ciclo de *Limnoperna fortunei* en Playa Bagliardi, Río de la Plata, Argentina, entre julio de 1992 y noviembre de 1994. **A:** Porcentaje de oocitos mayores de 60 μm (barra rayada) y menores de 20 μm (barra blanca); las flechas indican los momentos de liberación de gametas. **B:** Porcentaje de machos con espermatozoides. **C:** Porcentaje de ocupación del manto por los folículos femeninos (barras blancas) y por los folículos masculinos (barras rayadas). Los * indican ausencia de datos (modificado de Darrigran y otros, 1999).

En el segundo estudio (Darrigran y otros, 2003), realizado en el Balneario Bagliardi diez años después de la introducción de *Limnoperna fortunei* en esa localidad, se registraron dos picos de maduración gonadal por año (Figura 3B). El primero, evidente a fines del invierno y principios de la primavera (agosto-septiembre de 1998 y octubre-noviembre de 1999), con temperaturas del agua mayores a 20 °C, y el segundo pico durante el verano (febrero de 1999 y marzo de 2000), cuando la temperatura del agua decrece, registrándose entre 20 y 15 °C. En estos períodos dominan los oocitos mayores a 60 μm, mientras que los menores de 20 μm son escasos (Figura 5A). Se registraron, en el período de estudio, cuatro eventos de evacuación gonadal:

- (a) desde septiembre a octubre de 1998;
- (b) de febrero a mayo de 1999;
- (c) de julio a agosto de 1999;
- (d) entre octubre y diciembre de 1999.

El segundo evento es el más prolongado temporalmente y el de mayor intensidad; el tercero, en cambio, es de menor importancia. Estos períodos de evacuación gonadal coinciden con el porcentaje de túbulos masculinos con esperma (Figura 5B) y con el porcentaje de ocupación del manto por parte de los folículos femeninos y masculinos (Figura 5C).

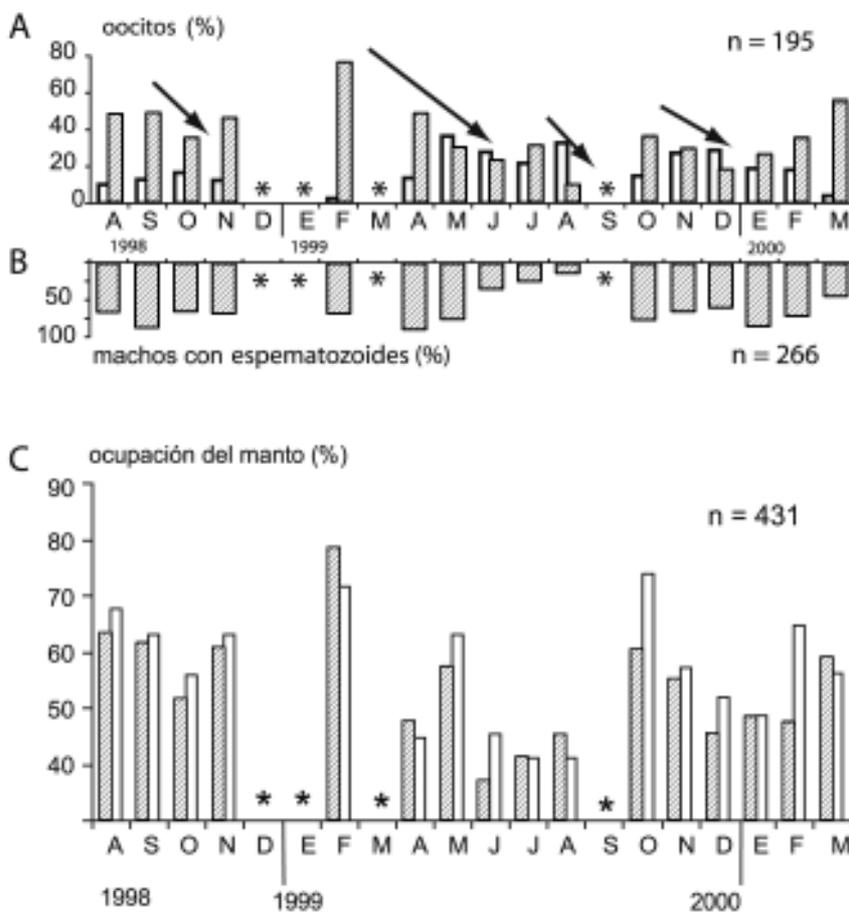


Figura 5. Variación temporal en el ciclo de *Limnoperna fortunei* en Playa Bagliardi, Río de la Plata, Argentina, entre agosto de 1998 y marzo de 2000. **A:** Porcentaje de oocitos mayores de 60 μm (barra rayada) y menores de 20 μm (barra blanca); las flechas indican los momentos de liberación de gametas. **B:** Porcentaje de machos con esperma. **C:** Porcentaje de ocupación del manto por los folículos femeninos (barras rayadas) y por los folículos masculinos (barras blancas). Los * indican ausencia de datos (modificado de Darrigran y otros, 2003).

Otra localidad donde se realizó un análisis de la biología reproductiva del mejillón dorado fue Punta Piedras (Taraborelli y otros, 2002a), distante 90 km del Balneario Bagliardi, con clima semejante, pero con una salinidad mayor, entre 1 y 2,5. El período de estudio es comparable al anterior, extendiéndose entre octubre de 1998 y abril de 2000. Los resultados son coincidentes en parte con los de Darrigran y otros. (2003). Se reconocen sólo dos períodos de evacuación gonadal por año. El primero, en momentos de temperaturas altas (primavera), ocurrió en octubre-noviembre de 1998 y de 1999, y el segundo, de mayor magnitud, coincidió con un período de descenso de la temperatura, entre abril y junio de 1999 (Figura 3C). Sin embargo, a diferencia de lo observado en Balneario Bagliardi, no se registra evacuación gonadal durante el período de incremento de la temperatura observado en invierno; la evacuación gonadal más importante sucede a fines del verano y principios del otoño en el Balneario Bagliardi; en Punta Piedras, en cambio, ocurre en otoño (Figura 6) (Taraborelli y otros, 2002a).

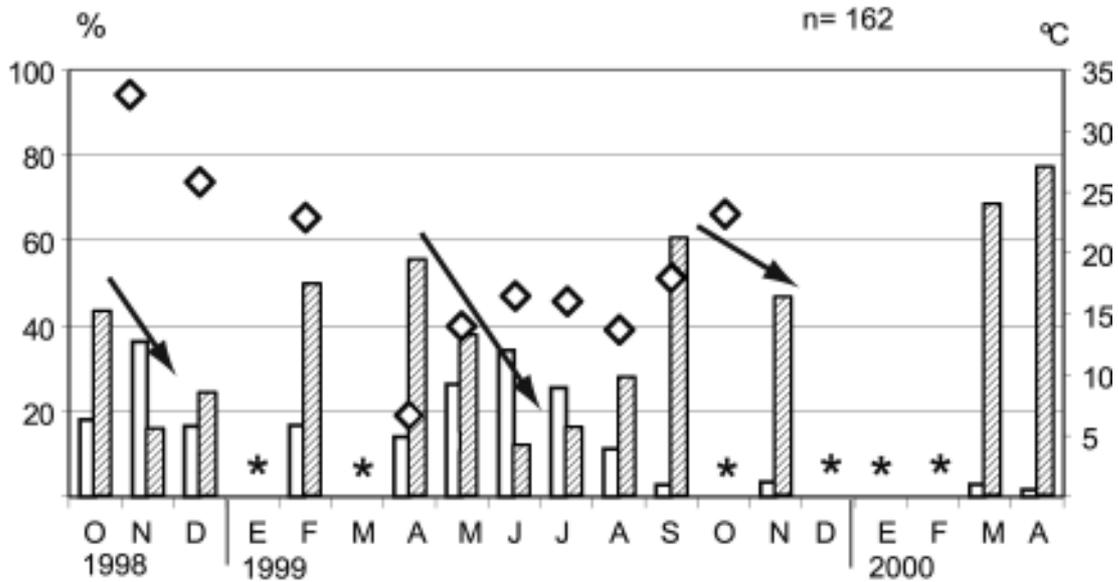


Figura 6. Variación temporal en el ciclo de *Limnoperna fortunei* en Punta Piedras, Río de la Plata, Argentina. Porcentaje de oocitos mayores de 60 µm (barra rayada) y menores de 20 µm (barra blanca); las flechas indican los momentos de liberación de gametas. Los * indican ausencia de datos (datos de Taraborelli y otros, inéditos).

Si bien la descripción de la biología reproductiva de *L. fortunei* en la Región Neotropical está basada, hasta la fecha, en estudios realizados en clima templado, existe un estudio preliminar para una población asentada en una región subtropical de la Cuenca del Plata: la Represa de Yacyretá, Corrientes, Argentina (Taraborelli y otros, 2002b). A pesar de tratarse de resultados de un corto período de muestreo -entre noviembre de 1998 y octubre de 1999-, se registra una evacuación en verano, que coincide con las máximas temperaturas del agua para la región (alrededor de 30 °C), y otra evacuación, a principios de otoño -abril-mayo-, registrándose, en ese período, temperaturas de entre 30 °C y 17,5 °C en el agua del embalse (Figura 3D y 7). No se observó evacuación gonadal en el período de incremento de temperatura del agua tal como se registra en el Balneario Bagliardi y Punta Piedras.

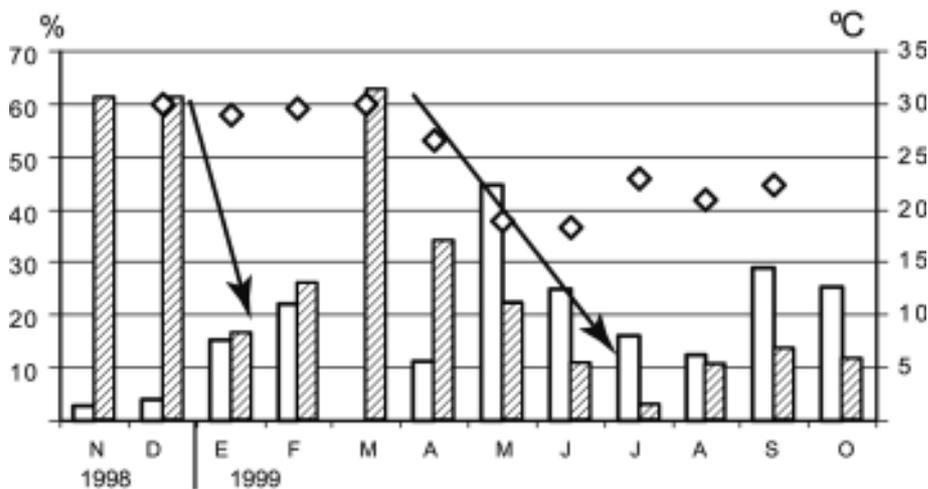


Figura 7. Variación temporal en el ciclo de *Limnoperna fortunei* en Embalse de Yacyretá, Corrientes, Argentina. Porcentaje de oocitos mayores de 60 µm (barra rayada) y menores de 20 µm (barra blanca); las flechas indican los momentos de liberación de gametas (datos de Taraborelli y otros, inéditos).

La mayoría de los autores coinciden en resaltar que el principal factor regulador del ciclo de vida de esta especie es la temperatura. Otro factor, mencionado por Morton (1982), es la disponibilidad de oxígeno disuelto. Aunque los estudios reseñados correspondientes al sudeste de Asia, como los referidos a la Región Neotropical, no son completos, ni espacial ni temporalmente, como para reconocer un patrón definido del ciclo de vida de *Limnoperna fortunei*, pueden reconocerse dos tendencias reproductivas:

(a) Tendencia en relación con el comportamiento reproductivo al producirse la invasión y su posterior adaptación al ambiente.

En la primera aproximación a su nuevo ambiente, a lo largo de casi todo el año, el mejillón dorado presenta un tejido gonádico en el "estadio 2: en desarrollo", inclusive en forma simultánea a la presencia de folículos en "estadio 4: maduras", y durante el período de evacuación gamética ("estadio 5"). De esta forma, como pudo observarse en el Balneario Bagliardi (Darrigran y otros, 1999), y para los primeros años del asentamiento en Porto Alegre (Mansur y Darrigran, comunicación personal), presenta un stock de gametas listas para madurar y evacuar en el momento en que el medio se adecue para ese fin. En este período no pueden describirse con facilidad picos máximos de evacuación gamética, por el contrario, son un continuo de pequeños picos. Posteriormente, aproximadamente a 3 años del primer asentamiento (Darrigran y otros, 2003), la población presenta un comportamiento de "sincronía" donde se definen picos reproductivos, tendiendo a observarse dos picos máximos de evacuación gamética a lo largo del año.

(b) Tendencia en relación con la continua formación gamética y el aumento de la homogeneidad térmica. En el recorrido de la invasión del mejillón dorado en la región Neotropical, el clima varía desde un clima templado a un clima subtropical. En este punto cabría esperarse que, a medida que se avance hacia un clima tropical en donde las temperaturas menores de 15 °C son poco frecuentes y duraderas a lo largo del año, los momentos de "estadio 5: gónadas evacuadas", a partir del cual se realizará la recuperación del tejido gonadal, son cortos, y los períodos de "estadio 2: en desarrollo" se extiendan en el tiempo.

REFERENCIAS

- 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 n°568. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La 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. LUNASCHI. 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 localidad estuarial de Puntas Piedras, Río de la 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 y una subtropical (Cuenca del Plata, Argentina). Resúmenes: 139. V Congreso Latinoamericano de Malacología. 30/06/02 al 04/07/02. San Pablo, Brasil.

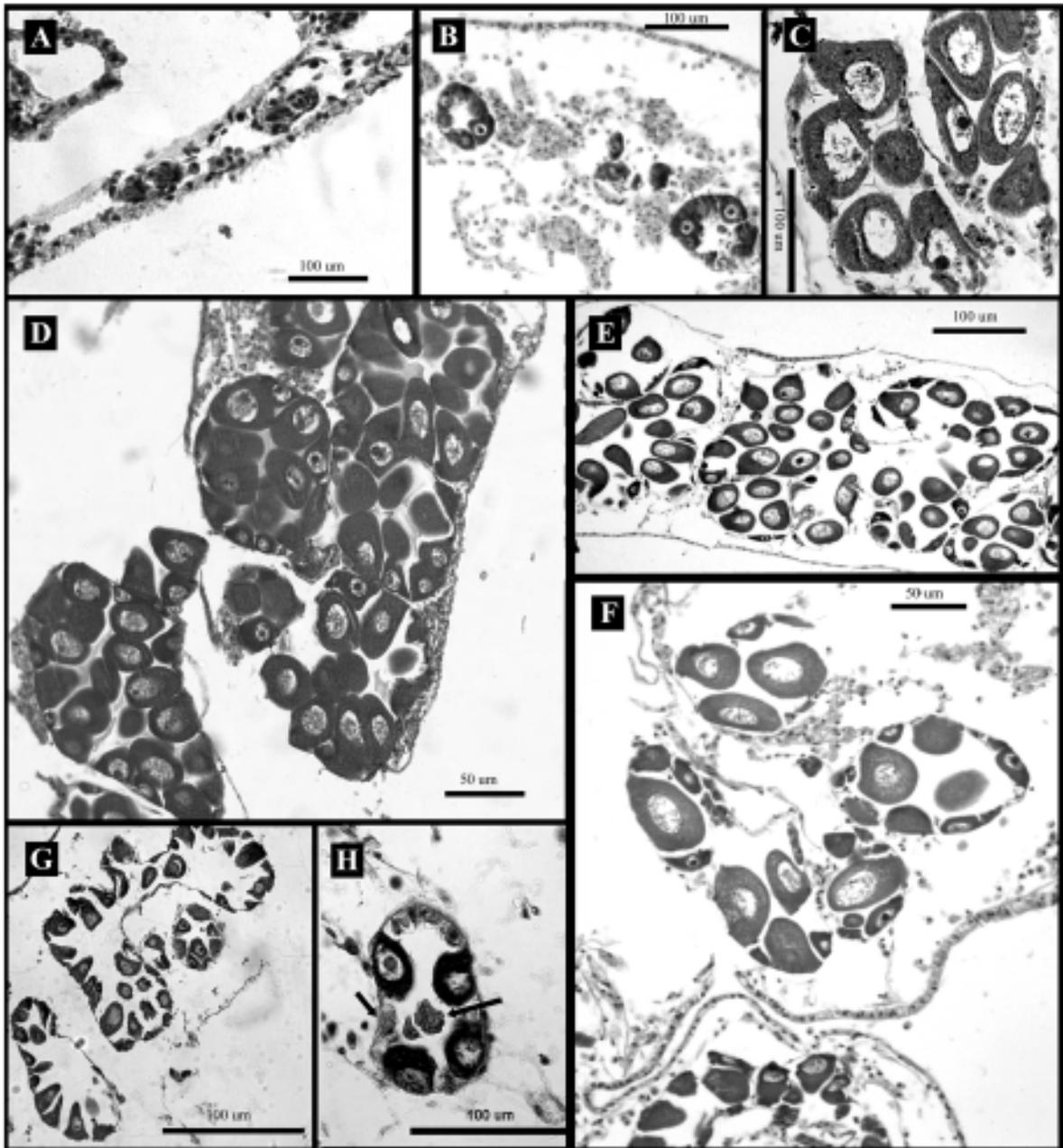


Lámina 1. Microfotografías de secciones del manto de hembras de *Limnoperna fortunei*. **A:** Estadio 1, primordios genitales; **B:** Estadio 1, oocitos con núcleo vesicular y nucleolo evidente alineados en el epitelio germinal; **C:** Estadio 2, folículos en desarrollo, sus paredes producen grandes oogonias pedunculadas; **D-E:** Estadio 4, folículos femeninos con oocitos separados de la pared, redondeados; **F:** Estadio 3, las oogonias en desarrollo se mantienen sujetas a la pared de los folículos e incrementan de tamaño; **G:** Estadio 5, folículos de tamaño reducido; **H:** Estadio 5, folículo en el que se detectan cuerpos amarillos (flecha).

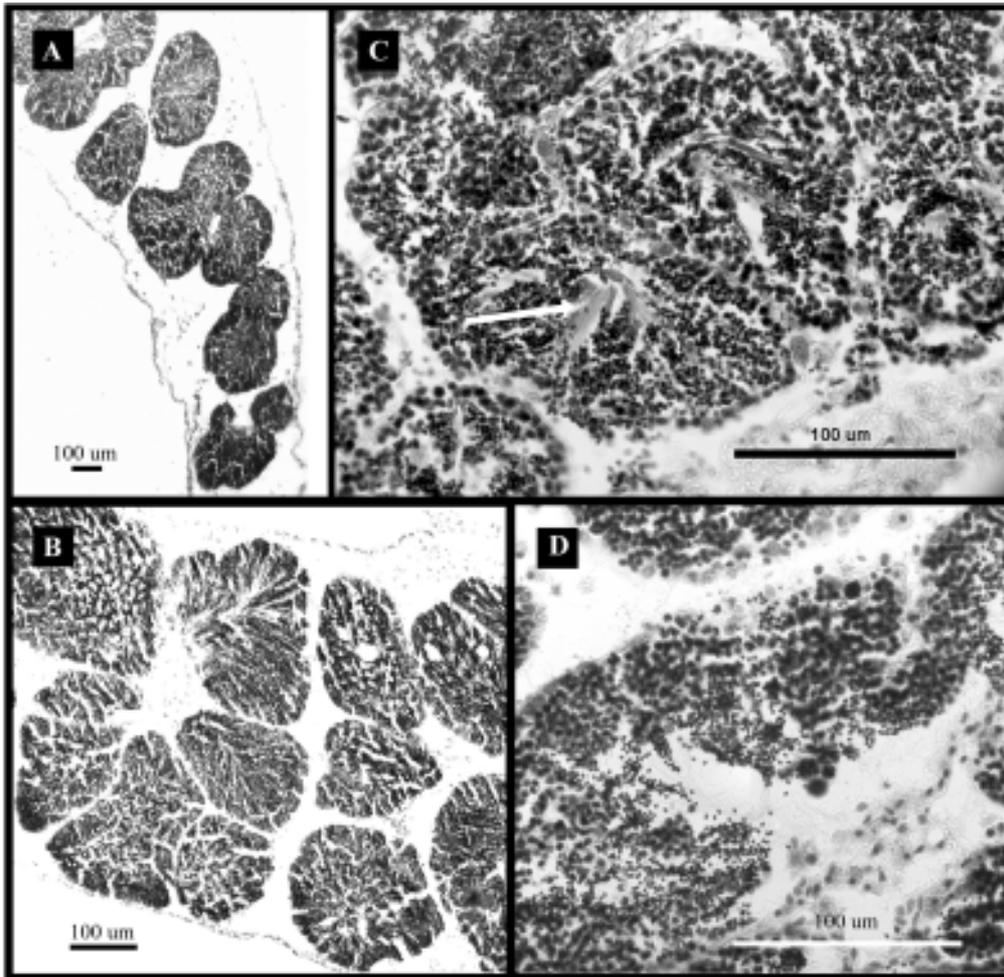


Lámina 2. Microfotografías de secciones del manto de machos de *Limnoperna fortunei*; **A:** Estadio 2, folículos con espermátidas en la luz; **B:** Estadio 3: folículos de mayor tamaño; **C:** Estadio 4, lumen central del folículo con abundantes espermatozoides (flecha); **D:** Estadio 5, folículos vacíos.

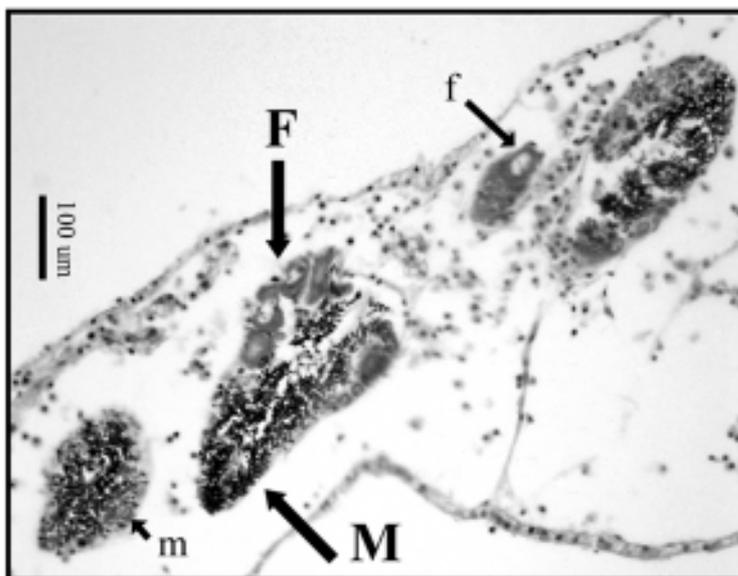


Lámina 3. Microfotografía del manto de un ejemplar hermafrodita de *Limnoperna fortunei*. Folículo mixto con desarrollo de oocitos (**F**) y espermatozoides (**M**), folículo únicamente masculino (**m**) y folículo únicamente femenino (**f**).

CAPÍTULO 5

DESARROLLO Y ECOLOGÍA LARVAL DE *Limnoperna fortunei*

INÉS EZCURRA DE DRAGO¹, LUCIANA MONTALTO¹ & OLGA B. OLIVEROS¹

INTRODUCCIÓN

Al ser *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) una especie de la familia Mytilidae de neto abolengo marino, su reproducción posee la dinámica típica de dichos organismos, con fecundación externa, dioca y con larvas de vida libre plantotróficas. En Choi y Shin (1985) y Choi y Kim (1985) se describe parcialmente el desarrollo larval que presenta *L. fortunei* en lagos de embalses de Corea.

Los muestreos llevados a cabo en distintos ambientes del tramo medio del Río Paraná (31°38'S-60°40'W) desde junio de 1997 hasta noviembre de 1998, y desde diciembre de 1999 hasta diciembre de 2000, permitieron ampliar la información detallada por Choi y Shin (1985) y Choi y Kim (1985), analizando los distintos estadios larvales desde el Huevo hasta el último estadio de Plantígrada.

ESTADIOS DE DESARROLLO

El desarrollo larval posee un ciclo con dos etapas fundamentales:

(a) Primeros estadios sin valvas: Huevos; Primeras divisiones celulares; Trocóforas y Pre-velígeras con valvas incompletas.

(b) Estadios posteriores valvados: Velíger tipo-D; Primeras formas umbonadas; Pedivelíger y Plantígradas.

En este desarrollo los estadios larvales varían gradualmente de lecitotróficos a plantotróficos. Es decir, desde el Huevo y hasta el estadio de Velíger tipo D, las larvas en su interior poseen para su alimento gránulos de vitelo. A partir del desarrollo completo del velo ciliado, las larvas comienzan a tener un sistema de alimentación planctónico.

A continuación se describen las características de los diferentes estadios larvales de *L. fortunei* (Ezcurra de Drago y otros, Ms a):

Primeros estadios sin valvas

1- *Huevos*: esféricos, con un diámetro variable entre 60 y 100 μm (Lámina 1A).

2- *Primeras divisiones celulares*: Se observan las etapas progresivas de segmentación con la diferenciación de los blastómeros. Posteriormente se distinguen las mórulas, blástulas y gástrulas, siendo estas últimas ciliadas.

¹ Instituto Nacional de Limnología (INALI, CONICET-UNL). José Maciá 1933 (3016). Santo Tomé. Santa Fe. Argentina. inesezcurra@arnet.com.ar

3- *Trocófora*: A partir del estadio anterior se observa, en forma progresiva, la aparición de una corona ciliar y de un grupo de flagelos centrales, completándose en el estadio de Trocófora. Éstas son piriformes, constituyendo uno de los estadios más frágiles, así como uno de los más breves.

4- *Pre-veliger con valvas incompletas*: La presencia de dos pequeñas valvas señala el comienzo del estadio Veliger. En el final de este estadio las valvas, al cerrarse, cubren casi por completo el cuerpo larval. Este cambio es gradual, semejante al pasaje del período lecitotrófico al plantotrófico, ya que, tanto en este estadio como en los posteriores, aún se registran esférulas de vitelo (Lámina 1B).

Estadios posteriores valvados

5- *Veliger tipo D*: El contorno valvar es característico por su forma de «D», con un desarrollo completo del velo, de disposición anterior, provisto de una densa franja de cilias y un grupo central de flagelos. En este estadio las valvas cubren ya totalmente al velo y al resto del cuerpo larval en los movimientos de cierre. Se observan aún, en esta etapa, esférulas de vitelo (Lámina 1C).

6- *Veliger preumbonada*: Este estadio se caracteriza por el comienzo de la formación del umbo, de las primeras líneas de crecimiento de las valvas, así como por un paulatino proceso de metamorfosis en la organización interna de la larva (Lámina 1D).

7- *Veliger umbonada*: La formación del umbo alcanza su mayor desarrollo en este estadio de Veliger. En este sentido, se incrementan tanto las líneas de crecimiento como la diferenciación de los distintos órganos internos (Lámina 1E).

8- *Pediveliger*: En este estadio se observa ya la formación del pie, que comienza a ser funcional, teniendo la larva una doble forma de traslado, es decir, nadando en la columna de agua por medio del velo, o bien desplazándose sobre un sustrato con el pie. En esta etapa se visualiza el comienzo de formación de los filamentos branquiales, registrándose momentos esporádicos de formación de delgados hilos de biso.

9- *Plantigrada*: En esta etapa ya no se registra la presencia del velo, por lo tanto el pie pasa a ser el único medio de locomoción de la larva y se completa su organización interna. En este estadio la valva comienza a alargarse, advirtiéndose la forma del futuro mejillón y distinguiéndose los sifones. La organización de la larva es ya la de un juvenil, y se diferencia de éste en que aún no ha logrado su fijación (Lámina 1F).

CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES DE LA REPRODUCCIÓN DE LOS BIVALVOS DULCIACUÍCOLAS NEOTROPICALES

La elevada diversidad de bivalvos dulciacuícolas existente en Sudamérica determina la necesidad de exponer, en forma sintética, el tipo de reproducción que éstos poseen, así como los distintos hábitat en los que se desarrollan, para una mejor comprensión de la inocuidad de las especies nativas respecto a los serios problemas causados por *Limnoperna fortunei*.

Los bivalvos nativos comprenden las familias Hyriidae, Mycetopodidae, Sphaeriidae y una de las especies de Corbiculidae, siendo todas de fecundación interna.

Las especies de Hyriidae poseen desarrollo indirecto, con larvas gloquidias, las que constan de dos pequeñas valvas, de forma generalmente subtriangular, las cuales presentan una longitud total variable (entre 240 y 300 μm), con charnela recta y, en algunas especies, el extremo apical dotado de dientes curvos (Lámina 1G) (Bonetto 1954, Bonetto & Ezcurra 1963a). En otras especies de Hyriidae no se registra la presencia de dientes (Bonetto 1954; Parodiz & Bonetto 1963).

Las larvas gloquidias de algunas especies poseen un filamento central de superficie adherente (Bonetto & Ezcurra, 1963a). Después de ser liberadas del cuerpo materno las larvas deben pasar un período parasitario de alrededor de 21 días en los que, luego de adherirse por medio de los dientes, se fijan en diversas partes del cuerpo de un pez (filamentos branquiales, escamas, aletas, etc.). Durante este período se produce su metamorfosis hasta lograr el estadio de almeja juvenil, con hábito bentónico infaunal. Existen, por otra parte, especies con gloquidias desprovistas de dientes que, generalmente, se fijan en los filamentos branquiales del pez huésped (Pekkarinen & Valovirta, 1996; Wächtler y otros, 2001). Según Bonetto (1954) y Parodiz y Bonetto (1963) algunas especies que tienen gloquidias sin dientes no poseen un período como parásitas de peces.

Las especies de Mycetopodidae, también de desarrollo indirecto, poseen larvas lasidias, de organización muy distinta a las gloquidias. El cuerpo de este tipo de larva es muy pequeño (alrededor de 85 μm de longitud) y está compuesto por dos lóbulos anteriores ciliados, dos posteriores con ganchos y el dorso de su parte central recubierto por una conchilla (Lámina 1 H-I). La larva lasidia está dotada de un extenso órgano adhesivo anterior de estructura variable según los géneros y/o especies, a través del cual podrá tomar contacto con el cuerpo de un pez, en el que, al igual que las gloquidias, transcurrirá un período parasitario de alrededor de 21 días hasta

que se produzca la organogénesis, se convierte en una almeja juvenil, también de hábito bentónico infaunal (Bonetto & Ezcurra, 1962, 1963a, 1963b, 1965; Veitenheimer-Mendes & Dreher-Mansur, 1978).

Las especies de Sphaeriidae son ovovivíparas. Las pertenecientes a los géneros *Pisidium*, *Sphaerium* y *Musculium* son bentónicas infaunales, mientras que *Byssanodonta paranensis* d'Orbigny, 1846 y las especies del género *Eupera* son epifaunales, ya que poseen biso permanente o facultativo (Bonetto & Ezcurra, 1964; Ituarte 1989, 1994; Ituarte & Dreher-Mansur, 1993).

La familia Corbiculidae comprende solamente dos géneros de hábitos infaunales de agua dulce, de los cuales es nativo únicamente el género *Neocorbicula*, registrándose en Argentina *N. limosa* (Maton, 1811), de desarrollo ovovivíparo. El otro género, *Corbicula*, está representado por dos especies asiáticas: *C. largillierti* (Philippi, 1844) y *C. fluminea* (Müller, 1774); ambas poseen un desarrollo larval semejante y sus adultos son de hábito bentónico infaunal, siendo especies psammófilas.

La familia Mytilidae posee una única especie dulciacuícola no nativa en América, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). Esta especie, de fecundación externa, posee todo su ciclo larval externo, planctónico y de hábito epifaunal por la presencia de biso. Éste le permite adherirse, a partir del último estadio larval, a todo sustrato rígido disponible. Durante los períodos de creciente del río Paraná se desarrolla, además, sobre vegetación palustre o acuática de la llanura aluvial. La larva planctónica y la presencia de biso en juveniles y adultos han permitido a *L. fortunei* ocupar una amplia distribución geográfica, con densas poblaciones que pueden producir, asimismo, efectos nocivos en infraestructuras sumergidas debido al *macrofouling* que ocasionan (Caprari & Lecot, 2001; Darrigran, 1995; Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000; Darrigran & Pastorino, 2003; Taraborelli y otros, 2001).

Se han citado, entre los bivalvos nativos, algunas especies con biso permanente, como *Byssanodonta paranensis* y especies del género *Eupera*. Estos taxones, por el tipo de reproducción que determina sus hábitos bentónicos, no crean los problemas detallados para *L. fortunei*. Contrariamente, dichas especies nativas se encontrarían en riesgo de extinción debido a la competencia, tanto espacial como trófica, con el mejillón dorado.

Debe destacarse que, por el tipo de desarrollo larval, la presencia de biso permanente y las distintas estrategias adaptativas, *L. fortunei* es marcadamente similar a *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Ricciardi, 1998). Esta especie, conocida como "mejillón cebra", presenta gran distribución geográfica en la región holártica, pudiendo ser considerada como equivalente ecológica de *L. fortunei*, al producir idénticos tipos de problemas (Nalepa & Schloesser, 1993; Claudi & Mackie, 1994; Darrigran, 2002, entre otros).

DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LOS ESTADIOS LARVALES

Teniendo en cuenta la magnitud de los problemas que causa *Limnoperna fortunei* en distintos tipos de infraestructuras sumergidas, es fundamental conocer el período de desarrollo de sus larvas con el fin de implementar medidas preventivas. Al respecto debe considerarse que, tal como se ha registrado en Nichols (1996) para *Dreissena polymorpha*, *L. fortunei* presenta variaciones geográficas marcadas en su ciclo reproductivo (Iwasaki & Uryu, 1998). En ambientes del centro y norte de China los desoves se producen entre setiembre y noviembre (Cai, 1991), mientras que en Hong Kong, Morton (1977) registra desoves entre enero-febrero, junio-julio y setiembre, registrándose la presencia de larvas Veliger durante nueve meses. En Corea, la duración de los desoves es de dos meses (Choi y Shin, 1983), mientras que en Japón se extiende durante el verano (Magara y otros 2001; Goto, 2002). Todos los autores citados relacionan estrechamente el período de desove de *L. fortunei* con la variación de los valores de temperatura del agua en los distintos ambientes (véase Capítulo 4).

Estudios efectuados sobre el ciclo reproductivo de *L. fortunei* desarrollados en el Río de la Plata (Darrigran y otros, 1999) demuestran que la especie tiene una reproducción continua, pero con marcados períodos de evacuación gonadal en ciertos meses (setiembre-octubre, diciembre-enero, mayo-junio, abril-mayo). En este sentido, el análisis de la actividad reproductiva a partir del registro de larvas en el Río de la Plata y uno de los distributarios del delta del río Paraná, el río Paraná de las Palmas, demostró que *Limnoperna fortunei* se reproduce continuamente entre agosto y abril (Cataldo & Boltovskoy, 2000). En el período mayo-julio la producción de larvas disminuye marcadamente, coincidiendo con los valores más bajos de la temperatura del agua.

El registro de la abundancia y distribución de larvas en el embalse de la Central Hidroeléctrica de Yacyretá (Darrigran y otros, 2003b) señala la ausencia de larvas durante dos a cuatro meses en el período 1999-2001. La presencia de las larvas en el embalse se detecta a partir del mes de agosto, con una temperatura de alrededor de 19 °C, habiéndose hallado la densidad máxima en una de las estructuras internas de la central hidroeléctrica (259,3 larva L⁻¹).

Los estudios llevados a cabo en ambientes de la llanura aluvial del río Paraná Medio y en el último tramo del río Salado del Norte, basados en la presencia y abundancia de los distintos estadios larvales (no valvados y valvados), demuestran variaciones temporales coincidentes con las señaladas por Darrigran y otros (1999) y Cataldo y Boltovskoy (2000). La distribución espacial es heterogénea, tanto en los ambientes lóticos como lénticos, de la llanura aluvial de estos ríos (Ezcurra de Drago y otros, Ms. a, b). Tanto en el río Paraná Medio como en el río Salado del Norte, la mayor densidad de larvas es registrada en los períodos con más altos valores de temperatura del agua, a partir de los 18 °C. Por otra parte, debe señalarse que, en los muestreos realizados, la temperatura del agua durante el mes de julio fue la mínima registrada (entre 13,5 y 14 °C), por lo que se deduce que este factor es el de mayor importancia en la determinación de la actividad reproductiva de *L. fortunei* (Figuras 1 A y B). Como ejemplo se pueden observar los muestreos efectuados en el río Santa Fe (cauce secundario de la llanura aluvial del Paraná Medio), ya que si bien se registraron larvas durante todo el año estudiado, durante el período de junio a agosto la densidad fue mínima (Figura 1B). El análisis de la longitud total promedio de los estadios valvados demuestra, asimismo, que las pocas larvas registradas en julio y agosto presentan los mayores valores promedio de la longitud total, perteneciendo a los últimos estadios de desarrollo (Pediveliger y/o Plantígradas) (Figura 1C). Estos resultados son coincidentes con los registrados tanto en el cauce principal como en otros cauces secundarios de la llanura aluvial estudiados (Ezcurra de Drago y otros, Ms. b).

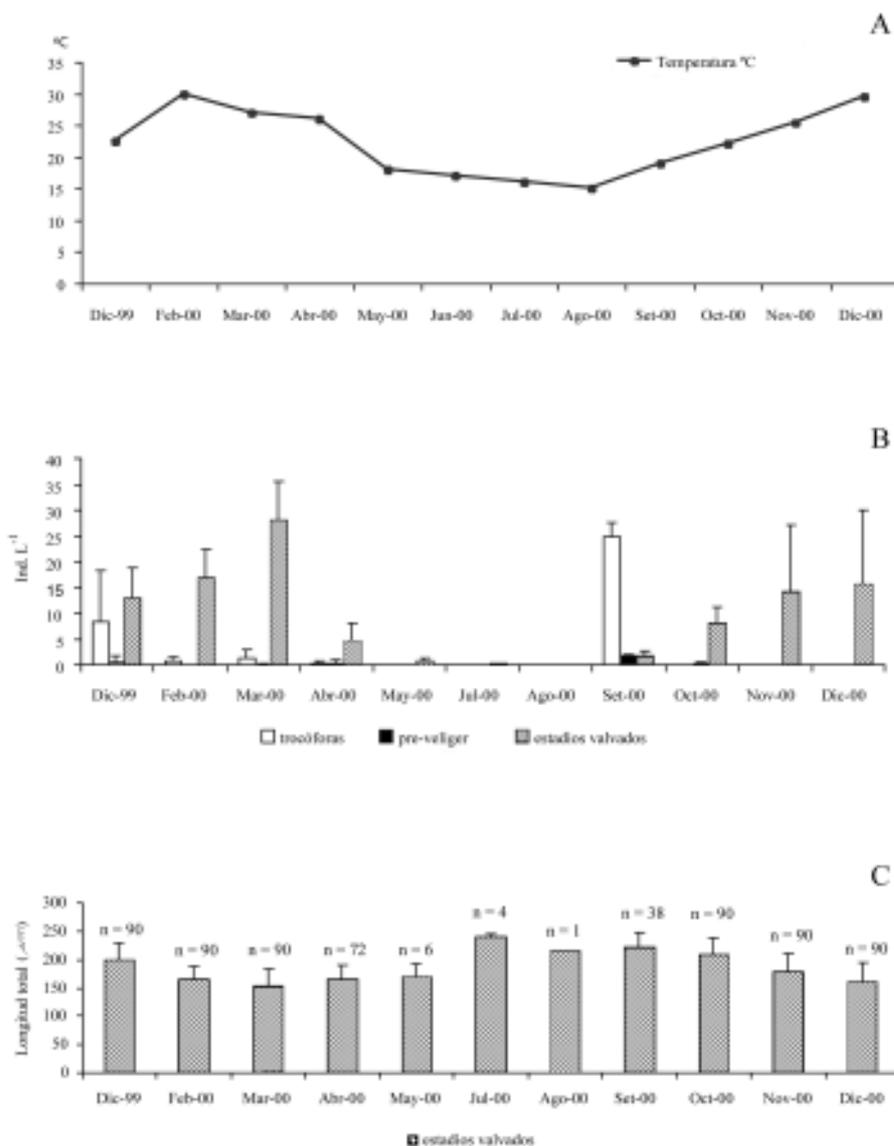


Figura 1. **A:** Variaciones en la temperatura del agua del río Santa Fe (cauce secundario del río Paraná Medio) durante un ciclo anual. **B:** Variaciones en la densidad promedio y desvío estándar de larvas de *Limnoperna fortunei* (estadios valvados y no valvados) en el río Santa Fe. **C:** Variaciones de la longitud total promedio y desvío estándar de los estadios valvados de *L. fortunei* en el río Santa Fe.

En los ambientes del río Paraná Medio, además de la influencia que ejerce la temperatura sobre el ciclo reproductivo de *Limnoperna fortunei*, la presencia y abundancia de larvas en los distintos tipos de hábitat están fuertemente relacionadas con los diversos grados de conexión entre los ambientes lóticos y lénticos y, fundamentalmente, con la magnitud y duración del pulso de inundación del río. En efecto, durante el evento del Niño en 1998 (Figura 2), la extraordinaria creciente permitió el ingreso de larvas en lagunas normalmente aisladas de los sistemas lóticos, tanto como en toda la llanura de inundación del Paraná Medio (Lámina 2). En este período, de mayor grado de conectividad entre los distintos ambientes, durante el mes de julio, no se registraron los primeros estadios no valvados y las Veliger-D. Estos estadios, como se ha detallado, indican un desove reciente. Estos resultados coinciden con lo observado por Ezcurra de Drago y otros (Ms. a, b) en el cauce principal del río Paraná, así como en cauces secundarios de la llanura aluvial de orden de jerarquía decreciente (ríos Colastiné, Coronda, Santa Fe y Correntoso) (Lámina 2).

Los resultados obtenidos durante el período 1999-2000, en el que el río Paraná presentó niveles hidrométricos normales (Figura 2), demostraron, en los distintos ambientes, una mayor heterogeneidad tanto en la presencia como en la densidad de larvas. En efecto, en lagunas aisladas o de conexión indirecta con los cursos que las alimentan no se detectó, durante todo el ciclo analizado, la presencia de larvas de *L. fortunei*. Ellas fueron registradas solamente en lagunas de conexión directa con el cauce principal del río Paraná o con cauces secundarios de elevado caudal (Ezcurra de Drago y otros, Ms. b) (Lámina 2).

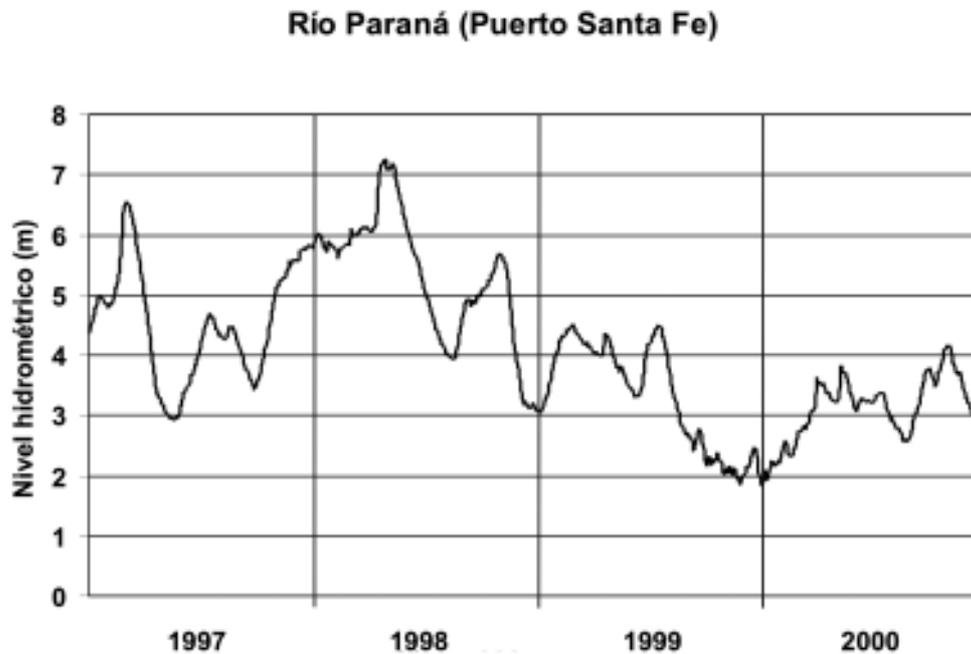


Figura 2. Nivel hidrométrico del río Paraná (puerto Santa Fe) en el período 1997-2000.

Sintetizando la información hasta aquí detallada, resulta evidente que *Limnoperna fortunei* presenta, en la Cuenca del Plata, un período reproductivo más extenso que en los ambientes asiáticos, lo que queda demostrado tanto por el análisis histológico de sus gónadas como por la presencia de los estadios larvales en los distintos ambientes (Darrigran y otros, 1999, 2003a; Cataldo & Boltovskoy, 2000; Ezcurra de Drago y otros, Ms. a, b). En efecto, a excepción de los resultados expuestos por Morton (1977) para Hong Kong, así como para otras localidades de Asia (Morton, 1982), se describen períodos reproductivos más breves para la especie, lo que puede explicarse por las bajas temperaturas registradas (Iwasaki & Uryu, 1998). No obstante, teniendo en cuenta que los resultados expuestos para la Cuenca del Plata se obtuvieron en fechas cercanas a su invasión, quizás pueda tratarse de un período de inestabilidad de *L. fortunei* hasta lograr su adaptación a los nuevos hábitat. Además, y como lo expresan Darrigran y otros (2003a), todos los estudios *in extenso* efectuados sobre la reproducción de *L. fortunei* en la región neotropical fueron efectuados en zonas de clima templado. Teniendo en cuenta la distribución lograda por la especie hasta la cuenca superior del río Paraguay (Callil & Mansur, 2002), sería de gran interés conocer su ciclo reproductivo en zonas con temperaturas más elevadas.

Respecto a la densidad de larvas registradas en ambientes invadidos por *L. fortunei* en relación con las que produce *D. polymorpha*, si bien la información existente sobre la primera especie es muy escasa, algunos datos demuestran el elevado potencial reproductivo de *L. fortunei* en ciertos hábitat. En efecto, los registros máximos

señalados por Darrigran y otros (2003b) de 259,3 larvas L⁻¹, superan la concentración de 100 larvas L⁻¹ registradas por Nalepa y Scholoeser (1993) para *D. polymorpha*.

ORIGEN Y RECLUTAMIENTO DE LAS POBLACIONES DE *Limnoperna fortunei* EN AMBIENTES DEL PARANÁ MEDIO

Tal como se ha expuesto, los estudios realizados sobre la densidad y distribución espacio-temporal de *Limnoperna fortunei* demuestran que la presencia de larvas fue registrada durante períodos de estiaje o de crecientes normales, solamente en las lagunas directamente conectadas con un ambiente lótico. En todos los cursos de agua analizados (cauce principal del río Paraná, ríos Colastiné, Coronda, Santa Fe y Correntoso), se detectó la presencia de todos los estadios larvales, desde Huevos hasta Plantígradas. Ello demuestra que en un gran río con llanura aluvial, dada la magnitud que poseen tanto su cauce principal como los innumerables cauces secundarios de la llanura aluvial (con un elevado grado de conectividad aún en períodos de estiaje), *L. fortunei* efectúa el reclutamiento de sus poblaciones a través de larvas producidas por organismos establecidos principalmente en los ambientes lóticos. En efecto, se han observado metapoblaciones desarrolladas sobre diferentes sustratos firmes ubicados tanto en el lecho de los ríos como sobre tallos y raíces sumergidas de vegetación acuática y/o de la vegetación terrestre ribereña, etc.

Las características geomorfológicas del río Paraná Medio benefician a *L. fortunei* permitiéndole un repoblamiento prácticamente constante a partir de las larvas que se producen dentro de los cauces de la llanura aluvial. Esto diferencia al mejillón dorado del proceso de reclutamiento de las poblaciones de ambientes fluviales con regímenes de caudales bajos a medios que se describen para *D. polymorpha* en el hemisferio norte (Horvarth y otros, 1996; Horvarth & Lamberti, 1999; Stoeckel y otros, 2004). En efecto, debido a las diferentes características generales de las redes hidrográficas en las que se ha estudiado al mejillón cebra, en su mayor parte con ríos de bajos órdenes, los autores consideran que las proveedoras de larvas, en un sistema río-lago-río, son las poblaciones de *D. polymorpha* existentes en los lagos (naturales o embalses). En Stoeckel y otros (2004), por ejemplo, esto se demuestra con la evaluación comparativa de la densidad de larvas (casi nula) en el río estudiado, antes de ingresar al lago, respecto a los valores de densidad en el tramo del río aguas abajo del lago, que se incrementan notablemente, pero solamente por pocos kilómetros. De tal forma, los autores confirman que las encargadas del reclutamiento de las poblaciones del mejillón cebra son las larvas producidas en los lagos.

Una dinámica similar se considera factible para *Limnoperna fortunei* en sistemas ríos-lagos en cursos de bajos órdenes, ya que, recientemente, esta especie ha sido registrada en embalses del sur de Brasil por Takeda y otros (2003), en zonas de cabecera de dos ríos, con una estructura hidro-geomorfológica distinta a la que se ha estudiado hasta el presente para *L. fortunei* en la Cuenca de la Plata.

En el caso de grandes ríos con llanura aluvial, como se registró en el Paraná Medio, el proceso de reclutamiento de las poblaciones del mejillón dorado a partir de las larvas es inverso a lo registrado en *D. polymorpha* para sistemas ríos-lagos-ríos. En efecto, al producirse crecientes extraordinarias (El Niño de 1998, por ejemplo), son las aguas de desborde de los ríos (cauce principal y cauces secundarios de la llanura aluvial), las que proveen de larvas a todos los ambientes lóticos. Ello permite el establecimiento, durante el pulso de inundación, de exuberantes metapoblaciones, tanto en las lagunas como en la zona de transición acuático-terrestre.

El hecho de que *L. fortunei* posea, aún en los períodos de estiaje, un reclutamiento autóctono de sus poblaciones a través de las larvas producidas en los ambientes lóticos de la llanura aluvial del río Paraná, debe ser tenido en cuenta tanto para la instalación de nuevas estructuras sumergidas en las márgenes de algunos de sus cursos como para el control de las ya existentes.

REFERENCIAS

-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 Latino-americano de Zoología* 2: 55-71.
- BONETTO, A. A. & I. EZCURRA. 1963b. Notas malacológicas I. 1) El desarrollo del glochidium de *Diplodon delodontus delodontus* (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 Raton, 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 MERCOSUR? *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 on 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 & 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 y *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. SCHOLOESSER. 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. VALOVRTA. 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.

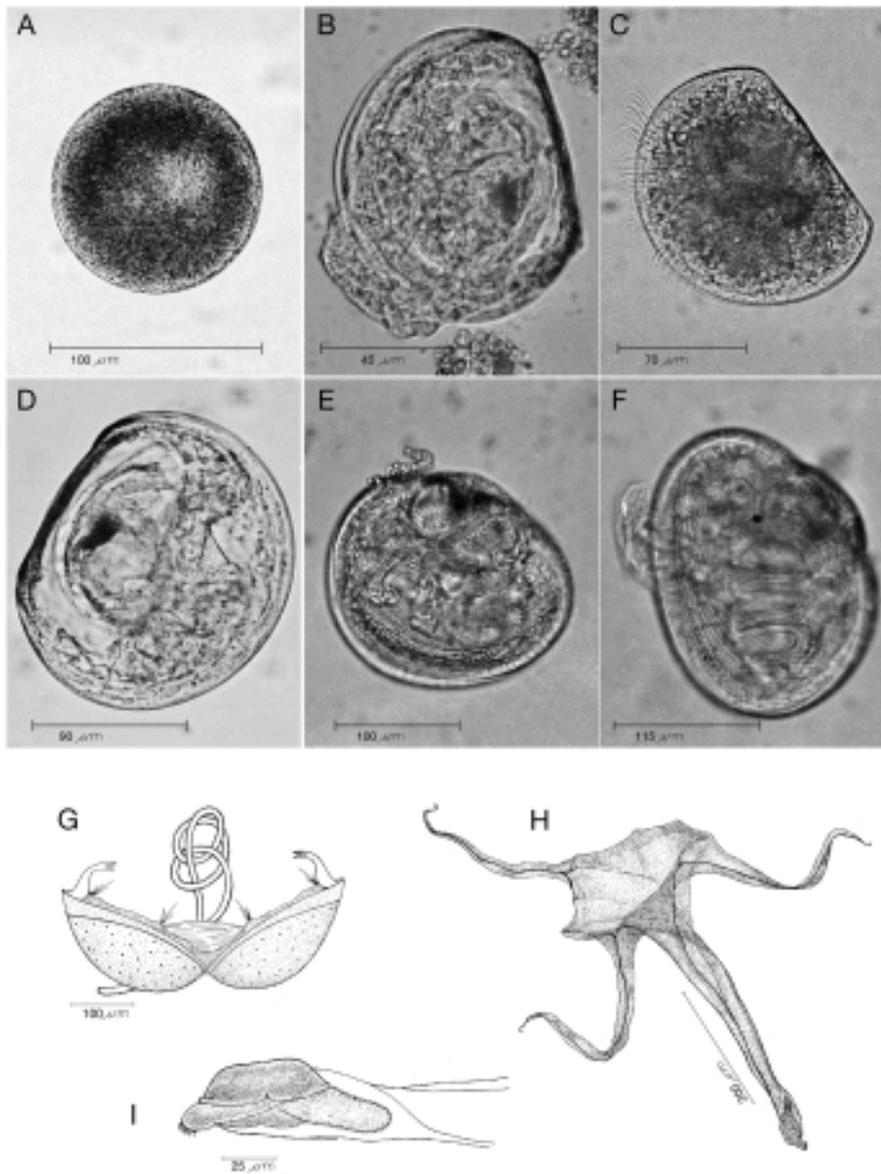


Lámina 1. Estadios larvales de *Limnoperna fortunei*; **A:** Huevo; **B:** Pre-veliger con valvas incompletas; **C:** Veliger tipo D; **D:** Veliger preumbonada; **E:** Veliger umbonada; **F:** Plantigrada; **G:** Gloquidia de *Diplodon delodontus delodontus* (Lamarck, 1819), familia Hyriidae (modificada de Bonetto & Ezcurra, 1963 a); **H:** Lasidia de *Anodontites trapesialis forbesianus* (Lea, 1860), familia Mycetopodidae (modificado de Bonetto & Ezcurra, 1962); **I:** Detalle del cuerpo (modificado de Bonetto & Ezcurra, 1962).

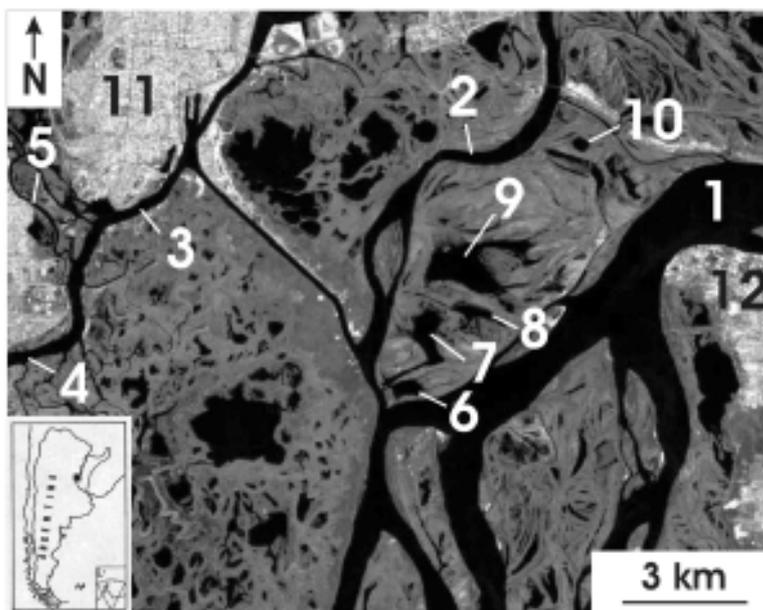


Lámina 2. Diferenciación de ambientes en un sector del tramo Medio del río Paraná (31°38'S-60°40'W). **1:** Cauce principal del río Paraná; **2:** Río Colastiné (cauce secundario); **3:** Río Santa Fe (cauce secundario); **4:** Río Coronda (cauce secundario); **5:** Río Salado del Norte (tributario); **6:** Laguna de conexión directa; **7-8:** Lagunas de conexión indirecta; **9-10:** Lagunas aisladas; **11:** Ciudad de Santa Fe; **12:** Ciudad de Paraná.

CAPÍTULO 6

DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y DISPERSIÓN

GUSTAVO DARRIGRAN¹ & MARÍA CRISTINA DREHER MANSUR²

INTRODUCCIÓN

En septiembre de 1991 se registra en la costa argentina del Río de la Plata (Balneario Bagliardi, Berisso, Buenos Aires) (34°55'S - 57°49'W) (Figura 1), y por primera vez para América, la presencia del mitilídeo *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), o mejillón dorado, con una densidad de 4-5 ind.m⁻² (Pastorino y otros, 1993). Hasta esa fecha, sólo dos especies de bivalvos habían ingresado a América del Sur por el Río de la Plata, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) y *C. largillierti* (Philippi, 1844) (Ituarte, 1981), la primera de ellas con características de especie invasora (Darrigran, 1992). Por su parte, el único representante nativo de la familia Mytilidae en el Río de la Plata, es *Mytella charruana* (d'Orbigny, 1842) [= *Mytella falcata* (d'Orbigny, 1842)], especie estuarial citada para Punta Piedras (35°27'S - 57°08'W), Buenos Aires, Argentina (Castellanos, 1970) y Montevideo, Uruguay (Scarabino y otros, 1975).



Figura 1. Río de la Plata. Primeras localidades donde se registró la presencia de *Limnoperna fortunei*.

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@fcnym.unlp.edu.ar

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

DISTRIBUCIÓN DEL MEJILLÓN DORADO EN LA REGIÓN NEOTROPICAL

Introducción y dispersión de *Limnoperna fortunei* en Argentina

A partir de 1991, esta especie avanzó a una velocidad aproximada a los 240 km por año, a través de la Cuenca del Plata (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000b), determinándose un aumento en su distribución como se sintetiza a continuación:

1.- Invadió cuatro importantes ríos de la Cuenca del Plata. En 1991 se hallaba sólo en el Río de la Plata; entre 1995-1996 invadió, además, los ríos Paraná y Paraguay. En 2001, se lo detectó en el río Uruguay.

2.- Se lo encuentra en Uruguay, Paraguay y Brasil; y, si bien no existen referencias de su presencia, es muy probable que se encuentre en Bolivia, debido que la especie está citada para el Pantanal, límite Bolivia-Brasil.

3.- Como ya se mencionó, el mejillón dorado ha recorrido a contracorriente 240 km por año. En su primer año recorrió 22 km; en los siguientes 4 años, 83 km/año. Dos años más tarde la velocidad de dispersión alcanzada fue de 290 km/año. La disminución en el promedio (de 290 a 240 km/año) puede ser atribuida a una menor navegabilidad en los ambientes colonizados posteriormente.

La población original del mejillón dorado incrementó su densidad en los primeros años de invasión y, en los siguientes, amplió su distribución, que continúa hasta el presente.

Limnoperna fortunei se registró en el litoral argentino del Río de la Plata durante el mes de septiembre de 1991 (Pastorino y otros, 1993), en el Balneario Bagliardi. Pocos meses más tarde se lo detectó también sobre la costa del Balneario Atalaya (35°00'S - 57°33'W) y márgenes del arroyo Miguelín, Punta Lara (34°48'S - 57°59'W) (Darrigran & Pastorino, 1993).

A fines de 1993 se la observó desde Punta Piedras (35°26'S - 57°08'W) hasta el Balneario Punta Lara (34°48'S - 57°59'W) (Darrigran & Pastorino, 1993) (Figura 1). Muestreos realizados en invierno de 1993 y primavera de 1994 en el Río de la Plata demuestran la presencia de *L. fortunei* en altas densidades en la costa de Berazategui (34°45'S - 58°08'W).

A principios de 1994 esta especie, todavía localizada sólo en la costa argentina del Río de la Plata, ocasionó el primer caso conocido de *macrofouling* para agua dulce de América del Sur (Darrigran, 1995); registrado en la toma de agua de la Planta Potabilizadora de la ciudad de La Plata. Otros casos de *macrofouling* ocurrieron con posterioridad en las tomas de agua para consumo humano de Bernal (34°40'S - 58°14'W) y de la Ciudad de Buenos Aires (34°35'S - 58°22'W) (Darrigran, 1995; Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000b).

En septiembre de 1994, Scarabino y Verde (1994) citaron a *Limnoperna fortunei* para la costa uruguaya del Río de la Plata, en el balneario Artilleros (Departamento de Colonia, 34°27'S - 57°32'W) y en Playa Pascual (Departamento de San José, 34°47'S-56°25'W). A fines de 1994 y principios de 1995 se la registró en Barracas de San Pedro (34°28'S - 58°51'W) y en la localidad de Arazatí (San José) (Scarabino & Verde, 1994). En 1995 también fue registrada en la Isla Martín García (34°11'S - 58°15'W) (Rumi y otros, 1996) (Figura 1).

A partir de 1995, *Limnoperna fortunei* superó los límites del Río de la Plata, ingresando al río Paraná, en Vuelta del Este (Zárate), en Paso Burghi (Rosario), en el río Paraná de las Palmas. Villar y otros (1997) mencionan la presencia de esta especie en el bajo Paraná para octubre de 1996, hasta la altura de la ciudad de Paraná. Se la cita para la ciudad de Goya (Corrientes) (29°10'S - 59°16'W) en 1996 (Di Persia & Bonetto, 1997), y en el Paraná medio, en las proximidades de la ciudad de Santa Fe (Figura 2). También se dispersó por cauces tributarios del Paraná, como los ríos San Javier, Correntoso y Salado del Norte, en Santo Tomé (31°40'S - 60°45'W) (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000a).

En 1996 *Limnoperna fortunei* fue registrada en muestras de *fouling* en Isla del Cerrito (Río Paraná) (27°20'S - 58°43'W) (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000b) y en 1997 en el Puerto de Asunción (Paraguay) (25°17'S - 57°38'W), sobre el Río Paraguay. En 1998 fue hallada en la Central Hidroeléctrica de Yacyretá (Argentina-Paraguay) (27°29'S - 56°44'W), en el Paraná superior y, hacia fines del mismo año, en el Puerto de Posadas (Misiones) (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000a). En abril de 2001, Zanella y Marenda (2002) registraron la presencia de *L. fortunei* en la Central Hidroeléctrica de Itaipú (Brasil-Paraguay), Paraná superior (Figura 2).

A través de un tributario del río Paraná, el río Carcarañá (Figura 2), el mejillón dorado se dispersó hacia el oeste de la Argentina, llegando, aproximadamente en 2002, a Embalse Río Tercero, una de las Plantas Nucleares generadoras de energía de Argentina (32°12'S - 64°27'W).



Figura 2. Localidades en la que se registró *Limnoperna fortunei*, sobre el río Paraná, entre 1995 y 2002.

Introducción y dispersión de *Limnoperna fortunei* en Brasil

La invasión de *Limnoperna fortunei* en Brasil ocurrió prácticamente al mismo tiempo en dos localidades distantes, a través de dos vías distintas (Figura 3). Una por el centro-oeste del país, en Mato Grosso do Sul, posiblemente a través de la migración de la población que arribó en el Río de la Plata en 1991. La población fue subiendo por dos ríos, Paraná y Paraguay, auxiliada por la intensa navegación fluvial. La otra invasión fue por vía de agua de lastre de embarcaciones que llegaron hasta los puertos más interiores junto al lago Guaíba, a través de la Lagoa dos Patos. Este ambiente es una albufera que se comunica con el Atlántico a través de la barra de Rio Grande, junto a la ciudad del mismo nombre, en el sur del Estado de Rio Grande do Sul. La Lagoa dos Patos conecta al norte con el lago Guaíba, a través del estrecho de Itapuã. Esta última introducción podría haber sido independiente de la anterior, ya que la Cuenca del Paraná carece de comunicación directa con Lagoa dos Patos.

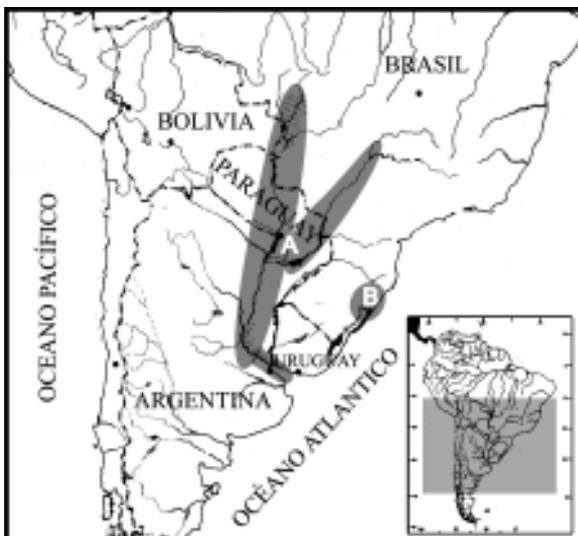


Figura 3. Vías de ingreso de *Limnoperna fortunei* a Brasil. **A**, Por la cuenca del Plata, por ríos Paraguay y Paraná hacia el Pantanal, y Paraná. **B**, Vía de invasión a través del Lago Guaíba.

Introducción en el centro-oeste de Brasil vía río Paraná / Paraguay

Los registros de *Limnoperna fortunei* en Corumbá, (18°59'S - 59° 39'W) estado de Mato Grosso do Sul Brasil, en el inicio de 1998 (Oliveira & Barros, 2003), y en Itaipú (24°05' y 25°33'S - 54°00' y 54°37'W), estado de Paraná, en abril de 2001 (Zanella & Marenda, 2002), pueden considerarse como consecuencia de la invasión acelerada que la especie viene efectuando por el lado sudoeste del Brasil, vía Cuenca del Plata, siguiendo la ruta de navegación en dirección de las nacientes de los ríos Paraná y Paraguay (Figura 4).

La llegada de *L. fortunei* al Pantanal, anunciada por Oliveira y Barros (2003) fue, por primera vez, en 1998 para un ambiente ligado al río Paraguay, en la Baía do Tuiuiú (18°49'S - 57°39'W), en las proximidades de Corumbá, estado de Mato Grosso do Sul. Varios registros posteriores (Tabla 1) testimonian la llegada del mejillón dorado al Pantanal: Forte Coimbra (19°53'S - 57°46'W) en enero de 1999, en Amolar en Bela Vista do Norte (17°38'S - 57°41'W) y otras bahías ligadas al Paraguay, como bahía do Castelo (18°35'S - 57°32'W) y de Gaiva. La detección en agosto de 2005, de 5 a 6 ejemplares en Caceres, constituye el límite norte del mejillón dorado en el Pantanal (Callil, comunicación personal). Estas localidades pertenecen al Santuario Ecológico del Pantanal (Oliveira y otros, 2000). Los autores también lo registran para el canal de Tamengo (18°59'S - 57°40'W), que une a Brasil con Bolivia, considerándose desde entonces presente en aquel país. Una comunicación personal del investigador Domingos Sávio Barbosa, de la Universidad Federal Mato Grosso do Sul, en Corumbá, en abril de 2000, constituye un nuevo testimonio de la llegada de la especie al sur del Pantanal (Mansur y otros, 2004a). Una actualización de la distribución del mejillón dorado en la cuenca del Alto Paraguay puede ser consultada en Oliveira y otros (2004; 2006).

Tabla 1. Áreas de presencia del mejillón dorado en la Cuenca del Alto Paraguay y su cronología entre los años 1998 y 2004 (modificado de Oliveira y otros, 2004).

Año y lugar de muestreo	Coordenadas	Tipo de sustrato
2004		
Río Miranda – confluencia con el Río Vermelho	19°36'40''S - 56°58'53''W	costa; rocas
Río Apa - confluencia	22°06'24''S - 57°55'48''W	costa; maderas
2003		
Bahía Gaiva	17°44'04''S - 57°41'12''W	costa; rocas
Río Paraguay – Amolar	18°05'10''S - 57°28'29''W	costa; paredón rocoso
Canal Bahía Mandioré	18°15'19''S - 57°27'08''W	costa; rocas
Río Miranda – Passo do Lontra	19°34'39''S - 57°02'15''W	plataforma flotantes de maderas; plásticos
2001		
Bahía Zé Dias	17°52'39''S - 57°30'44''W	costa; rocas
2000		
Río Paraguay Puerto Esperança	19°35'55''S - 57°26'28''W	pilares del puente del ferrocarril
1999		
Río Paraguay – Bela Vista	17°38'29''S - 57°41'28''W	costa; paredón rocoso
Bahía do Castelo	18°35'18''S - 57°32'10''W	costa; paredón rocoso
Río Paraguay – Morraria Acurizal	17°43'52''S - 57°39'42''W	costa; paredón rocoso
Río Paraguay – Forte Coimbra		costa; rocas
1998		
Bahía de Tuiuiú	18°49'18''S - 57°39'13''W	bentos, piedra, madera
Río Paraguay – Corumbá	18°59'55''S - 57°39'20'' W	costa; piedras; maderas;
Río Paraguay – Ladário		concreto; cascos y cisternas de embarcaciones
	19°01'15''S - 57°35'54''W	bombas de captación de agua
Río Paraguay – Puerto Murinho	27°43'33''S - 57°56'01''W	costa; rocas
Canal do Tamengo	18°59'00''S - 57°40'00''W	costa; rocas



Figura 4. Río Paraguay. Localidades en las que se registró *Limnoperna fortunei* en el Pantanal, Brasil.

Los primeros registros de la llegada del mejillón dorado al Brasil, vía río Paraná, fueron en el estado de Paraná en abril de 2001, específicamente en la Usina Hidroeléctrica de Itaipú, cuyo embalse abarca 1.350 km², con una profundidad media de 21m y una máxima de 170m. En noviembre del mismo año, Takeda y otros (2003) realizaron un inventario del zoobentos en 31 embalses del Estado de Paraná, registrando ejemplares juveniles de *Limnoperna fortunei* en dos pequeños embalses próximos a la ciudad de Curitiba (22°49'S - 43°18'W); uno, situado en Piraquara (25°43'S - 53°47'W), localizado en el río Piraquara, afluente del río Iguazú, perteneciente a la cuenca del Paraná, y otro en Guaricada, en San José dos Pinhais, en el río Arrabal, que pertenece a la cuenca Atlántica. Cabe destacar que los autores realizaron una colecta muy escasa en el embalse Guaricada (un ejemplar). Por su parte, y como marco de un trabajo encomendado por la compañía COPEL, Belz y otros, (2005) muestrearon una serie de 10 embalses. En el año 2003, con la finalidad de censar nuevamente la presencia del mejillón dorado en el embalse Guaricada, intensificaron sus muestreos, trazando siete transectas con la toma de tres puntos de colecta por cada una, más siete muestras en sectores específicos dentro del embalse, lo que hace un total de 28 puntos de muestreo. Belz y otros (2005) afirman que entre las usinas hidroeléctricas analizadas, la única con mejillón dorado es la de Itaipú, no habiendo encontrado en ninguna de las otras ejemplares de *Limnoperna fortunei*. El dique de Itaipú constituye una barrera infranqueable para la migración pasiva del mejillón dorado en dirección al alto río Paraná. Es probable que la entrada de la especie en el embalse de la represa haya sido accidental, por vía humana, o por animales como aves, mamíferos, etc. Según Fontes y otros (2002) no existe conexión entre del río Paraguay, el embalse de Itaipú y el alto río Paraná, aunque la circulación de barcos es muy intensa, principalmente de aquellos relacionados con la pesca, turismo

y deportes. Estos barcos son transportados constantemente de un tributario a otro sin ningún tipo de control sanitario o limpieza de cascos. El siguiente caso constituye un ejemplo del control que debe realizarse para evitar la dispersión de esta especie invasora:

Según información tomada de miembros del Club Veleiros do Sul, en Porto Alegre, se realizó la venta de barcos de este club a Itaipú, en forma coincidente con el periodo inicial de la invasión de la especie a la Baía Gaíba, cuando no había conocimientos suficientes sobre los medios de contaminación, ni sobre los daños que esta especie invasora podría causar. No puede ser comprobado que este haya sido el vector para la introducción del mejillón dorado a la Baía Gaíba, pero el sentido común hace suponer que la introducción podría haber sucedido a través de uno de estos barcos contaminados (ya sea debido a los asentamientos del mejillón dorado sobre los cascos o dentro de los sistemas de refrigeración de los motores).

Fontes y otros (2002) colocaron sustratos artificiales en doce regiones del embalse de Itaipú (mayo de 2001), luego del primer registro de la especie en la represa (abril de 2001). La primera colonización de los sustratos artificiales fue junto al Club ICLI-late Club Lago de Itaipú (en agosto de 2001).

Según Zanella y Marenda (2002), después de un año de su primera detección en la cámara de toma de agua de Itaipú, la población del mejillón dorado alcanzó valores de 8.000 individuos por m². En poco tiempo la población tomó cuenta la totalidad del embalse de Itaipú, sobrepasando el montante, y alcanzando la Usina Hidroeléctrica de Sergio Mota en Porto Primavera (Figura 5), en la frontera entre Mato Grosso do Sul y San Pablo. La llegada del mejillón dorado al estado de San Pablo fue registrada por Avelar y otros (2004) con una colecta, en noviembre de 2002, en una localidad de río Paranapanema, en la confluencia con el río Paraná, próxima a la localidad de Rosana (22°31'S - 53°00'W). Este hecho significa que en menos de dos años, a contar del primer registro de la especie en Itaipú, *L. fortunei* ocupó todo el embalse (de una extensión de 160 km), más el trayecto que remonta al río Paraná (con 230 km), hasta alcanzar el estado de San Pablo, lo que abarca aproximadamente 390 km de distancia. Informaciones personales registran la presencia de *L. fortunei* remontando el alto río Paraná, hasta la represa Isla Solteira, en el estado de San Pablo (Figura 5). El Ing. Rodrigo De Filippo y el Ing. Silvio Santos (comunicación personal) detallan el avance del mejillón dorado a través del Río Paraná (Tabla 2), desde su detección en la Central Hidroeléctrica de Itaipú en el 2001 hasta llegar a la UHE de Isla Solteira (20° 25'S - 51° 19'W) y, posteriormente, su distribución más boreal en Brasil, en la Usina São Simão – CEMIG (Rio Paranaíba) (21°48'S - 47°72'W). Para el final del año 2004, comunicaron la presencia del mejillón dorado en el río Tietê, junto al embalse de Barra Bonita, próximo a la capital del estado de San Pablo.

En agosto de 2004, Campos y otros (2005) señalan la presencia de ejemplares de 1,5 cm de longitud en los pilares de un puente en el río Paranaíba, en la localidad de Porto Alencastro (19°39'S - 55°08'W). Asimismo, detectaron larvas del mejillón dorado en bajas densidades en las confluencias del Paranaíba con el río Claro (19°19'S - 50°50'W) y con el río Verde (19°11'S - 50°08'W). Por último, asocian en este trabajo la presencia del mejillón dorado con la actividad minera de la región (y, por lo tanto, tránsito de barcos).

Tabla 2. Evolución de la presencia del mejillón dorado, en la cuenca del Paraná, Brasil.

FECHA	DESCRIPCIÓN
Abril de 2001	Central Hidroeléctrica Itaipú.
23 de agosto de 2002	Identificación de colonias de ejemplares adultos en el embalse y en la Unidad Generadora de la UHE Ing. Sérgio Motta (Puerto Primavera). Recorre, desde la represa de Itaipú, aproximadamente 389 km en 2 años (a una velocidad de 194 km/año).
9 de septiembre de 2002	Localización de ejemplares en el puesto hidrométrico Presidente Epitácio.
Año 2003	Usina São Simão – CEMIG (Rio Paranaíba). Distribución más norte dentro de Brasil.
15 de enero de 2004	Presencia de ejemplares en la exclusiva de la UE Ing. Souza Días (Jupirá).
19 de febrero de 2004	Localización de ejemplares en la compuerta de emergencia de la UHE Isla Solteira. Recorre, desde la represa de Itaipú, aproximadamente 640 km en 4 años (a una velocidad de 160 km/año).

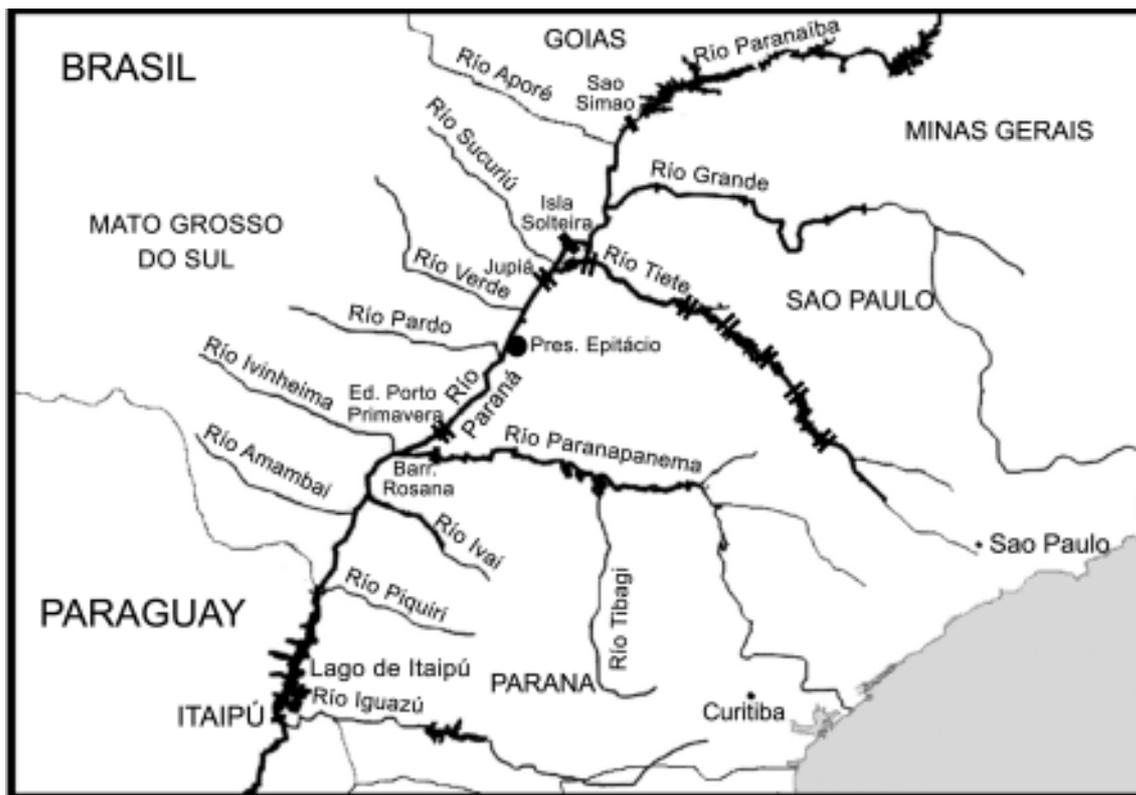


Figura 5. Río Paraná y tributarios en el sur de Brasil. Localidades y represas en las que se registró la presencia de *Limnoperna fortunei*. — Represa; = Esclusas.

Introducción en la cuenca del lago Guaíba y de la Lagoa dos Patos, Sur del Brasil

El primer registro de esta especie en la cuenca del Guaíba se remonta al mes de noviembre de 1998, durante un inventario faunístico realizado por biólogos de la Fundación Zoobotánica de Rio Grande do Sul, en el Delta del Jacuí (Figura 6). En aquel momento fue colectado un ejemplar juvenil de *Limnoperna fortunei* de 1 mm de longitud, fijo a raíces de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth (camalote o aguapé-de-baraço), en las márgenes de la isla Chico Ingles, situada frente al área portuaria de Porto Alegre (30°02'S - 51°13'W) (Mansur y otros, 2003). En enero de 1999 fueron encontrados varios ejemplares, de hasta 8 mm de longitud, separados o en grupos de pocos individuos, a 70 km al sur del delta, en las playas del lago Guaíba, próximo al estrecho de Itapuã, que establece comunicación con la Lagoa dos Patos (Mansur y otros, 1999). Al año siguiente la especie ocupó todo el lago, formando grandes aglomeraciones concentradas especialmente sobre los rizomas de los juncos *Scirpus californicus* (C. A. May) Steud, con densidades de hasta 63.100 ind/m². Existen también registros en Lagoa dos Patos, en sus márgenes del norte, hasta Arambaré (30°54'S - 51°30'W). En 2001 fue encontrada en la desembocadura del río São Lourenço (31°20'S - 51°58'W). Capítole y Benvenuti (2004) observaron la presencia del molusco en el extremo sur de la Lagoa dos Patos, próximo a su desembocadura en el Océano Atlántico, cerca de la ciudad de Rio Grande, y en el canal San Gonzalo, que une esta albufera a la Lagoa Mirim. En el canal hallaron asentamientos hasta la represa Santa Bárbara, presagiando el peligro de entrada del mejillón a la Lagoa Mirim. Esta represa se encuentra aproximadamente a 20 km de la desembocadura del canal de Lagoa dos Patos. Capítole y Benvenuto (2004) relacionaron la persistencia de los asentamientos del molusco con las variaciones de salinidad, constatando que, al sur de la Lagoa dos Patos, la colonización de *L. fortunei* era maciza, firme, con densos asentamientos de larvas/juveniles ocurridos en los periodos de las bajantes de primavera e inicio del verano de 2002. Posteriormente, hubo una mortandad de esas colonias durante los periodos de mayor concentración salina del agua (máximo de 35gr de sal/litro), en el transcurso de los meses de febrero y abril de 2004. Registros de Martins y otros (2003) afirmaron la presencia del molusco al sur de la Lagoa dos Patos, en las proximidades del Municipio de Pelotas. En 2003 fue visto al sur de la Laguna, en la playa Laranjal (31°45'S - 52°14'W), y en la Isla Feitoria (31°40'S - 52°02'W), en el municipio de Pelotas (Martins y otros, 2003) (Figura 6).

A través de un relevamiento realizado entre febrero y mayo de 2003 se constató que *Limnoperna fortunei* avanzó a través del Río Jacuí, alcanzando la localidad de Santo Amaro do Sul, ciudad turística e histórica. Allí,

junto a las márgenes del Jacuí, existe una esclusa con compuerta e instalaciones portuarias ($29^{\circ}56'S$ - $51^{\circ}53'W$) muy visitadas por barcos de pasajeros. Estas instalaciones son circundadas por un monte de piedras donde se concentran los moluscos, especialmente en la costa. Las densidades encontradas fueron de hasta 8.100 ind./m² en mayo de 2003. El río Taquarí es el principal afluente del Jacuí y soporta navegación de embarcaciones que transportan cereales, que se incrementa después de la colecta de granos en septiembre y en los meses de enero y febrero. Los navíos llegan hasta la ciudad de Estrela ($29^{\circ}28'S$ - $51^{\circ}58'W$), pasando por la esclusa y compuerta en Bom Retiro do Sul ($29^{\circ}36'S$ - $51^{\circ}57'W$), cuya localidad está contaminada por el mejillón dorado. Esta localidad se constituye en el punto más boreal de la distribución comprobada de *L. fortunei* en la cuenca del Guaíba y en el Estado de Rio Grande do Sul, pero es probable que ya haya alcanzado el puerto de Estrela.

Los demás afluentes del Guaíba que desembocan en el delta del Jacuí, como el Caí, el Sinos y el Gravataí, se presentan apenas contaminados en las proximidades de la desembocadura. En estos ríos la navegación está prácticamente restringida a "chatas" areneras que no acarrear agua de lastre y a los barcos de pasajeros. *L. fortunei* no fue observada en los puertos de estos areneros junto al río Caí ni en el río Sinos.

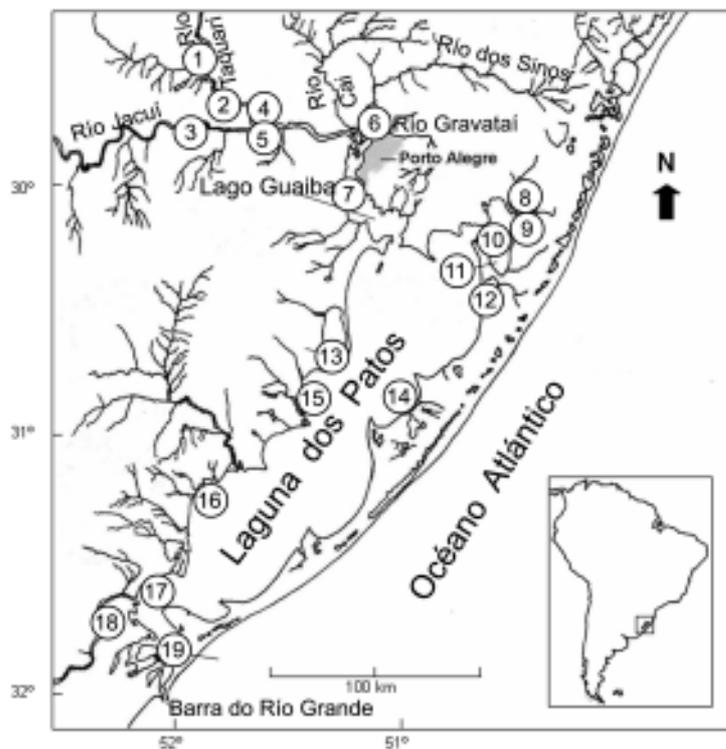


Figura 6. Distribución de *Limnoperna fortunei* en el estado de Rio Grande do Sul, Brasil. **1**, Bom Retiro do Sul; **2**, General Câmara; **3**, Santo Amaro do Sul; **4**, Triunfo; **5**, São Jerônimo; **6**, Cachoeirinha; **7**, Belém Novo, Porto Alegre; **8**, Lagoa Araçá; **9-12**, Palmares do Sul; **10**, Lagoa Casamento; **11**, Saco do Cocuruto; **12**, Lagoa do 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 Gonçalves); **19**, Rio Grande (Refinaria Ipiranga).

Origen del lastre contaminado. El primer registro de la especie en las cercanías del puerto de la ciudad de Porto Alegre, en las proximidades del canal de navegación (estrecho de Itapuã), a fines de 1998, lleva a suponer que su introducción inicial en la cuenca del Guaíba haya sido accidental, a través del agua de lastre de las embarcaciones, a semejanza de lo contrastado por Darrigran y Pastorino (1995) para el Río de la Plata. Como el canal de navegación en esta cuenca es para barcos de bajo calado, los navíos tienen como norma deslastrar a lo largo del trayecto, desde Lagoa dos Patos hasta los puertos situados en el Guaíba o más arriba, para evitar encallar. Como la Lagoa dos Patos presenta una cuña salina hasta la mitad de su extensión, el mejillón solamente tendría oportunidad de sobrevivir en la parte norte de la misma, incluido también el lago Guaíba, cuya salinidad es siempre cero. Esta sería la explicación más razonable de las colectas simultáneas de juveniles distribuidos aisladamente o en pequeñas aglomeraciones, desde el puerto de COPESUL, junto a la desembocadura del río Caí al norte del delta, hasta Itapuã, en el pasaje a la laguna dos Patos. A partir de ese punto se dispersaron pasivamente, con ayuda de la corriente, para localidades más australes de la laguna. A fin de contrastar la hipótesis de que el vector del mejillón dorado en la cuenca del Guaíba fue el agua de lastre de las embarcaciones que arribaban a puerto, se analizaron los informes en la Capitania de Puertos en Porto Alegre, sector de Transportes Hídricos, que registran los embarques y desembarques de navíos en los puertos de Porto Alegre, Canoas y COPESUL desde 1996 hasta 2000 (Mansur y otros, 2004a). Los países que presentan registros de *L. fortunei* e intercambio de carga con los puertos de Porto Alegre y alrededores serían sólo Argentina,

Corea y Japón. La proporción de navíos argentinos fue de aproximadamente el 43% del total, y, de Japón, sólo el 1%. De Corea sólo hubo un barco en el año 2000, cuando la especie ya estaba en la cuenca del Guaíba. Asimismo, Japón presenta puertos internacionales con agua salada, lo que descartaría la invasión a través de agua dulce como agua de lastre. Sobre la base de estos registros, Mansur y otros (2004a) estimaron que el agua de lastre contaminado podría ser de origen argentino debido a la proximidad con el Brasil y al alto porcentaje de navíos que llegan regularmente provenientes de puertos de agua dulce como Buenos Aires, San Nicolás, San Lorenzo, Rosario y Santa Fe.

Introducción en el río Uruguay y afluentes

A mediados de 1999 se registraron los primeros problemas de *macrofouling* en la planta potabilizadora de la ciudad de Montevideo, Uruguay (Graiver, 2002), localizada sobre el Río Santa Lucía, Canelones (Figura 7). En febrero de 2001 se registró la presencia de formas larvales y adultos sobre la costa uruguaya del Río Uruguay, en el Balneario Las Cañas (Ezcurra de Drago y otros, 2001) y en otras plantas potabilizadoras como, por ejemplo, Nuevo Berlín (Río Negro), Fray Bentos (río Uruguay), Mercedes (río Buquelo, desembocadura del río Negro) (Figura 7). En el año 2000 se registraron adultos y juveniles del mejillón dorado en el Embalse Palmar, situado sobre el Río Negro (Gorga & Clemente, 2000; Gorga y otros, 2001; Conde y otros, 2002). En este embalse y en el Río Yí se detectaron larvas de moluscos en muestras de plancton (Clemente & Brugnoli, 2001; Brugnoli & Clemente, 2002; Conde y otros, 2002). Además de las larvas, durante enero de 2002, fueron colectados adultos de *L. fortunei* en el río Yí (Figura 7).

En septiembre de 2001 se registró la presencia de *L. fortunei* en la central hidroeléctrica de Salto Grande (Argentina-Uruguay) ($31^{\circ}17'S - 57^{\circ}57'W$) (Leites & Bellagamba, 2002a, b). Una descripción de la distribución del mejillón dorado en el río Uruguay y demás cuencas en la República Oriental del Uruguay, puede consultarse en Brugnoli y otros (2005) y Darrigran y Damborenea (2005).

Recientemente, Langone (2005) registra al mejillón dorado para nuevas localidades en Uruguay, como el río San José y el río San Salvador.



Figura 7. República Oriental del Uruguay. Localidades donde *Limnoperna fortunei* fue citada.

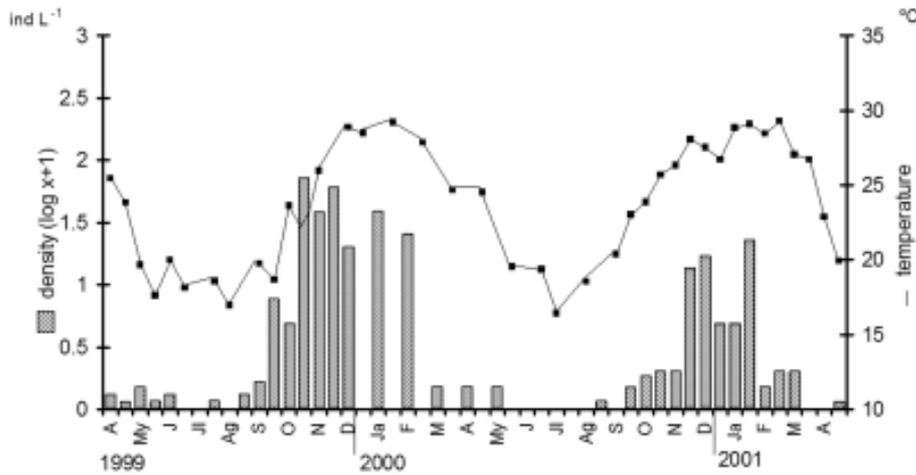
ABUNDANCIA

Estadios larvales del mejillón dorado

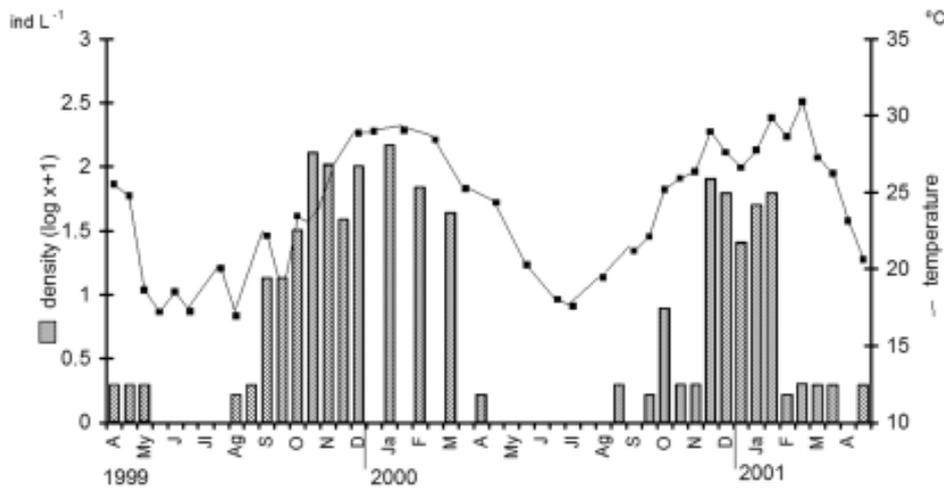
La densidad larvaria promedio del mejillón dorado en el Río de la Plata, clima templado, para la costa frente a la ciudad de Buenos Aires (34°33,5'S - 58°24,5'W), entre octubre de 1997 y diciembre de 1998, fue de 4.835 ind.m⁻³ (Cataldo & Boltovskoy, 2000), con un máximo de 33.706 ind.m⁻³ en febrero de 1998. No se registraron larvas entre mayo y julio de 1998, cuando la temperatura del agua fue inferior a 16°C. Cataldo y Boltovskoy (2000) comparan estos resultados con registros del Río Paraná de las Palmas (33°57,5'S - 59°12,5'W), donde el promedio de densidad larvaria hallado fue de 7.480 ind.m⁻³.

En Darrigran y otros (2003b) se analiza el ciclo de vida del mejillón dorado en la Central Hidroeléctrica Yacyretá (Argentina-Paraguay) y en su embalse, ambientes correspondientes a un clima subtropical. Se observa la presencia de larvas veliger y posveliger cuando la temperatura del agua alcanza aproximadamente los 20° C. La presencia y densidad larvaria varía según los puntos de muestreos considerados (Figura 8). La densidad mayor de larvas se registró en el interior del sistema de refrigeración y fue de 259.300 larvas.m⁻³ en noviembre 1999.

A



B



Continua en la página siguiente.

C

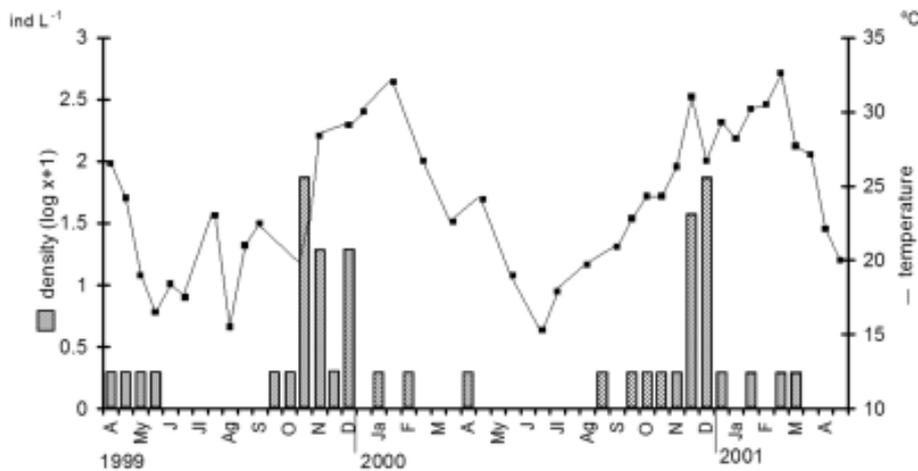


Figura 8. Densidad de larvas de *Limnoperna fortunei* y temperatura del agua (°C) en la Central Hidroeléctrica de Yacyretá entre abril de 1999 y abril de 2001. **A:** embalse; **B:** en toma de agua para las turbinas; **C:** en el sistema de enfriamiento de las turbinas.

Estado adulto del mejillón dorado

La densidad poblacional de *Limnoperna fortunei*, desde su introducción y asentamiento en el Río de la Plata en 1991, sufrió significativas variaciones. La variación temporal de la densidad poblacional en el litoral rocoso de la primera localidad de asentamiento, Balneario Bagliardi, entre los años 1991 y 2001, se observa en la Figura 9. Entre 1991 y 1995, se registró un importante incremento en la densidad (de 4 a 5 ind.m⁻² hasta superar los 150.000 ind.m⁻²). La densidad poblacional luego decreció y se estabilizó en aproximadamente 40.000 ind.m⁻². Desde 1994, la población ha tenido una estructura de tallas con la mayoría de los intervalos de clases representados (Figura 10). En lo referente a las variaciones de las densidades alcanzadas a lo largo de la costa del Río de la Plata no se cuenta con un registro temporal continuo.

Lo señalado en el párrafo anterior demuestra que, después de diez años de asentada, la población se estabilizó en una densidad menor que la que alcanzara históricamente y con un rango de tallas mayor (Darrigran y otros, 2003a). Es de destacar que el mismo comportamiento se registra en la invasión del mejillón dorado en Brasil, en la cuenca del Guaíba-Patos, extremo sur del Brasil y en Corumba, Mato Grosso do Sul (Mansur y otros, en prensa). En el Guaíba, a través de colectas cuantitativas realizadas en esta cuenca, desde los primeros registros de la especie en el ambiente, Mansur y otros (2003), se observa que *L. fortunei* prefirió para su fijación los rizoma de los juncos, donde alcanzó una densidad máxima de 27.275 ind.m⁻² en un año y cinco meses, y de 62.100 ind.m⁻² al segundo año. En el tercer año, la densidad máxima llegó a 143.500 ind.m⁻². Seguidamente, las densidades comenzaron a descender hasta estabilizarse entre 80.000 y 40.000 ind.m⁻², como sucedió en Argentina.

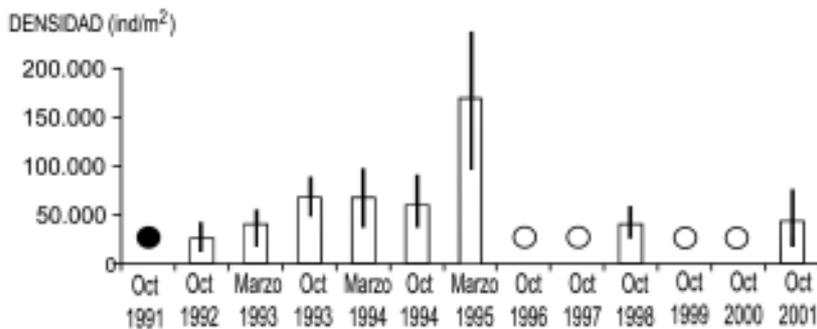


Figura 9. Densidad promedio de *Limnoperna fortunei* (barras) y desvío estándar (líneas) en el Balneario Bagliardi. Círculo lleno, 4-5 ind.m⁻²; círculo vacío, sin dato. Modificado de Darrigran y otros, 2003a.

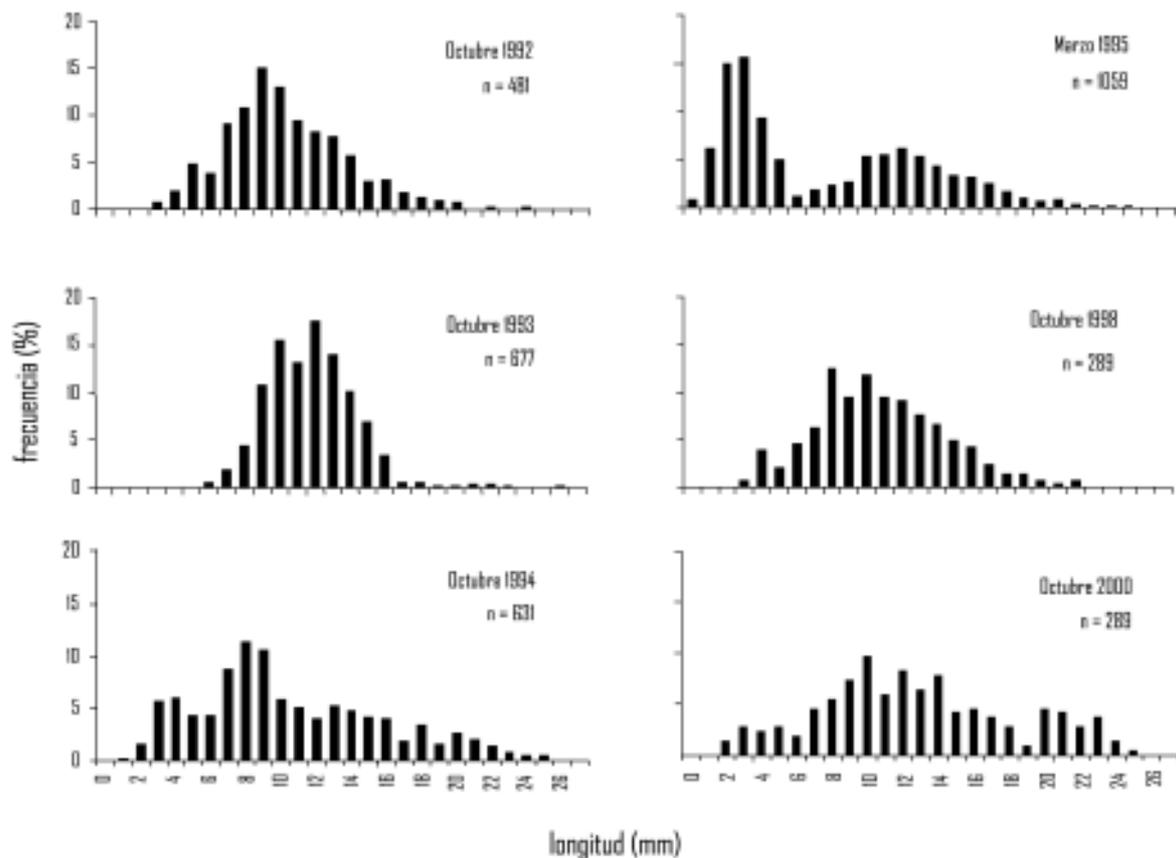


Figura 10. Frecuencia de tallas de *Limnoperna fortunei* en el Bañerario Bagliardi entre 1992 y 2000. Modificado de Darrigran y otros, 2003a.

Codina y otros (1999) estudiaron la densidad de *L. fortunei* en el interior de la Central Hidroeléctrica de Yacretá (CHY). La densidad y estructura de tallas presentan diferencias según los niveles considerados en las paredes de hormigón de la toma de agua (o recata) de cada unidad generadora de energía de la central (Tabla 3). Se observa que la densidad máxima se encuentra a una profundidad de 10 metros. La densidad del mejillón dorado disminuye aproximadamente un 65% a los 20 metros de profundidad y un 80% a los 30 metros. Después de un año de establecida la población en ese tipo de ambiente humano, se evidencia que las condiciones ambientales existentes, en general, son óptimas para su asentamiento, desarrollo y permanencia. Se considera que estos asentamientos, ubicados en el inicio del sistema, se convierten en el principal productor de larvas que originan las poblaciones presentes en el interior de los sistemas de refrigeración de la CHY (Darrigran y otros, 2003b).

Otro ejemplo de la densidad de *L. fortunei* correspondiente a poblaciones asentadas en ambientes humanos puede consultarse en Boltovskoy y Cataldo (1999). Estos autores estudiaron el asentamiento del mejillón dorado en monitores de PVC colocados en la planta nuclear Atucha I, en el río Paraná de las Palmas, Argentina. Los resultados indican que luego de 331 días de asentamiento se alcanzó una densidad de 122.004 ind.m⁻².

En la República Oriental del Uruguay, los estudios sobre la distribución y densidad del mejillón dorado son escasos. En lo referente a las poblaciones asentadas en el interior de ambientes humanos, puede citarse lo observado, en febrero de 2001, en una planta potabilizadora de agua. En ésta, las densidades registradas en el pozo de succión de las bombas fueron de 22.533 ind.m⁻², mientras que en el acceso del parshall fue de 1.791 ind.m⁻². En este ambiente se colectaron los ejemplares con las mayores tallas registradas en la cuenca del Plata (46 mm de longitud máxima).

Tabla 3. Densidad de *Limnoperna fortunei* en el interior del sistema de la Central Hidroeléctrica de Yacretá después de un año de asentamiento. Fuente: Codina y otros (1999).

Profundidad (debajo pelo de agua)	Densidad	% de juveniles
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 del fondo)	54.400 ind.m ⁻²	18%

DISPERSIÓN

El avance a contracorriente de esta especie (a razón de 240 km/año) se realiza, fundamentalmente, por antropocoria (transferido por el hombre), adherido en los cascos u obra viva de los barcos, siendo transportados tanto por agua como por tierra (cuando las embarcaciones, tráileres, redes y demás artes de pesca, etc., son transportados por carreteras a otros cuerpos de agua).

Controlar el aumento de la dispersión del mejillón dorado y de su crecimiento sobre la obra viva, evitará a los nautas en forma directa la inversión de tiempo y de dinero en mantener los cascos limpios y, en forma indirecta, continuar dispersando indiscriminadamente este problema a todas las cuencas hidrográficas de la región. Otro de los vectores para el mejillón dorado es el que constituyen los camiones que transportan arena para rellenar playas artificiales, las cuales fueron tomadas de ambientes dulciacuícolas contaminados con esta especie (Belz, comunicación personal). No se conoce aún la forma rápida y sustentable, ambiental y económica, para erradicar al mejillón dorado. Como ya se ha mencionado, esta especie causa daños cuantiosos en tomas de agua y tuberías (*macrofouling*) como así también daños de importancia en el turismo y deportes náuticos; puede impactar también en la pesca deportiva y comercial. Ocasiona problemas en los sistemas de refrigeración de las embarcaciones y, al formar una capa de mejillones cubriendo la obra viva de la embarcación, también provoca problemas de índole hidrodinámica.

Con el tiempo, el mejillón dorado se dispersará y su distribución aumentará al resto de los cuerpos de agua dulce de las grandes cuencas de América del Sur. Se deberá actuar inmediatamente para reducir la velocidad de dispersión y, de esta forma, evitar el daño que puede ocasionar esta especie invasora. De esta forma se dará tiempo para optimizar los métodos de prevención y control sustentables, como así también determinar cuáles serán los organismos nacionales o internacionales encargados de gestionar y realizar esa función (véase Capítulo 9).

Primeros pasos sugeridos para prevenir o desacelerar la dispersión del mejillón dorado

- Ante la presencia de ejemplares de mejillón dorado en su embarcación, artefactos o en el ambiente visitado, informar a la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata (Tel./FAX: (+54) 221-457-7304), Argentina. e-mail: gdarrigran@malacologia.com.ar o invasion@fcnym.unlp.edu.ar).

- Siempre limpie toda su embarcación (bote, lancha, velero, etc.), trailer y equipo de pesca (redes, boyas, etc.) antes de transportarla de un área potencialmente contaminada por el mejillón a otra área. Lave el casco, trailer y demás enseres con lavandina doméstica (500cc cada 10 litros de agua). Nunca utilice lavandina en las proximidades de cualquier cuerpo de agua ya que la vida acuática de este puede ser afectada adversamente.

- Utilice también, en el caso de haber detectado ejemplares del mejillón dorado adheridos a su embarcación, agua a alta presión o raspe la superficie con cepillo o espátulas.

- Si el tiempo es caluroso y seco, deje su bote fuera del agua por 6 o 7 días. Los mejillones morirán, algunos caerán, otros deberán ser raspados. Coloque los mejillones en un contenedor de basura o lejos de un cuerpo de agua o desagüe.

- Nunca utilice el agua de los ríos y arroyos para transportar carnada viva. Nunca transfiera agua de un ambiente acuático a otro (las larvas del mejillón dorado son microscópicas y podrían ser transportadas involuntariamente de un cuerpo de agua a otro).

- Enjuague las sentinas y demás sistemas de bombeos, refrigeración, bombas de achique, etc., con solución de agua lavandina o con un biocida no oxidante.

- Si usted ya está en tierra y cabe la posibilidad de que su bote u otro equipo contenga agua de los cuerpos de agua (y por lo tanto, potencialmente, tener juveniles o larvas de mejillones dorados), asegúrese de limpiarlo y arrojar el agua en tierra seca, bien alejado de un cuerpo de agua.

PROYECCIÓN DE LA INVASIÓN EN NUEVAS ÁREAS

No existen datos oficiales de la entrada de *Limnoperna fortunei* en Brasil por el río Uruguay. No obstante, es inminente su entrada a través de este ambiente lótico. Los registros de esta especie en la Represa de Salto Grande en el año 2001 y en altas densidades en el río Negro que recorre el Uruguay (Olazarri, 2001), hacen que el río Uruguay sea otra vía posible de ingreso al Brasil, debido a que tiene su nacimiento en las proximidades de la ciudad de Bagé (31°20'S - 54°06'W) en el estado de Rio Grande do Sul.

Otra vía posible de dispersión se encuentra en el noreste del Uruguay, por el pasaje hacia el sur de las poblaciones asentadas en la Lagoa dos Patos, en dirección a Lagoa Mirim, a través del canal San Gonzalo. En esta albufera desembocan el río Cebollati, que recorre el este uruguayo de sur a norte, y el río Jaguaron de oeste a este, que hace de frontera entre Brasil y Uruguay (Figura 7). La presencia de la especie invasora en la Represa Santa Bárbara, construida para facilitar el pasaje de embarcaciones y evitar el aumento de la concentración salina de la Lagoa Mirim (Figura 6), fue constatada por Capitoli y Bemvenuti (2004). Según estos autores, a través de la Represa Santa Barbara pasan aproximadamente 80 embarcaciones por mes. Para prevenir la llegada de *L. fortunei* a la Lagoa Mirim sugieren medidas rígidas de limpieza de estas embarcaciones; caso contrario, la laguna será, en breve, colonizada por el mejillón dorado.

En el Alto Paraná la migración ha sido acelerada. Desde la invasión del Embalse de Itaipú, registrada en abril de 2001, la especie ocupó todo el embalse en menos de dos años. Los primeros registros de su entrada en el estado de San Pablo fueron en noviembre de 2002, en las proximidades de la desembocadura del río Paranapanema. Actualmente, *L. fortunei* está causando problemas en UHE de Porto Primavera y afectando la Represa de Isla Solteira. Se cree que en poco tiempo alcanzará a las demás hidroeléctricas y los embalses del Alto Paraná, que suman aproximadamente un total de 70; y existe el riesgo de que pueda seguir remontándolo hasta alcanzar el río San Francisco y otros que llegan a la costa este y al nordeste de Brasil. Esta ruta, desde el río Paraná al río San Francisco, ya fue anteriormente seguida por el otro bivalvo invasor de la familia Corbiculidae, *Corbicula fluminea*, también de origen asiático, que fue introducida hace más tiempo en América del Sur. Los primeros registros datan de la década de 1970, con colectas efectuadas casi simultáneamente en los puertos de Buenos Aires, en Argentina, y en Porto Alegre, en Rio Grande do Sul, Brasil. En treinta años, la especie ocupó las principales cuencas hidrográficas de Brasil y de América del Sur (Mansur y otros, 2004b). El género *Corbicula* está representado en América del Sur por dos especies: *Corbicula fluminea* y *Corbicula largillerti*. La primera de éstas es considerada invasora, aunque para la segunda especie, en 2004, se tienen registros de problemas ocasionados por ella en algunos sistemas de agua de plantas del Brasil (Mansur, comunicación personal). Esta especie es menos agresiva y menos prolífica que *L. fortunei*, además de estas características, no forma grandes aglomerados y no presentan biso en su fase adulta. A diferencia de lo ocurrido en América del Norte, donde *C. fluminea* es considerada una "especie peste" por los problemas de *macrofouling* que provoca (McMahon, 1983, 2000), en América del Sur sólo ha causado, a partir de la década de 1990, problemas de obstrucción en las tuberías de las hidroeléctricas de Porto Colombia en Rio Grande (Alto Paraná, en la frontera entre los estados de San Pablo y Minas Gerais, y en la Usina de Paulo Alfonso, en el curso inferior del río San Francisco, como así también en la termoeléctrica de Charqueadas (Tractebel, 29°57'S - 51°38'W), curso inferior del río Jacuí, en el estado de Rio Grande do Sul. Las vías de invasión seguidas por la almeja asiática permiten proyectar una migración semejante para *L. fortunei*, a través de las vías fluviales de América del Sur, con la salvedad de que esto, probablemente, ocurrirá en menos tiempo, considerando la gran velocidad de dispersión y mayor proliferación del mejillón dorado.

En el pantanal, en el alto río Paraguay, la circulación de las embarcaciones es intensa y constituye una zona de riesgo como la puerta de entrada hacia al cuenca del Amazonas. Datos precedentes, como los registros de la llegada de *Corbicula fluminea* y *C. largillerti* al río Cuiabá, en torno a los años 1996 y 1997 (Callil & Mansur, 2002), sugieren la posibilidad de migración de *L. fortunei* por la misma ruta, a través de la cual podrá fácilmente alcanzar las cabeceras del Paraguay, con la inminente llegada a la cuenca amazónica, debido a las conexiones de los ríos de ambas cuencas en tiempos de inundación. La migración de las especies de *Corbicula* hasta Cuiabá, después de subir el Paraná y el Paraguay por la ruta de navegación, llevó más de 25 años. No tenemos registros de la llegada de *Corbicula* a Corumbá, que se constituye en la puerta de entrada al Pantanal. Lo que sabemos es que *L. fortunei* hace el trayecto Río de la Plata hasta Corumbá en siete años, y podrá así, rápidamente, alcanzar también las cuencas del centro y norte de Brasil, como también los demás países del continente. El cálculo según el cual *L. fortunei* sube contra la corriente a través de la cuenca del Paraná a una velocidad de 240 km por año (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000a, b), es muy próximo a lo observado en relación con la migración de *L. fortunei* remontando la represa de Itaipú y a lo largo de la costa del río Paraná, en el estado homónimo, hasta llegar al estado de San Pablo.

Las proximidades de las nacientes del Alto Paraná, como las del río Tocantins (cuenca amazónica), del

Araguaia (cuenca amazónica), tal como en el área del pantanal, sugieren otras dos rutas para la llegada del mejillón dorado a la cuenca amazónica. Registros simultáneos de *Corbicula fluminea*, para las nacientes del Río Grande (Alto Paraná) y del río Tocantins en los años 1998 y 1999, pueden soportar esta hipótesis (Mansur y otros, 2004b).

Se estima que todas las poblaciones que llegaron a Brasil, tanto por la cuenca del Paraná como por agua de lastre en la cuenca de la Lagoa dos Patos, tendrían el mismo punto de partida, es decir, la cuenca del Plata, cuyos primeros registros de colecta datan de 1991, conforme Pastorino y otros (1993) y Darrigran y Pastorino (1993, 1995). La invasión del mejillón dorado es un hecho sin precedentes en América del Sur, fundamentalmente debido a los daños severos que causa a la biodiversidad y también en términos de perjuicios económicos. Es sorprendente su velocidad de dispersión y proliferación constante (Santos & Mansur, 2002), que supera a la del mejillón cebra *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), cuyo origen es Europa oriental, y que invadió los Estados Unidos de América y Canadá desde la década del 1980. Se observa que, tanto el lago Guaíba (70 km de extensión) como en el embalse de Itaipú (160 km) y de Porto Primavera (con aproximadamente 220 km de extensión), en dos años, después de los primeros registros de la especie en este embalse, toda el área fue ocupada y, en menos de dos años, comenzaron a aparecer los problemas de obstrucción o *macrofouling* en las tomas de agua, tuberías, bombas, intercambiadores de calor, filtros, turbinas de UHEs, motores de barcos, etc.

A pesar de la magnitud del problema en América del Sur en general y Brasil en particular, y por más que el gobierno brasileño creó una Fuerza de Trabajo para el mejillón dorado, las iniciativas han sido muy incipientes y lentas, tanto por parte del gobierno como de la sociedad en términos de divulgación/alerta, prevención y control del molusco. Asimismo, el silencio de las instituciones que tienen problemas con el mejillón dorado y que utilizan productos químicos para su control en forma no estudiada/controlada por especialistas, colaboran en provocar una mayor desatención, por parte gubernamental/social, de la real dimensión del problema. Este hecho, a su vez, retarda el financiamiento de las investigaciones que podrían apoyar medidas para el control sustentable y compatible con el medio ambiente. Medidas erróneas, principalmente aquellas relacionadas con el control del molusco con productos químicos tóxicos, generalmente acumulativos, resultarán más perjudiciales e irreversibles para la naturaleza y el hombre que el propio mejillón dorado.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Flavio da Costa Fernandes por su invitación a participar en el Proyecto GloBallast, que propició innumerables colectas en el Estado de Rio Grande do Sul; a la Profesora Alice Takeda, de la Universidad Estadual de Maringá-NUPELIA, por el envío de bibliografía; a la Profesora Dr. Claudia Callil, de la Universidad Federal de Mato Grosso, por las informaciones; a los estudiantes Luciana Amato Ribeiro, Felipe Rossoni Cardoso, Bruno M. Thormann y Cintia P. Dos Santos por el auxilio en los trabajos de laboratorio y de campo; al Dr. Jeter J. Bertolletti, Director del Museo de Ciencias y Tecnología de PUCRS, por la comprensión y el apoyo a los trabajos de investigación desarrollados en Acuicultura-Malacología del MCT/PUCRS.

A los ingenieros Rodrigo De Filippo, de Furnas Centrais Elétricas S.A., y a Silvio Santos, de AES S.A.; y a los biólogos Carlos Belz, del Centro Politécnico UFPR, José Langone, Museo Nacional Historia Natural de Montevideo, Mónica Campos de Fundação Centro Tecnológico Minas Gerais y Marcia de Oliveira de EMBRAPA, por los datos de distribución del mejillón dorado aportados. A la Lic. Mirta Lagreca, Personal de Apoyo de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, por la ayuda técnica brindada.

Para la realización de este trabajo se contó con ayuda de la FCNyM (UNLP, Argentina); PIP n° 6370 (CONICET, Argentina), y el apoyo financiero del proyecto GLOBALLAST coordinado por la International Maritim Organization, Marinha do Brasil e Ministério do Meio Ambiente (Brasil).

REFERENCIAS

-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.* 64(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 julio 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 (Embalse Palmar) y río Yí. *Tercer Seminario sobre Calidad de Agua y 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 septiembre 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 del Mercosur?. *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 y 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 America's. *The Nautilus* 114 (2): 69-73.
- DARRIGRAN, G. & G. PASTORINO. 1993. Bivalvos Invasores en el Río de la Plata, Argentina. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del 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 y algunos tributarios. *V Congreso Latinoamericano de Ecología*. 15 al 19 de octubre 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 embalses del río Negro (Uruguay). *Seminario Internacional de Gestión Ambiental e Hidroelectricidad*. Setiembre 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 Conservación de la Fauna Íctica en el río Uruguay*, 25 y 26 de abril de 2002, Paysandú, Uruguay. Actas: 20-21.
- ITUARTE, C. 1981. Primera 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. Uruguay*: 138. Montevideo del 24 al 28 de octubre 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 de la Fauna Íctica en el río Uruguay*. 25 y 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 granulosus*) (Pices, Doradidae) en la Represa de Salto Grande. *III Jornada sobre Conservación de la Fauna Íctica en el río Uruguay*. 25 y 26 de abril de 2002, Paysandú, Uruguay. Actas: 29-33.
- MANSUR, M. C. D., L. M. ZANI RICHINOTTI & 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. Primeros datos quali-quantitativos do mexilhao-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e no Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasao 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 da Introdução de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul e novos registros de invasao no Brasil pelas Bacias do Parana e Paraguai. . pp. 33-38. En: Silva, J. S. V. & R. C. C. L. Souza (eds.). *Água de Lastro e Bioinvasao*. Interciencia, 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, Veneroidea, Corbiculidae) oriundas do sudeste asiático, na América do Sul. pp. 39-58. En: Silva, J.S.V. y 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. (en prensa). 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. Año 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 río 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*, julio 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 años de 1998 e 2004. EMBRAPA. Corumba 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. LUNASCHI. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica* 39 (101-102): 34.
- RUMI, A., S. MARTÍN, M. TASSARA & G. DARRIGRAN. 1996. Moluscos de agua dulce de la Reserva Natural e Histórica Isla Martín García. Río de la Plata. Argentina. *Comunicaciones Sociedad Malacológica del 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 Congreso 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 Sociedad Malacológica del Uruguay* 7 (66-67): 374-375.
- SCARABINO, F., S. MAYTIA & M. CACHES. 1975. Carta bionómica litoral del departamento de Montevideo. I. Niveles superiores del sistema litoral. *Comunicaciones Sociedad Malacológica del 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. Presencia del 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 Hidroeléctrica de Itaipu. *V Congreso Latinoamericano de Malacología*. 30/06/02 al 04/07/02. San Pablo, Brasil. Resúmenes: 41.

CAPÍTULO 7

LOS PECES DEPREDADORES DE *Limnoperna fortunei* EN LOS AMBIENTES COLONIZADOS

MIRTA GARCÍA¹ Y LUCIANA MONTALTO²

INTRODUCCIÓN

Como se ha descrito en capítulos previos, las especies de moluscos invasores llegaron a nuestras costas hace aproximadamente veinte años. Durante ese tiempo dos de ellas, *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) (almeja asiática) y *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (mejillón dorado), se establecieron con gran éxito debido a su potencial biológico, manifestado por el rápido crecimiento, la maduración temprana, la elevada tasa de fecundidad y la adaptabilidad al ambiente. El mejillón dorado ha tenido una rápida dispersión ocupando, en la cuenca del Plata, el Río de la Plata, gran parte del río Paraná, y los ríos Paraguay, Pilcomayo y Uruguay, afectando de esta forma a cuatro países (Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay). Este crecimiento disruptivo se ha transformado en un serio problema, el *macrofouling*, que ocasiona complicados problemas ambientales y socio-económicos (Darrigran, 2002), como los causados por *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) en América del Norte y Europa (Nalepa & Schloesser, 1993; Claudi & Mackie, 1994; Mackie, 1991; Smit y otros, 1992; Lepage, 1993; Schloesser, 1995, entre otros).

Es bien conocido el hecho de que estas especies invasoras no tienen depredadores naturales en los nuevos ambientes colonizados, lo cual, sumado a los atributos señalados para estas especies, permiten un crecimiento descontrolado de las poblaciones, que de esta manera, se convierten en una presa de alta disponibilidad para especies que se alimentan del bentos, instalándose una nueva relación depredador-presa.

El mejillón dorado puede colonizar ambientes sujetos a inundaciones. Durante el período del Niño, *L. fortunei*, debido a sus hábitos epifaunales, colonizó todos los sustratos disponibles en la llanura aluvial del río Paraná, convirtiéndose en la presa más abundante del ambiente. Es interesante destacar que las características de las planicies de inundación de los ríos influyen sobre el rendimiento de la pesca, modificando el reclutamiento y afectando el desarrollo de las poblaciones (Quirós, 1990).

La elevada disponibilidad de bivalvos invasores ha provocado que varias especies de peces cambiaran la dieta original y comenzaran a alimentarse de ellos. La almeja asiática fue reportada para el Río de la Plata por Ituarte (1981) y, en el mismo año, se señala al bagre amarillo, o mandí guaçu (*Pimelodus maculatus*), como depredador de este bivalvo en el río Paraná (Oliva y otros, 1981). Posteriormente, se señalaron otras dos especies, el armado o armal (*Pterodoras granulosus*) y la boga o piapara (*Leporinus obtusidens*) (Spinetti y

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, José Maciá 1933, 3016 Santo Tomé, Santa Fe, Argentina (CONICET-UNL). lucianamontalto@argentina.com

otros, 1992; Darrigran & Colautti, 1994; Montalto y otros, 1999; Ferriz y otros, 2000). En el río Uruguay se citan la boga, el armado, el armado chancho (*Oxydoras kneri*) y los bagres blanco (*Pimelodus albicans*), amarillo y trompudo (*Bergiaria westermanni*), como depredadores de almeja asiática (Amestoy y otros, 1986).

Pastorino y otros (1993) reportan la presencia del mejillón dorado en el Río de la Plata. El primer registro de depredación sobre *L. fortunei* es el de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en la misma zona (López Armengol & Casciotta, 1998). Posteriormente, se señalan como consumidores de este bivalvo, tanto en la cuenca del Río de la Plata, como el río Paraná Medio e Inferior, al armado, la boga, el bagre amarillo, el moncholo, otra especie de bagre (*Pimelodus argenteus*), el armado chancho, el armado amarillo o armal beicudo (*Rhinodoras dorbignyi*), seis especies de viejas o cascudos (*Brochiloricaria chauliodon*, *Hypostomus laplatae*, *Hypostomus uruguayensis*, *Megalancistrus parananus*, *Paraloricaria vetula*, *Pseudohemiodon laticeps*), el pacú o pacu guaçu (*Piaractus mesopotamicus*), la boga lisa o piava catiunguda (*Schizodon borellii*), la carpa (*Cyprinus carpio*) y una especie de raya o raia (*Potamotrygon cf. brachyurus*) (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Montalto y otros, 1999; Montalto, 2000; Penchaszadeh y otros, 2000; Ferriz y otros, 2000; Cataldo y otros, 2002; García & Protogino, 2002, 2005) (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de peces que depredan sobre poblaciones de *Limnoperna fortunei* en ambientes de la Cuenca del Plata.

Especies	Ambientes
Boga, piava, piaparé (<i>Leporinus obtusidens</i>)	Río Paraná Medio e Inferior, Río de la Plata
Boga lisa - voga, aracú pintado, chimburé, piaba, taguará, piava catiunguda (<i>Schizodon borellii</i>)	Río Paraná Medio
Pacú, pacu guaçu, baya, caranha, pez chato, mandua, pacu-caranha (<i>Piaractus mesopotamicus</i>)	Río Paraná Medio
Armado - armal, abotoado armão, mandí-capeta, botoao-barriga-de-folha (<i>Pterodoras granulosus</i>)	Río Paraná Medio e Inferior, Río de la Plata
Armado amarillo - armal beicudo, abotoado, armão, mandí-capeta (<i>Rhinodoras dorbignyi</i>)	Río Paraná Medio
Armado chancho armao botoado, foconho-de-porco (<i>Oxydoras kneri</i>)	Río Paraná Inferior, Río de la Plata
Bagre amarillo - mandí uguçudo, mandí amarelo, mandí pintao, mandí saigú, mandí tinga (<i>Pimelodus maculatus</i>)	Río Paraná Medio e Inferior, Río de la Plata
Moncholo, bagre blanco, mandí-branco, mandí-morotí (<i>Pimelodus albicans</i>)	Río Paraná Medio e Inferior, Río de la Plata
Bagre, mandí (<i>Pimelodus argenteus</i>)	Río Paraná Medio
Vieja de cola, cascudo (<i>Brochiloricaria chauliodon</i>)	Río de la Plata
Vieja, cascudo (<i>Hypostomus laplatae</i>)	Río Paraná Medio
Vieja, cascudo (<i>Hypostomus uruguayensis</i>)	Río Paraná Inferior, Río de la Plata
Vieja de cola, cascudo (<i>Paraloricaria vetula</i>)	Río Paraná Inferior
Vieja espinosa, cascudo abacaxi (<i>Megalancistrus parananus</i>)	Río Paraná Medio
Vieja de cola, cascudo (<i>Pseudohemiodon laticeps</i>)	Río Paraná Medio
Carpa, carpa de espejos, carpa germánica (<i>Cyprinus carpio</i>)	Río Paraná Inferior, Río de la Plata
Raya, raia, yabebí (<i>Potamotrygon brachyurus</i>)	Río Paraná Medio
Corvina, corvina rubia, corvina marisqueira, corvina de linha, cascuda, cascote (<i>Micropogonias furnieri</i>)	Río de la Plata

Es interesante señalar que algunas de las especies que han cambiado el régimen alimentario, y en la actualidad consumen bivalvos invasores, han sido consideradas como las más abundantes en la pesca comercial, artesanal o deportiva y otras son objeto de piscicultura.

Entre las especies más abundantes de la pesca comercial del Río de la Plata podemos citar el bagre amarillo, con capturas de 8,3 kg ha⁻¹, el armado con 3,9 kg ha⁻¹ y la boga con 2,7 kg ha⁻¹ (CARP, 1990). Esta última es la especie más importante en las pesquerías artesanales del Río de la Plata, representando el 50% de la captura (Espinach Ros & Fuentes, 2000). Las tres especies mencionadas, junto al bagre blanco, son también las más abundantes en la pesca del río Paraná Medio (Cleminson, 2000; Del Barco, 2000). En el río Uruguay, el armado y el bagre amarillo son también especies de importancia de la pesca comercial (Sverlij y otros, 1998).

Por otra parte, el pacú es una de las especies de mayor relevancia en la pesca deportiva, y además se cría artificialmente con fines comerciales, debido al bajo costo de producción y el alto grado de aceptación en el mercado (Bechara y otros, 1997).

La corvina rubia es el soporte de las pesquerías costeras de Argentina, Brasil y Uruguay (Otero & Ibañez, 1986; Haimovici, 1998; Haimovici y otros, 1989; Lasta & Acha, 1996). Es una especie que suele frecuentar ambientes de salinidad variable (Menni, 1983), como el sector externo del Río de la Plata, donde consume mejillón dorado. Es interesante señalar que este sector incluye áreas como la Bahía de Samborombón y la desembocadura del río Santa Lucía, que son las principales áreas de puesta y nursery de esta especie (Lasta, 1995; Macchi & Christiansen, 1996; Acha y otros, 1999). Por otra parte, la corvina rubia es considerada la especie comercial más importante entre los peces demersales del Río de la Plata (Cotrina, 1986; Cousseau y otros, 1986; Lasta & Acha, 1996; Mianzan y otros, 2001; Norbis y otros, 1992; Norbis, 1995).

CARACTERÍSTICAS DE LOS NUEVOS DEPREDADORES

En los párrafos anteriores se han enumerado las especies de peces que modificaron su dieta después de la introducción e instalación de los moluscos invasores en el Río de la Plata y en los ríos Paraná y Uruguay. En esta sección se tratarán, particularmente, las especies que depredan sobre las poblaciones de *Limnoperna fortunei*. Sobre la base de la información disponible se describen la dieta original, el comportamiento y las características anatómicas de estas especies, en particular la posición de la boca y la morfología dentaria, que inciden directamente en los hábitos alimentarios.

Los Characiformes. Bogas y pacúes.

Este orden incluye más de la mitad de la ictiofauna de América del Sur y se caracteriza por tener el cuerpo recubierto de escamas cicloideas, con boca poco protractil provista de diversos tipos de dientes y algunas formas edéntulas.

Se han citado tres especies de Characiformes como nuevos consumidores del mejillón dorado, dos de ellas, *Leporinus obtusidens* y *Schizodon borellii*, de la familia Anostomidae, y la última, *Piaractus mesopotamicus*, un Serrasalminidae.

- *Leporinus obtusidens*. Conocida como boga (Lámina 1A) o como piava, piapará, piará-uçu, y piau en Brasil, ha sido definida como una especie omnívora que consume una elevada proporción de plantas acuáticas, granos, semillas, pequeños peces y moluscos (Mastrarrigo, 1950; Ringuelet y otros, 1967). Está provista de dientes orales, seis premaxilares incisiformes dispuestos en forma escalonada y con la cara externa cóncava y seis dientes dentarios (Braga, 1993) voluminosos, fuertes y con superficies triturantes, óptimos para la fragmentación de organismos con cubiertas duras (Lámina 1B), y además posee dientes faríngeos que contribuyen a desmenuzar elementos blandos (Occhi & Oliveros, 1974; Penchaszadeh y otros, 2000).

Hacia fines de la década de 1990 esta especie cambió fundamentalmente la composición de su dieta en el Río de la Plata y en el río Paraná Medio, debido a la aparición de *L. fortunei*. Se analizaron tractos digestivos en los que el mejillón dorado constituyó el 100% de la dieta (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Montalto y otros, 1999; Penchaszadeh y otros, 2000; Cataldo y otros, 2002; García & Protogino 2002, 2005). En el río Paraná Medio se analizaron tractos digestivos de bogas que contenían hasta 220 ejemplares de *L. fortunei*, constituyendo prácticamente la composición total de la dieta y, ocasionalmente, se registraron ejemplares de *Corbicula fluminea* (Montalto y otros, 1999).

- *Schizodon borellii*. Esta especie, conocida vulgarmente como boga lisa (Lámina 1C) o como voga, aracú pintado, chimburé, piaba, taguará y ximborè en Brasil, fue descrita como una especie herbívora generalizada que consume vegetales superiores y algas. Posee una boca pequeña, provista de ocho dientes orales

tetracuspidados, frágiles, que carecen de superficies triturantes (Braga, 1993; Ringuet y otros, 1967). Además, tiene dientes faríngeos pequeños y dispuestos en placas (Mendez dos Santos, 1981).

Como señaláramos, la dieta de la boga lisa está basada principalmente en la ingesta de material vegetal, aunque en los últimos años se ha registrado la presencia de *L. fortunei* en el contenido estomacal de un ejemplar procedente del río Paraná Medio (Montalto y otros, 1999).

- *Piaractus mesopotamicus*. Llamado pacú en Argentina y Uruguay, y baya, caranha, pez chato, guaçu, mandua y pacu-caranha en Brasil, es una especie provista de dientes orales molariformes, especializados para la prehensión y fragmentación de los alimentos. Los dientes premaxilares se disponen en dos series, la externa comprende diez dientes con bisel anterior trifestoneado y completada con nueve a diez dientes mandibulares (Ringuet y otros, 1967). Ha sido descripta como una especie omnívora, que consume frutos, semillas, vegetales, crustáceos, pequeños peces y, en menor proporción, otros invertebrados como moluscos gasterópodos. Esta dieta fue señalada para ejemplares colectados en los ríos Uruguay, Paraná y Pilcomayo (Devincenzi & Teague, 1933; Ringuet y otros, 1967; Bayley, 1973; Hahn y otros, 1997).

Recientemente se ha registrado un elevado número de ejemplares, muy fragmentados, de *L. fortunei*, en el tracto digestivo de un ejemplar de pacú proveniente del río Paraná a la altura de la ciudad de Resistencia, Chaco (Montalto, 2000).

Los Siluriformes. Armados, bagres y viejas.

Hasta el presente, la mayoría de las especies que consumen bivalvos invasores pertenecen al orden Siluriformes, que, junto a los Characiformes, son los peces dominantes en América del Sur. Los Siluriformes reúnen un gran número de especies con caracteres muy particulares, con el cuerpo desnudo o con placas óseas, presencia de barbillas alrededor de la boca y dientes finos y numerosos, dispuestos en parches. Entre estas especies la más importante, en cuanto al consumo de mejillón dorado, es el armado, y le siguen el bagre amarillo, el bagre blanco, las viejas y, en menor proporción, el armado amarillo. Estas especies se caracterizan siguiendo criterios basados en la morfología, la reproducción y haciendo especial énfasis en la alimentación (Menni, 2004).

Armados

Incluye especies con una sola hilera de placas en el flanco, el cuerpo de sección redondeada o subtriangular, con hábitos sedentarios que muestran una menor dependencia del fondo que otras especies del orden.

- *Pterodoras granulosus*. Esta especie es conocida vulgarmente con el nombre de armado o armado común en Argentina, Uruguay y Paraguay, y como armão, mandí-capeta, armal, abotoao-barriga-de-folha en Brasil (Lámina 2A). *P. granulosus* está provista de dientes orales viliformes (dientes finos y delgados, dispuestos en parches), ordenados en bandas, y dientes faríngeos pequeños, dispuestos en placas.

El armado ha sido descrito como una especie omnívora, de hábitos eurifágicos, que se alimenta de frutos, semillas, diversos vegetales, crustáceos y moluscos (Ringuet y otros, 1967), y que consume las presas más abundantes del ambiente (Panattieri & Del Barco, 1981). Desde la presencia de las especies de moluscos invasores, el armado ha registrado cambios sustanciales en la composición de la dieta, con una visible tendencia a incrementar la ingesta de estos bivalvos al aumentar la oferta. Este hecho se evidenció cuando, a fines de la década de 1980, la dieta del armado en la represa de Itaipú estaba compuesta por 64% de macrofitas y algas y entre 8 y 10% de bivalvos (Darrigran & Colautti, 1994). Cinco años después, en el río Uruguay, la almeja asiática representaba el 30% de la dieta (Spinetti y otros, 1992). Dos años más tarde constituía el 82% de la dieta de los ejemplares provenientes del Río de la Plata (Darrigran & Colautti, 1994), y recientemente se elevó a 88% (Ferriz y otros, 2000).

Posteriormente, a partir de la invasión de *L. fortunei*, el armado incorporó este organismo en su dieta, como fue registrado en el río Paraná Inferior y en el Río de la Plata (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Cataldo y otros, 2002; García & Protogino, 2002, 2005). Por otra parte, también en el río Paraná Medio, el armado se alimenta en gran proporción de *L. fortunei* (Montalto y otros, 1999), habiéndose analizado tractos digestivos de armados que contenían hasta 2.830 individuos de mejillón dorado, que constituían el 100% de la dieta (Lámina 2B). En varias oportunidades, en el estómago de estos ejemplares se encontraron agregados de hasta 150 ejemplares bisados a un único sustrato, lo que muestra que el pez no necesariamente selecciona estas presas individualmente (Montalto y otros, 1999).

- *Rhinodoras dorbignyi*. Conocido como armado-amarillo, armadito, armado, armado-blanco o marieta en Paraguay, Uruguay y Argentina, y como abotoado, armal beuçudo, armão o mandí-capeta, en Brasil. Esta

especie presenta boca angosta, con labios gruesos y numerosos dientes viliformes. Se alimenta principalmente de peces y crustáceos e incluye restos animales y vegetales (Ringuelet y otros, 1967). Más recientemente se define a los armados de la familia Doradidae como aparentemente carroñeros. En ejemplares procedentes del río Paraná Medio, la dieta está compuesta básicamente por insectos y, además, se señala la presencia de *L. fortunei* (Montalto y otros, 1999). Previamente se había reportado la presencia de moluscos bivalvos autóctonos en la alimentación de esta especie en Brasil (Veithenheimer & Mansur, 1975).

- *Oxydoras kneri*. Esta especie, conocida como armado chanco o armado blanco en Argentina, como armão botoado, focinho-de-porco en Brasil y como itawá-pochih y ytaguá-pochic en guaraní, tiene hábitos omnívoros. En algunas especies de este género las barbillas del hocico y las membranas que rodean la boca forman una estructura de succión (Pinna, 1998). Básicamente se alimenta de insectos, crustáceos, moluscos y restos vegetales y animales (Ringuelet y otros, 1967). Recientemente se la ha mencionado como una de las especies depredadoras de moluscos invasores en el río Paraná Inferior y en el sector interno del Río de la Plata (Cataldo y otros, 2002).

Bagres

Entre los Siluriformes, las especies conocidas como bagres se caracterizan por presentar el cuerpo desnudo, de sección más o menos triangular, con una faz ventral incolora y la dorsal coloreada, desde amarillenta o plateada hasta tonos muy oscuros, con barbillas bien desarrolladas y con aletas pectorales provistas de espinas fuertes y dentadas. Son organismos lentos y, en gran medida, sedentarios (Menni, 2004). Han sido descritos como peces frecuentadores de fondo (Ringuelet y otros, 1967; Ringuelet, 1975; Menni, 2004) y definidos como especies omnívoras, eurifágicas, que en general presentan una dieta compuesta por moluscos, crustáceos e insectos, que puede variar a fango, plancton o peces. Los cambios dependen de la época del año y la oferta del hábitat. Entre estas especies la más común es el bagre amarillo.

- *Pimelodus maculatus*. Esta especie es conocida con el nombre de bagre amarillo, bagre manchado, bagre misionero y bagre overo en Argentina, Uruguay y Paraguay, o mandí amarello, mandí pintao, mandí saigú, mandí guacu y mandí tinga en Brasil (Lámina 3A). Ha sido descrita como una especie de alimentación omnívora. Posee dientes orales dispuestos en placas premaxilares y mandibulares, viliformes cónicos y ligeramente curvados (Bellisio, 1965). Estos dientes sólo sirven para la captura y no tienen función triturante. También posee dientes faríngeos que son similares a los orales y sirven para la prehensión. La dieta descrita para esta especie incluye elementos planctónicos, nectónicos y bentónicos, siempre relacionada a las características de los diferentes ambientes y a la abundancia local y temporal de los nutrientes. Hasta los 6 cm se comportan como planctófagos, luego se alimentan de peces pequeños y camarones y, finalmente, se convierten en omnívoros e, incluso, iliófagos (comedores de fango) (Bonetto y otros, 1963). Por otra parte, se señaló que depreda sobre las especies más abundantes del hábitat (Alonso, 1978; Baiz & Cabrera, 1968; Oliva y otros, 1981), situación que se ve claramente reflejada en las diferencias en la dieta cuando cambia la disponibilidad de alimento. Algunos autores consideran al bagre amarillo como un consumidor primario, otros como un carnívoro secundario o como premineralizador que, en el Río de la Plata, depreda las plantas acuáticas, material inorgánico, larvas de insectos y moluscos en escasa proporción (9,6%) (Oliva y otros, 1981). Es muy interesante resaltar que, en análisis previos a la instalación de las especies de bivalvos invasores, la incidencia de los moluscos en la dieta era muy baja.

En los últimos veinte años la dieta del bagre amarillo ha variado, incorporando un alto porcentaje de *Corbicula fluminea*, como se describe para ejemplares provenientes del río Uruguay (Amestoy y otros, 1986). Es importante resaltar que en esa fecha no se había instalado aún *L. fortunei*. Posteriormente, se comprobó que en el río Paraná Medio y en el Río de la Plata consume preferentemente *L. fortunei*, que alcanza hasta el 100 % de la dieta (Lámina 3B) (Montalto y otros, 1999; Cataldo y otros, 2002).

- *Pimelodus albicans*. Esta especie es conocida vulgarmente con el nombre de bagre blanco o moncholo en Argentina y Uruguay, y como mandí, mandí-branco y mandí-morotí en Brasil. La morfología y función de los dientes orales y faríngeos es similar a la señalada para el bagre amarillo. Posee boca ancha, con pequeños dientes vomerinos, dispuestos en dos placas, y los premaxilares en una banda angosta. Ha sido considerada como una especie omnívora, con notoria tendencia a la ictiofagia, dependiendo del ambiente y disponibilidad del alimento (Menin & Martins Mimura, 1991; Pignalberi de Hassan y otros, 1973). Se comporta como una especie depredadora-carroñera, es decir, que puede consumir tanto presas vivas como restos de organismos. Se alimenta en un amplio segmento de la columna de agua. Esta condición, sumada a su eurifagia, le permite tener una dieta muy variada y un comportamiento oportunista (Haro y otros, 2001).

Existen datos de trabajos realizados en el río Paraná Medio, con anterioridad al ingreso del mejillón dorado, donde se señala que los porcentajes de moluscos registrados fueron bajos en todas las ocasiones (Bonetto y otros, 1963).

Con la llegada de los bivalvos asiáticos, *P. albicans* comenzó a variar su dieta. En ejemplares provenientes del río Uruguay se observó, en el contenido estomacal, la presencia de *C. fluminea* (Amestoy y otros, 1986). Como en el caso anterior, estos datos son previos a la invasión de *L. fortunei*. Posteriormente, en el río Paraná Medio y en el Río de la Plata se registraron altos porcentajes de ingestión de *L. fortunei* (Montalto y otros, 1999; Boltoskoy & Cataldo, 1999; Cataldo y otros, 2002).

- *Pimelodus argenteus*. Es otra especie de bagre, que comparte las características generales señaladas para las anteriores, con boca angosta provista de dientes premaxilares en bandas con poca altura y dientes pterigoideos sobre el paladar. No existen datos previos acerca de la alimentación de esta especie. Recientemente, se ha analizado la dieta de algunos ejemplares y se ha señalado la presencia de un alto porcentaje de *L. fortunei* en el tracto digestivo de un ejemplar procedente del río Paraná Medio (Montalto, 2000).

Viejas

Este grupo reúne una serie de especies con caracteres que las distinguen claramente del resto. Tienen el cuerpo de sección transversal triangular, cubierto por varias hileras de placas óseas, el vientre plano, con boca ínfera, succionadora, rodeada de barbillas y con distintas morfologías labiales y dentarias (Lámina 4). En general prefieren aguas calmas y eligen lugares protegidos. Tienen hábitos bentónicos y sedentarios. Pertenecen al tipo Loricariforme (Ringuelet y otros, 1967; Ringuelet, 1975) o al tipo V Siluriformes con placas, Subtipo c loricáridos (Menni, 2004), que en general reúne a peces iliófagos o que se alimentan de perifiton u otros organismos aplicados, o de gasterópodos. Estos datos previos son muy interesantes, ya que debido al hábito epifaunal del mejillón dorado, lo convierte en una presa óptima para la ingestión por este grupo de peces.

- *Brochiloricaria chauliodon*. Es conocida vulgarmente como vieja de cola o vieja con barba (Lámina 4A-B). En la Lámina 4C se observa un detalle de la morfología dentaria. En estudios recientes se analizó la dieta de esta especie y se comprobó que se alimenta preferentemente de moluscos nativos, entre otros de *Mytella charruana* (d'Orbigny, 1842) y *Erodona mactroides* Daudin, 1802 y, ocasionalmente, aparecieron algunos ejemplares de *L. fortunei* y restos de plantas (García & Protogino, 2002, 2005).

Las especies del género *Hypostomus* se alimentan de fango, detritos orgánicos y diatomeas. El tubo digestivo se desarrolla de acuerdo al tipo de dieta, ya que tienen ductos gastrointestinales largos (Menni, 2004). El fango que utilizan como alimento incluye diatomeas y bacterias provenientes del bentos, restos de fitoplancton y zooplancton originado en las aguas libres, restos de plantas superiores de la zona bentónica, restos de microorganismos -tanto limnéticos como bentónicos-, excrementos de organismos heterótrofos, material orgánico de origen terrestre y material mineral proveniente de la zona emergida y de las orillas (Gneri & Angelescu, 1951).

- *Hypostomus laplatae*. No se conocen datos acerca de la dieta natural de esta especie, pero en un ejemplar colectado en el río Paraná Medio, *L. fortunei* constituyó el 100% del alimento ingerido (Montalto y otros, 1999).

- *Hypostomus uruguayensis*. Esta especie fue citada, por primera vez para la Argentina, en un trabajo donde se mencionan depredadores de *L. fortunei*. El mejillón dorado representa el 100% de la dieta de esta especie (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Cataldo y otros, 2002).

- *Paraloricaria vetula*. Conocida vulgarmente como vieja de látigo o vieja de cola (Lámina 4D), se ha descrito como una especie detritívora. Se ha observado que en el Río de la Plata se alimenta preferentemente de ejemplares juveniles (entre 4 y 5 mm) de *C. fluminea* (García & Protogino, 2002, 2005) y que, en el río Paraná, depreda sobre *L. fortunei* (Boltovskoy & Cataldo, 1999; Cataldo y otros, 2002).

- *Megalancistrus parananus*. Esta especie, conocida vulgarmente como vieja espinosa, en Argentina y Uruguay, y como cascudo abacaxi en Brasil, presenta dientes filiformes, delgados, sinuosos y bicuspidados, en forma de manopla, de 20 a 36 en la mandíbula superior y de 22 a 38 en la inferior (Pignalberi de Hassan y otros, 1970; Miquelarena y otros, 1994). No se conocen datos acerca de la alimentación natural de esta especie, y sólo se analizó la dieta de un ejemplar proveniente del río Paraná Medio, en el que *L. fortunei* constituyó el total del alimento ingerido (Montalto, 2000).

- *Pseudohemiodon laticeps*. Conocida vulgarmente como vieja de cola o vieja de látigo (Lámina 4E-F), no existen datos previos acerca de la alimentación de esta especie; sólo se observó en un ejemplar procedente del río Paraná a la altura de la ciudad de Resistencia, Chaco, la presencia de gran cantidad de *L. fortunei* en el tracto digestivo (Montalto, 2000).

Los Cipriniformes. Las carpas

- *Cyprinus carpio*. Esta especie, conocida vulgarmente con el nombre de carpa, carpa de espejos o carpa germánica (Lámina 5B), es de origen asiático y ha sido introducida en distintas épocas del Siglo XIX con fines deportivos. En 1932 se la introdujo en los alrededores de La Plata y, posteriormente, en Misiones, proveniente de Brasil. También se la ha sembrado en el Río de la Plata y en el río Paraná (Navas, 1987), en los embalses San Roque, Los Molinos y Río Tercero en Córdoba, La Florida en San Luis, en las lagunas La Dulce y Urre-Lauquen en La Pampa, el bajo Vidaña de Trenque Lauquen y se la registró en el río Uruguay (Barla & Iriart, 1987; CARP 1990, Fabiano y otros, 1992). En la década de 1940 fue citada por primera vez para el Río de la Plata (Mac Donagh, 1945). En la actualidad es una especie muy común en los cuerpos de agua de la provincia de Buenos Aires y las tallas mayores se encuentran en el Río de la Plata (Colautti, 1997).

La carpa es una especie omnívora y selectiva en cuanto al tamaño de los individuos ingeridos. Se alimenta principalmente de fango, vegetales e invertebrados bentónicos, y los ítems más relevantes de la dieta son los microcrustáceos, quironómidos, material de origen vegetal particulado y semillas (Colautti, 1997; Menni, 2004). Puede, además, alimentarse en la película superficial o por filtración en aguas abiertas. Recientemente se han analizado ejemplares de carpa que incluían en la dieta a *L. fortunei*, registrándose, en algunos casos, más de 500 ejemplares de estos moluscos por estómago (Cataldo y otros, 2002).

Los Rajiformes. Las rayas de río

- *Potamotrygon brachyus*. La raya (Lámina 5A), también conocida como yabebi o yavevih (en guaraní) o como raia en Brasil, también como "raya fina" -definida así por los pescadores por la calidad de su carne (Martínez Achembach & Valentinis de Martínez Achembach, 1976; Ringuelet y otros, 1967)- se distribuye en aguas poco profundas de los ríos Paraguay, Uruguay y Paraná y, ocasionalmente, en el Río de la Plata. Es una especie bentónica, con el cuerpo deprimido y boca pequeña ventral, provista de dientes pequeños dispuestos en más de 25 hileras (en pavimento) (Ringuelet y otros, 1967). Los ejemplares adultos se alimentan preferentemente de crustáceos, moluscos y pequeños peces (Martínez Achembach & Valentinis de Martínez Achembach, 1976); se analizó la dieta de un solo ejemplar de esta especie en el río Paraná Medio con ejemplares juveniles de *L. fortunei* en su tracto digestivo (Montalto y otros, 1999).

Los Perciformes. La corvina rubia

- *Micropogonias furnieri*. Es conocida vulgarmente con el nombre de corvina rubia, corvina blanca o roncadora (los juveniles) en Argentina y Uruguay, y como corvina marisqueira, corvina de linha, cascuda o cascote en Brasil. Es una especie marina que puede vivir en ambientes con salinidad variable (eurihalina). Los individuos adultos de esta especie poseen dientes mandibulares molariformes capaces de triturar valvas de moluscos y dientes faríngeos fuertes. La dieta de los individuos adultos de esta especie está basada, fundamentalmente, en organismos bentónicos como crustáceos y poliquetos y, en menor proporción, aparecen moluscos autóctonos como *Erodona mactroides* y *Heleobia* sp. (Braga, 1984; Puig, 1986; Sánchez y otros, 1991; Hozbor & García de la Rosa, 2000; Giberto, 2001). Los juveniles, menores de 140 mm de longitud, se alimentan de copépodos, huevos y larvas de peces y crustáceos. Después de la introducción de *L. fortunei* se comprobó que, en el Río de la Plata, el mejillón dorado representaba entre el 60 y el 80% de la dieta de los ejemplares de corvina mayores de 200 mm de longitud (López Armengol & Casciotta, 1998).

CONCLUSIONES

Generalmente después de una alteración en el medio natural, se experimentan cambios en la dieta de los organismos y los peces en particular, suelen comportarse como especies oportunistas, consumiendo las presas más abundantes del ambiente (Angelescu & Gneri, 1949; García, 1984). En este sentido, varios autores han determinado la variación en la dieta de los peces del hemisferio norte, después de la instalación de *Dreissena polymorpha*, también con hábitos epifaunales como *L. fortunei*. Es interesante destacar que *D. polymorpha* se desarrolla principalmente en el bentos de lagos, arroyos y ríos de bajo orden, a diferencia del mejillón dorado, que lo hace en grandes ríos como el Río de la Plata y los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay. Por otra parte, la extensión de la llanura aluvial del Río Paraná Medio provee una gran diversidad de sustratos colonizables, tanto en la rivera de los ríos como en lagunas aledañas y en la zona de transición acuático terrestre (véase Capítulo 5), que le han permitido instalarse en distintos niveles verticales y de esta forma ser consumida por especies con diversos hábitos alimentarios (Montalto y otros, 1999).

Hasta la actualidad se ha registrado la incorporación de *L. fortunei* en la dieta de tres especies de Caraciformes, en doce Siluriformes, un Cipriniforme, un Perciforme y un Rajiforme. La mayoría de estas especies están relacio-

nadas con el medio bentónico o son frecuentadoras de fondo, con hábitos omnívoros o detritívoros y con gran plasticidad trófica. Es conocido que las características de orden funcional, anatómico y morfométrico del aparato digestivo, están relacionadas con los tipos de alimentos ingeridos y constituyen adaptaciones (Angelescu & Gneri, 1949; Wootton, 1991; Coussac y otros, 1998). En este sentido, la mayoría de estas especies tienen bocas adaptadas a la succión o provistas de dientes fuertes, incisiformes o molariformes; algunas de ellas poseen además dientes faríngeos con distinto grado de desarrollo.

La incorporación de *L. fortunei* y *C. fluminea* en la dieta de los peces ha sido causada por la gran oferta de estos bivalvos. *Limnoperna fortunei* tiene una densidad de hasta 150.000 ind m⁻² en algunos ambientes naturales de su amplia distribución. El rango de expansión de esta especie en los ecosistemas de agua dulce como el Río de la Plata, es extremadamente rápido, y ha sido estimado en aproximadamente 240 km año⁻¹ (Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000). Si bien el consumo de moluscos por parte de los peces ha sido descrito como un efectivo regulador de las poblaciones de estos invertebrados (Slootweg y otros, 1993), en este caso no podemos considerar a los peces como un factor de control de *L. fortunei*, pero ha sido demostrada la importancia de la depredación de *Leporinus obtusidens*, *Pterodoras granulosus*, *Pimelodus albicans* y *P. maculatus* como potencial factor en la reducción de las poblaciones del Paraná Medio (Montalto y otros, 1999).

Por otra parte, la mayoría de las especies analizadas, con excepción de *Schizodon borelli*, *Brochiloricaria chauliodon* e *Hypostomus laplatae*, tienen amplia distribución en Sudamérica, y se podría predecir un cambio en el comportamiento alimentario de estas especies en todo el rango de su distribución, a medida que el mejillón dorado colonice estos ambientes. Por lo tanto, la proliferación de los moluscos invasores representa un cambio en las tramas tróficas que seguramente provocará transformaciones en la estructura y dinámica de los ecosistemas (Ferriz y otros, 2000).

Otro de los aspectos que deben señalarse está referido a la bioacumulación. Los bivalvos son organismos sedentarios, de amplia distribución, con grandes poblaciones, con hábitos filtradores, y tienen una gran capacidad de bioacumulación. Por todas estas condiciones, han sido reconocidos como organismos indicadores de contaminación de los ecosistemas acuáticos (Goldberg, 1976; Farrington y otros, 1983; Colombo y otros, 1995; 1997). En el Río de la Plata, la bioacumulación de metales como Cd, Cu, y Zn ha sido confirmada en *C. fluminea* y en *L. fortunei* (Bilos y otros, 1998, Villar y otros, 1999, Cataldo y otros, 2001). García & Protogino (2005) proponen la hipótesis de que la concentración de metales en la musculatura de los peces podría estar influida por la incorporación de bivalvos invasores que acumulan trazas de metales pesados. Este aspecto es muy importante ya que varias de estas especies, como indicáramos, son destinadas para el consumo humano. En este sentido, la bioacumulación de Cd, Cu y Pb fue estudiada en el armado (*Pterodoras granulosus*), pero no se pudo establecer ninguna correlación directa entre la bioacumulación y la alimentación (Villar y otros, 2001).

A través del análisis de la información incluida en este capítulo, podemos señalar que las especies de peces tratadas, que en general compartían hábitos omnívoros, han cambiado su dieta comportándose como malacófagas. Esta situación permite inferir que se producirán cambios en las poblaciones de las presas que formaban parte de la dieta, antes de la colonización de los bivalvos invasores.

Por otra parte, podemos señalar que la presión de depredación sobre los moluscos invasores, fundamentalmente *Limnoperna fortunei*, es importante y, si bien no parece suficiente para frenar la expansión geográfica de su distribución, probablemente sí lo sea para disminuir las densidades poblacionales.

REFERENCIAS

- 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 Zoologia* 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 y 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 natural del bagre amarillo (*Pimelodus clarias*) de la zona de Punta Lara (Río de la Plata). *Comisión Asesora Regional de Pesca para el Atlántico 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, Universidad 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 y 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 Latino-americano de Zoología. Sao Paulo, Brasil* 2: 107-123.
- BILOS, C., J. C. COLOMBO & M. J. RODRIGUEZ PRESA. 1998. Trace metal in suspended particles, sediments and Asiatic clams (*Corbicula fluminea*) of the Rio 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" y "moncholo", *Pimelodus clarias* (Bloch) y *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 predación 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, Universidad 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*) y 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 del 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.
- DEL 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 y 4): 1-100.
- ESPINACH ROS, A. & C. FUENTES. 2000. Los recursos ícticos y 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 y 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 y la distribución espacio-temporal de los efectivos de carpa común, *Cyprinus carpio* (Pises, Cyprinidae), en el Río de la Plata medio e inferior y 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 *Pterodoros granulosus* (Valenciennes) (Pisces, Doradidae) en la baja cuenca del Plata. *Revista del 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 tschudii* (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 Íctica 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 de la Universidad de Nacional Mar del Plata.
- GNERI, F. & V. ANGELESCU. 1951. La nutrición de los peces iliófagos en relación con el metabolismo general del ambiente acuático. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Zoología* 2 (1): 1-144.
- GOLDBERG, E. D. 1976. *The health of the ocean*. UNEC Press. Paris, 172 pp.
- HAHN, N. S., I. ADRIAN, R. FUGI, & 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 Limnologia, 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 y cría de peces*. Tesis N° 636, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad 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 y Ganadería* 25: 417-426.
- MENDEZ DOS SANTOS, G. 1981. Estudios de alimentación e hábitos alimentares de *Shizodon fasciatus* Agassiz, 1829, *Rhytidodus microlepis* Kner, 1859 e *Rhytidodus 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 bucofaringeana 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 y Ciencias, Universidad 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 Universidad Nacional de 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 Rio de la Plata (Uruguay). *Fisheries Research* 22: 43–58.
- NORBIS, W., L., PAESCH, J. VEROCAI & G. VILLAMARIN. 1992. Cambios en la estructura de la 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 cavidad bucofaringea de *Leporinus obtusidens* Valenciennes y 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 del Frente Marítimo* 1 (2): 341–350.
- PANATTIERI, A. E. & D. DEL 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. PIREZ. 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 del 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. GIANGIOBBE. 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. DELFINO 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.

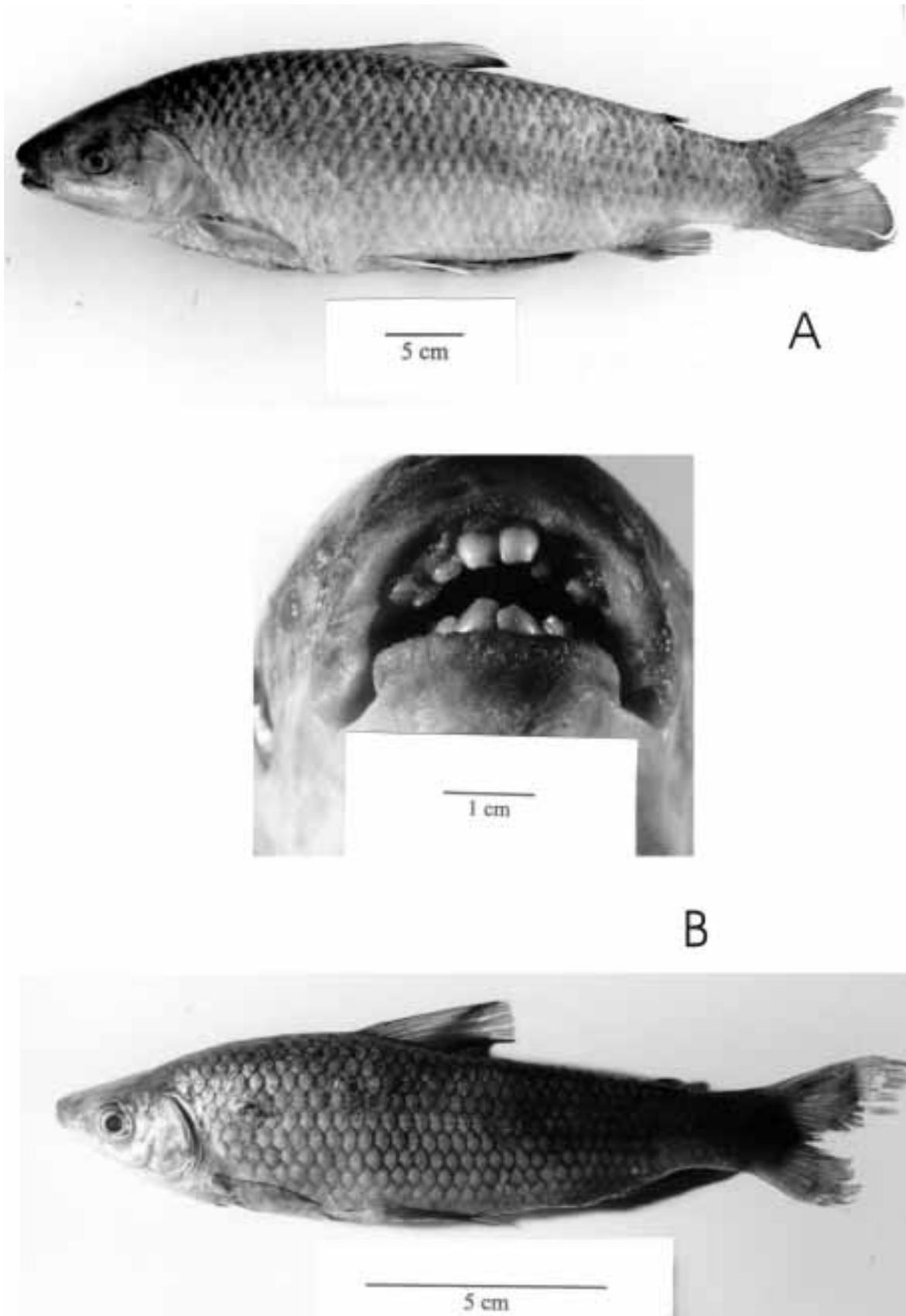


Lámina 1. A: *Leporinus obtusidens*; B: Detalle de los dientes de *L. obtusidens*; C: *Schizodon borelli*.



Lámina 2. A: *Pterodoras granulosus*; **B:** Tracto digestivo *P. granulosus*, donde se observa la presencia de *Limnoperna fortunei* en su interior.

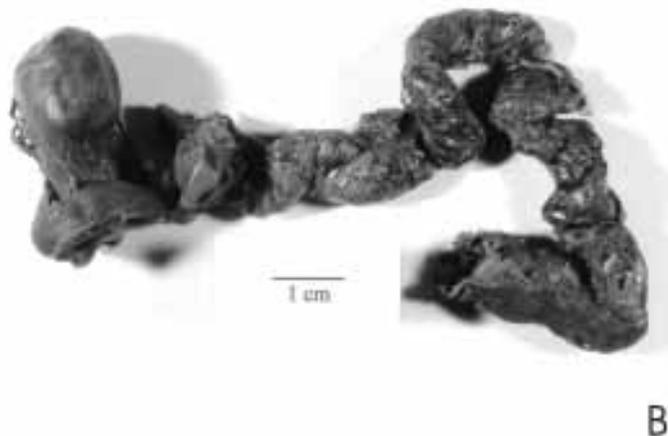


Lámina 3. A: *Pimelodus maculatus*; **B:** Tracto digestivo. Por transparencia se observa *L. fortunei*.

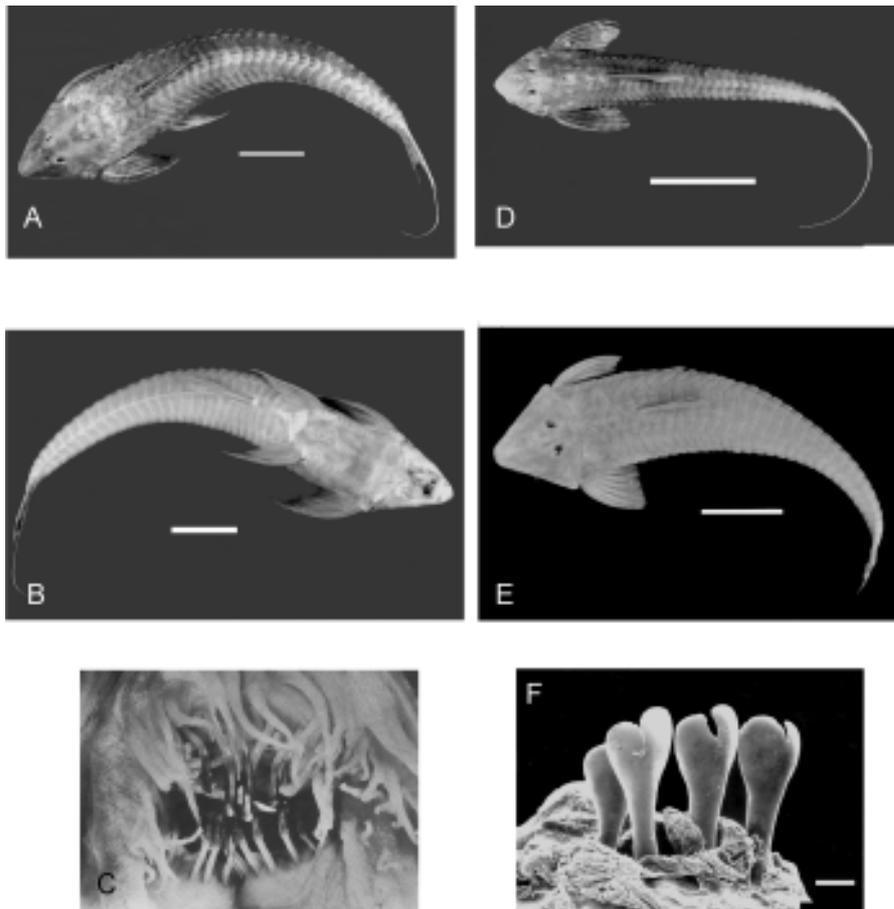


Lámina 4. **A:** Vista dorsal de *Brochiloricaria chauliodon*, 342 mm de longitud standard; **B:** Vista ventral (modificadas de Rodríguez, 2003); **C:** Detalle de los dientes del holotipo (modificada de Isbrücker, 1979); **D:** *Paraloricaria vetula*. 171,1 mm de longitud standard (escala 50 mm); **E:** *Pseudohemiodon laticeps*, 272 mm de longitud standard; **F:** Detalle de los dientes premaxilares de *P. laticeps* (escala 70 μ m) (modificadas de Rodríguez, 2003).

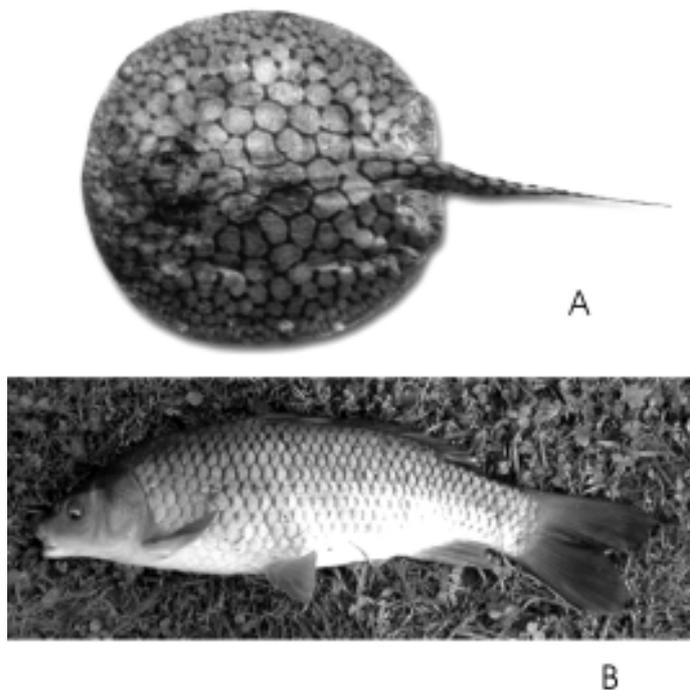


Lámina 5. **A:** *Potamotrygon brachyura* (modificada de Sverlij et al., 1998). Se han descrito ejemplares de hasta 475 mm; **B:** *Cyprinus carpio* (modificada de Froese y Pauly, 2004).

CAPÍTULO 8

TASAS DE CLAREADO: RITMOS E IMPACTO

FRANCISCO SYLVESTER^{1,2}, DEMETRIO BOLTOVSKOY^{1,2,3} & DANIEL CATALDO^{1,2,3}

INTRODUCCIÓN

Al igual que la gran mayoría de los bivalvos, tanto de agua dulce como marinos, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) se alimenta de partículas de material orgánico suspendidas en el agua. Para ello filtran el líquido a través de las branquias, estructuras especializadas que retienen el material particulado, parte del cual es ingerido. La cantidad de material nutritivo presente en las aguas de ríos y lagos es normalmente muy baja, generalmente menos de 1 mg por litro, motivo por el cual los organismos filtradores deben procesar volúmenes de agua muy altos para satisfacer sus demandas energéticas, de crecimiento y reproductivas. En consecuencia, cuando las densidades de organismos que se alimentan de esta manera son altas, su actividad filtradora suele afectar profundamente a los ecosistemas donde habitan.

Los mecanismos mediante los cuales el proceso de alimentación de los filtradores influencia al ambiente son múltiples. En primer lugar, la filtración extrae material particulado de la columna de agua y lo transfiere a los sedimentos en forma de heces o pseudoheces; de esta manera el agua se vuelve más transparente y el fondo es enriquecido con material orgánico. Además, el consumo y digestión de partículas activa la degradación y mineralización; ello afecta las cantidades y relaciones porcentuales de nutrientes inorgánicos en la columna de agua, que a su vez inciden sobre la cantidad y tipo de fitoplancton. La disminución de la turbidez, el consumo del fitoplancton y el aumento en las concentraciones de nutrientes favorecen el crecimiento de la vegetación fanerogámica sumergida. Los animales bentónicos, en particular los detritívoros, son favorecidos por el mayor contenido de material orgánico en el fondo, por la mayor oxigenación del agua debido a la circulación producida por el proceso de filtración y por las oportunidades de refugio y protección que ofrecen los bancos de filtradores sésiles como *los de L. fortunei* (Karatayev y otros, 2004).

Si bien hasta la fecha ninguno de estos efectos fue aún descrito para el mejillón dorado (con excepción de su influencia sobre la diversidad y la abundancia de invertebrados bentónicos en una localidad del Río de la Plata: Darrigran y otros, 1998; véase Capítulo 3), ello seguramente se debe a la escasez de investigaciones y no a la ausencia de efectos. Modificaciones del medio como las reseñadas, se han descrito en numerosos ambientes de Europa y EEUU invadidos por el molusco cebra *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), una especie oriunda del área Ponto-Aral-Caspiana que comenzó a propagarse por Europa occidental en el siglo XIX y desembarcó en América del Norte a finales de la década de 1980. A pesar de ser miembros de familias diferentes, *L. fortunei* (Mytilidae) y *D. polymorpha* (Dreissenidae), comparten numerosas características. Ambas son dioicas y de similar tamaño,

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.

tienen crecimiento rápido, se fijan a sustratos duros por medio de un fuerte biso, son dispersadas velozmente gracias a sus estadios larvales planctónicos y alcanzan densidades de población extremadamente altas (Ricciardi & Rasmussen, 1998; MacNeill, 2001; O'Neill, 2001; Karatayev y otros, 2004). Al igual que *L. fortunei*, luego de invadir un área, *D. polymorpha* se convierte en el único invertebrado bentónico dominante, a tal punto que su biomasa llega a superar en más de diez veces la de cualquier otro componente de la comunidad (Karatayev y otros, 1997, 2004). Estas similitudes sugieren que los ambientes sudamericanos recientemente colonizados por *L. fortunei* están sufriendo modificaciones similares a las observadas en eventos de invasión por parte de *D. polymorpha*. Uno de los parámetros más importantes para cuantificar estos efectos son las tasas de filtración de estos animales.

El estudio que se describe a continuación tiene por finalidad estimar por primera vez las tasas de filtración de *L. fortunei* en condiciones controladas de laboratorio (Sylvester y otros, en prensa). Con el fin de permitir extrapolaciones a las condiciones ambientales, se trabajó con dos tallas de ejemplares adultos (15 y 23 ± 1 mm de longitud máxima valvar), y con tres valores de temperatura del agua (15 , 20 y 25°C) representativos del ciclo térmico anual en el delta inferior del río Paraná y el estuario del Río de la Plata.

DESARROLLO

Métodos de medición de las tasas de filtración

Existen varias maneras de medir las tasas de filtración de los moluscos filtradores (e.g., Jørgensen, 1990). En este estudio se optó por una técnica de laboratorio que estima los volúmenes de agua filtrada sobre la base de la disminución de la concentración de partículas en suspensión (algas), debida al consumo por parte de los animales en períodos de tiempo breves. Si bien la extrapolación de los resultados de este tipo de análisis debe contemplar ciertos recaudos (e.g., Ten Winkel & Davids, 1982; Reeders y otros, 1989; Bastviken y otros, 1998; Diggins, 2001), las estimaciones que proveen son útiles, y se ajustan razonablemente bien a las derivadas de trabajos a campo (e.g., Reeders y otros, 1989; Kraak y otros, 1994; Riisgård, 2001; Diggins, 2001; Dionisio Pires y otros, 2004).

Los moluscos, separados del sustrato en el campo, son transportados al laboratorio y ubicados en recipientes con agua corriente a 25°C , aireada y de clorada, con el fin de que, en un lapso de 2-3 días, se vuelvan a fijar sobre las varillas plásticas distribuidas en el fondo de esos recipientes. Los animales firmemente adheridos son transferidos a vasos de precipitado de 2 l donde se los mantiene (hasta 11 días) con aereación y alimento, aclimatándolos a las condiciones experimentales mediante variaciones lentas de la temperatura del agua (1°C por día).

En calidad de cámara experimental se utiliza un vaso de precipitado de 400 ml ubicado en otro recipiente mayor, con agua a temperatura controlada, donde las algas [*Chlorella vulgaris* (Beijerinck 1890)], diámetro celular $5-10 \mu\text{m}$, a densidades de $7.000-10.000$ células por ml) son mantenidas en suspensión homogénea mediante un agitador magnético (Figura 1). Las pruebas, de alrededor de 30 minutos, se realizan a las tres temperaturas con dos tallas, utilizando 10 réplicas por temperatura/talla con un individuo cada una. Sylvester y otros (en prensa) discuten detalladamente este tipo de metodología y los errores potenciales involucrados.

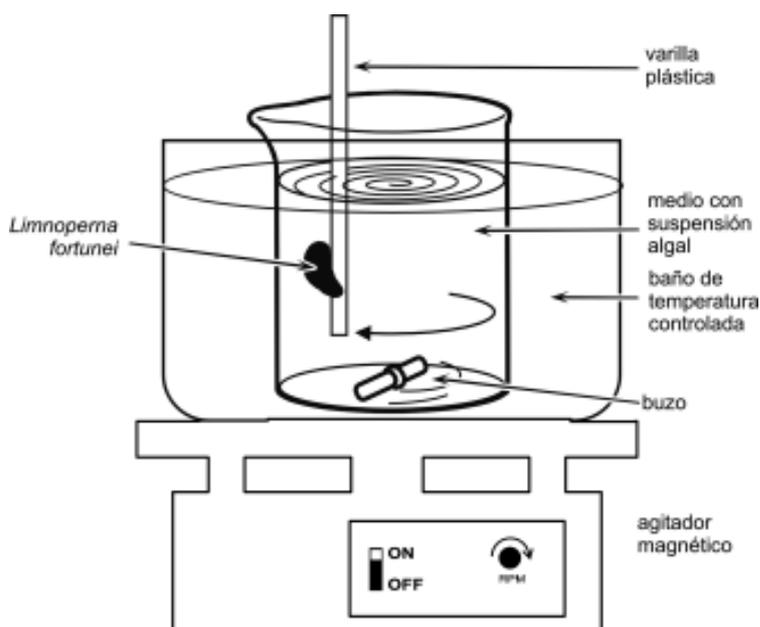


Figura 1. Esquema de las condiciones experimentales utilizadas para las experiencias de filtración.

Filtración en *L. fortunei*: valores, comparación con otras especies e impacto sobre el sistema

Limnoperna fortunei filtra entre 125 y 350 ml de agua por hora (media: 242 ml h⁻¹), con valores extremos de 45 a 514 ml h⁻¹ (Figura 2). Las mismas cifras expresadas en función del peso seco individual son 9,9 a 29,5 ml mg⁻¹ h⁻¹ (media: 18,1 ml mg⁻¹ h⁻¹). Para *L. fortunei*, 1 g de tejido seco equivale aproximadamente a 10 g de peso húmedo escurrido (sin valvas) y a 50 g de peso (vivo) total (con valvas). En consecuencia, las tasas de filtración son en función del peso seco de tejidos 990-2.950 ml g⁻¹ h⁻¹ y del peso total 198-590 ml g⁻¹ h⁻¹.

Al igual que en otros moluscos, las tasas de filtración varían sustancialmente en función de varios factores, en particular la talla de los animales y la temperatura del agua. En términos absolutos, los ejemplares más grandes filtran más agua por unidad de tiempo que los más pequeños (Figura 2), pero las variaciones individuales son muy altas, de manera que las regresiones talla o peso *versus* volumen de agua filtrada, frecuentemente arrojan correlaciones estadísticamente no significativas (Figura 3). Sin embargo, cuando los valores de filtración se refieren a la talla de los moluscos, se observa que los ejemplares de menor talla son proporcionalmente más activos, procesando entre un 60% y un 80% más agua que los adultos (Figura 4). Estas diferencias confirman un comportamiento semejante al de la gran mayoría de los bivalvos, atribuible, entre otros factores, a la mayor demanda metabólica de los juveniles, y a que la relación superficie de las branquias *versus* tamaño disminuye sensiblemente con la edad (Kryger & Riisgård, 1988; Reeders & Bij de Vaate, 1990).

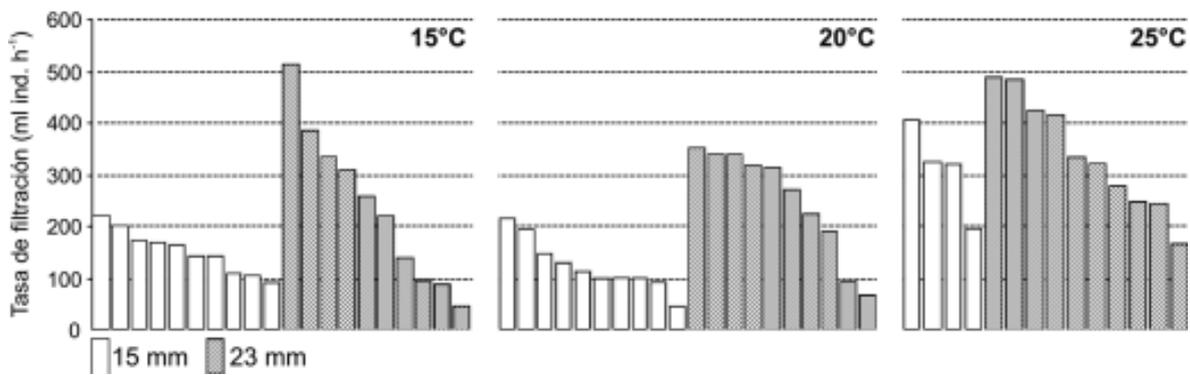


Figura 2. Tasas de filtración de *L. fortunei* en función de la talla y la temperatura experimental.

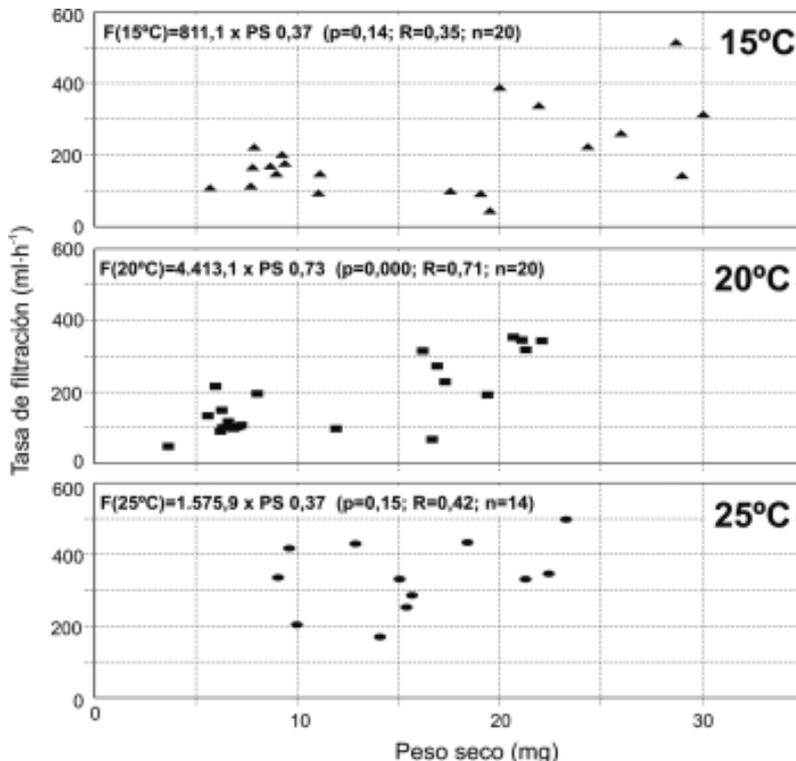


Figura 3. Tasas de filtración en función de la biomasa de *L. fortunei*. Se grafican todos los valores experimentales obtenidos y se indican los parámetros de las correlaciones correspondientes.

La amplitud térmica normal de las aguas del delta inferior del río Paraná y del Río de la Plata es de poco menos de 20 grados, oscilando entre 11°C en agosto y 28°C en enero. En consecuencia, los valores experimentales utilizados (15, 20 y 25°C) cubren aproximadamente el rango anual, permitiendo una extrapolación más ajustada de las tasas de filtración estudiadas a las condiciones naturales. Como se observa en la Figura 4, la temperatura del agua tiene un efecto muy importante sobre las tasas de filtración: los 10 grados de diferencia entre los valores experimentales mínimo y máximo casi duplican la velocidad de procesamiento del agua por parte de los moluscos.

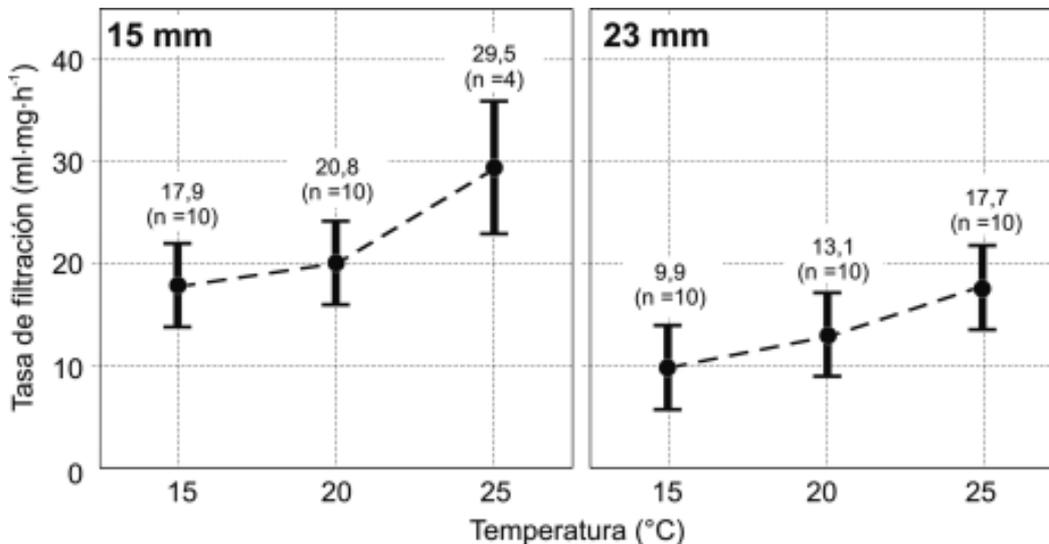


Figura 4. Tasas de filtración por miligramos de peso seco en función de la talla de *L. fortunei* y de la temperatura experimental (media y desviación estándar).

Si bien algunos estudios han reportado tasas de filtración independientes de la temperatura (e.g., Reeders & Bij de Vaate, 1990, para el molusco cebra), la relación directa entre estas variables encontrada para *L. fortunei* es consistente con la mayor parte de la información previa sobre animales acuáticos en general, y sobre bivalvos de agua dulce en particular (Jørgensen, 1990; Aldridge y otros, 1995; Sprung, 1995). Normalmente, la actividad filtradora mantiene una relación directa con la temperatura hasta alcanzar un *plateau*, superado el cual ésta disminuye abruptamente. Las tasas más elevadas suelen interpretarse como un indicador de las condiciones de alimentación óptimas (Reeders & Bij de Vaate, 1990; Lei, 1993). En los resultados presentados, el *plateau* y la disminución no se observan (Figura 4) debido, seguramente, a que el rango térmico experimental no llega a cubrir el extremo superior de temperaturas adecuadas para *L. fortunei*. En efecto, como se nota más arriba, en el delta inferior del Paraná las temperaturas estivales llegan al rededor de 28°C, mientras que en el Paraná superior y en el río Paraguay (áreas invadidas por *L. fortunei*) exceden los 32°C. En consecuencia, es probable que la inflexión en la curva de filtración ocurra por encima de los 32-33°C.

Resulta dificultoso realizar la comparación entre las tasas de filtración de *L. fortunei* y las reportadas para otras especies de bivalvos a causa de la gran variabilidad de los datos publicados, variabilidad que se debe a diferencias en las condiciones de trabajo [por ejemplo, oxígeno disuelto, velocidad de corriente, etc. (Sprung, 1995; Ackerman, 1999)] y en los protocolos experimentales (Reeders y otros., 1989; Jørgensen, 1990; Reeders & Bij de Vaate, 1990). A pesar de estas limitaciones, la información disponible permite esbozar algunos contrastes generales; la Figura 5 ilustra las tasas de filtración de varias especies de bivalvos marinos y de agua dulce, incluyendo dos especies invasoras de gran potencial biótico y amplia dispersión [*Corbicula fluminea* (Müller, 1774) y *D. polymorpha*]. Las tasas de *L. fortunei* están claramente en el extremo superior del espectro de valores.

Hay varias consideraciones de importancia que deben ser tenidas en cuenta para la interpretación de los datos ilustrados en la Figura 5; si bien los valores graficados están referidos a una unidad de peso constante (15 mg de peso seco), las diferencias en talla entre las especies incluidas son muy grandes, de manera que la filtración por individuo puede ser mucho más baja en *L. fortunei* que en otros bivalvos. Otro factor de sobreestimación de la filtración en *L. fortunei* puede estar dado porque los valores indicados para esta especie son, probablemente, cercanos a los óptimos, deduciendo de los tiempos totales de filtración los períodos de

inactividad, marcados por el cierre de valvas. Dado que en condiciones naturales la filtración activa puede alternarse con períodos de reposo (Horgan & Mills, 1997), las tasas indicadas probablemente superan el promedio diario de individuos elegidos al azar.

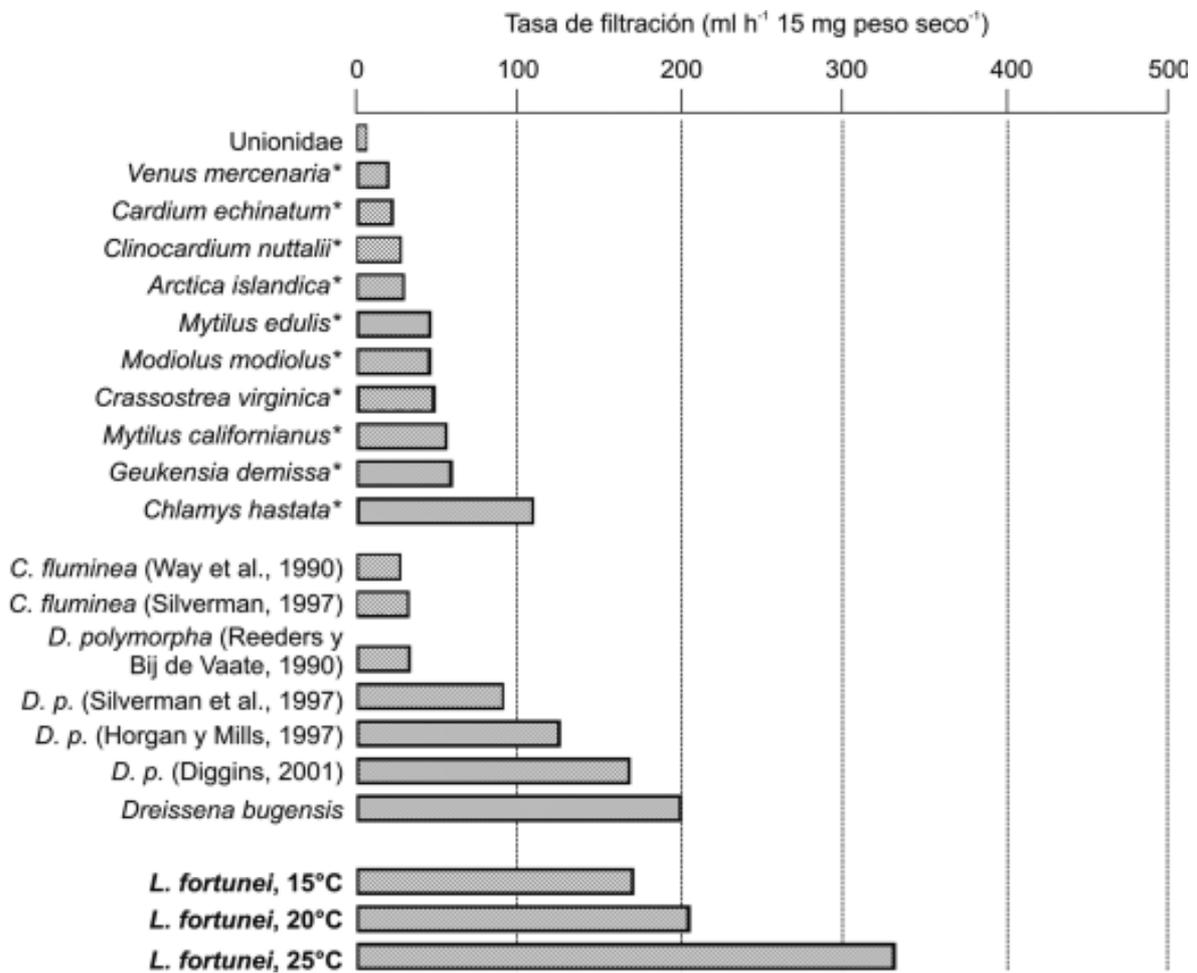


Figura 5. Comparación de las tasas de filtración de *L. fortunei* con las reportadas para otros bivalvos marinos y de agua dulce. (*: Jørgensen, 1990).

En consecuencia, desde una perspectiva fisiológica, es probable que la comparación ilustrada en la Figura 5 sobrestime a *L. fortunei*. Sin embargo, desde el punto de vista ecológico, seguramente subestima el peso relativo de este mitílido en los sistemas que ha invadido. Ello se debe a que las densidades en que se encuentra, que pueden superar los 200.000 individuos por metro cuadrado, son muy superiores a aquellas que caracterizan a prácticamente todos los demás bivalvos de agua dulce.

Las tasas de clareado expresadas como $\text{ml mg}^{-1} \text{h}^{-1}$ ó $\text{ml g}^{-1} \text{h}^{-1}$, tal como fueron presentadas anteriormente (Figura 5), resultan muy útiles a la hora de comparar especies de diferente tamaño. No obstante, éstas pueden enmascarar la verdadera magnitud del impacto ambiental de la filtración por parte de la especie invasora. Para poner este efecto en perspectiva resulta útil estimar qué porcentaje del agua que lleva un río es procesada por el animal. Por ejemplo, cerca de su desembocadura en el Río de la Plata, el río Luján tiene un caudal de unos 100 a 200 $\text{m}^3 \text{seg}^{-1}$. Una estimación grosera de la abundancia de *L. fortunei* en un metro lineal del río Luján a esta altura (incluyendo tablestacados y otras defensas costeras, muelles, escaleras, raíces, troncos, cascos a pique y demás desechos sólidos en las costas y el lecho) sería de, al menos, unos 100.000 organismos. Si cada uno de ellos filtra unos 200 ml de agua por hora (Figuras 2 y 5), las poblaciones de los 5 km del curso inferior del río Luján estarían procesando hasta casi una tercera parte del caudal total de este curso de agua. Vale la pena destacar que el último tramo de este río tiene más de 100 m de ancho y una profundidad de 4 a 5 m, y es navegable por embarcaciones de gran porte. Obviamente, en los ríos y arroyos menores (donde aumenta la

relación sustrato y costas *versus* caudal) el impacto de esta filtración es proporcionalmente mucho más importante, y también lo es en los cuerpos lénticos, donde el tiempo de residencia del agua es mucho mayor.

Una dimensión del impacto de esta filtración sobre las poblaciones planctónicas locales puede ser obtenida analizando los requerimientos energéticos del animal en conjunto con la disponibilidad de plancton. La Figura 6 muestra la energía que un mejillón puede obtener por filtración del fitoplancton solamente, y del seston en general, comparada con la que necesita para satisfacer su metabolismo basal. Las cifras indican que en el Paraná inferior el fitoplancton sólo no alcanza para cubrir los requerimientos energéticos de *L. fortunei*. El fitoplancton llega a cubrir hasta el 97% de los requerimientos basales de energía de un mejillón de la mayor talla empleada (23 mm) solamente en otoño, mientras que durante el resto del año (ejemplares de 23 mm), o durante los 12 meses (para las tallas menores, de 15 mm), apenas cubre entre el 9 y el 76% de estos requerimientos. A pesar de tener tasas de filtración proporcionalmente mayores, los individuos más jóvenes están más severamente limitados por alimento que los de mayor talla porque sus demandas metabólicas son considerablemente superiores.

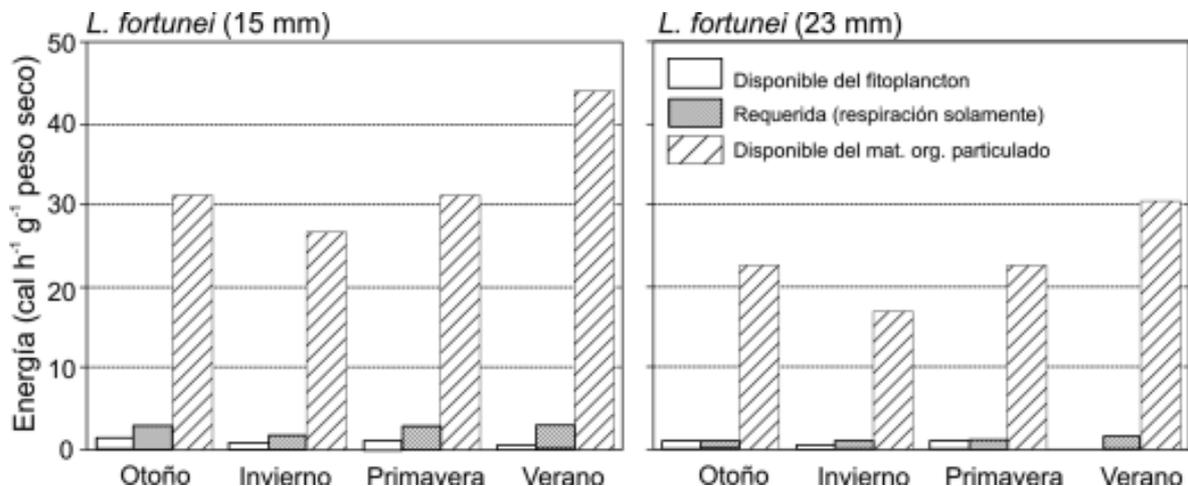


Figura 6. Estimación de la energía disponible para *L. fortunei* procedente del fitoplancton, la necesaria para satisfacer el metabolismo basal y la disponible del material orgánico particulado, en el delta inferior del Río Paraná (basado sobre datos de Sylvester y otros, en prensa).

Debe tenerse en cuenta que los requerimientos metabólicos contemplados en estos cálculos corresponden a la respiración solamente, y por tanto subestiman las necesidades energéticas globales del molusco en el largo plazo (crecimiento, reproducción, secreciones, etc.). Además, los valores de filtración aquí obtenidos probablemente representan máximos teóricos (actividad filtradora continua, ver más arriba), en lugar de valores promedios que tomen en cuenta el carácter intermitente de la actividad filtradora, dado que en la naturaleza esta actividad no es continua sino que está alternada con períodos de descanso. Esto subraya aún más la insuficiencia del fitoplancton como alimento de *L. fortunei*. En consecuencia, el fitoplancton solo representa, seguramente, una pequeña fracción de la dieta de *L. fortunei*, mientras que el resto se complementa con materia orgánica particulada de origen detrítico.

El estuario del Río de la Plata exporta al mar entre 1 y 2 millones de toneladas de carbono orgánico particulado (COP) al año. En un año de creciente normal la carga de COP del río Paraná es de alrededor de 3,5 mg l⁻¹ (Depetris & Kempe, 1993; Guerrero y otros, 1997). Cuando todo este material orgánico se incorpora en las ecuaciones, el alimento disponible para *L. fortunei* es hasta 10 veces mayor que lo indispensable para su metabolismo basal (Figura 6). Aún considerando que gran parte de este material no es palatable, es indigerible, o inapropiado por cualquier otra razón, el exceso es tal que debe ser suficiente para cubrir con creces los requerimientos del animal.

Resulta interesante hacer una breve especulación sobre algunos efectos potenciales de la invasión de *L. fortunei* en la Cuenca del Plata. Debido a su alta turbidez (profundidades de disco de Secchi normalmente inferiores a 20 cm), las aguas de los ríos de esta cuenca son pobres en plancton (usualmente menos de 500 células de fitoplancton por ml, menos de 30 zoopláncteres por litro; O'Farrell, 1994; Boltovskoy y otros, 1995; Train & Rodrigues, 1997; De Cabo y otros, 2003), y también son escasos los organismos filtradores. Solamente

Corbicula fluminea puede ocasionalmente llegar a densidades importantes (Boltovskoy y otros, 1995; Cataldo & Boltovskoy 1998; Cataldo, 2001; Darrigran, 1992), mientras que los otros bivalvos, unas 60 especies en total -incluyendo 20 uniónididos de los géneros *Diplodon* y *Castalia* (Castellanos & Landoni, 1995)-, son de presencia ocasional y nunca tienen densidades altas (Bonetto & Di Persia, 1975). Los organismos planctófagos están restringidos a unas pocas especies, y algunas de ellas se alimentan de plancton durante los estadios juveniles solamente [e.g., el pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Cuvier y Valenciennes, 1835)]; (Iwaskiw, 2001). En consecuencia, antes de la llegada de *L. fortunei*, la mayor parte de los 1-2 millones de toneladas de carbono orgánico particulado que cada año el Río de la Plata exporta al océano tenían pocas posibilidades de ser retenidas en las aguas continentales. La aparición de *L. fortunei* cambia el panorama radicalmente: por primera vez aparece un organismo enormemente abundante que intercepta las partículas contenidas en el agua que fluye hacia el océano y las retiene localmente, ya sea en forma de tejido propio, o en forma de heces y pseudoheces con alto contenido en material orgánico, que son depositadas en los sedimentos. De esta manera, millones de toneladas de material orgánico que antes sólo pasaban rápidamente por el sistema y terminaban fertilizando las aguas costeras oceánicas, actualmente son retenidas en las aguas dulces por períodos de tiempo variables, potenciando las relaciones tróficas y la producción locales.

Las modificaciones en la dieta de varias especies de peces en las áreas invadidas por *L. fortunei* sugieren que la adaptación del ecosistema al nuevo recurso es sumamente rápida. A poco más de 10 años de la invasión, al menos 16 especies de peces del Paraná y Río de la Plata consumen al molusco regularmente, y para algunas, *L. fortunei* representa hasta el 100% de la dieta (Montalto y otros, 1999; Freís y otros, 2000; Penchaszadeh y otros, 2000; Cataldo y otros, 2002; véase Capítulo 7). Los datos de contenido estomacal son confirmados por experiencias *in situ* con "colonias" de *L. fortunei* sobre paneles protegidos y desprotegidos de la predación por peces (Cataldo y otros, 2002; Sylvester y otros, datos inéditos). El impacto del nuevo recurso alimentario no está restringido a estos consumidores directos de moluscos adultos, sino que se extiende a los que poseen larvas que predan sobre los huevos, trocóforas y velígeras de *L. fortunei* (E. Paolucci, datos inéditos), a los predadores de las especies beneficiadas directamente y, en particular, a los detritívoros que se benefician con un sedimento mucho más rico en material orgánico.

Uno de los efectos más importantes que produce la invasión de *D. polymorpha* sobre los ambientes colonizados es el enriquecimiento de las comunidades bentónicas, tanto en biomasa como en diversidad, debido principalmente a que extrae material orgánico de la columna de agua y lo deposita sobre el fondo, en forma de heces y pseudoheces (Botts y otros, 1996; Karatayev y otros, 1997; Ricciardi y otros, 1997); las similitudes funcionales entre el mejillón cebrá y el mejillón dorado indican que éste último tendría un efecto análogo. Este mecanismo sería particularmente importante en la Cuenca del Plata, donde más del 60% de la biomasa de peces está representada por el sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847) (Sverlij y otros, 1993; Iwaskiw, 2001), una especie detritívora que se alimenta de sedimento. El incremento del contenido de materia orgánica en el fondo aumentaría las existencias de sábalo (tal como se ha observado con muchas otras especies de peces en presencia de *D. polymorpha*, e.g., Thayer y otros, 1997), quien, a su vez, constituye la principal fuente de alimento de la mayoría de los grandes ictiófagos como el surubí y el dorado (Sverlij y otros, 1993; Iwaskiw 2001).

Prácticamente no existen estudios en la Cuenca del Plata que analicen este efecto y, lamentablemente, la información previa es tan fragmentaria y escasa que su utilidad para fines comparativos con lo que surja de estudios posteriores a la invasión, será muy limitada. Esta situación es agravada porque, a diferencia de la experiencia con *D. polymorpha* en el hemisferio norte -donde la mayoría de los trabajos fueron realizados en lagos y embalses-, en América del Sur *L. fortunei* ha colonizado mayormente ambientes lóticos; la naturaleza dinámica de estos últimos hace que los impactos sean más difíciles de identificar y de cuantificar. Sin embargo, existen datos sobre la influencia de *D. polymorpha* sobre las características químicas y biológicas de sistemas fluviales que indican que dichos impactos son comparables a los producidos sobre cuerpos de agua lénticos (Effer y otros, 1996; Caraco y otros, 1997; Pace y otros, 1998), y para la Cuenca del Plata hay datos estadísticos que podrían ser interpretados como una respuesta a la reestructuración biológica del medio como resultado de la invasión de *L. fortunei*.

La Figura 7 ilustra la evolución de las pesquerías de agua dulce de América del Sur durante los últimos 50 años. Para los recursos continentales, los cinco países indicados (Brasil, Colombia, Venezuela, Perú y Chile) representan cerca del 97% del total para Sudamérica. El único país en el cual la extracción creció consistentemente luego de 1990 (la primera cita de *L. fortunei* en América fue en 1991) es la Argentina, que de 11.277 tn en 1992 pasó a 30.416 tn en 2000 (con una caída a 23.860 en 2001). Para este país, el período 1992-1993, en comparación con 2000-2001, arroja un incremento neto del 240%. En el mismo lapso Paraguay y Brasil tuvieron incrementos leves (35% y 8%, respectivamente), mientras que Perú, Venezuela y Colombia extrajeron 1-20% menos en 2000-2001 que en 1992-1993 (Figura 7). Es necesario destacar que para

la Argentina estas cifras representan casi exclusivamente las actividades pesqueras en el área la comparación colonizada por *L. fortunei*: el 90% de las extracciones de peces de agua dulce del país tiene lugar en la Cuenca del Plata (Iwaskiw, 2001).

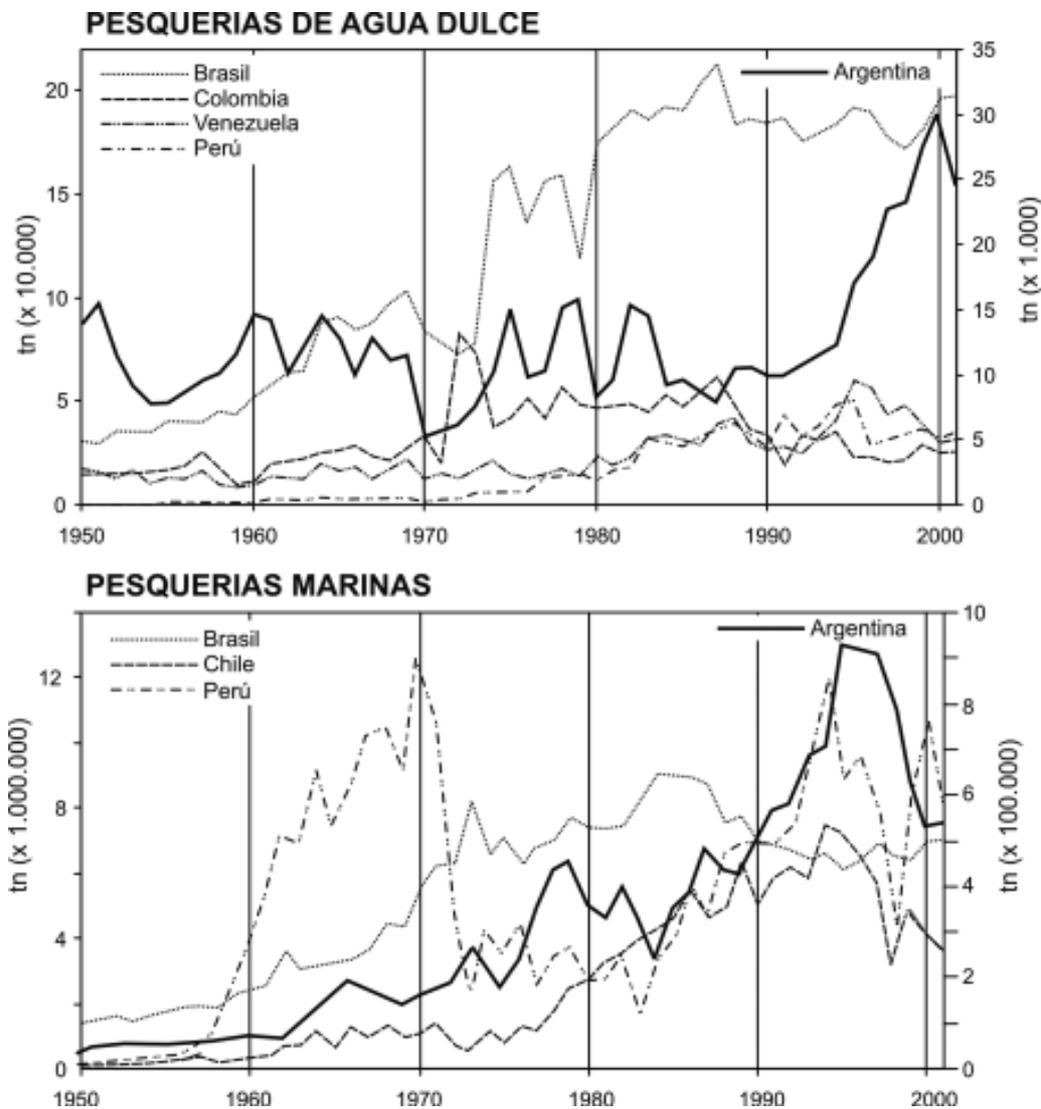


Figura 7. Evolución de las capturas de peces de agua dulce y marinos en los países sudamericanos con mayor desarrollo de actividades pesqueras entre 1950 y 2001 (los valores tabulados representan más del 90% del total para Sudamérica). Basado sobre datos de FAO (<http://www.fao.org>).

Dado que las estadísticas pesqueras de agua dulce de la Argentina son pobres, los valores reportados por la FAO deben considerarse como aproximados. Sin embargo, estas cifras son confirmadas por otras fuentes de información, tales como algunos datos del INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, Argentina, <http://www.indec.mecon.ar/>), así como algunas agencias y organismos regionales y provinciales (e.g., Iwaskiw 2001). Por ejemplo, en la Provincia de Santa Fe, cuyos recursos pesqueros de agua dulce provienen casi exclusivamente del río Paraná, en el período 1995-2001 las capturas aumentaron más de 10 veces (de 500 a 5.376 tn), mientras que la cantidad de licencias de pesca solamente se duplicó, de 660 a 1.214 probablemente como resultado de las mejores capturas en los 3-4 años anteriores (Iwaskiw, 2001). Las estadísticas de exportación también apuntan en el mismo sentido: entre 1990 y 2000 los despachos argentinos de sábalo a Bolivia y Brasil aumentaron más de 13 veces (de 1.467 tn en 1990 a 19.699 tn en el 2000; INDEC).

En las pesquerías marinas estas tendencias no se repiten (los desembarcos de Argentina aumentaron sostenidamente durante los últimos 50 años, colapsando alrededor de 1996 como resultado de la sobrepesca

de la merluza (e.g., Renzi, 2002), indicando que las tendencias para las aguas interiores no son resultado de forzantes nacionales o globales de origen político o económico.

No hay duda de que las evidencias discutidas son sumamente especulativas, y la coincidencia temporal y espacial entre el ingreso de *L. fortunei* y el aumento de la pesca dista mucho de demostrar que ambos fenómenos están relacionados. La coincidencia, sin embargo, es sugestiva; concuerda con evidencias previas del impacto de *D. polymorpha* sobre los peces (e.g., Poddubny, 1966; Lvova, 1977; Thayer y otros, 1997), y es de esperar que contribuya a motivar los estudios necesarios para poner a prueba las hipótesis propuestas.

Por otro lado, aún si se confirmara que la invasión de *L. fortunei* ha tenido una influencia positiva sobre la pesca, ello no significa que las nuevas condiciones se mantendrán indefinidamente, ni que globalmente los efectos del invasor sobre el ecosistema sean beneficiosos. En Europa se ha observado que muchos de los efectos de *D. polymorpha* sobre los ambientes que invade son, como máximo, unos 10 años después de la invasión, cuando el animal llega a su densidad tope, pero luego las cantidades de *D. polymorpha* disminuyen y los efectos se atenúan (Karatayev y otros, 1997).

Por otro lado, el balance de perjuicios y beneficios debe considerar todos los aspectos ligados con la invasión, y no solamente algunas relaciones tróficas. Además de los efectos claramente nocivos sobre las instalaciones industriales, se ha sugerido que *L. fortunei* tiene efectos negativos sobre varios organismos acuáticos (e.g., Darrigran y otros, 1998; Mansur y otros, 2003), y aún no sabemos nada acerca de su importancia como competidor con otros filtradores. También deben tenerse en cuenta efectos menos obvios y de impacto más tardío; por ejemplo, los recientes eventos inéditos de parasitosis generalizadas de ciprínidos con metacercarias de trematodes en ambientes de agua dulce del Japón fueron atribuidos a la introducción, alrededor de 1990, de ejemplares infestados de *L. fortunei* (Ogawa y otros, 2004).

No hay dudas de que la introducción de especies es un fenómeno de consecuencias imprevisibles y, muy frecuentemente, desastrosas. A pesar de la experiencia adquirida y de los esfuerzos que se invierten, lamentablemente, en los últimos años, la tendencia global al aumento de eventos de dispersión artificial de especies va en franco aumento. Sin embargo, una vez ocurrido el fenómeno debe ser analizado objetivamente. El énfasis en los aspectos perjudiciales es comprensible, pero puede sesgar la evaluación de estos fenómenos en toda su magnitud.

REFERENCIAS

- 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) y 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 y 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 Ictica 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 granulosus* (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. Pesquerías 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 y Ciencias Biológicas de la Universidad 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 control 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 DEVAATE & 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.
- RENI, 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 y 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. DORADO, D. BOLTOVSKOY, A. JUÁREZ, & D. CATALDO. En prensa. Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia*.
- Ten Winkel, E.H. & C. Davids. 1982. Food selection by *Dreissena polymorpha* Pallas (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 socioeconomicos. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Nupelia. pp. 105-115.

CAPÍTULO 9

GOBERNABILIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y LAS BIOINVASIONES

JORGE OMAR DARRIGRAN¹

INTRODUCCIÓN

La flora y fauna indígenas (o natural) de las diferentes regiones geográficas del mundo se mantuvieron intactas como resultado de las barreras geográficas naturales que imponían rigurosos filtros para el intercambio de las especies.

Aquellas barreras naturales se han ido desvaneciendo cada vez más rápidamente por el intercambio de especies exóticas con tierras distantes. Si bien es cierto que la distribución de las especies cambia a lo largo del tiempo, la expansión del hombre sobre la tierra ha acelerado el proceso a un ritmo exponencial (Money y Hobbs, 2000).

El crecimiento del comercio y el aumento de la riqueza de los países promovieron la dispersión de las especies debido al incremento del intercambio de mercancías y gente, lo que ocasionó la introducción accidental o intencional de especies, ocurridas sobre todo por razones económicas, pero, en general, sin considerar los costos asociados con el escape de esos organismos.

No obstante, los procesos de invasión de especies se incrementan no sólo a causa del aumento de oportunidades del transporte, sino también como resultado de la dinámica interna que caracteriza a cada especie invasora y a la disponibilidad o susceptibilidad que presenta el hábitat remoto receptor.

Un proceso de invasión biológica se produce cuando las especies alcanzan un nuevo territorio y se propagan por él a gran velocidad, alterando la estructura y funcionamiento del ecosistema receptor, causando daños ecológicos y socioeconómicos (Mooney y Hobbs, 2000).

Las bioinvasiones se consideran una importante causa de pérdida de biodiversidad en el mundo y han pasado a constituir un agente más del llamado cambio global (Dukes y Mooney, 1999; Mooney y Hobbs, 2000), con un impacto de momento menor al causado por la contaminación o pérdida de suelos, o por los cambios en la composición de la atmósfera.

Con el objeto de obtener un beneficio económico, entre otros motivos, el hombre ha llevado especies de un lugar a otro; esto ha sucedido, por ejemplo, con las especies agrícolas o ganaderas que hoy se encuentran por todo el mundo. La actividad del hombre ha modificado -y modifica- la distribución de las especies causando cuantiosos daños económicos o ecológicos, de forma directa o indirecta.

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

La biodiversidad comprende a los ecosistemas, a las comunidades de especies animales y vegetales, a las propias especies y sus interrelaciones, así como también a los recursos genéticos derivados de los mismos. La diversidad de vida que existe en los mares, agua dulce y ambientes terrestres, participa de múltiples procesos que inciden sobre el equilibrio del clima, los ciclos del agua y la evolución de los suelos. La biodiversidad es crucial para la vida en la tierra, y los seres humanos dependen de ella para su supervivencia.

A partir de las definiciones expuestas en el párrafo anterior, se puede comprender el concepto que expresa que la biodiversidad tiene un valor intrínseco, diferente del valor considerado sólo por los servicios directos e indirectos que brinda a los hombres.

En el presente capítulo se analizan los medios adecuados de gestión para la conservación de la biodiversidad y el control de la presión que la actividad del hombre genera sobre la diversidad biológica, por medio de las bioinvasiones que ocurren a través del corredor de invasión acuático.

El primer punto a considerar reside en identificar el espacio o área geográfica principal de nuestro país en donde ocurren los procesos de bioinvasión, por medio del corredor mencionado.

El segundo punto, una vez identificado el corredor del proceso de bioinvasión, se centra en un conjunto de acciones o modos de organización institucional que permitan instrumentar políticas adecuadas de prevención del ingreso de especies invasoras. El desarrollo de este punto busca reconocer la dimensión estratégica que caracteriza a aquellas políticas de prevención y control.

Con el objeto de procurar un satisfactorio desarrollo del segundo punto, se exponen, como complemento en el tercero, las características especiales que presentan los recursos hídricos, atendiendo a la importante incidencia que los mismos tienen sobre los modelos de gestión o gobernabilidad de esos recursos.

El cuarto punto trata sobre los modos de gestión o gobernabilidad de los recursos hídricos como instrumento adecuado para el control y prevención de las bioinvasiones, generadas por medio del corredor acuático.

Por último, la conclusión del trabajo, a partir del análisis del corredor de invasión identificado, de las características del recurso natural comprometido y del contexto político, económico y social vinculado a ese recurso.

PRINCIPAL CORREDOR ACUÁTICO DE BIOINVASIONES EN NUESTRO PAÍS.

El estuario del Río de la Plata es un área geográfica a considerar en los procesos de bioinvasiones. Dos especies de bivalvos dulciacuícola, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) y *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) invadieron América del Sur ingresando por este estuario. A estos casos debe sumarse otro molusco potencialmente invasor, el gasterópodo *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846), encontrado recientemente en la Bahía Samborombón, área del Río de la Plata de alto contenido salino, (Pastorino y otros, 2000). (Véase Capítulo 1).

El caso específico del bivalvo *Limnoperna fortunei* (mejillón dorado), originario de ríos y arroyos del sudeste de Asia, arribó a América en 1991. Desde ese momento invadió los ríos de la cuenca del Plata, contracorriente, avanzando aproximadamente 240 km por año. Asimismo, es la causa de problemas económicos / ambientales, originando altos costos por sus impactos en diversas actividades económicas, aún no cuantificados, pero su presencia se ha revelado por diversas actividades que utilizan el agua en su proceso productivo (oclusión de tuberías, filtros, corrosión de superficies debido a sus asentamientos), o por las adherencias en las embarcaciones.

Si bien el estuario del Río de la Plata es una importante vía marítima/fluvial, que alberga dos grandes puertos internacionales: Puertos de Buenos Aires en Argentina y Montevideo en Uruguay, no menos importante es que dicho estuario constituye la vía de acceso al sistema de la Cuenca del Plata, la cual se extiende sobre cinco países: Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay, con un área de influencia total de aproximadamente 3.100.000 Km². El sistema de la Cuenca del Plata está integrado por seis cuencas principales (Río de la Plata y ríos Paraná, Uruguay, Paraguay, Bermejo y Pilcomayo), así como por cuencas menores (ríos de la provincia de Entre Ríos; Pasaje -Juramento-Salado; Carcarañá e Iguazú).

Los ríos Paraná, Paraguay, Uruguay y de la Plata se utilizan para navegación, abastecimiento de agua para uso humano, uso industrial, pesca, recreación, y como receptores de efluentes domésticos e industriales. De los ríos Paraná y Uruguay se bombea agua para irrigación de arrozales y, en época de sequía, para completar la dotación de otros cultivos. Sobre ambos ríos existen importantes aprovechamientos energéticos que utilizan sólo parcialmente su capacidad potencial. (Calcagno y otros, 2000).

En la actualidad la Cuenca del Plata en su conjunto, y la del río Paraná en particular, constituyen uno de los sistemas navegables más importantes de nuestra región y del continente americano. Esta realidad natural repre-

senta la mayor arteria de comunicación y de transporte para los países del Cono Sur. (Moiraghi de Pérez, 2001).

La hidrovía Paraguay- Paraná es una vía navegable planificada e implementada por un Comité Intergubernamental (CIH), constituido en 1990 por los gobiernos de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay con un recorrido de los ríos Paraná y Paraguay de 3.302 km, entre los puertos Descalvado, Brasil, y Nueva Palmira, Uruguay².

La hidrovía es la mayor arteria de comunicación fluvial; es eficiente y competitiva, desde el punto de vista estrictamente económico, para los países sometidos a su influencia, sobre todo en períodos de alza de precios del petróleo, dado que es una gran opción debido a su economía, en cuanto al ahorro de energía, y por su capacidad de transporte de grandes volúmenes y reducidos tiempos de navegación. Es la columna vertebral del Mercosur (Mercado Común del Sur) desde el punto de vista físico y desde el punto de vista comercial.

Los productos más importantes transportados son soja y harina de soja, petróleo, trigo, algodón, minerales de hierro y manganeso, madera y mercadería en general (Maidana, 2001).

Cabe señalar que el río Paraná es, en la Argentina, la principal vía navegable, y ha ejercido una influencia decisiva en las distintas etapas del poblamiento y ocupación del territorio a lo largo de la historia del país. Es un río de llanura que cambia su cauce; esta característica de lecho móvil, muy susceptible al curso de las crecientes e inundaciones, se traduce en cambios manifiestos de la posición del canal de navegación y en el calado de los pasos críticos. Es un río que recibe sedimentos, especialmente del Bermejo. En este proceso algunas zonas se terminan tapando; simultáneamente, en otros puntos, el río fluye generando un proceso de autodragado, no siendo necesaria esa actividad en esos lugares.

En el tramo Corrientes - Posadas del río Paraná existían rápidos (en Apipé) que desaparecieron con la puesta en marcha de la esclusa de navegación de Yacretá, que permite navegar sin problemas de calado hasta los puertos misioneros, en los cuales se observa un importante movimiento de buques paraguayos con soja. En el tramo Corrientes - Santa Fe el tráfico no es muy fluido, se mueven cargas provenientes de Misiones compuestas de combustible, maderas y carbón, con destino a Rosario, Santa Fe y Buenos Aires.

En el río Paraná pueden navegar los siguientes tipos de embarcaciones:

- Buques de ultramar con cereales y minerales, con límite de navegación en el puerto de San Lorenzo y límite económico en el Puerto de Zárate con un tonelaje en bruto de 30.000 a 60.000 tn.
- Buques *top on top off* ultramarinos que tienen como límite de navegación técnico- económico el puerto de San Nicolás.
- Buques petroleros cuyo límite técnico - económico es el puerto de Zárate.
- Motonaves de cabotaje mayor con límite técnico - económico en el puerto de San Lorenzo, que transportan carbón y petróleo.
- Motonaves con una eslora media de 80 metros con límites en Asunción.
- Embarcaciones fluviales constituidas por buques comerciales, remolcadores de tiro - chata y remolcadores con empuje – barcazas-. (Moiraghi de Pérez, 2001 Facultad de Derecho y Ciencias. Sociales y Políticas - UNNE Corrientes – Argentina).

La navegación en la hidrovía (ríos Paraná – Paraguay), en el tramo entre Corumbá (Brasil) y puerto Santa Fe (Argentina) se realiza utilizando trenes de barcazas configuradas (circulan más de 30 remolques de empuje y más de 800 barcazas de tipo galpón y tipo tanques).

Existen, a lo largo del recorrido de aquella vía de navegación, un total de 116 puertos, cuya distribución es la siguiente: Argentina 64, Bolivia 2 (Puerto Aguirre y Gravetal), Brasil 11, Paraguay 38 y Uruguay 1.

Como se ha mencionado, las bioinvasiones ocurren a través de los corredores de invasión, como las rutas acuáticas, terrestres y aéreas. En el caso de la ruta acuática, muchos organismos terrestres y acuáticos son transportados por el agua de lastre de las embarcaciones.

La Organización Marítima Internacional (OMI), en el año 2004, ha reconocido la importancia de los traslados del agua de lastre y los daños ocasionados por su traslado. En febrero de ese año fijaron pautas para una legislación internacional del agua de lastre ("Proyecto de Acta Final de la Conferencia Internacional sobre la Gestión del Agua de Lastre para Buques". BWM/ CONF/DC/3. 12 febrero 2004) (véase Capítulo 2).

² En la Reunión Extraordinaria de Jefes de Delegación del CIH, desarrollada en la ciudad de Buenos Aires el día 22 de Agosto de 1995, se acordó la no implementación de obras en la zona del Pantanal (Brasil), en función de las condiciones únicas de los ecosistemas allí involucrados. Fue rectificadada la extensión Norte-Sur de la hidrovía (antes desde Puerto Cáceres, ahora desde Puerto Descalvado), en respuesta a la premisa de no intervención sobre el Pantanal Matogrosense.

En el Mercosur circulan 1.350 millones de toneladas de mercaderías anuales transportadas por los distintos medios, de acuerdo a las proporciones expuestas en la Tabla 1.

Tabla 1. Participación de distintos medios en el total de mercadería transportada en el año 2000. Tomado de Castro (2005).

	Mercosur	Estados Unidos	Unión Europea
Ferrocarril	21%	35%	45%
Camión	65%	25%	25%
Barcaza	2%	30%	30%

De las cifras expuestas se puede apreciar el uso mayoritario del camión dentro del transporte de cargas en el Mercosur, a diferencia de los Estados Unidos y de la Unión Europea, donde el ferrocarril ocupa el primer lugar como medio de transporte, seguido por el modo fluvial, con un 30% en ambos casos.

Existe una clara ventaja del transporte fluvial respecto del ferroviario y del camión; la razón radica en la gran capacidad de cargamento que tiene una barcaza, 30 veces superior a la de un vagón y 50 veces superior a la de un camión. La Tabla 2 permite apreciar la eficiencia del transporte fluvial.

Tabla 2. Comparación entre medios de transporte (tomado de Castro, 2005).

	Barcaza	Ferrocarril	Camión
Km/Combustible Litro/tn	500 km.	120 km.	15 km.
Carga por unidad	1500 tn. (barcaza)	40 tn. (vagón)	25 tn. (camión)
Para transportar:			
24.000 Tn.	1 convoy de 16 barcazas	20 trenes de 40 vagones	960 camiones
1 millón Tn.	42 convoyes	833 trenes	40.000 camiones

Debe destacarse que, tanto en la Tabla 1 como en la Tabla 2, sólo se exponen los datos correspondientes al uso y las ventajas del transporte fluvial, por medio de las barcazas; no obstante, se observa que no es el único medio de transporte utilizado en la hidrovía Paraguay – Paraná; en ese corredor existe un importante tránsito de distinto tipo de embarcaciones debido a los flujos comerciales cerealeros que incrementan el riesgo de este tipo de vector para el transporte de especies potencialmente invasoras.

Asimismo, de los datos de la Tabla 2 se deduce un probable aumento del transporte fluvial a medida que los flujos comerciales en el Mercosur se incrementen, pero hay que contabilizar, además, la importante participación que los puertos argentinos de la provincia de Santa Fe (puertos San Martín, San Lorenzo y Rosario) tienen respecto del transporte de aproximadamente el 80 % de las exportaciones de soja a los mercados fuera del área del Mercosur.

Sobre la base de los datos expuestos se aprecian las ventajas comparativas del transporte fluvial que, sumados a la existencia de altas densidades de población y de explotaciones agroindustriales próximas a la hidrovía, permite concluir que la Cuenca del Plata, y en particular la del río Paraná, constituyen áreas de importante compromiso de la biodiversidad y la ubica entre las principales geografías de alto riesgo de bioinvasiones y, pérdida de diversidad biológica.

LA DIMENSIÓN ESTRATÉGICA DE LAS POLÍTICAS DE PREVENCIÓN PARA EL INGRESO DE ESPECIES INVASORAS

La gestión de los recursos naturales, o de los servicios y bienes proporcionados por los ecosistemas asociados, requieren del correcto manejo de medios o instrumentos complejos, utilizados la mayoría de las veces con un conocimiento imperfecto.

Los servicios del ecosistema son aquellas condiciones y procesos a través de los cuales estos y las especies que los constituyen, sostienen y permiten la vida humana en el planeta (Daily, 1997). Asimismo, los ecosistemas contribuyen, mediante los servicios y bienes que brindan, a una significativa cantidad de procesos de producción de bienes finales e intermedios, que representan una parte muy importante de la economía humana.

El argumento instrumental más poderoso para la conservación de la biodiversidad no sólo se basa en la estrecha relación existente entre la diversidad biológica y los servicios que proporcionan los ecosistemas. La biodiversidad cumple dos funciones básicas insustituibles; por una parte mantiene los ecosistemas y, por otra, asegura los servicios que estos brindan, dado que permite que los mismos soporten las perturbaciones de factores externos (Alejandro Toledo 1998 PNUMA), entre ellos las actividades de producción y consumo que desarrollan las sociedades.

Cabe destacar que la introducción de especies invasoras representa la segunda causa de pérdida de biodiversidad, después de la del hábitat (Williamson, 1999), y provoca grandes costos para la sociedad. Asimismo, los problemas que ocasiona la introducción de especies exóticas tiende a aumentar al combinarse con otros procesos de cambio global, como el cambio climático, la fragmentación del hábitat o la deposición de nitrógeno (Money y Hoobs, 2000).

Reconocido el nivel de importancia del problema que representa la introducción de especies, y la dimensión espacial o geográfica implícita en la solución a los costos ecológicos y económicos que ocasionan, su control requiere la adopción de políticas adecuadas sobre las áreas comprometidas, con una complejidad que se corresponde con el manejo de los ecosistemas, junto a las prioridades sociales y económicas que presentan todas las regiones o áreas geográficas a tratar

Con el objeto de conservar la biodiversidad, la búsqueda de una gestión óptima de los recursos naturales (o de los servicios y bienes proporcionados por los ecosistemas asociados) se ha visto entorpecida por tres factores, como manifiestan Christensen y otros. (1996):

- a) Las limitaciones en el conocimiento de las características, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas.
- b) El desajuste espacial y temporal entre las Instituciones de Gestión y las escalas a las que los ecosistemas operan e interactúan.
- c) La opinión pública dominante, que sobreestima la capacidad de renovación de los recursos naturales, a la vez que subestima el riesgo de dañar irreversiblemente los servicios suministrados por los mismos

Gestionar la intrincada red de ecosistemas naturales, semi-naturales e intensivamente explotados, en continua y rápida evolución, con un conocimiento limitado, fomentó la emergencia de enfoques denominados gestión adaptativa de los ecosistemas, que acepta la complejidad como una característica intrínseca de esa red de sistemas (Traveset y Santamaría, 2003).

Cobra importancia, ante este desafío, aprobar la concepción de lineamientos de gestión que no representen la consecución de resultados fijos a obtener, sino en términos de futuras trayectorias flexibles que actúen como referencia, como guías de acción conducentes a la conservación y gestión de la diversidad biológica, genética y de los ecosistemas. En esa reunión de lineamientos se incluirán todas las acciones que constituyen un esfuerzo consensuado, de la totalidad de los actores vinculados que procuran el logro de un objetivo estratégico: el uso y conservación de la biodiversidad que implica una gestión óptima de los recursos naturales.

Dichos lineamientos son:

- La dimensión económica del manejo o gestión de los recursos naturales y ecosistemas asociados, tiene un importante papel y requiere del concurso de las áreas competentes del sector público, como así también de todos los actores del sector privado, para promover un consenso respecto a que el logro de objetivos de crecimiento económico y reforma social, no podrán ser alcanzados sin atender, simultáneamente, a la dimensión ambiental.

- La dimensión ambiental implica poder ordenar y manejar el medio ambiente y sus recursos, que incluye la compleja red de ecosistemas; asimismo, comprende la articulación de los intereses y conflictos ambientales, en diversos ámbitos territoriales y sectoriales, en base a la definición de políticas, de legislación y a la exteriorización de instrumentos y mecanismos apropiados.

- Los sectores público y privado deberán explicitar los mecanismos que les permitan ordenar y manejar los recursos naturales y la red de sistemas y procesos ecológicos, de manera de poder lograr la conservación de la biodiversidad, objetivo que no sólo es esencial para la preservación de los ecosistemas, sino también para el bienestar de las comunidades humanas.

El desafío actual que enfrenta toda comunidad no está constituido por el hecho de observar la conservación de la biodiversidad como un objetivo aislado y de trabajo prioritario, sino que el valor real es su articulación con las otras prioridades consistentes en el desarrollo económico - social.

A partir de estos conceptos se puede advertir que el logro del bienestar económico - social de una población no podrá alcanzarse ignorando la condición en que se encuentra la biodiversidad, como tampoco las múltiples vinculaciones que ésta presenta, con los componentes del desarrollo económico - social.

La gestión o gobernabilidad de los recursos naturales es el conjunto de acciones explícitas que buscan ordenar y manejar dichos recursos, con el objeto de conservar los ecosistemas. Este conjunto de acciones, de carácter estratégico, que implican una planificación a largo plazo, comprometen a todos los actores e instituciones vigentes a implementar acciones efectivas sobre todas las actividades humanas con impacto negativo reconocido sobre la biodiversidad, como es el caso de las bioinvasiones.

El problema de una economía de mercado consiste en que los bienes y servicios proporcionados por los ecosistemas no son observados ni capturados por el mecanismo de mercado, y aún menos controlados por el sistema de precios que guía las decisiones y elecciones de todos los agentes económicos (individuos, empresas y todas las áreas del gobierno en sus distintos niveles) que participan en las múltiples y variadas transacciones económicas de mercado.

La teoría económica ha reconocido las fallas del mercado y destaca que los precios de los bienes intermedios y finales, convenidos en los distintos mercados, no reflejan los costos sociales y ambientales o ecológicos que causa la producción de esos bienes, en los recursos acuáticos, forestales y en los suelos; así como la contaminación y pérdida de diversidad genética que esas producciones generan. Además, las fallas del mercado suelen estar acompañadas por políticas gubernamentales de subsidio a la producción de bienes agrícolas que operan en contra de la biodiversidad, dado que aplican métodos de producción que adoptan el uso de sobrefertilización, el empleo masivo de plaguicidas y el consumo irracional de agua (Toledo, 1998).

La biodiversidad es indispensable para procurar la satisfacción de necesidades y preferencias de las sociedades, por los diversos tipos de recursos renovables y no renovables que brinda junto a todos los servicios ambientales básicos que sostienen las actividades de producción y consumo de las sociedades, a saber: el mantenimiento de los gases de la atmósfera, la regulación del clima, el funcionamiento del ciclo hidrológico, la asimilación de desechos, el reciclaje de nutrientes, la generación de suelos, la polinización de plantas y el mantenimiento de la diversidad genética. Por lo tanto, el adecuado tratamiento de todos los factores que generan una pérdida de biodiversidad, tienen suficiente entidad para ser atendidos mediante estrategias de bio-seguridad, cuyos planes y programas abarquen los diferentes niveles: supranacional, nacional, regional y local, con el objetivo de planear la conservación de la biodiversidad.

En este marco de planificación, con una disposición coherente y coordinada de las políticas e incentivos convergentes en la preservación de la biodiversidad, las bioinvasiones se identifican como una de las principales causas de pérdida de la diversidad biológica, y su tratamiento no puede constituir un objetivo aislado ni descoordinado de las demás causas concurrentes y requiere, como primer paso, definir el área sobre las que se aplicarán las políticas o instrumentos específicos para el control de ingreso de las especies invasoras.

El sistema de la Cuenca del Plata en general, y del río Paraná en particular, es una de las áreas con mayor compromiso de la biodiversidad y de los ecosistemas que la componen, dado que sufre la presencia de altas densidades de población humana que provocan un fuerte impacto, por el vertido de elementos urbanos, industriales y de agroquímicos, como por la introducción de especies exóticas e invasoras, mediante su transporte en los diversos tipos de embarcaciones.

Determinada el área geográfica, el desafío consiste en crear una capacidad de gestión o gobernabilidad sobre espacios delimitados por razones naturales, como las cuencas, que exceden generalmente los límites políticos administrativos de cada una de las jurisdicciones que las integran, como se ha especificado, en este caso, por varios países.

Las estrategias de bio-seguridad requieren, para su implementación, la adopción de una determinada organización político institucional y la definición de modalidad de gestión específicas, capaces de administrar los sistemas de cuencas que integran esa geografía; definición que demanda un conocimiento de las características especiales que los recursos hídricos presentan, atento a que las mismas otorgan a los recursos hídricos propiedades diferenciadas, respecto de los otros recursos naturales. Tema que se expondrá a continuación.

CARACTERÍSTICAS DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Los recursos hídricos presentan características distintivas que imponen a su gestión o gobernabilidad notables diferencias respecto de la gestión de cualquier otro recurso. En base al tratamiento que sobre el tema formula Jouravlev (2003), se detallan a continuación las principales propiedades que presenta el agua, para luego poder plantear la incidencia que las mismas tienen sobre su gobernabilidad.

El agua es un recurso natural renovable, con importantes funciones económicas, sociales y ambientales. La misma presenta una serie de características, a saber:

- Recurso fugitivo y con incertidumbre.

“El agua está en constante movimiento, formando un ciclo indivisible conocido como el ciclo hidrológico, que confiere limitada oportunidad para su control por parte del ser humano y que se manifiesta en forma errática e irregular en el tiempo y en el espacio”. “Este ciclo no respeta los límites políticos, administrativos o de propiedad privada. La movilidad y la incertidumbre dificultan el establecimiento, la definición y la aplicación de los derechos de propiedad” (Jouravlev, 2003).

- Diversidad de usos.

El agua presenta una gran diversidad de formas de aprovechamiento. En su mayor parte son del tipo consuntivos (extraen el agua de su curso natural) como, por ejemplo, el riego, el abastecimiento de agua potable o sus usos industriales. En estos casos los usuarios rivalizan en el uso del agua, por lo que la exclusión es posible y se manifiesta por medio de conflictos de intereses. En los usos no consuntivos (sin extracción), donde no necesariamente existe rivalidad entre los usuarios, como la pesca, el transporte fluvial o el esparcimiento, la exclusión no siempre es posible, por lo que existe libre acceso; otro tipo de aprovechamiento no consuntivo se desarrolla en el propio caudal, como la generación de energía hidroeléctrica. En ambos tipos se suscitan, no obstante, altos grados de interrelación, interdependencia y afectación recíproca, como ocurre en el caso de los usos consuntivos.

- Interrelaciones entre usos y usuarios del agua.

Los individuos o las unidades productivas captan agua para algún uso consuntivo, devolviéndola en un punto y tiempo distinto, y con una pérdida de calidad de la misma; estas interrelaciones o afectaciones recíprocas son las que suelen denominarse externalidades, de las cuales las que acontecen en la mayoría de los casos son las externalidades negativas. Los procesos productivos y de consumo que captan agua interfieren en el ciclo hidrológico. En la mayoría de los usos (consuntivos), sólo una parte del agua extraída de una corriente se consume; el resto retorna a la corriente o acuífero, situación que permite que sea utilizada aguas abajo, pero a costa de pérdida de calidad del retorno. Estas afectaciones recíprocas entre los usuarios poseen el agravante de que la mayoría de las veces son impredecibles.

- Naturaleza unidireccional y asimétrica de las interdependencias entre usos y usuarios del agua.

Los efectos externos positivos o negativos, causados por las interdependencias entre múltiples usos y usuarios, siempre se propagan – a través de los caudales de retorno – desde los usos y usuarios situados aguas arriba hacia los localizados aguas abajo. Lo que ocurre aguas arriba casi siempre tiene algún efecto en los usos y usuarios aguas abajo, mientras lo que ocurre aguas abajo difícilmente pueden tener influencia en los usuarios situados aguas arriba. Esta característica unidireccional y asimétrica, propuesta por Jouravlev (2003), encuentra limitaciones en el caso de las bioinvasiones.

El resultado que se obtiene al examinar las características distintivas que presentan los recursos hídricos consiste en poder encuadrar las bioinvasiones ocurridas a través del corredor acuático. Estos fenómenos se producen con las actividades que realizan usos no consuntivos de los cursos de agua, como en el caso del transporte fluvial, que presenta características de no rivalidad entre los distintos usuarios por el uso simultáneo del curso de agua; asimismo, este tipo de uso no consuntivo se desarrolla con un potencial libre acceso a aquel recurso.

La característica de las interrelaciones entre usos y usuarios del agua suele conferir una mayor trascendencia a los usuarios que desarrollan tipos de uso del agua consuntivos, lo que implica rivalidad en el uso del agua; y, en la mayoría de los casos, la generación de afectaciones recíprocas o interdependencia (emisión de externalidades negativas) entre distintos usuarios.

Esta característica de los recursos hídricos es la de mayor importancia; cuando se comparan los niveles de dificultad de su gestión, respecto de la de cualquier otro recurso renovable, dado que la condición de alta movilidad de los cursos de agua ocasiona una dispersión espacial mayor de esas afectaciones (externalidades), con consecuencias comparativamente superiores. Asimismo, la característica de incertidumbre que le otorga el ciclo hidrológico proporciona, a las afectaciones o interrelaciones, una propiedad de impredecible, en cuanto

a los efectos negativos o daños económicos y ecológicos que pudiera provocar (esta propiedad es válida, tanto para los usos consuntivos como no consuntivos).

Por último, resulta de interés resaltar que el concepto económico de externalidad se refiere a aquellas actividades económicas que afectan al bienestar de un individuo o una comunidad, sin que dicho efecto pueda ser capturado por el sistema de precios del mercado.

Pero hay que resaltar aún dos elementos que determinan las diferencias entre el concepto de afectaciones o interrelaciones y el de externalidad económica. Este último, sólo reconoce un efecto externo cuando se afecta el bienestar de uno o varios agentes económicos. En cambio, las afectaciones o interrelaciones se reconocen aún cuando no se manifiesta un efecto sobre el bienestar de alguien; es suficiente que exista un daño ecológico.

La segunda distinción se debe a que las externalidades no contemplan los efectos en el bienestar futuro. Las afectaciones capturan el fenómeno de acumulación del daño ambiental y su potencial manifestación en el futuro; aún más, su expresión extrema es el caso de daños ecológicos acumulables e irreversibles.

Se concluye que las bioinvasiones transportadas por medios acuáticos se convierten en una típica afectación recíproca con efectos dinámicos e inciertos, acumulables y potencialmente de carácter irreversible.

Asimismo, es de importancia destacar que este tipo de invasiones, por corredores acuáticos, revierte el concepto de afectación unidireccional y asimétrica entre usos y usuarios que como se mencionara expresa: "los efectos externos negativos generados por los usos y usuarios aguas arriba impactan a los que operan aguas abajo; la inversa difícilmente pueda tener trascendencia". La introducción del bivalvo *Limnoperna fortunei* (mejillón dorado) que, a gran velocidad invadió ascendiendo principalmente, por el río Paraná, lo que ocasionó costos económicos y ecológicos aún no determinados, constituye un antecedente que permite concluir que las afectaciones no siempre son unidireccionales y de impacto asimétrico. Además, es de destacar que los usos no consuntivos, como en este caso las embarcaciones que transportaron el mejillón dorado, pueden originar efectos de alto impacto económico ambiental, no ocasionados por situaciones extremas, como el derramo de buques que transportan petróleo.

MODOS DE GOBERNABILIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Sobre la base de la definición de la naturaleza de las bioinvasiones obtenidas en las conclusiones del punto anterior, y debido a la necesidad de adoptar una modalidad de gestión que permita operar las estrategias de preservación de la biodiversidad como se ha planteado al finalizar el segundo punto, se desarrollarán los modos de gobernabilidad de los recursos hídricos, con el objeto de seleccionar con mayor fundamento el tipo de organización político institucional más adecuado a los objetivos estratégicos planteados.

Generalmente la gestión de los recursos hídricos se inicia bajo un tipo de manejo fragmentado, es decir, que el responsable de la gestión está directamente ligado al tipo de uso y a las características del usuario. El control de la gestión es parcial y está sesgado, suele adjudicarse a un usuario (e.g una planta potabilizadora de agua, es quien gestiona el recurso, o una empresa de generación hidroeléctrica).

La cuenca, ya sea en forma independiente o interconectada con otras, es reconocida como la unidad territorial más adecuada para la gestión integrada de los recursos hídricos. Sin embargo, desde que las jurisdicciones político-administrativas (países, provincias, municipios) no coinciden con los límites territoriales de las cuencas, gran parte de las decisiones que se toman afectan el ciclo hidrológico, el aprovechamiento del agua o a los habitantes localizados próximos aun curso de agua, y no considera, por lo tanto, las interrelaciones que ocurren en la totalidad de este sistema integrado (Dourojeanni y otros, 2002), por resignar a la cuenca como unidad decisión.

Una de las características del agua, en una cuenca, es la de ser generadora de un alto grado de interrelaciones entre los usos y los usuarios. Las afectaciones o interrelaciones se irradian rápidamente y alcanzan espacios remotos, ocasionando alteraciones en los ecosistemas asociados y en las actividades de producción que se manifiestan por conflictos ambientales.

Estos conflictos y las tensiones por los múltiples usos del agua, requieren de un tipo de gestión que atienda estas fuerzas en diversos ámbitos territoriales y sectoriales que generalmente sobrepasan los límites políticos administrativos, produciendo la superposición de jurisdicciones en la gestión, lo que impide optimizar el manejo y ordenamiento de los usos múltiples del agua.

Las cuencas son las unidades territoriales adecuadas para la gestión integrada del agua. (Dourojeanni y otros, 2002). Las políticas que definen las cuencas, como base para la gestión del agua, se fundamentan en que éstas son las principales formas terrestres dentro del ciclo hidrológico, que captan y concentran las ofertas de agua proveniente de precipitaciones y, en su territorio se generan las interrelaciones entre los

sistemas físicos y bióticos y el sistema socioeconómico, integrado éste por los habitantes de la cuenca y los agentes usuarios externos.

Las aguas superficiales y subterráneas, sobre todo ríos, lagos y fuentes subterráneas, así como las cuencas de captación, las zonas de recarga, los lugares de extracción de agua, las obras hidráulicas y los puntos de evacuación de aguas servidas (incluidas las franjas costeras) forman, con relación a una cuenca, un sistema integrado e interconectado.

El desafío consiste, por lo tanto, en crear capacidades de gobernabilidad sobre espacios delimitados por razones naturales, como las cuencas, que no coinciden con las formas tradicionales de gobierno sobre límites político administrativos y además, hacerlo con entidades públicas y privadas que tienen una visión usualmente sectorial de la gestión del agua. (Dourojeanni y otros.,2002)

Las características del agua, unidas a la condición de bien de propiedad común, que define la naturaleza especial de este recurso, explican que no pueda ser administrado por medio del sistema institucional de mercado; aunque existen experiencias en Latinoamérica, como el caso de Chile (y en otros países como EE.UU) que han adoptado un sistema de cuasi mercado donde se compran y venden los derechos de aprovechamiento o uso del agua. Esta alternativa constituye otra forma de organización económico institucional para la asignación del agua entre distintos usos y usuarios e implica un mecanismo descentralizado de decisión para el logro de políticas ambientales.

El fundamento principal del mercado del agua, es inhibir el libre acceso a su uso y generar la formación de un precio (que resulta de las acciones de compra / venta de los derechos de aprovechamiento), para que por medio de esos indicadores (precios), no integrados por subsidios otorgados por el sector público, se asigne, entre los distintos usos del recurso, a aquel empleo que rinda un mayor valor que la cotización / precio, pagado por la adquisición de los derechos de aprovechamiento en el cuasi mercado.

La expresión genérica "mercados de agua" suele ser utilizada para designar una serie de instrumentos económicos en la gestión del agua, como pueden ser: redefinir derechos de propiedad, para fomentar las transferencias del agua, por medio de los derechos de uso o aprovechamiento de ese recurso, asimismo utilizar los precios o subsidios como incentivos para reducir la demanda

La mayor restricción de este mecanismo institucional de cuasi mercado, consiste en la imposibilidad de captar (y falla, como se ha expuesto) los fenómenos relacionados con la gestión de los llamados servicios ambientales; asimismo, tampoco puede ser utilizado como mecanismo adecuado para la conservación de la biodiversidad, dado que indefectiblemente requiriere de un significativo apoyo normativo de regulación, sancionado y ejecutado por el gobierno, para el logro de una gestión de la biodiversidad y los servicios ambientales.

La alternativa institucional consiste en considerar las cuencas como base para la gestión integrada del agua, donde participan los distintos niveles de gobierno local, regional, nacional y supranacional; asistiendo, además, diversas organizaciones de usuarios, fundaciones, centros de investigación universitarios y organizaciones no gubernamentales que conforman una estructura capaz de compensar las fuerzas y los intereses y que a su vez deberán asegurar la operatividad de un plan estratégico, flexible que adopte la visión de responder a las necesidades humanas de usar los recursos naturales, pero manteniendo la riqueza biológica y los procesos ecológicos requeridos para sostener su estructura, composición y funciones (Plan Nacional de Bioinvasiones, 2003). La conservación de la biodiversidad se ha articulado a partir del diseño de estrategias nacionales. Se pretende con ello establecer un equilibrio, a menudo difícil de alcanzar, entre la explotación de los recursos biológicos y la biodiversidad, respecto de la promoción de sus usos sustentables y el control de su degradación.

El primer paso en las alternativas consiste en superar los obstáculos planteados por la excesiva fragmentación de las políticas gubernamentales en lo que se refiere al uso de los recursos biológicos y la biodiversidad. El segundo, es lograr la participación de un amplio rango de actores (gobiernos, ONG, grupos de ciudadanos, comunidad científica, organizaciones privadas, empresarios, instituciones financieras, etc.) en la definición e identificación de las acciones a seguir respecto de los recursos biológicos. (Alejandro Toledo 1998. PNUMA)

Las modalidades de gestión integradas del agua a nivel de cuencas presentan sucesivas etapas que, sintéticamente, se pueden exponer según los objetivos de gestión propuestos a nivel de cuencas que implican, a su vez, acceder a niveles de mayor complejidad:

- Cuando el objetivo es aprovechar y manejar sólo el agua, el nivel de gestión es el fragmentario o sectorial.
- Cuando persiste el objetivo de gestionar sólo el agua, pero atendiendo las múltiples usos de ese recurso, se está en presencia de una modalidad de administración o gestión del agua.
- Si el objetivo es aprovechar y gestionar todos los recursos vinculados a la cuenca, se trata de una modalidad de gestión de los recursos naturales.

- Si se pretende el aprovechamiento y gestión integrada del agua de la cuenca o cuencas, se hace referencia al nivel de estrategia mayor, conformando una gestión ambiental que integra los procesos de uso múltiple del agua, atiende a los fenómenos extremos y satisface metas estratégicas ambientales, sociales y económicas.

Este último nivel de modalidad de gestión es el adecuado para desarrollar una estrategia de biodiversidad sobre el área a considerar, es decir, el sistema de la cuenca del Plata.

Las distintas etapas, sintéticamente reseñadas, representan grados o niveles en ascenso, de mayor complejidad y capacidad político institucional, supranacional y nacional, para la ejecución de aquella estrategia de bio-seguridad.

CONCLUSIONES

Las metodologías específicas para prevenir la introducción de especies invasoras con un criterio de manejo reactivo, una vez delimitada el área geográfica relevante, requiere de la implementación de un plan estratégico que contemple la totalidad de los factores causantes de la pérdida de biodiversidad y articule las metas ambientales, sociales y económicas, en contextos que cambian en el tiempo.

La definición de una organización político institucional que se adecue a los objetivos últimos de preservación de la biodiversidad, debe poner énfasis en la capacidad de gestión de los recursos naturales o de los servicios y bienes proporcionados por los ecosistemas, con el grado de complejidad que esos sistemas presentan, debiendo articularse con las otras prioridades sociales y económicas, en base a un conocimiento imperfecto y en contextos geográficos diversos y que se modifican con el transcurso del tiempo.

Los distintos puntos tratados en el presente capítulo reseñan e intentan fundamentar la modalidad de gestión o gobernabilidad de los recursos hídricos más adecuada, al tratamiento de la introducción de especies por el corredor acuático.

Conforme a los elementos aportados, en el primer punto, se identifica al sistema de la Cuenca del Plata como el espacio o área geográfica principal a considerar en los procesos de bioinvasión. Asimismo, se presume un incremento en el tránsito de embarcaciones, de diversos tipos, en esa vía fluvial, como consecuencia del crecimiento de los flujos comerciales en el Mercosur y hacia el resto del mundo, aumentando así el riesgo del transporte de especies no nativas. Esta situación, sumada a las otras fuentes de agresión a la biodiversidad, convierte a esa área geográfica en una zona de potencial degradación de sus ecosistemas.

En el corto o mediano plazo, no obstante, el crecimiento de la actividad económica en esa geografía, producto de un rápido derrame, de la mayor actividad económica sobre las comunidades próximas, podría generar un aumento del nivel de bienestar. Se concluye, en el primer punto, que el sistema de la Cuenca del Plata es una de las áreas más comprometidas para la biodiversidad, dado que sufre la presencia de altas densidades de población humana que provocan un fuerte impacto, tanto por el vertido de elementos urbanos, industriales y de agroquímicos, como por la introducción de especies exóticas y potencialmente invasoras.

La exposición desarrollada en el segundo punto trata sobre el desafío de crear una capacidad de gestión o gobernabilidad en el área delimitada por razones naturales, que generalmente sobrepasan los límites políticos administrativos.

En ese marco de planificación estratégica, las bioinvasiones se identifican como una de las principales causas de pérdida de la diversidad biológica, y su tratamiento se debe ordenar y coordinar con las demás causas concurrentes.

Se define la modalidad de gestión Integrada del agua como forma de organización político institucional adecuada para implementar los instrumentos específicos de políticas de control de las especies invasoras transportadas por el corredor acuático. Pero, en el marco de esta modalidad de gestión, se requiere una capacidad de gobernabilidad de los recursos hídricos, que implica una profundización en el conocimiento de las características especiales que presentan esos recursos, dado que estas le adjudican a su gestión el carácter de alta complejidad.

En el desarrollo del tercer punto se examinan las características específicas de los recursos hídricos, y de su análisis se define a las bioinvasiones transportadas por los distintos medios como una típica afectación recíproca, con efectos dinámicos e inciertos, acumulables y potencialmente de carácter irreversible. Esta definición constituye un importante aporte que permite conocer la entidad que el problema de las bioinvasiones tiene para la gobernabilidad de los recursos hídricos, bajo la modalidad de gestión Integrada del agua y previene, a su vez, sobre los esfuerzos de organización que demandará generar y aplicar las metodologías con carácter pro-activas para el tratamiento de las bioinvasiones.

La adopción de la modalidad de gestión Integrada del agua, con base territorial en un sistema de cuencas, implica la definición de un tipo de organización político institucional, con una delimitación espacial que, en el caso del sistema de cuencas del Plata, compromete una capacidad de organización nacional y supranacional con aquellas naciones pertenecientes al área.

Los instrumentos económicos utilizados serán los apropiados al plan global, y responderán a las iniciativas y aceptación de cada jurisdicción/es interviniente/s. En este marco, los incentivos económicos estarán destinados a alentar las conductas deseadas en favor de la conservación de la biodiversidad.

Uno de los mayores objetivos de los incentivos económicos es el de equilibrar la desigual distribución de los costos y los beneficios que conlleva la conservación de los recursos biológicos y la biodiversidad; se trata de anticipar y atenuar los posibles impactos negativos de una medida de conservación sobre las poblaciones locales y de regular la explotación de los recursos biológicos, compensando a las poblaciones locales de cualquier pérdida extraordinaria que sufran por estas medidas de control. (Toledo 1998).

La capacidad de gestión o gobernabilidad hará explícita la homogeneización de los criterios, prioridades y acciones, sobre la base de un plan global de bio-seguridad, con el objetivo estratégico de conservación de la biodiversidad y consensuado por todos los actores, en sus diversos niveles.

Asimismo, institucionalmente, se requiere la creación o adecuación de distintas entidades de cuencas:

- Entes Interjurisdiccionales (nacionales) y transfronterizos (multilaterales – Mercosur).
- Autoridades de aguas nacionales a nivel de cuenca.
- Entidades locales con funciones de coordinación y participación en la gestión del agua.

En definitiva, la alternativa de gestión adoptada significa institucionalizar el esfuerzo coordinado y sistemático para evaluar y ordenar el conjunto de acciones que prevengan, controlen y eliminen los impactos de las diversas actividades económicas de los individuos y empresas u organismos estatales sobre la biodiversidad, tanto en términos de pérdida y fragmentación de hábitat, como por extracción, explotación e introducción de especies.

BIBLIOGRAFÍA

- CALCAGNO; A., N. MENDIBURO & M. GAVIÑO NOVILLO. 2000 Informe Nacional sobre la gestión del 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 cosystems*. 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 y Cs. Sociales y 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 de 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 GENERALES VINCULADOS A LA PREVENCIÓN Y CONTROL

GUSTAVO DARRIGRAN¹ & CRISTINA DAMBORENEA¹

INTRODUCCIÓN

Desde la primera cita de la invasión del mejillón dorado en las costas de América del Sur, en el Río de la Plata, Argentina (Pastorino y otros, 1993), todavía se enfrenta al *macrofouling* (macro-incrustaciones) de agua dulce como un novedoso problema económico/ambiental para los sistemas hídricos dulciacuícolas de América del Sur. Este lamentable hecho tiene base en las políticas científicas de los países miembros del Mercosur, las que parecen estar subordinadas únicamente a las inestables políticas socio-económicas de cada uno de ellos.

Sobre esta base es posible esquematizar la forma en que se debería encarar éste problema (Figura 1) y diferenciar dos grandes módulos: Métodos de Prevención, Control y Difusión.

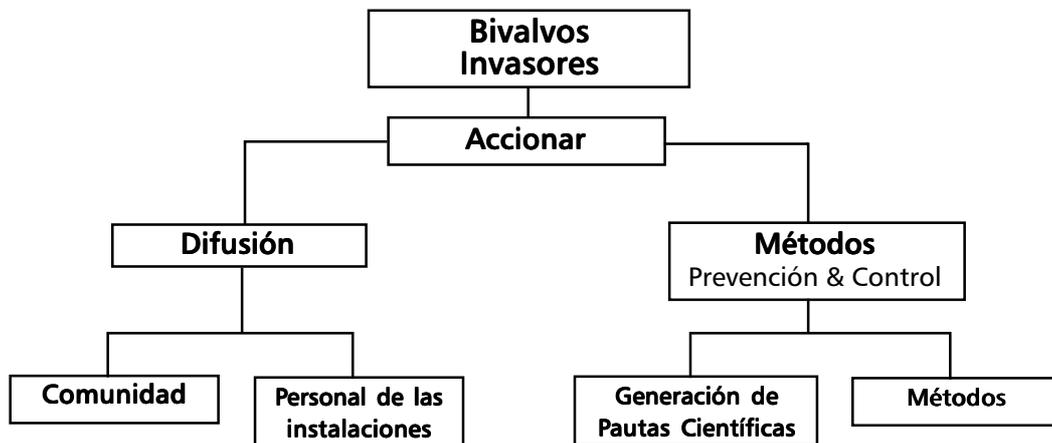


Figura 1. Diagrama de acción para controlar el *macrofouling* de agua dulce en la región.

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

MÉTODOS DE PREVENCIÓN Y CONTROL

La forma de afrontar el problema es a través de las respuestas a una serie de preguntas simples. La primera de las cuales es *¿Invadirá el mejillón dorado la planta?* La respuesta, para todas las instalaciones que en forma directa tomen el agua de cuencas que estén ya invadidas por *Limnoperna fortunei*, es sencilla: **SI**. Es sólo cuestión de tiempo que lleguen ejemplares de mejillón dorado, o sus larvas, a las instalaciones y provoquen *fouling* (incrustación). Esta respuesta genera en forma instantánea una serie de preguntas: *¿Se debe actuar? ¿Qué estructuras se deben proteger? ¿Cómo proteger la planta?*

La respuesta a las dos primeras preguntas, dependerá del momento en que éstas se formulen; es decir, si:

(a) todavía no ha llegado el mejillón dorado a la planta, la estrategia de acción será de protección/prevenición;

(b) ya se ha detectado la presencia de ejemplares del mejillón dorado en la planta, la estrategia de acción será, entonces, de reacción/control, de acuerdo al grado de desarrollo de la población dentro de la planta en particular.

En estos casos, el especialista encargado del asesoramiento debe conocer una serie de datos básicos:

1. Estructura y funcionamiento de la planta a prevenir.
2. Biología del organismo en el ambiente en particular.
3. Distribución geográfica y capacidad de dispersión.
4. Qué problemas originó en las plantas de la región (para detalles en este último punto, consultar www.malacologia.com.ar), como así también una serie de acciones en forma simultánea de difusión para brindar información/asesoramiento a los profesionales y personal de la planta.

¿Qué estructuras de la planta debo proteger?

Para este primer ítem debemos conocer, como se esbozó anteriormente, los siguientes puntos:

Biología del mejillón dorado. Para este ítem, ver Capítulo 3.

Estructura de la planta. En este punto se realizará el análisis de situación, sobre la base de un esquema de una instalación hipotética que tiende a englobar todas las estructuras que existen en general, en todas las plantas que toman agua del ambiente natural (Figura 2). A partir de ésta, un no especialista en prevención y control de *macrofouling* de agua dulce, que sólo considere la estructura y funcionamiento de la planta y no la biología de la especie, puede plantearse que el hecho de evitar el asentamiento del mejillón dorado en el módulo I es innecesario, una pérdida de tiempo y de dinero para la empresa. Dos conjeturas generan esta errónea hipótesis:

1) Las estructuras de ingreso del agua al sistema (túneles, piletas, etc.) son de dimensiones tan grandes que nunca podrían ser ocluidas por el *macrofouling*.

2) El caudal y velocidad del agua es muy grande, por lo tanto las larvas que se generen en el interior de ese módulo I no podrían asentarse dentro del sistema, ya que permanecerían muy poco tiempo en él.

Por el contrario, este módulo I funciona como una "cámara de cultivo". Protegida de las inclemencias ambientales del ambiente externo al sistema, ésta es ideal para la fecundación, maduración y liberación de larvas (estadio de infestación que presenta la especie). Las larvas se generan, en ambientes de clima subtropical, de forma casi continua a lo largo del año (salvo los meses más fríos -junio y julio de cada año-). Cuanto mayor es la densidad acumulada de individuos aptos para reproducirse (es decir, todos aquellos ejemplares mayores a 5 mm) en las paredes de los sistemas del módulo I, mayor es la densidad de larvas generadas (Darrigran y otros, 2003). Estas larvas ingresan en forma casi continua al interior de los módulos II y III. Si éstas fueran arrastradas hasta el centro de la corriente de agua, en donde su velocidad es la mayor posible en el sistema, el tiempo de residencia de las larvas sería muy corto. Por el contrario, tanto el proceso de liberación de gametos, como el de fecundación y movimiento de las larvas en el ambiente, se realiza a corta distancia de la superficie de las paredes de las estructuras de ingreso del agua. La hidrodinámica de este lugar hace que la velocidad del agua sea casi nula cerca de dichas superficies (paredes de los túneles, ductos, etc.); por lo tanto, una importante parte de las larvas generadas en las paredes del módulo I, o "cámara de cría", se asentarán sobre las paredes del interior de los módulos II y III, aprovechando no sólo las bajas velocidades de las aguas lindantes a la pared del tubo, sino también la estructura del sistema, es decir, recodos, remansos, etc. Es en estos módulos (II y III), donde se encuentra todo el sistema de filtros e intercambiadores de calor fundamentales para el normal funcionamiento de la planta, el *macrofouling* parcial o total de sus paredes ocasionará alteraciones en la producción y, por lo tanto, una pérdida económica como resultado final.

La mayoría de las industrias tienen algunos sistemas comunes; por ejemplo, los sistemas de protección contra incendio y sistema de agua de servicios. Las estrategias de mitigación serían las mismas. Sin embargo, aún en estos sistemas existen diferencias particulares propios de cada uno de ellos; por ejemplo, en algunas

industrias el agua para protección contra incendios es tomada de un sistema separado de la que se nutre el agua de servicios. La estrategia de mitigación en cada uno de estos tipos es diferente; si bien hay estructuras comunes en muchas plantas, éstas pueden diferir. En las centrales hidroeléctricas y las plantas de tratamiento de agua, los sistemas pueden variar en los materiales de construcción de los distintos sectores (tubos de distintos metales, PVC, diámetros, etc.), como así también en su carácter de indispensabilidad (estructuras que involucran distintas magnitudes de pérdida en la producción al dejar de funcionar, como consecuencia del *macrofouling* o para la limpieza del mismo).

Para las estrategias de mitigación del *macrofouling*, además de considerar las condiciones climáticas propias del ambiente natural en que se encuentra la planta y del estado de las poblaciones naturales del mejillón en los alrededores y en la misma planta, se deben considerar las diferencias existentes en cada uno de los distintos sectores del sistema humano a tratar en particular. Es necesario tener en cuenta las distintas partes y funciones del sistema, sus elementos constitutivos; e.g. áreas con baja velocidad de flujo de agua, en especial a las menores de 1,5 m/seg, como así también a las cañerías de diámetro pequeños (7,5 cm).

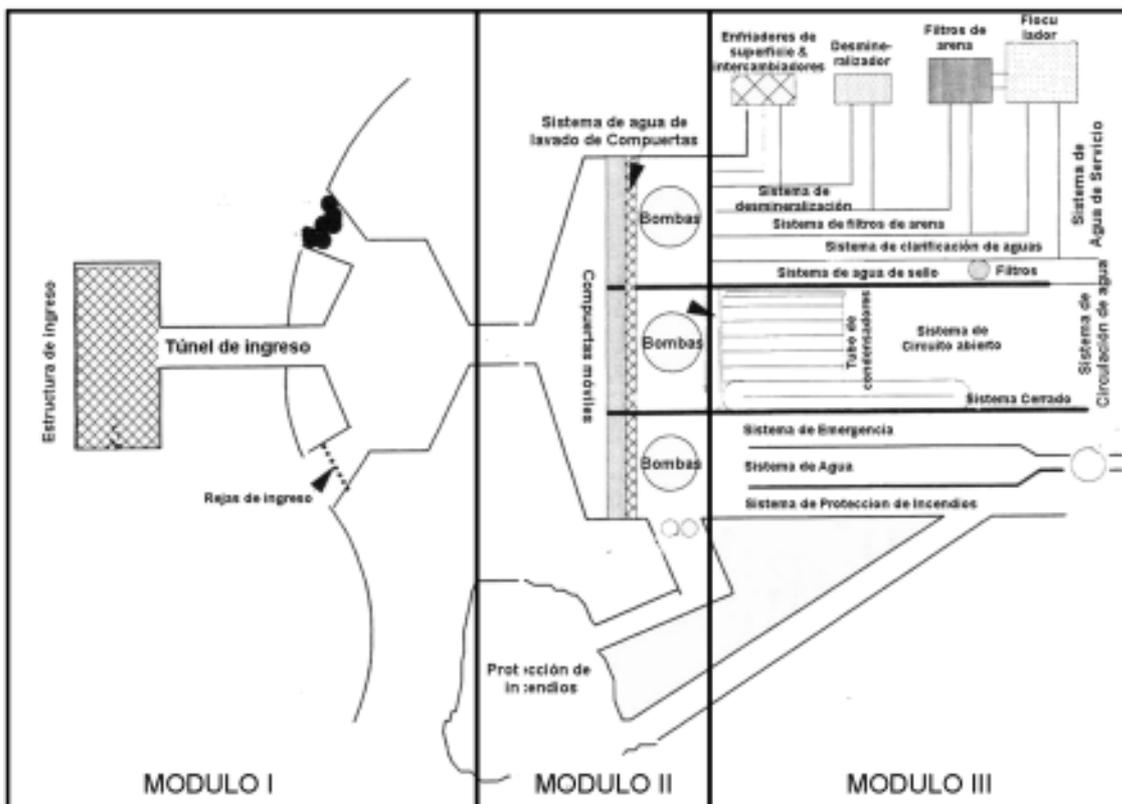


Figura 2. Esquema de una instalación hipotética en la cual se evidencian las estructuras presentes en general en todas las tomas de agua (modificado de Claudi & Mackie, 1994).

Problemas causados ya en la Región Neotropical

Estos pueden resumirse de la siguiente forma (Darrigran & Damborenea, 2005) (Lámina 1):

- 1.- Reducción de los diámetros de las cañerías.
- 2.- Bloqueo de cañerías.
- 3.- Decrecimiento de la velocidad del agua (esto se debe a que el sistema está diseñado para que corra el agua con un flujo laminar, pero la fijación de los mejillones a las paredes ocasionan un flujo turbulento; por lo tanto, para pasar la misma cantidad de agua, el intervalo de tiempo será mayor).
- 4.- Oclusión por acumulación de valvas vacías.
- 5.- Contaminación del agua del interior del sistema.
- 6.- Bloqueo de filtros.

¿Cómo proteger la planta?

La forma más eficiente, es decir, aquella que sea sustentable ambiental y económicamente, se busca desde hace mucho tiempo. Grandes volúmenes de agua pasan a través de los sistemas de enfriamientos de las

plantas generadoras de energía, de industrias, de plantas purificadoras, etc. Los tratamientos deben adaptarse a estas características como a otras señaladas en el ítem anterior. Algunos de estos tratamientos son de uso amplio o moderado; otros están siendo testados en algunos sitios. Muchos otros se encuentran en nivel de ensayos de laboratorio. Por lo tanto, la forma de enfrentar un novedoso problema económico/ambiental, como el tratado en este libro, es a partir de la aplicación simultánea de dos métodos de tratamiento (Figura 3). Uno es el que comúnmente se denomina *vía rápida*. Este consiste en eliminar velozmente del sistema al *macrofouling* aunque el método a utilizar no sea sustentable, pero permite el normal funcionamiento de la planta afectada en forma veloz. La vía rápida más efectiva es la aplicación de químicos, siendo el cloro el oxidante más utilizado a nivel mundial debido a su menor impacto ambiental y costo.

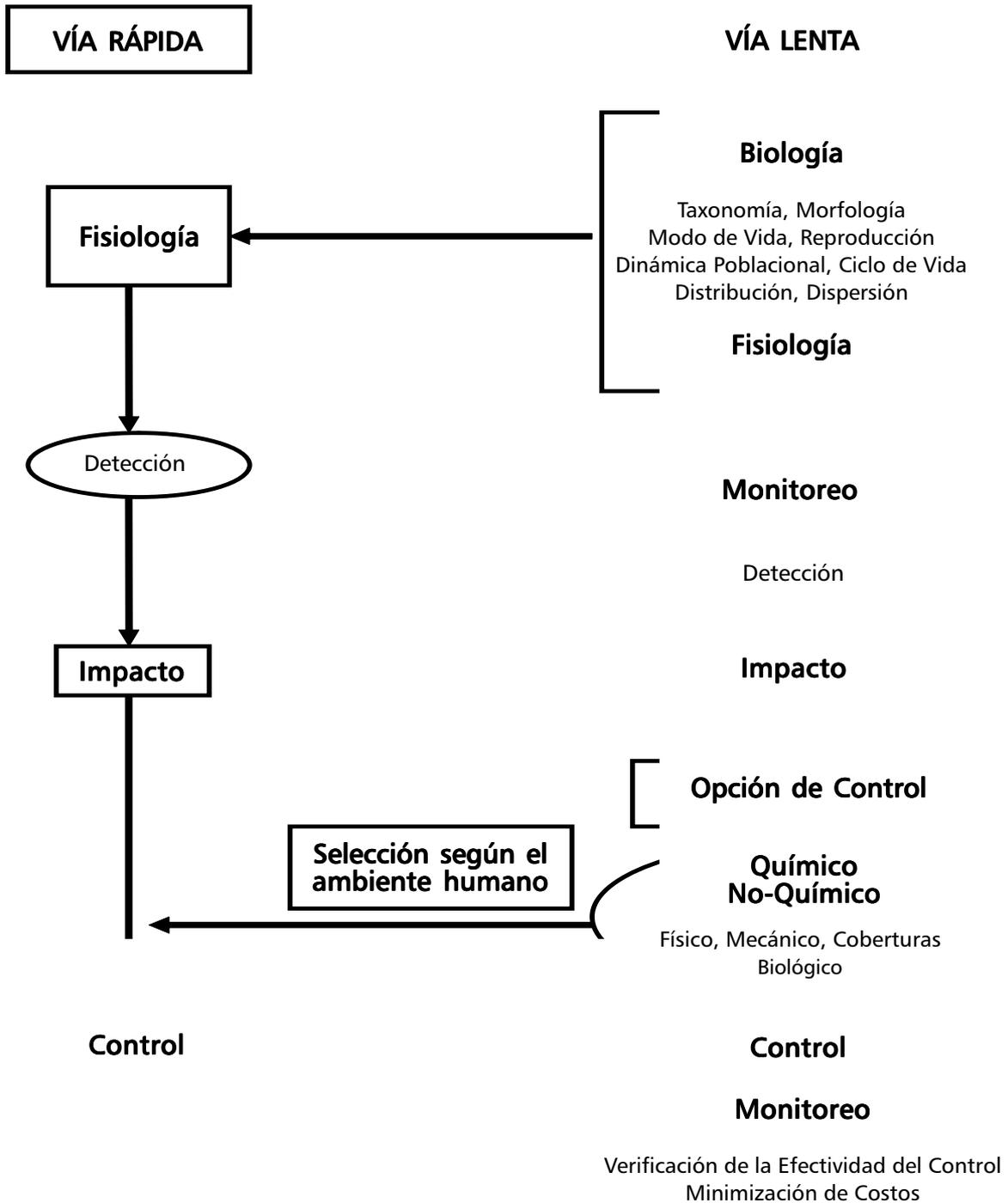


Figura 3. Estrategias de acción simultáneas para el control del *macrofouling* de agua dulce (modificado de Claudi & Mackie, 1994).

Sin embargo, para la aplicación de los químicos, se deben considerar:

- *concentraciones permitidas,
- *mecanismos de dilución del químico,
- *mecanismos de desactivación del químico.

Estos dos últimos casos son para evitar el impacto en el ambiente natural y el accionar corrosivo de los químicos.

Simultáneamente se debe implementar una segunda vía, denominada *lenta*, la cual consiste en encontrar la combinación adecuada de tratamientos físicos y químicos de menor impacto ambiental y de bajo costo. Para esto, como se mencionó reiteradamente, resulta básico el conocimiento de la biología del organismo invasor en esos ambientes.

Los potenciales métodos anti-incrustantes, ensayados algunos en medio marino y otros en agua dulce, incluyen agentes repelentes naturales, toxinas y métodos biológicos de control. Para estos métodos no existen datos disponibles para evaluar eficacia, costos y aceptabilidad ambiental. Algunos son utilizados en circuitos cerrados o en sistemas de baja liberación, o se encuentran todavía en fase de investigación; entre estos últimos, algunos parecen promisorios y podrían ser aplicados. Otros, por el contrario, no podrán ser aplicados en algunos circuitos o no pasarán el nivel de ensayos de laboratorio.

El mayor énfasis en control del *fouling* está desarrollado en el campo marino, mientras que en agua dulce, recién en la última mitad del siglo XX en Europa y Estados Unidos comenzaron a realizarse los estudios en forma metódica como en el marino. Esto se debió a las invasiones de *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), o mejillón cebra, y *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), o almeja asiática. Asimismo, existen también importantes ejemplos sobre la necesidad de realizar nuevas investigaciones para el desarrollo de procedimientos de control en la Región Neotropical, donde todavía el *macrofouling* en agua dulce es novedoso. Los tratamientos de prevención y control utilizados están basados en especies y ambientes de América del Norte, lo cual, es inapropiado para el resto de América.

La introducción del mejillón cebra en América del Norte ha provocado un incremento en los trabajos publicados para el control de esa especie, y ha generado un efecto amplificador no sólo en la investigación sino también en la difusión del problema de las bioinvasiones en general. En relación con el tema de las bioinvasiones acuáticas, se realiza anualmente el *International Zebra Mussels and Aquatic Nuisance Conferences*, en forma alternativa entre Estado Unidos y Canadá, donde se difunden los casos e investigaciones, tanto a nivel académico como general/comercial. En el año 2004 (ICAIS, 2004), la reunión número 13 fue la primera que se realizó fuera del continente americano, en Irlanda, lo que evidencia la necesidad de investigación para hallar tratamientos sustentables para el *fouling*, no sólo en América sino también en Europa.

Síntesis de métodos de control

En los sistemas de enfriamiento es fundamental la experiencia directa en su operatividad y función. Los procesos de *antifouling* que se han utilizado para los circuitos de enfriamiento caen en dos categorías principales: *Métodos físicos*, en los que no se adicionan químicos en el agua y *métodos químicos*.

Para el caso de grandes sistemas de enfriamiento que utilizan agua cruda, el *fouling* se encuentra en velocidades de agua con tasas que exceden el m³/seg. A fin de alcanzar soluciones económicas, es importante que los métodos sean adecuados para cada organismo del *fouling* (desde la capa inicial bacteriana) y diseñado específicamente para el circuito de enfriamiento en particular a tratar. Asimismo, mientras no existan soluciones genéricas aplicables a las numerosas categorías de organismos, optimizar los procedimientos requiere un conocimiento biológico particular de cada caso.

El objetivo de un régimen de control económico y ambientalmente óptimo, no necesariamente debe consistir en la eliminación total de los organismos asentados en todo el sistema. En la mayoría de los casos el éxito radica en el control de las especies que se asientan en ciertas partes del circuito y en prevenir el excesivo desarrollo de las poblaciones, para no alterar las otras partes asociadas más susceptibles del sistema.

Para el período entre dos limpiezas físicas programadas, un tratamiento químico debe limitar o eliminar al *fouling* en los circuitos e intercambiadores de los circuitos a un nivel de funcionalidad del sistema. En muchos casos, estos métodos, llevados a cabo en un determinado sitio, tienen relación con una o dos especies invasoras, para las cuales los procedimientos genéricos deben ser adaptados de acuerdo a sus demandas ecológicas, a fin de impedir el asentamiento larvario y crecimiento en las partes más sensible del circuito. En el caso de una sola especie, en este caso *Limnoperna fortunei*, implica el conocimiento biológico adecuado y llevar adelante un monitoreo de largo tiempo con el objeto de seguir la evolución de las poblaciones y notar la introducción de nuevos ejemplares o potenciales nuevas especies.

Otro elemento importante a considerar es la configuración del circuito y la operación del bombeo (descarga y velocidad del agua); es de singular importancia, asimismo, tener en cuenta las áreas de asentamiento más favorables para el crecimiento y asentamiento de los organismos (recodos del sistema, filtros, etc.).

Tabla 1. Beneficios y contraindicaciones de los químicos más utilizados en el control del *macrofouling* en agua dulce (modificado de Claudi & Mackie, 1994).

	Desventaja	Ventaja
QUÍMICOS NO-OXIDANTES		
Salinidad	- Podría utilizarse para el control si el sistema lo soporta.	- Adultos y larvas no son tolerantes a altas concentraciones de sal
Floculación	- Las concentraciones utilizadas en la floculación no son suficientes para el control.	- La combinación de Aluminio (como componente floculante), la disminución del pH y la mezcla puede producir la muerte de veliger.
Sales de potasio	- Es tóxico para otros integrantes del ecosistema	- Altamente tóxico para mejillones. - Puede ser utilizado en sistemas cerrados. - Es económico
Nitrato de amonio	- No presenta beneficios en relación con otros molusquicidas	- A ciertas concentraciones es efectivo. - Puede ser utilizado en sistemas cerrados. - Es económico
QUÍMICOS OXIDANTES		
Permanganato de potasio		- Agente oxidante efectivo. - Utilizado como alguicida
Peróxido de Hidrógeno	- Menos efectivo que el cloro - Es costoso.	- Agente oxidante efectivo, utilizado en plantas purificadoras de agua. - Previene el asentamiento de veliger
Brominas	- Se desconocen las concentraciones apropiadas y mecanismos de aplicación	- Oxidante más efectivo a pH mayor 8 - Menos tóxico que el Cloro para las especies no-blanco.
Ozono	- Alto costo del equipo y de su mantenimiento - Dificultad y alto costo para mantener concentraciones apropiadas	- Alta capacidad bactericida y previene otros agentes de <i>biofouling</i> . - Gran capacidad de disipación = sin residuo
Cloraminas	- Altas concentraciones para control de veliger. - Alto costo para sistemas de aguas en movimiento. - No presenta ninguna ventaja en relación con otros agentes oxidantes. - Se desconocen las dosis según las estrategias de aplicación.	- Utilizadas como desinfectante en plantas potabilizadoras. - Efectivo para veliger. - No produce trihalometanos
Dióxido de cloro	- Se requieren equipos especializados - Es más costoso que el cloro y más complicada su utilización	- Efectividad probada (diferentes opiniones) - No produce trihalometanos
Cloro	- La mayor preocupación, en cuerpos de agua lénticos, es que, combinados con sustancias orgánicas producen trihalometanos (carcinogénico)	- Efectividad probada - Aplicable en la mayoría de los sistemas de agua. - Tóxico a bajas concentraciones. - No es bioacumulable. - Residuo oxidante es sencillo de medir - Costo aceptable. - Sistema de clorinización es simple de construir y mantener

Sobre la base de un estudio realizado en Francia, Holanda, Reino Unido e Italia (Jenner y otros, 1998), los métodos más utilizados en los circuitos de enfriamientos en las estaciones generadores de energía, son los siguientes:

- Métodos físicos. Filtración del agua, limpiezas mecánicas, alta velocidad del agua, shock térmico y el uso de pinturas tóxicas y no tóxicas.
- Métodos químicos. En estos, la cloración es la más utilizada. Una breve síntesis sobre los pro y contras de algunos químicos, se encuentran en la Tabla 1.

Nuevos métodos han sido desarrollados a partir de proyectos de investigación para el mejillón cebra, luego de la introducción de esta especie en la década de 1980, e.g. microfiltración, cubiertas no tóxicas, luz UV, corriente electrolíticas, protección catódica, energía acústica y compuestos orgánicos. Por su parte, en los países europeos, alternativas a la cloración son dióxido de cloro u ozono, así como algunos compuestos orgánicos están siendo investigados. Campo de aplicación, impacto ambiental y costos limitarán sus usos en los sistemas de enfriamiento, e.g. algunos métodos pueden ser usados exitosamente para cosas muy específicas como es el caso del cloruro de potasio en sistemas contra incendio para el caso del mejillón cebra.

Dentro del conjunto de estrategias, las químicas son las más populares, y es la más elegida, tanto en Europa como en América del Norte. Para eliminar al mejillón cebra (Claudi & Mackie, 1994; Jenner y otros, 1998) se definieron cuatro estrategias, las que pueden ser aplicadas para todo el *macrofouling*. Pueden ser diseñadas para proteger todo el circuito, desde la toma de agua hasta la descarga. La desventaja radica en las limitaciones en la descarga de material tóxico al ambiente y, por lo tanto, en adecuarse a las regulaciones ambientales. Hay que elegir el químico de menor impacto en el ambiente y que éste, además, sea eficaz para eliminar los mejillones. Los químicos más frecuentemente considerados para el control del mejillón cebra se sintetizan en la Tabla 2. Los únicos que fueron aprobados para el control de este invasor son el hipoclorito de sodio o el cloro gaseoso. No obstante, varios agentes químicos en Estados Unidos han sido aprobados provisionalmente para aplicarlo en los sistemas. En sistemas cerrados o condiciones estáticas, el número de tratamientos químicos que pueden ser usados son varios, con la condición de no ser liberados al ambiente.

Tabla 2. Los químicos más utilizados para el control del mejillón cebra en América del Norte (modificado de Claudi & Mackie, 1994). **NA:** no aprobado como agente de control para el mejillón cebra; **A:** aprobado como agente de control para el mejillón cebra; **A*:** aprobado para algunas instalaciones e industrias sólo para remover las veliger; **Exp.:** en etapa experimental.

Químico para el control	Status de aprobación	
	Canadá	USA
Nitrato de amonio	NA	NA
Bromo	NA	A
Gas-cloro	A	A
Dióxido de cloro	NA	A
Cloramina	NA	NA
Peróxido de hidrógeno	NA	A
Sales de potasio	NA	A
Permanganato de potasio	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
Ozono	NA	A
OTROS		
Baja concentración de calcio, pH	Exp.	Exp.
Alta concentración de dióxido de carbono	Exp.	Exp.
Aluminio	A*	A*
Salinidad	NA	A
Metabisulfito de sodio	A	A

La forma de utilización del químico puede llegar a ser más importante que el químico elegido. Las diferentes estrategias tienen distintos objetivos. Existen cinco tipos básicos de aplicaciones de los tratamientos químicos (Figura 4), las cuales pueden, a su vez, agruparse en proactivas o prevención (precaución del asentamiento en los sistemas de agua), y reactivas o control (utilizadas cuando se han asentado en el sistema de agua o en estructuras externas) (Claudi & Mackie, 1994).

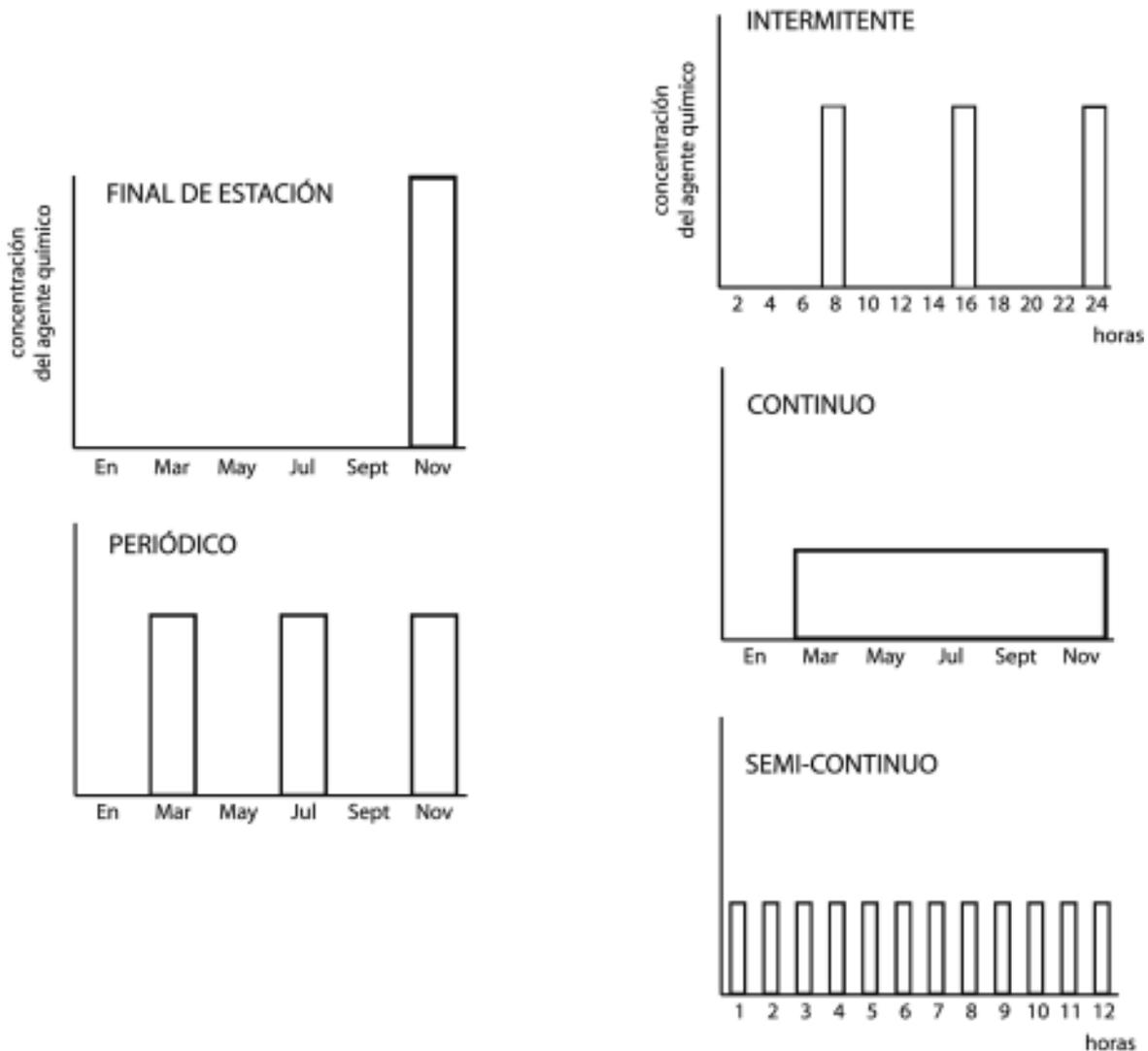


Figura 4. Esquema de los cinco tipos básicos de aplicación de químicos, destinados a la prevención y control del mejillón dorado (modificado de Jenner y otros, 1998).

Reactivo.

1) **Final de estación.** Al final de una estación de cría, químicos oxidantes o no oxidantes en cantidad suficiente son aplicados por un periodo largo, capaces de matar a todos los adultos establecidos en el sistema (la aplicación puede extenderse a semanas). Estos parecen ser utilizados en casi todas las plantas europeas y también en forma exitosa en América del Norte. El tratamiento presupone que el sistema de la planta puede tolerar el *fouling* del mejillón de una estación, y que la biomasa y las valvas presentes en el sistema pueden ser removidas después del tratamiento, sin mayores inconvenientes. Cabe destacar que se estima que el estado físico de los mejillones adultos es débil y no tienen reservas de energía en el cuerpo para la liberación de gementas.

2) **Periódicos.** Es una variación del ítem anterior. Nuevamente el blanco son los adultos, pero el tratamiento es más frecuente. Básicamente, se aplica cuando las densidades y tallas de los mejillones adultos permanecen bajas. La concentración y el tiempo serán semejantes al primer tratamiento. La biomasa que ha sido removida

es probablemente más pequeña, pero el sistema en cuestión debe ser capaz de tolerar ese grado de *fouling*. Si el tratamiento se realiza en períodos breves, éste previene el asentamiento de individuos muy grandes.

Pro-activas.

3) **Intermitente.** Dosificaciones cada día o cada tres días, a intervalos frecuentes (6, 12, 24 hs.); tiene por objeto prevenir la infestación del mejillón, por lo tanto se debe aplicar durante el período de asentamiento. Sólo ha sido utilizado con químicos oxidantes; su accionar radica en destruir las larvas post-veliger que se asentaron desde el tratamiento previo. Con esta estrategia se evita la infestación del sistema. En la etapa temprana de su vida el mejillón dorado es más susceptible que en su fase adulta, por lo tanto la concentración del químico es menor. El tratamiento cuenta con que el poder oxidante de los químicos es suficiente para penetrar la valva relativamente frágil de los mejillones recientemente asentados y destruir sus tejidos. No quedan restos de conchillas en las tuberías del sistema. Este tratamiento no afecta a los adultos que penetraron en el sistema.

4) **Semi-continuo.** Siendo expuesto a una sustancia nociva, el mejillón dejará de filtrar y rápidamente cerrará sus valvas. Esta situación se mantendrá entre 15 y 30 minutos antes de que las valvas sean reabiertas e intenten filtrar nuevamente. Por lo tanto, el tratamiento puede programarse cada 15-45 minutos. Esto impactaría en todos los estadios del mejillón de forma casi continua, pero con una utilización de químico menor que en el tratamiento continuo.

5) **Continuo.** Está diseñado para no permitir el asentamiento en el sistema. Las larvas veliger que entran no necesariamente sufren el 100% de mortalidad, pero la presencia de químicos nocivos puede ser suficiente para evitar el asentamiento de las mismas. Algún adulto presente puede también sucumbir si el bajo nivel del químico se mantiene durante la estación de cría. También pueden soltarse de sus bisos, a fin de alejarse del lugar de impacto del químico. Las concentraciones del químico pueden ser muy bajas, pero continuas. Es seleccionado para sistemas que no pueden tolerar ninguna cantidad de *fouling*. Por ejemplo, los sistemas antiincendio. Sólo fue aplicado con químicos oxidantes como el cloro.

Los criterios que deben adoptarse para la selección del químico a utilizar (Jenner y otros, 1998), son fundamentalmente dos:

- 1) La biología del organismo blanco, en particular la ubicación y duración del periodo de asentamiento.
- 2) La tasa de crecimiento de la especie blanco, teniendo en cuenta la relación de este parámetro con las características propias del ambiente como, por ejemplo, el nivel del recurso trófico.

Asimismo, debe considerarse, por un lado, el modo de acción del químico en cuestión, atendiendo a la toxicidad de éste (estrategia del tóxico, aguda o crónica); y, por el otro, la máxima densidad de *fouling* aceptado por el sistema (tolerancia operacional).

Por último, como se mencionó oportunamente, no existe un método eficaz que actúe sólo sobre la especie problema, en este caso el mejillón dorado. Por el contrario, la metodología sustentable económica y ambientalmente, radica en una combinación de tratamientos ordenados tanto espacial como temporalmente, que impacte lo menos posible al ambiente, no altere el normal funcionamiento de la planta y además sea económica. Para lograr esta combinación de tratamientos, no solamente hay que tener en cuenta lo mencionado en el presente capítulo, sino también desarrollar una serie de tres módulos: diagnóstico, generación de pautas científicas de acción y monitoreo. A esta serie se la denomina comúnmente etapas de un tratamiento de control (Tabla 3).

Tabla 3. Etapas de un tratamiento de Control del *macrofouling*.

<p>DIAGNOSIS. En este módulo, se plantea desarrollar:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1.- Evaluación del estado de invasión en el sistema de agua o ambiente humano, en relación con la situación existente en los diferentes sectores operativos considerando: <ul style="list-style-type: none"> - Características poblacionales del mejillón dorado (internas y externas a la Planta). - Estado de los asentamientos. - Estructura y funcionamiento de la planta. 2.- Resultados que se esperan alcanzar. <ul style="list-style-type: none"> - Situación o grado de contaminación por especies, actual. - Proyección de dicha contaminación en tiempo y espacio.
--

Tabla 3. (Continuación)

<ul style="list-style-type: none"> - Potenciales tratamientos y estrategias sustentables a seguir. <p>3.- Finalidad.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Diseño de un programa sustentable de control del <i>macrofouling</i> de agua dulce. - Construcción de un presupuesto definitivo para el control. <p>4.- Actividades.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Toma de muestras representativas de la población (adultos y larvas). - Determinación de los puntos de muestreos, sobre la base de: <ul style="list-style-type: none"> - Características estructurales de la Planta y capacidad de acceso. - Determinación de los puntos clave para el sistema. - Análisis de dichas muestras. - Toma de conocimiento de materiales y tipo de aplicación de la Planta. - Informe final.
<p>DISEÑO DE TRATAMIENTOS PARA EL CONTROL.</p> <p>a.- Aplicación de una combinación de tratamientos según la estructura y funcionamiento de la planta.</p> <p>b.- Aplicar una serie de módulos en forma ordenada e intensiva.</p> <p>Módulos potenciales:</p> <p>I.- Limpieza.</p> <p>II.- Sectorización del control.</p> <p>III.- Selección y aplicación de tratamientos para cada sector.</p>
<p>MONITOREO</p> <p>* Evaluar la efectividad</p> <p>* Minimizar al máximo concentraciones y aplicaciones en los tratamientos considerando:</p> <ul style="list-style-type: none"> - efectividad de las dosis y aplicaciones; - épocas del año/ciclo de vida de la especie; - rutina de mantenimiento de la planta.

DIFUSIÓN

Como se mencionó al comienzo del presente capítulo, existe aún un novedoso problema económico/ambiental, como es el *macrofouling* de agua dulce en América del Sur en particular y las bioinvasiones en general. La finalidad del presente módulo es lograr que este problema deje de ser novedoso y se considere de forma rutinaria, no su existencia sino su prevención y control.

Con la finalidad esbozada en el párrafo anterior, se debe llegar a concienciar a toda la sociedad, profesional y no profesional, para lo cual, a modo de ejemplo, se describirá someramente el caso implementado por la Universidad Nacional de La Plata, a través de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, por medio de un programa de difusión (para más información consultar en www.malacologia.com.ar) ejecutado a través de:

a) Cursos destinados a un público específico: graduados, profesionales de las plantas y docentes de distintos niveles.

b) Folletos, cuya finalidad es llegar a la parte de la población con mayores posibilidades de transformarse en vector de este tipo de contaminación por especies (pescadores, nautas, etc.).

c) Documentales y exposiciones y/o muestras destinadas a un público general.

Este tipo de mecanismo o programa de difusión es efectivo en la medida que su accionar no sea sólo a través de una sola universidad o el nivel académico, como único que esté abocado a la misma. Por el contrario, el nivel del problema a tratar supera un simple programa universitario o, quizás, de una empresa privada abocada a este accionar, y tiene que ser realizado por las entidades nacionales e internacionales involucradas, por ejemplo, por estructuras de gestión existentes en el Mercosur.

REFERENCIAS

- 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.

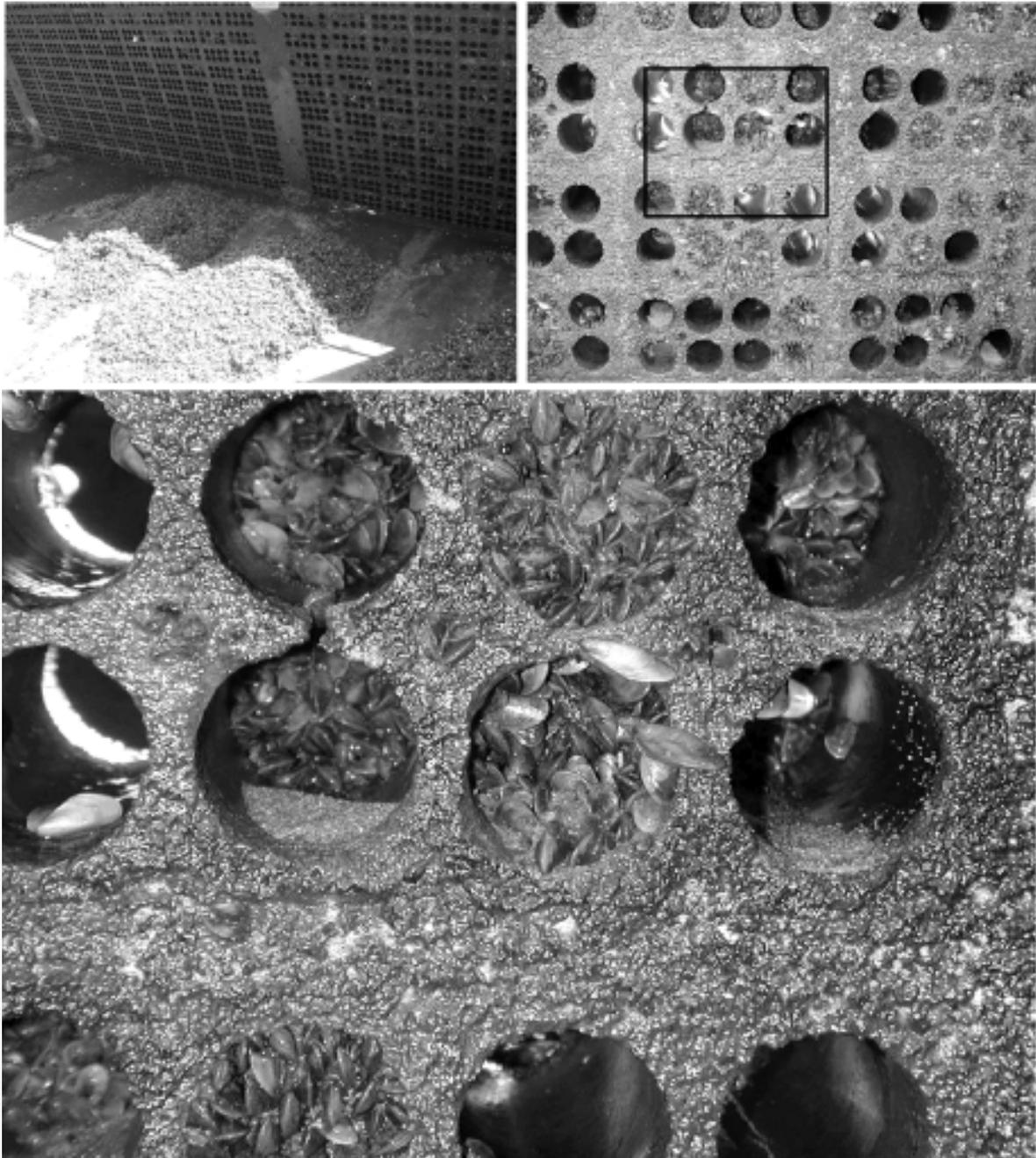


Lámina 1. *Macrofouling* en el parshall de una Planta Potabilizadora.

CAPÍTULO 11

EFFECTO DE BIOCIDAS Y TOLERANCIA A LA EXPOSICIÓN AL AIRE

MIRIAM E. MAROÑAS ¹ Y CRISTINA DAMBORENEA ²

INTRODUCCIÓN

Los problemas provocados por la introducción no intencional en la Cuenca del Plata del mejillón dorado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), impactan tanto en el ambiente natural como en el humano. En este último, el mejillón dorado produce severos daños en infraestructura de plantas industriales, potabilizadoras y generadoras de energía que toman agua de los ríos para su funcionamiento, provocando *macrofouling* en el agua dulce de América del Sur (Darrigran, 1997; Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000). En América del Norte, la almeja asiática, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) y, en especial, el mitilido comúnmente conocido como mejillón cebra, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), ocasionan serios problemas en las industrias. Dada la amplia distribución de éste último mejillón y los serios perjuicios económicos que causa, existen numerosos estudios acerca de sus respuestas ecofisiológicas ante la exposición a sustancias químicas potencialmente utilizables como agentes de control y sobre la tolerancia de esta especie a la exposición al aire por tiempo prolongado. En perjuicio de las industrias sudamericanas, los conocimientos con respecto al mejillón dorado son escasos, a pesar del alto impacto ya provocado por esta especie.

En este capítulo presentaremos una síntesis de las experiencias llevadas a cabo por varios autores, tanto del ámbito local como internacional, sobre el efecto de diversos biocidas y sobre la tolerancia de *L. fortunei* a la exposición al aire. Estas experiencias constituyen un elemento fundamental para establecer metodologías sustentables de prevención y control del mejillón dorado en los sistemas de agua industriales.

BIOCIDAS

Por definición, un biocida es un causante de muerte. Este término es aplicado a los productos químicos utilizados para matar organismos vivos, tanto los que interfieren o amenazan la salud como los que afectan a las actividades humanas. Sin embargo, en general, no se consideran como biocidas a los antibióticos usados en medicina. Algunos biocidas son selectivos, es decir, son más potentes contra un número pequeño de especies que contra otras. Por el contrario, otros son tóxicos indiscriminados. El "biocida ideal" es una sustancia alta-

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. 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. cdambor@fcnym.unlp.edu.ar

mente tóxica para un tipo particular de organismo o grupo de organismos y que no tiene efectos perjudiciales para el resto de los componentes biológicos del sistema. Además, este "compuesto ideal" no reacciona con los elementos abióticos del ambiente y se disocia en formas no tóxicas. Como se sabe, este "biocida ideal" aún no se ha logrado, pero ante la necesidad de ser utilizado en la prevención del asentamiento y/o en el control efectivo del *biofouling* en sistemas de aguas, las investigaciones se han orientado en el sentido de minimizar los impactos ambientales.

Son numerosos los químicos empleados como biocidas. De acuerdo con su mecanismo de acción se diferencian en oxidantes y no oxidantes. Entre los primeros se destaca el cloro como sustancia utilizada universalmente, y también pueden mencionarse el ozono, el peróxido de hidrógeno y el permanganato de potasio, entre otros. Varias sustancias químicas no oxidantes se han desarrollado como agentes de control sobre bacterias o algas y su uso se ha extendido a moluscos (molusquicidas).

Cloro

El cloro ha sido aplicado ampliamente en los tratamientos de potabilización del agua para el consumo humano desde principios del siglo XX. En épocas recientes, la cloración con hipoclorito de sodio comenzó a utilizarse en forma muy extendida en los sistemas de agua como método para el control del *biofouling*.

De todos los desinfectantes es el más intensamente estudiado en relación con su química, toxicidad y ecotoxicidad. Por ello, al estar tecnológicamente bien probado y porque su costo económico es aceptable, es utilizado universalmente en las industrias. Sin embargo, está muy lejos de poseer las características del "biocida ideal".

La acción del cloro como agente de control del *biofouling* se realiza a través de su efecto tóxico oxidante directo sobre los organismos, por inhibición del asentamiento y del crecimiento de los estadios larvales, o por debilitar los mecanismos por los cuales los individuos permanecen sujetos al sustrato (Claudi & Mackie, 1994).

Se dispone de compuestos para la cloración a partir de varios productos químicos. Los más frecuentemente utilizados son el hipoclorito de sodio (NaOCl) y el cloro gaseoso (Cl₂). Muchos factores, tales como el pH, el contenido de nitrógeno orgánico e inorgánico y la temperatura, afectan el poder oxidante del cloro. Conjuntamente, se deben considerar las propiedades emergentes de cada población, como por ejemplo su estructura de edad o de tallas, su densidad, su biomasa, ya que diferentes poblaciones tendrán respuestas desiguales ante concentraciones semejantes del oxidante. Por estas razones es necesario ensayar su efectividad teniendo en cuenta las condiciones reinantes en las instalaciones a tratar.

Se conocen numerosas investigaciones acerca del efecto del cloro en otros bivalvos invasores como los ya nombrados *D. polymorpha* y *C. fluminea*. En *L. fortunei*, los primeros estudios para determinar la eficacia del cloro como agente para su control fueron los realizados por Morton y otros (1976). Estos autores trabajaron con ejemplares adultos provenientes del embalse de Plover Cove de Hong Kong, utilizando grupos de organismos sin especificar su talla. Más recientemente, Cataldo y otros (2003) realizaron varios ensayos con individuos de esta especie colectados en las costas del Río de la Plata, en la localidad de Quilmes (Buenos Aires, Argentina).

Morton y otros (1976) utilizaron agrupamientos con aproximadamente 30 individuos que fueron colocados en tanques con agua proveniente del ambiente natural (el embalse), manteniéndola en circulación. Los mejillones dorados fueron alimentados durante todo el tiempo que duró la experiencia. Realizaron ensayos con tres tratamientos diferentes en los que se aplicó cloro en: (a) bajas concentraciones (0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 y 1,2 mg/l) adicionando hipoclorito de sodio cada cuatro horas para mantener la concentración constante; (b) altas concentraciones (200; 300 y 400 mg/l) sin cloro adicional y, por último (c), altas concentraciones (200; 300 y 400 mg/l) por un período de cuatro días y, a continuación, los animales permanecieron expuestos a bajas concentraciones (1 mg/l), adicionando hipoclorito de sodio cada cuatro horas. Los tratamientos realizados tuvieron diferente duración temporal y siempre se mantuvieron grupos de control con agua procedente del embalse.

Los ensayos realizados por Cataldo y otros (2003) fueron llevados a cabo con 6 concentraciones de cloro diferentes (1, 5, 10, 25, 50 y 100 mg/l) a temperaturas de 15, 20 y 25°C. La concentración de cloro fue mantenida en forma constante por adición de hipoclorito de sodio una vez por día. Los organismos utilizados tenían entre 15-25 mm de longitud máxima valvar y se encontraban fijados a las superficies de ensayo. En este estudio no se les proporcionó alimento durante el desarrollo de las experiencias. Estos autores mantuvieron grupos de control y todas las rutinas fueron llevadas a cabo por triplicado. Cada 24 horas removieron los individuos muertos que se identificaron por la ausencia de respuesta ante estímulos mecánicos.

Morton y otros (1976) encontraron que con bajas concentraciones el cloro no produce mortalidad inmediata sino que, recién transcurridos 24 días, con una concentración de 0,2 mg/l, pudo registrarse un 37% de mortalidad, considerando que la mortalidad en el grupo control había sido de un 11%. En la Tabla 1 se consignan la dosis letal cincuenta (LD₅₀) que estimaron para las distintas concentraciones utilizadas. En este trabajo, los autores no especifican a qué temperatura se realizaron los ensayos, aunque puede deducirse por la información aportada en los gráficos que la misma estuvo en el rango 19,8 – 21,8 °C. Morton y otros (1976)

concluyen que, con dosis entre 200-400 mg/l, el 50 % de los especímenes muere a los 6 días, pero si luego se aplican bajas dosis de cloro para mantener concentraciones de 1 mg/l, se asegurará la mortalidad de la población restante en 11 días. Hay que señalar que con concentraciones entre 200-400 mg/l de cloro se produce un marcado incremento en la alcalinidad, llegando el pH a valores próximos a 10. Morton y otros (1976) destacan que este factor podría contribuir en la mortalidad del mejillón dorado. Los resultados obtenidos por Montalto y Marchese (2003) para *L. fortunei* con respecto al pH confirman que valores de 10 producen una alta mortalidad. Estos últimos autores trabajaron con organismos divididos en tres grupos de tamaño según su longitud máxima valvar: los juveniles hasta 6mm; adultos de 6 hasta 15 mm; y adultos con una talla mayor a 15 y hasta 27 mm. La temperatura de la experiencia tuvo un promedio de 21 ± 1 °C. El tiempo al que ocurrió la muerte estuvo relacionado con el tamaño de la valva, ya que los individuos más grandes mostraron mayor tolerancia que los más pequeños. De todas formas, a las 72 horas de iniciada la experiencia, la mortalidad era cercana al 100% para todas las tallas que formaron parte de los ensayos.

En la Tabla 1 también se sintetizan los valores estimados por Cataldo y otros (2003) de LD₅₀ bajo las tres temperaturas de las experiencias y para distintas concentraciones de cloro. Estos autores observan que a 15 °C con dosis de hasta 100 mg/l se necesitan entre dos y cuatro semanas para provocar el 100% de mortalidad, mientras que con dosis de 5 a 100 mg/l y 20 °C esta mortalidad se alcanza a las cuatro semanas. En cambio, con temperaturas de 25 °C, el tiempo requerido para alcanzar el 100% de mortalidad disminuye notablemente; con 100 mg/l de cloro sólo hacen falta 11 días, mientras que con 1 – 5 mg/l son necesarios 17 días para obtener dicha mortalidad.

Cataldo y otros (2003) presentan resultados en parte coincidentes con el trabajo previo de Morton y otros (1976) y de otros realizados para *Dreissena polymorpha* (Tabla 1).

Tabla 1. Porcentaje de mortalidad con distintas dosis de cloro y para diferentes temperaturas obtenidos para *Limnoperna fortunei* y *Dreissena polymorpha* en diferentes experiencias.

	Días	Dosis mg/l	Temperaturas °C	Mortalidad %	Longitud valvar mm	
<i>L. fortunei</i>	5-6	200		50		Morton y otros (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 y otros (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		
	10	5,5	25	50		
<i>D. polymorpha</i>	4	8,0	12	50	2 -10	Martin y otros (1993).
	6	5,0	12	50		
	29	5,0	12	100		
	10	2,5	12	50		
	22	2,5	12	100		
	15	1,0	12	50		
<i>D. polymorpha</i>	25	1,0	20 - 22	100	0,75-2	Van Benschoten. En: Van Benschoten y otros (1993).
<i>D. polymorpha</i>	28	1,0	8 -12	70	>2 -5	Lewis. En: Van Benschoten y otros (1993).

Los estudios realizados demuestran que tratamientos breves con cloro no son efectivos para controlar la totalidad de la población a tratar. Por investigaciones efectuadas en otros bivalvos (de Kock & Bowmer, 1993) se ha observado que esto se debe fundamentalmente a que los organismos detectan el tóxico y, como respuesta ante la sustancia extraña, cierran las valvas impidiendo el ingreso del agente oxidante. Solamente con

temperaturas superiores a 25°C y concentraciones mayores a los 25 mg/l el cloro afectaría significativamente la tasa de supervivencia de los bivalvos dentro de los primeros dos o tres días de exposición. Se supone que esto se debe a que en animales poiquilotermos expuestos a mayores temperaturas se produce un incremento de la tasa metabólica y, en consecuencia, hay una aceleración en la incorporación del agente oxidante incrementado el potencial tóxico del mismo.

Molusquicidas

A pesar de que los compuestos no oxidantes utilizados como biocidas resultan onerosos, poseen algunas ventajas con respecto al cloro. Estas sustancias son relativamente inertes en relación con los materiales constitutivos de los sistemas de agua de las industrias y, hasta el presente, no se ha detectado que reaccionen con elementos del medio, produciendo compuestos cancerígenos o deletéreos tal como ocurre con los oxidantes. Además, para el control de moluscos, son efectivos en bajas concentraciones, se inactivan rápidamente y son de sencillo manipuleo para su aplicación.

Polímero de amonio cuaternario. En los Estados Unidos se ha usado un compuesto catiónico líquido de amonio policuaternario (BULAB 6002®) para el control de algas en piletas de natación. Este compuesto es un ión de n polímeros de cadena abierta con átomos de nitrógeno cargados positivamente en la columna de su cadena polimérica. También es utilizado como microbicida en sistemas de agua comerciales e industriales, y empleado como molusquicida en la prevención y control del *biofouling*, especialmente el causado por *Dreissena polymorpha* (Martin y otros, 1993; McMahon y otros, 1993). El BULAB 6002® se enlaza con las superficies cargadas negativamente, incluyendo los microorganismos y las membranas de los moluscos. Estos últimos no son capaces de detectar a la sustancia activa como un agente nocivo y, por lo tanto, no cierran sus valvas al ser expuestos al molusquicida que provoca rápidamente la muerte.

Darrigran y otros (2001) realizaron una primera aproximación al estudio del efecto de este tipo de molusquicidas sobre las larvas del mejillón dorado. Para el desarrollo de las experiencias recolectaron el material con una red de fitoplancton en la ribera del Río de la Plata (Ensenada, Provincia de Buenos Aires). Una vez en el laboratorio tomaron alícuotas que fueron observadas bajo lupa y, con una micropipeta, extrajeron las larvas veliger umbonadas (237,5 - 287,5 micras) de *Limnoperna fortunei* que se utilizaron de forma inmediata en las experiencias. Las concentraciones ensayadas fueron de 1, 2, 4, 8 y 16 ppm de la sustancia activa del BULAB 6002®. Las soluciones fueron preparadas con agua corriente de red domiciliar estacionada. En cápsulas de Petri colocaron entre 9 a 10 larvas y, como controles, prepararon blancos con 10 larvas en el agua utilizada como diluyente. Realizaron toda la experiencia por duplicado y a temperatura ambiente de 18 °C ± 2. El ensayo fue controlado a las 24 horas, contando (bajo microscopio estereoscópico) la cantidad de larvas sin ningún tipo de movilidad (consideradas como muertas) y las que presentaban algún signo de actividad (consideradas como vivas). En la Figura 1 puede observarse el resultado de la experiencia. Los resultados fueron tratados con el programa de análisis Probit de la EPA para el cálculo de concentración letal cincuenta (LC₅₀) de test de toxicidad de distintas sustancias. La LC₅₀ de la réplica 1 resultó ser 9,6 ppm, y la de la réplica 2 fue de 4,65 ppm. Los autores comprobaron, mediante la prueba de Chi cuadrado, que la diferencia entre los valores esperados y los observados no eran significativas.

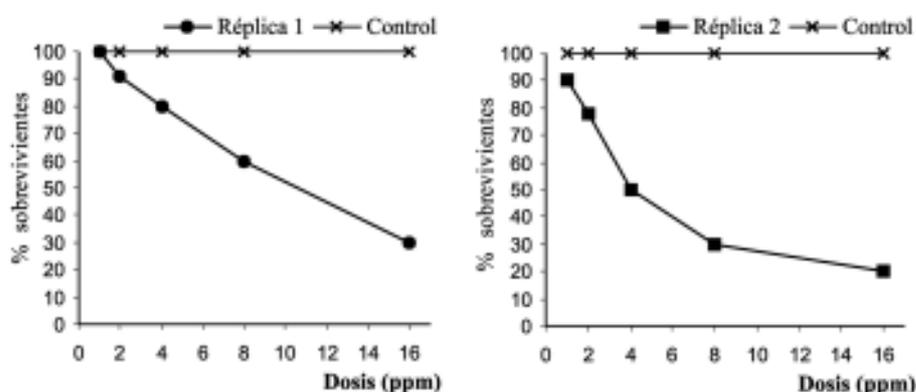


Figura 1. Porcentaje de larvas veliger umbonadas de *Limnoperna fortunei* sobrevivientes, a las 24 horas de iniciados los ensayos, en distintas concentraciones de BULAB 6002® y en grupos utilizados como control. Modificada de Darrigran y otros (2001).

Cabe destacar que Darrigran y otros (Ms) señalan que, a las 24 horas de iniciada la experiencia, se comprobó que en las cápsulas destinadas para controles, además de hallarse sólo individuos vivos, las larvas podían calificarse como nadadoras activas. En las restantes cápsulas, cualquiera fuera la concentración de la sustancia

tóxica, las larvas que permanecían vivas (certificado por el movimiento ciliar interno) debían ser calificadas como inactivas, ya que permanecían depositadas en el fondo de la cápsula. Lo experimentado por los grupos control permite determinar que los cambios de comportamiento o la muerte de las larvas fueron inducidos por el BULAB 6002®, y que las larvas de esta especie son muy sensibles a este tóxico, ya que a la menor concentración de sustancia activa utilizada se las encontró inactivas dentro de las 24 horas de iniciado el ensayo. Sería recomendable la experimentación con concentraciones menores a 1 ppm con el fin de evaluar la mínima concentración necesaria para lograr la inactividad larval.

El BULAB 6002® puede también ser utilizado para la limpieza de los sistemas cuando en éstos se han desarrollado asentamientos importantes de organismos adultos. De esta forma, utilizando concentraciones, tiempos y un sistema de recirculación adecuado, se logra matar y desprender a la población asentada. Darrigran y Damborenea (2001) realizaron ensayos con esta sustancia en diferentes concentraciones y para distintas tallas de *L. fortunei*. Los ejemplares adultos utilizados provenían del estuario Río de la Plata (Berisso, Buenos Aires, Argentina) los cuales fueron previamente aclimatados a las condiciones de laboratorio. Los ensayos de toxicidad se realizaron de forma estática, con renovación del medio cada 24 horas, a una temperatura de 24 ± 1 °C. Los animales seleccionados por talla fueron dispuestos en potes, colocados en acuarios con agua del ambiente y agua corriente (2:1) para lograr fijación a la superficie ofrecida. Cada tratamiento se realizó por triplicado. Para el control de las experiencias se utilizaron testigos tratados bajo las mismas condiciones. Las soluciones finales se realizaron a partir de una solución inicial de BULAB 6002® con un 60% de sustancia activa. Se efectuaron un total de seis ensayos a tres concentraciones diferentes (8, 12 y 20 ppm de sustancia activa) (Tabla 2).

La mortalidad de *L. fortunei* se monitoreó cada 24 horas, observándose, bajo microscopio estereoscópico, la actividad de los mejillones colocados en agua del ambiente y su respuesta ante estímulos sobre el manto. Las experiencias realizadas se extendieron por un lapso de 168 horas.

Tabla 2. Tallas promedios de *Limnoperna fortunei* y concentración de BULAB 6002® en cada uno de los ensayos realizados por Darrigran y Damborenea (2001).

Ensayo	Concentración del tóxico (ppm)	Longitud valvar (mm) media (rango)	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

Los resultados de Darrigran y Damborenea (2001) indican que a las 168 horas, con concentraciones de 8 ppm (ensayos 1 y 2) y de 12 ppm (ensayos 3 y 4) de BULAB 6002®, no se alcanzó el 100% de mortalidad de los adultos de *L. fortunei* (Figura 2). Para concentraciones de 8 ppm se registró una mortalidad de 78,88 % (ensayo 1) y de 75,00 % (ensayo 2), y con 12 ppm la mortalidad fue de 88,83% (ensayo 3) y de 82,14% (ensayo 4). Sin embargo, con 20 ppm, la mortalidad del 100 % se alcanzó a las 120 y 144 horas para los ensayos 5 y 6, respectivamente.

Los adultos de *L. fortunei*, al igual que sus estadios larvales, son sensibles a este tóxico. En Estados Unidos se desarrollaron ensayos semejantes (Martin y otros, 1993), con esta misma sustancia, para *Dreissena polymorpha* (mejillón cebra). En éstos, los individuos de 2 a 8 mm de longitud valvar expuestos a 8 ppm presentan una mortalidad del 100 % a las 144 horas. Según los resultados de Darrigran y Damborenea (2001), en el caso de *L. fortunei* la mortalidad no es mayor al 80% con concentraciones semejantes del compuesto y luego de 168 horas de experiencias. Este hecho indica que los adultos de *L. fortunei* son más resistentes a este biocida que los del mejillón cebra.

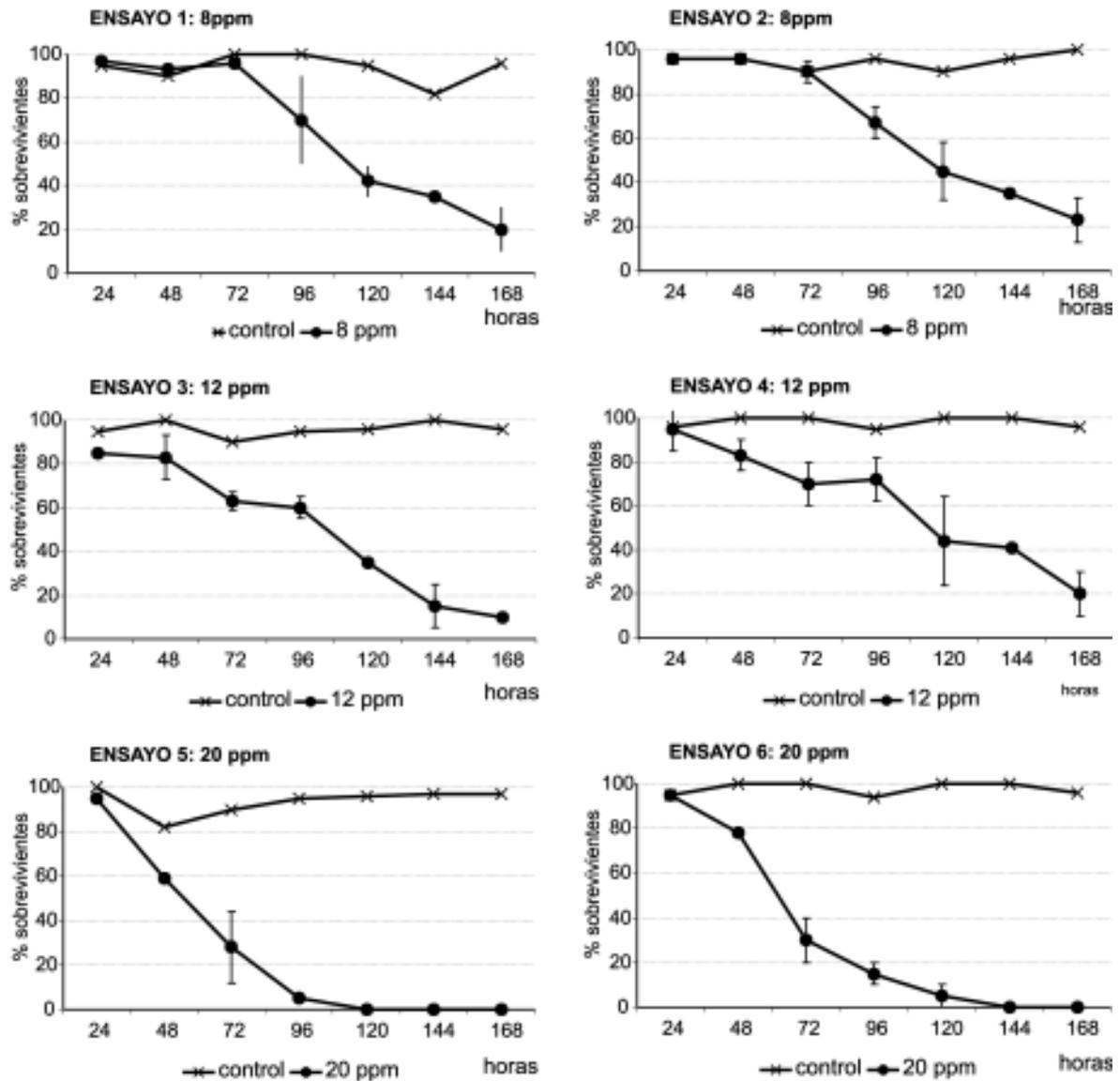


Figura 2. Porcentaje de adultos de *Limnoperna fortunei* sobrevivientes a lo largo del tiempo a distintas concentraciones de BULAB 6002® y en grupos utilizados como control. Modificada de Darrigran y Damborenea (2001).

Cabe destacar que este biocida es un tóxico no selectivo que, al ser volcado al ambiente causa un impacto indeseado acorde con la concentración utilizada. Para ensayar la aplicación de *shocks* de esta sustancia en concentraciones adecuadas para la limpieza del sistema de agua con abundantes asentamientos, estos deben realizarse en circuitos cerrados, donde el tóxico no sea vertido al ambiente cuando finaliza el proceso, excepto que sea previamente desactivado.

Otros molusquicidas ensayados. Cataldo y otros (2003) estudiaron en laboratorio el efecto de otros tres molusquicidas líquidos sobre el mejillón dorado. Los compuestos utilizados fueron:

- a. Molusquicida 1. Un compuesto de amonio cuaternario, con un 50 % de sustancia activa, que es un surfactante catiónico de la familia de los *n* alquil dimetilbencil cloruro de amonio.
- b. Molusquicida 2. Un compuesto orgánico conteniendo una solución de un álcali de amonio policuaternario (didecil dimetil cloruro de amonio) con un 50% de sustancia activa.
- c. Molusquicida 3. Un compuesto orgánico, el 2, 5' dicloro 4' nitrosalicilanilida.

Los primeros dos molusquicidas fueron ensayados ampliamente para ser utilizados como agentes de control del mejillón cebrado en América del Norte, y el tercero es usado en países tropicales para el control de caracoles de agua dulce vectores de la esquistosomiasis.

Cataldo y otros (2003) realizaron los ensayos con organismos de entre 15 – 25 mm de longitud máxima valvar, recolectados en las costas del Río de la Plata (Quilmes, Buenos Aires, Argentina). Las pruebas de toxicidad fueron llevadas a cabo por triplicado a temperaturas de 15, 20 y 25°C. Los molusquicidas fueron diluidos con agua corriente de clorinada y mantuvieron grupos de control. Ni éstos individuos ni los usados en los ensayos fueron alimentados durante las pruebas. El tiempo de exposición de los organismos a la acción del tóxico fue de 48 horas; cada 24 horas comprobaron la cantidad de individuos vivos y muertos de los distintos ensayos. Los dos compuestos de amonio cuaternario (molusquicidas 1 y 2) fueron probados con concentraciones de 1; 2,5; 5; 10; 20 y 30 mg/l y, para el denominado molusquicida 3, las concentraciones fueron de 0,25; 0,5; 1; 2; 4; 6 y 8 mg/l. Para el molusquicida 2, a 25 °C; además, ensayaron concentraciones de 0,5 y 0,75 mg/l necesarias para el cálculo de la dosis letal 50% (LC_{50}). Ya que de acuerdo con las especificaciones técnicas los molusquicidas presentan una acción residual una vez concluida la exposición, los organismos que permanecieron vivos fueron transferidos a aguas libres de tóxico y su respuesta monitoreada durante varios días.

Según los resultados presentados por Cataldo y otros (2003) para 15 °C, el molusquicida 1 no provocó una mortalidad de 100% en ninguna de las concentraciones ensayadas, aunque se realizaron observaciones hasta diez días post exposición. Para las otras dos temperaturas, a partir de 2,5 mg/l de concentración, después del tercer día post exposición, la mortalidad alcanzó valores de entre un 80–100%; y, con concentraciones mayores, se llegó a un 100% de mortalidad en menor tiempo. El molusquicida 2 fue efectivo, al provocar una mortalidad del 100%, bajo todas las temperaturas, cuando los moluscos estuvieron expuestos a altas concentraciones de sustancia activa. Con 25 °C su efectividad fue también alta para bajas concentraciones. El molusquicida 3 fue el más eficaz a la más baja temperatura, teniendo un efecto notable sobre todo en el primer día de exposición. A la mayor de las temperaturas, y en concentraciones superiores a 0,5 mg/l, fue muy efectivo; a las 72 horas de iniciada la experiencia había matado a la totalidad de los organismos. En la Figura 3 se presentan los resultados de la LC_{50} obtenidos por los autores.

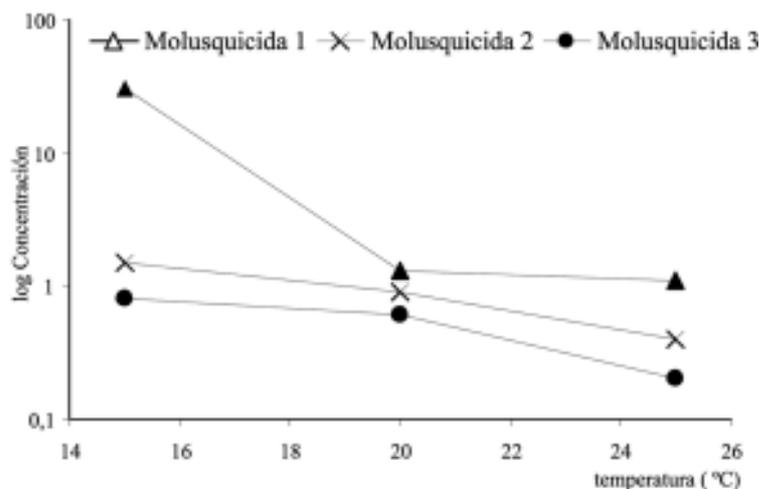


Figura 3. Dosis letal 50 de 48 horas de exposición a las tres temperaturas de las experiencias y para los tres molusquicidas ensayados. Datos tomados de Cataldo y otros (2003).

Como se desprende de la gráfica anterior, la dosis depende no sólo del efecto del molusquicida como agente tóxico para esta especie, sino también de la temperatura bajo la cuál está actuando. En este análisis se aplica el mismo razonamiento expuesto para el accionar del cloro. Con temperaturas mayores se produce un incremento de la tasa metabólica de los organismos y, por lo tanto, se acelera la incorporación del molusquicida, lo que produce un incremento de su potencial toxicidad. Las medidas de control sobre esta especie deben tomar en cuenta este hecho y, si es posible la aplicación de un molusquicida, realizarla en la época de mayores temperaturas para intensificar su efecto.

TOLERANCIA A LA EXPOSICIÓN AL AIRE

La tolerancia a la exposición al aire y la capacidad de fijarse fuertemente a sustratos por su bisco son características propias de los mitílidos, gracias a las cuales han podido aprovechar la alta disponibilidad de recursos

existentes en los sistemas intermareales. Estas propiedades también han favorecido la propagación antropocórica por vía terrestre de una cuenca a otra de los bivalvos de agua dulce epifaunales (Griffiths y otros, 1991; Ricciardi y otros, 1994; Mansur y otros, 1999).

Iwasaki (1997) fue quién realizó los primeros ensayos en laboratorio sobre la resistencia de *L. fortunei* a la exposición al aire. Los individuos utilizados en las experiencias provenían de recolecciones realizadas en el río Uji (Japón Central). Una vez en el laboratorio fueron aclimatados durante dos días, en los que se les proporcionó abundante alimento (*Chlorella* sp. y *Euglena* sp.). Sus experiencias consistieron en exponer al aire atmosférico a individuos aislados, con una longitud máxima valvar entre los 4 y 34 mm, en condiciones del ambiente con una temperatura que osciló entre los 26 – 30 °C y con un rango de humedad relativa de 72 – 81%. Cada 24 horas, Iwasaki verificó el número de individuos muertos a los que se les midió la longitud máxima valvar. Según este autor, para los pequeños mejillones (<10 mm), la supervivencia media fue de 3,2 días, cayendo abruptamente hacia el día 4 de la experiencia; para el día 5 todos habían muerto. La supervivencia media se acrecentó con el incremento en longitud de la valva (Figura 4); sin embargo, para el día 10 de iniciado el experimento, se registró el 100% de mortalidad. Lamentablemente, su diseño experimental no incluyó grupos testigos o controles, por lo que no pudo establecer si la única causa de mortalidad fue la exposición al aire. En sus conclusiones, Iwasaki sugiere que en condiciones de campo se incrementaría la supervivencia de los individuos, ya que es conocido el hecho de que la disposición en capas o la agregación de organismos mejora las condiciones de vida para los mejillones individuales, a través de incrementar la humedad y producir un descenso de la temperatura hacia las capas inferiores o hacia el centro del agregado.

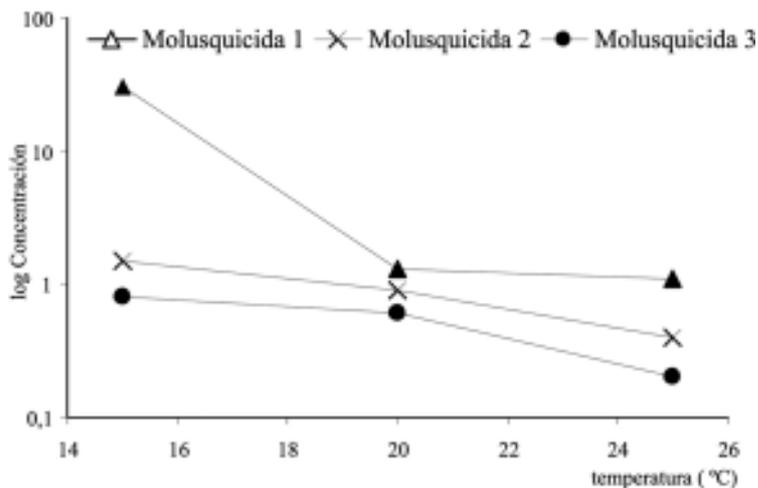


Figura 4. Supervivencia media en días de los individuos de *L. fortunei* de distintas clases de tallas expuestos al aire. Modificado de Iwasaki (1997).

Darrigran y otros (2004) también examinaron, en condiciones de laboratorio, la respuesta de *L. fortunei* a la exposición al aire bajo diferentes condiciones de humedad relativa, evaluando la mortalidad en función del tiempo. Los ejemplares utilizados fueron recolectados en las costas del estuario del Río de la Plata (Ensenada, Buenos Aires, Argentina). Previo a las experiencias, durante 48 horas, los mejillones fueron aclimatados en el laboratorio, en acuarios con agua de red domiciliaria estacionada, con aireación permanente y alimentados con algas (*Scenedesmus* sp.) cultivadas en el laboratorio. El diseño del experimento consistió en separar agregados de individuos a los que denominaron "rosetas", distribuidas en forma equidistante en bandejas plásticas. En una primera etapa expusieron dos lotes de rosetas al aire atmosférico (S1 y S2) y mantuvieron otro como control (C1). En la siguiente experiencia expusieron dos lotes de rosetas al aire atmosférico (S3 y S4) mientras que otros dos fueron mantenidos cubiertos con un lienzo humedecido a saturación cada 24 horas (H1 y H2). Aquí también utilizaron un grupo de rosetas como control (C2). Ambas etapas fueron realizadas en una habitación cerrada sin incidencia del sol, a una temperatura media de 25 °C ± 0,5 y con una humedad relativa ambiente que osciló entre un mínimo de 49% y un máximo de 63%. Los controles fueron mantenidos con agua de red domiciliaria estacionada con aireación y sin provisión de alimento. Diariamente extrajeron una roseta de cada una de las unidades experimentales, separaron a los individuos, y luego los sumergieron en agua corrien-

te estacionada con aireación. Después de 18 horas determinaron y contaron los ejemplares que permanecían vivos y los muertos, y a todos les midieron la longitud máxima valvar. Con la información obtenida calcularon el porcentaje de individuos sobrevivientes en cada tratamiento y muestreo. También, en todos los casos, realizaron el ajuste al modelo normal acumulado de los porcentajes de individuos muertos en función del tiempo, utilizando la técnica de mínimos cuadrados, y calcularon la cantidad de horas necesarias para que el 50 % y el 100 % de los individuos murieran. Además, clasificaron a los individuos de cada roseta en tres categorías de longitud valvar <10; 10-20 y >20 mm, y analizaron la mortalidad en función de la talla (Figura 5).

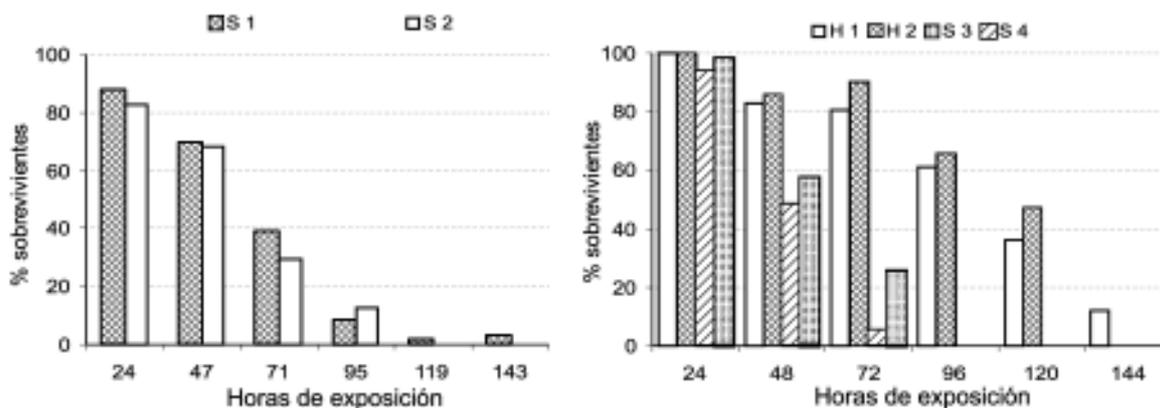


Figura 5. Porcentaje de individuos sobrevivientes según las horas de exposición para las dos experiencias realizadas. S 1 a S 4: exposición permanente al aire atmosférico, H 1 y H 2: humedecido a saturación cada 24 horas. Datos de Darrigran, Maroñas y Colautti.

Es notable el incremento de la supervivencia de *L. fortunei* a mayor humedad relativa (Figura 5). En los casos de exposición permanente los individuos no sobrevivieron más de 120 horas, con excepción de la experiencia S2 donde aproximadamente un 3% permaneció vivo por más tiempo, mientras que los humedecidos diariamente sobrevivieron hasta 168 horas. Observando la Tabla 3 se puede deducir que, con una exposición permanente al aire atmosférico, se requiere menos del 50% del tiempo de los expuestos a saturación para que muera el 50% de los individuos.

Tabla 3. Cantidad de horas necesarias para que los individuos permanentemente expuestos al aire (S1 a S4) o humedecidos diariamente a saturación (H1 y H2) alcancen el 50% y 100% de mortalidad.

Ensayo	Mortalidad 50% (horas)	Mortalidad 100% (horas)
S 1	57	119
S 2	61	168
S 3	47,44	96
S 4	54,82	96
H 1	103,91	168
H 2	110,02	144

Los resultados obtenidos al evaluar la mortalidad en el tiempo, por categorías de tamaño, demostraron que los componentes más jóvenes de las poblaciones son menos resistentes a períodos prolongados de exposición permanente al aire atmosférico (Figura 6), alcanzando el 100% de mortalidad un día antes que los mayores de 20 mm.

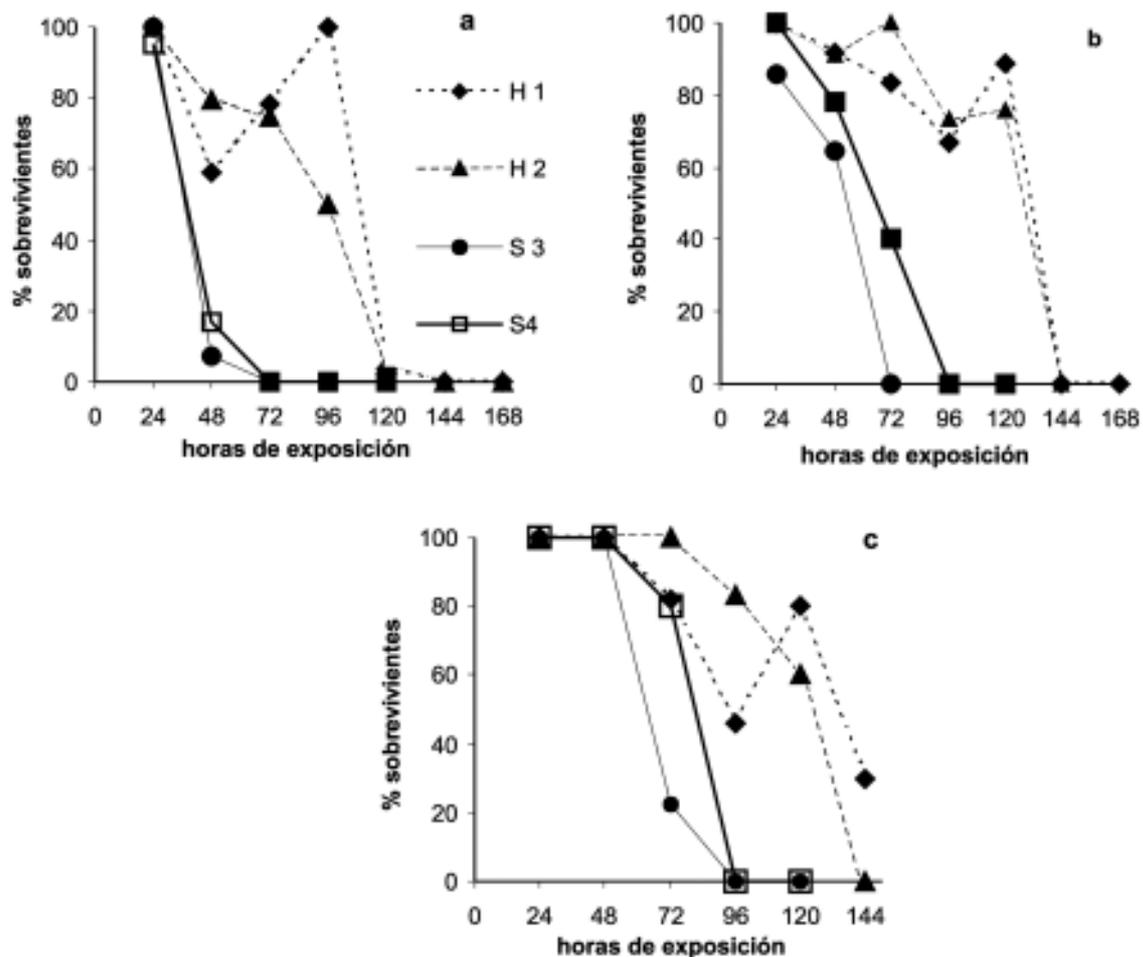


Figura 6. Porcentaje de sobrevivientes, por clase de tamaño de la segunda experiencia, de acuerdo con exposición permanente al aire (S3 y S4) o humedecido a saturación cada 24 horas (H1 y H2). **a:** longitud máxima valvar inferior a 10 mm, **b:** longitud máxima entre 10 y 20 mm, **c:** longitud máxima entre mayor a 20 mm. Datos inéditos de Darrigran, Maroñas y Colautti.

Darrigran y otros (2004) concluyen que la exposición al aire como herramienta de control resulta más eficiente en el caso de individuos menores a 10 mm de longitud valvar. En instalaciones industriales densamente colonizadas por *L. fortunei* la eliminación periódica del agua, por lapsos menores a seis días, no sería suficiente como mecanismo de control. Para ser efectivo, este método debería estar acompañado de procedimientos que reduzcan la humedad relativa del ambiente. De esta forma sería posible generar un *stress* capaz de producir una mortalidad del 100% de los individuos, en intervalos de tiempo menores. Asimismo, la complejidad del ambiente humano a tratar determina que esta metodología no pueda implementarse en todos los sectores de los sistemas. No obstante, este tratamiento representa una herramienta más, que debe complementarse con otras para diseñar estrategias de control que propicien el tratamiento integral de cada ambiente.

A partir de los resultados obtenidos, Darrigran y otros (2004) concluyen que es necesario tomar medidas sanitarias en relación con el transporte por vía terrestre de elementos que han tenido contacto con ambientes acuáticos invadidos por el mejillón dorado. Bajo condiciones atmosféricas semejantes a las de fin de primavera con respecto a la temperatura en un clima templado, pero con una humedad relativa inferior a la promedio para esta latitud, la especie demostró la capacidad de resistir hasta seis días de exposición al aire. Esto determina que pueda ser transportada hacia otros ambientes o cuencas, adheridas por sus bisos a embarcaciones, redes y equipos de pesca, entre otros, expandiendo no sólo su distribución geográfica sino, también, los perjuicios ambientales y económicos que esta dispersión involucra. Esta hipótesis, sustentada a partir de los estudios de la forma de dispersión de *Dreissena polymorpha* en el Hemisferio Norte (Nalepa & Schloesser, 1993), representa una vía alternativa para explicar la rápida dispersión del mejillón dorado, a contracorriente, en América del Sur (Darrigran, 2000; Darrigran & Ezcurra de Drago, 2000; Darrigran y otros, 2000). Este hecho, que provoca su amplia distribución actual, favorece y potencia su dispersión futura.

Montalto y Ezcurra de Drago (2003) evaluaron el tiempo de tolerancia a la desecación, tanto en el laboratorio, donde simularon un sistema de tuberías, como con experiencias en el campo. Los ejemplares que utilizaron se recolectaron en los ríos Santa Fe, Salado del Norte y en el Paraná Inferior a la altura de la ciudad de Rosario (Santa Fe, Argentina). En el laboratorio fueron mantenidos en acuarios que contenían agua de río aireada y alimentados con cultivos de algas (*Selenastrum capricornutum*). Los individuos que utilizaron en las experiencias fueron clasificados en tres clases a partir de su longitud máxima valvar: los juveniles (< 6 mm), adultos medios (> 6 – 15 mm) y los adultos mayores (> 15 – 27 mm). Los autores agruparon 20 individuos por experiencia e hicieron entre 3 a 5 réplicas, siempre llevando un grupo como control. En el microambiente control midieron el pH, la temperatura, el tenor de oxígeno, la temperatura ambiente y el porcentaje de humedad relativa. Todas las experiencias fueron controladas cada 12 horas, y se realizaron registros de individuos vivos y muertos. Conjuntamente, controlaron el tiempo de recuperación de los organismos ya que, después de cada experiencia, tanto para las de laboratorio como para las de campo, agregaron agua en el vaso de experimentación y controlaron el tiempo que tardaron los primeros organismos en mostrar signos de recuperación. Las unidades experimentales y el control usados fuera del laboratorio se colocaron en un dispositivo especialmente diseñado y fijado al suelo; para protegerlas de posibles depredadores se utilizó una tela metálica y, para la lluvia, una tela plástica. Estos autores también realizaron un análisis de los cambios en el nivel del agua del río Paraná para examinar los efectos de los períodos de aguas bajas sobre las poblaciones de *L. fortunei*.

Al igual que en las experiencias realizadas por otros autores, sus resultados mostraron que existe una tendencia a que los mejillones dorados más grandes toleren mejor la desecación que los más pequeños (Tabla 4). Cabe destacar que los grupos controles mostraron un 100% de supervivencia para todas las tallas.

Tabla 4. Cantidad de horas necesarias para que los individuos de distintas clases de tallas alcancen el 100% de mortalidad y rango de condiciones ambientales a los que estuvieron expuestos. Modificado de Montalto & Ezcurra de Drago, 2003.

	Mortalidad del 100%	
	Laboratorio	Campo
Juveniles	72	72
Adulto medio	192	96
Adulto mayor	276	108
	Condiciones ambientales	
Temperatura (°C)	9,1 – 16,5	15,3 – 16,6
Humedad Relativa (%)	63,4 – 78,4	65 – 93

El tiempo mínimo para la recuperación de los especímenes clasificados como juveniles fue el mismo, tanto para los que se mantuvieron en el laboratorio como para los sometidos a condiciones de campo (entre 10 y 15 minutos). Los individuos clasificados como adultos medios y mayores que fueron mantenidos en condiciones de laboratorio se recuperaron más rápidamente que los expuestos a la intemperie.

Como se puede observar en la Tabla 4, el mejillón dorado toleró mejor la desecación en condiciones de laboratorio. Montalto y Ezcurra de Drago (2003) concluyeron que este hecho estaría asociado con la menor variación en la temperatura y la humedad relativa reinantes en las condiciones de laboratorio. En el exterior, al existir una mayor variación en ambos factores, se produciría un mayor *stress*. Las experiencias fueron realizadas en otoño/invierno, por lo que los autores concluyeron que el tiempo de tolerancia a la desecación en el campo durante la primavera/verano, con temperatura más alta y con mayor número de horas de sol, debería reducirse.

La interpretación de los resultados obtenidos por Montalto y Ezcurra de Drago (2003) en el campo es de sumo interés en lo concerniente a las poblaciones del mejillón dorado que colonizan la zona del sistema río Paraná. En la llanura de inundación de este río las poblaciones de *L. fortunei* están sujetas a pulsos de agua. Durante el período de aguas altas esta especie puede colonizar la zona de transición agua – tierra, mientras que durante la fase de aguas bajas los individuos están sujetos a condiciones de desecación. Los resultados que obtuvieron en el campo les permiten asumir que, con un período extenso de aguas bajas, la población de *L. fortunei* podría decrecer naturalmente con un tiempo de exposición de al menos 96 horas.

Iwasaki (1997) encontró que los individuos de *L. fortunei* mayores a 20 mm sobrevivían hasta 10 días, mientras que los registros máximos de supervivencia de Darrigran y otros (2004) no superaron los 7 días, no obstante haber usado rosetas. A pesar de que en ambos estudios hubo coincidencia en la temperatura, la diferencia en la supervivencia se debería a que las experiencias de los últimos autores se hicieron en una atmósfera más desecante: 49-63 % de humedad relativa ambiente contra 72-81% utilizada en los ensayos de Iwasaki (1997). Los resultados obtenidos por Montalto y Ezcurra de Drago (2003), en relación con los ensayos realizados en el laboratorio, son coincidentes con las observaciones ya mencionadas, y confirman que la supervivencia del mejillón dorado está ligada a la temperatura. De todos los ensayos, estos últimos fueron los que se realizaron a las más bajas temperaturas y son los que presentaron la mayor supervivencia.

Las experiencias realizadas por Darrigran y otros (2004), en las que se aumentó periódicamente la humedad hasta el punto de saturación (H1 y H2), incrementaron notablemente la supervivencia en función del tiempo, comparados con la exposición permanente al aire. Esta respuesta tendría relación con la capacidad de la especie para vivir en zonas de intermarea, donde la inmersión y exposición son parte del ciclo de vida diario.

REFERENCIAS

- 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. Concentraciones letales 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 concentraciones letales de un biocida para el molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Mytilidae). *ACTAS Seminario Internacional sobre Gestión Ambiental e 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. COLAUTTI & M. E. MAROÑAS (Manuscrito). Acute toxicity test in larval stage of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) under experimental conditions.
- 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 RICHINOTTI & 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 delayed 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 Raton, 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 Publications.

CAPÍTULO 12

PINTURAS ANTIINCRUSTANTES

JUAN JOSÉ CAPRARI¹

INTRODUCCIÓN

En este capítulo se analiza el empleo de pinturas como factor de control en la prevención de la fijación de incrustaciones biológicas en general y de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en particular. Se hará referencia a la generalidad de las pinturas antiincrustantes, los principios, mecanismos básicos de acción y materias primas utilizadas en la elaboración de las pinturas que se emplean indistintamente en el control de organismos incrustantes fluviales o marítimos.

Las modificaciones que se realizan en la formulación de pinturas están destinadas a adaptar cada producto a las características del medio de inmersión para que el mecanismo de protección mantenga su eficiencia durante el mayor tiempo posible.

Aún cuando no se han realizado estudios científicos comparativos, es conocido el hecho práctico de que embarcaciones deportivas habitualmente estacionadas en medio fluvial, y cuya carena ha sido protegida por pinturas antiincrustantes bien formuladas y de buen comportamiento en ese medio, continúan siendo efectivas cuando las embarcaciones se trasladan a medio marino, y siguen funcionando correctamente cuando vuelven a su apostadero original. Por lo tanto, es posible el desarrollo de un producto que se adapte a variaciones extremas del medio ambiente natural, manteniendo su efectividad a pesar de estas alteraciones.

Por su modo de acción, una pintura antiincrustante es un producto muy especial, ya que, mientras la mayor parte de los revestimientos son formulados para conseguir máxima resistencia una vez formada la película, las pinturas *antifouling* modifican constantemente sus características frente al medio de inmersión en el cual deben disolverse algunos o todos sus componentes.

En su composición se emplean sustancias solubles presentes dentro del ligante (componente resinoso de la pintura) y también dentro de las mezclas de pigmentos utilizadas, ya que muchos de estos pigmentos son relativamente solubles en el medio acuoso, variando su solubilidad en función de condiciones ambientales tales como pH, temperatura, contenido salino, cantidad de oxígeno, turbulencia, etc. Estos mismos factores también influyen sobre el desarrollo y fijación de los organismos incrustantes marinos (balanus, algas verdes, algas rojas, etc.), como sobre aquellos que se desarrollan en medio fluvial: algas verdes, mejillón dorado o *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), mejillón cebra o *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), etc.

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

PRINCIPALES COMPONENTES DE LAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES

En la formulación de pinturas antiincrustantes se emplean **biocidas o repelentes** de origen **mineral, orgánicos** (de bajo impacto ambiental) y **naturales** (provenientes de vegetales), que deben ser puestos en libertad por la película. La moderna tecnología incorpora en la actualidad los fluopolímeros y las pinturas siliconadas, que actúan alterando las condiciones superficiales del sustrato disminuyendo al mínimo la fijación.

Las pinturas que emplean biocidas o repelentes deben ser formuladas de manera tal que alcancen un cierto **valor crítico mínimo**, que depende del producto usado y del tipo de ligante con que se haya formulado la pintura. Si la película aplicada no alcanza inicialmente ese valor, no tiene acción efectiva sobre las incrustaciones. El caso contrario estaría dado por una pérdida muy superior al valor crítico, lo que inicialmente daría una protección efectiva pero que llevaría a un rápido agotamiento de la sustancia activa y una protección de corto tiempo. Lo ideal sería lograr una formulación cuyo grado de lixiviación alcance un valor **ligeramente superior al crítico**, lo que asegurará una protección inicial efectiva y una mayor duración en servicio.

Modo de acción de los productos que liberan biocidas o repelentes frente a las larvas de los organismos que se aproximan a la superficie protegida

En general, se sugiere que podría ocurrir alguna (o una combinación de todas) de las tres situaciones siguientes:

- (a) El organismo podría ser repelido.
- (b) Podría sufrir alteraciones orgánicas importantes que determinen su muerte antes de fijarse.
- (c) Podría fijarse, comenzar su metamorfosis en adulto y morir en alguna etapa de este proceso.

Estos tres efectos han sido denominados con los términos de **repelencia, mortalidad prefijación y mortalidad post-fijación**.

A esta clasificación debe agregarse un mecanismo adicional, que surge como consecuencia de los conceptos modernos de protección antiincrustante ecológicamente aceptable: las pinturas que **actúan sobre los mecanismos de fijación de los organismos incrustantes**, las que basan fundamentalmente su acción en disminuir la energía superficial del sustrato en un nivel tal que haga imposible la adhesión de cualquiera de las sustancias adhesivas segregadas por los organismos incrustantes con este fin. En este caso, las propiedades antiincrustantes son aportadas por el ligante y no por los pigmentos biocidas.

PROPIEDADES DE LOS PRINCIPALES COMPONENTES DE LAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES

Componentes del pigmento

Pigmentos activos inorgánicos

Dentro de este grupo, los más utilizados son: el óxido cuproso, sulfocianuro cuproso, naftenato de cobre, resinato de cobre (denominación industrial del producto de la reacción entre el carbonato básico de cobre y la resina colofonia), sulfuro de cobre, cobre metálico laminar, polvo de bronce, polvo de cinc esférico y laminar y óxido de cinc.

Los derivados del cobre están ampliamente difundidos y aprobados para la formulación de pinturas antiincrustantes, con la sola excepción de la piritiona de cobre (*copper pyrithione*) que, a pesar de sus excelentes propiedades biocidas, no ha aprobado exámenes ecológicos exigidos por la *Environmental Protection Agency* (EPA) de los Estados Unidos.

La gran aceptación del cobre se debe al hecho de que es un material muy difundido en la naturaleza, y esencial en el desarrollo y crecimiento normal de la mayor parte de las especies animales y vegetales. Se lo encuentra como un constituyente normal del ecosistema, tanto en tierra como en medio acuoso. La química de este elemento cambia con el medio que lo rodea. Así, por ejemplo, en el medio terrestre, la mayor bioactividad la ejerce en forma de ión cúprico, mientras que en medio acuoso lo hace como ión cuproso o iones complejos. En esta última forma se ha comprobado que disminuye su bioactividad.

El óxido cuproso. De fórmula Cu_2O , es el biocida de uso más corriente en protección antiincrustante. Tiene baja solubilidad en agua dulce y mayor en agua de mar. En el primer caso no hay estudios de solubilidad, ya que su empleo se restringe al novedoso problema económico ambiental del *macrofouling* de agua dulce en América del Sur, debido a los bivalvos invasores. En agua de mar ha demostrado su eficacia sobre todos los organismos incrustantes, con la sola excepción de las algas. Diversos investigadores han determinado sus valores de solubilidad en ese medio, obteniéndose una gran variación de valores de acuerdo a la forma

de determinación de los mismos: 0,18 mg.l⁻¹; 0,3 a 0,7 mg.l⁻¹; 0,15 a 0,25 mg.l⁻¹. Estas diferencias se explican por la influencia que tienen sobre la solubilidad del óxido cuproso los factores del medio como la temperatura, la concentración de ión cloruro presente en el medio, el pH, etc. Como puede observarse en la Figura 1, la solubilidad del óxido cuproso aumenta ocho veces, cuando la temperatura se incrementa desde 0° a 40° C. La Figura 2 indica el aumento de solubilidad del mismo biocida con el aumento de la concentración de ión cloruro en el medio.

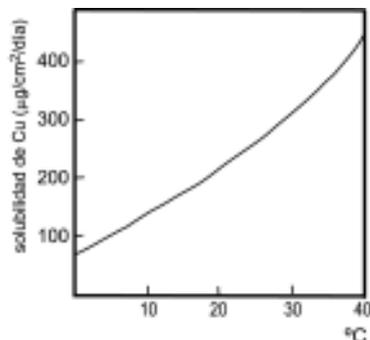


Figura 1. Efecto de la temperatura sobre la solubilidad del óxido cuproso.

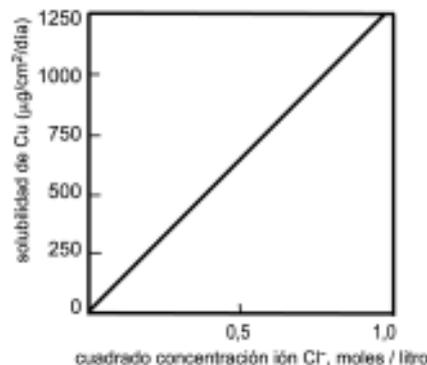


Figura 2. Solubilidad del óxido cuproso en función incremento en la concentración de ión cloruro.

La variación de temperatura, tanto en medio fluvial como marítimo, está acotada a límites perfectamente definidos y casi invariables a través de los años. Algo similar puede considerarse para el contenido de cloruro si ambos medios están libres de un alto grado de contaminación. Pero, considerando ambos medios y la posible presencia de contaminantes (en especial en zonas portuarias), un factor que adquiere singular relevancia es la variación de la solubilidad de la película en función del valor de pH, como puede observarse en la Figura 3.

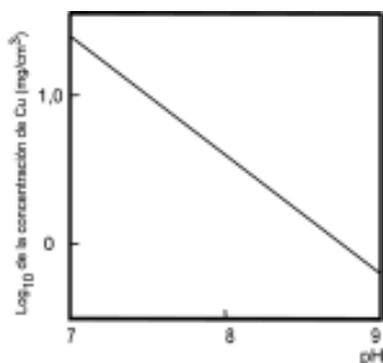
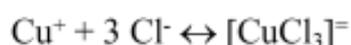
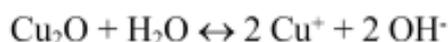


Figura 3. Solubilidad del óxido cuproso (en gráfica logarítmica) en función del pH a 25° C.

Todos estos son factores que deben tenerse en cuenta al momento de formular pinturas a base de este biocida para que la elección de las materias primas que la componen, tanto en tipo como en cantidad, sea la más acertada. En función de estas consideraciones, estos tres parámetros y otro mecanismo adicional que se incorpora al ligante, como la resina colofonia (cuyas propiedades serán definidas más adelante), regulan la velocidad de disolución del óxido cuproso.

El cobre cuproso existirá en el agua de mar en forma de iones complejos [CuCl₂]⁻ y [CuCl₃]⁼, ya que se producen las siguientes reacciones:



El color rojo inicial de la superficie, característico del óxido cuproso, cambia paulatinamente a verdoso a medida que aumenta el tiempo de inmersión. Ello se debe a la formación y precipitación sobre dicha superficie de los compuestos de cobre formados en la interfase película/agua de mar. Este depósito está constituido fundamentalmente por carbonato básico y por oxicloruro de cobre, y su formación podría llegar a interferir el proceso de lixiviación del biocida restante. El ácido sulfhídrico disuelto en el agua de mar, que proviene de la descomposición del material orgánico, forma sulfuro de cobre (de muy baja solubilidad), que obtura los microcanales existentes en la matriz lixiviada y retarda el proceso difusional.

El óxido cuproso es el pigmento más adecuado por su solubilidad. El óxido cúprico tiene una solubilidad muy baja y con él no se alcanzaría la concentración mínima necesaria para lograr el control de las larvas. Otros compuestos de cobre, como son los cloruros y sulfatos, tienen una solubilidad muy elevada y se agotarían rápidamente.

El óxido de cinc. De fórmula **ZnO**, es un compuesto con 99% de pureza, muy poco soluble en agua, que contiene, como impurezas, muy pequeñas cantidades de plomo, hierro, azufre y cadmio. Una vez obtenido, cristaliza en el sistema hexagonal en forma de un polvo de apariencia blanca, aunque su color depende del tamaño de las partículas que lo forman. De acuerdo con el proceso de elaboración se obtiene un producto de partículas aciculares (forma de agujas) o nodular (forma esférica), que aumenta la dureza de la película y la resistencia a la descomposición del ligante debido a que tiene una cierta acción fungicida y bactericida. En pinturas, se lo coloca solo o en compañía de óxido cuproso, con el cual tiene efecto sinérgico.

El sulfocianuro cuproso. De fórmula **SCNCu**, es un compuesto con 99 % de pureza, blanco, que se utiliza cuando es necesario obtener una película blanca o de color claro, ya que normalmente las pinturas a base de óxido cuproso son rojas o ligeramente amarronadas. Tiene las mismas propiedades que el óxido cuproso pero su costo es sustancialmente superior.

Los pigmentos metálicos. Los más utilizados son los polvos de **cobre, cinc y aluminio** de diferente tipo y tamaño de partícula; se utilizan solos o mezclados entre ellos. Los **bronces son aleaciones de cobre y estaño** que pueden o no estar adicionadas de **cinc y aluminio**. Los sistemas que se formulan con estos biocidas tienen un excelente comportamiento en aguas dulces donde se los utiliza en pinturas con un elevado contenido de pigmento y larga vida útil. Esta se aumenta si se añaden a la formulación pequeñas cantidades de óxido de cinc o de un biocida orgánico que tiene el efecto sinérgico ya mencionado.

Frente a estas ventajas, algunos pigmentos metálicos presentan el inconveniente de su alta reactividad frente a algunos componentes oleorresinosos del ligante, por lo que suele encontrárselo comercialmente como un producto de doble envase, en el cual el pigmento es incorporado en el momento en que va a ser empleado y se debe usar dentro de determinado período de tiempo indicado por el fabricante, pasado el cual gelifica y pierde toda efectividad. Los productos de un solo envase se formulan con resinas no reactivas con el pigmento, tales como caucho clorado, caucho acrílico, resinas vinílicas y resinas epoxídicas.

En aquellos casos que se empleen sobre superficies de acero, siempre deberán ser aplicados sobre un fondo compatible, ya que, si toman contacto directo con el sustrato, producirán un par galvánico y la corrosión acelerada del acero.

Uso de extendedores en pinturas antiincrustantes. Algunos extendedores influyen sobre las propiedades de la pintura en el estado líquido, ya que incrementan el contenido de sólidos y, por lo tanto, el espesor de película aplicada por capa como en el caso del talco (silicato de magnesio). Otros actúan sobre las propiedades mecánicas de la película, como el óxido férrico sintético (ferrite rojo), o complementan la acción del óxido cuproso, como el carbonato de calcio natural (tiza). Este último mineral fue exhaustivamente estudiado en trabajos realizados en el CIDEPINT por Rascio y Caprari, en donde se establece que, cuando este pigmento tiene en su composición bajo contenido de carbonato y alto contenido de sílice, se obtienen películas de pinturas antiincrustantes de matriz soluble de mejor comportamiento que aquellas que no contienen extendedores (solo pigmentos bioactivos) o las formuladas con otros extendedores, tales como talco u óxido de hierro artificial (ferrite rojo). Un aumento en la pureza del carbonato de calcio que se use (como, por ejemplo, carbonato de calcio precipitado) disminuye el poder protector de la película formada.

Pigmentos activos orgánicos

En la década de 1960 fueron introducidos compuestos órgano-estánnicos tales como el óxido de tributil estaño (TBTO) y el fluoruro de tributil estaño (TBTF) para cubrir el espectro de algunas especies sobre las cuales no tenía efecto el biocida principal (óxido cuproso), en especial las algas. Estos se agregaban simplemente como un biocida más a la pintura, y se disolvía conjuntamente con los tóxicos inorgánicos hasta que se desa-

rollaron las pinturas autopulimentables (SPC; *shelf polishing copolymers*), cuyo modo de acción se detallará más adelante. Pero luego de diez años de uso se detectó una elevada concentración de TBT en las marinas (puertos para embarcaciones de recreo y deportivas), puertos y lugares adyacentes, atacando especialmente a las ostras, otros moluscos y algunos crustáceos, produciendo en algunas especies cambios de sexo y, en casos extremos, inhibiendo la capacidad de reproducción. Esto llevó, en la década de 1980, a limitar el uso en embarcaciones deportivas de hasta 25 metros como máximo, para establecer su prohibición definitiva, en forma de agregado directo, a principios de la década de 1990, pero continuando el uso en pinturas autopulimentables, por entender que su lixiviación era menor y mejor controlada.

La piritona de cinc se empleó, con buenos resultados, en el control del mejillón zebra en los grandes lagos, pero fue desechada por no contar con la conformidad de la EPA estadounidense.

En la actualidad hay pocos compuestos orgánicos ecológicamente aceptables. Los más difundidos son las isotiazolonas (4,5-dicloro-2-octil-4-isotiazolin-3-1). Son compuestos que se agregan en baja cantidad (máximo 3% sobre el total de pintura) a las pinturas de óxido cuproso, para ampliar su espectro bioactivo.

Componentes del ligante

Ligante soluble y ligante fijo

Como se ha mencionado, una película de pintura antiincrustante modifica permanentemente sus propiedades por efecto del medio de inmersión. En parte lo hace por la disolución del pigmento y en parte porque el ligante contiene una o más sustancias que se disuelven en dicho medio en forma controlada, o porque, como se explicará cuando se estudien los mecanismos de disolución, toda la película se disuelve en la misma forma.

En las pinturas de primera generación (se llaman así a los productos empleados en los primeros momentos de la protección por este medio) la película está formada por resinas solubles en el medio que se colocan para controlar la velocidad de disolución del biocida, lo que permite mantener una concentración adecuada del mismo en la interfase medio / película de pintura durante un tiempo prolongado. Dicha resina es la que constituye el **ligante soluble**.

La materia prima que se emplea es la resina colofonia o resina de pino. Comercialmente, la resina se clasifica por un código de letras que indica su color y, paralelamente, el grado de pureza que tiene la misma. Así se tienen variedades que van de la resina tipo B a la N y, las de mayor pureza, las calidades WG y WW. Químicamente, los últimos dos tipos mencionados contienen un 85 por ciento de ácidos resínicos y un 15 por ciento de materia neutra. Los ácidos resínicos, presentes en proporciones variables entre ellos, son estructuralmente similares, ya que todos contienen un grupo fenantreno con enlaces dobles. Sin embargo, el isómero más importante es el ácido abiético, que se encuentra en equilibrio variable con el ácido levopimárico, ya que isomerizan constantemente por lo que no es posible dar una composición bien definida. La estructura de ambos ácidos se muestra en la Figura 4.

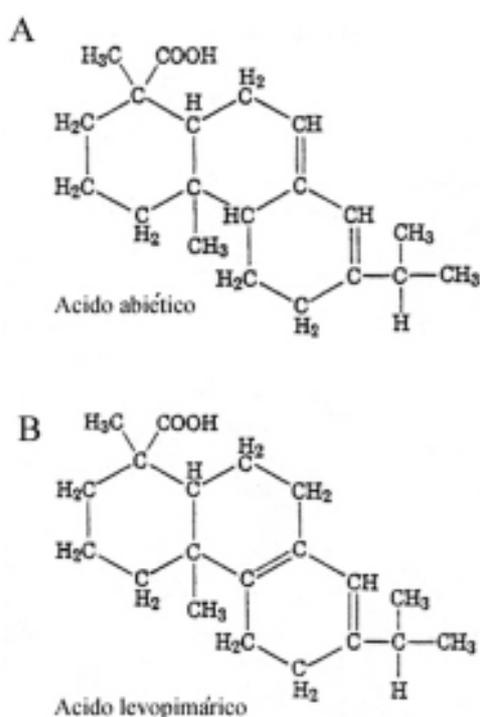


Figura 4. Estructura química de los ácidos resínicos: (a) ácido abiético. (b) ácido levopimárico.

La resina usada es, preferentemente, la de grado WW; tiene un índice de acidez de 165 mg de hidróxido de potasio por gramo de resina y es muy soluble en agua a distintos pH, en especial en presencia de cloruros. Esto se puede observar en las curvas de solubilidad en función del pH (Figura 5) y en la que indica este mismo parámetro a pH constante, pero en presencia de cantidades variables de ión cloruro (Figura 6).

Esta resina es muy reactiva con los pigmentos básicos. Por ello se debe estudiar detenidamente la tecnología de elaboración para disminuir al mínimo las reacciones que se puedan producir durante este proceso, en especial con el óxido cuproso. De otra forma se producen combinaciones entre los componentes de la mezcla de pigmentos y la resina que pueden resultar en la aparición de compuestos muy solubles o extremadamente insolubles, los que alteran el comportamiento de la pintura en servicio.

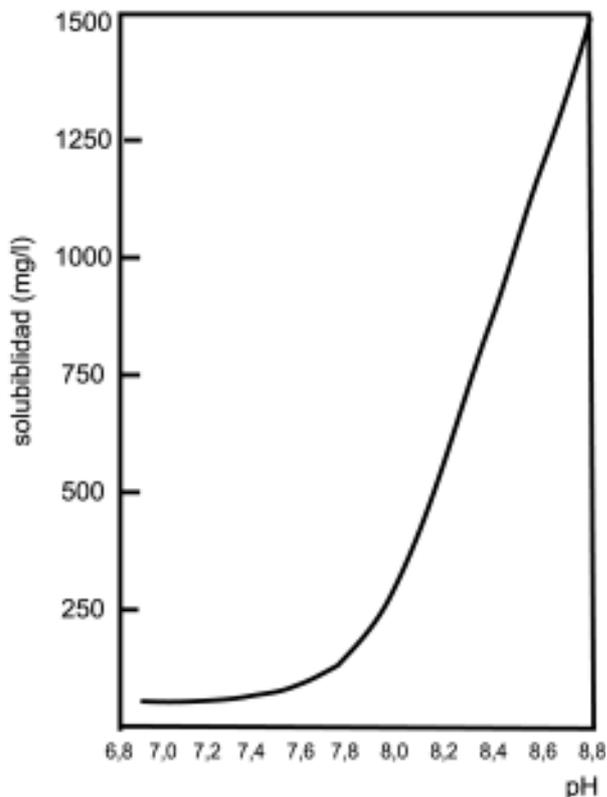


Figura 5. Solubilidad de la resina colofonia WW en función del pH.

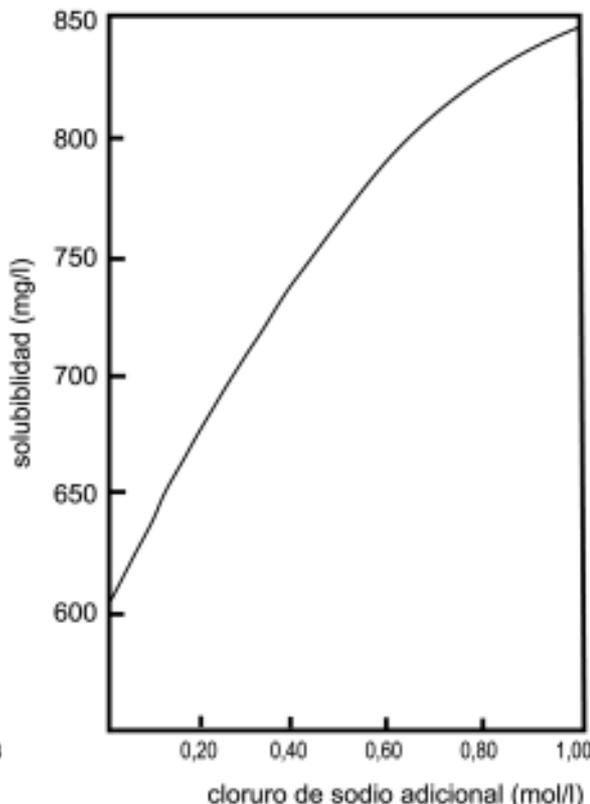


Figura 6. Solubilidad de la resina colofonia WW a pH constante en función de la concentración de cloruros.

Estas resinas también pueden influir sobre la estabilidad de la pintura en el envase. Es una resina que, en forma de trozos o polvo y expuesta al aire, se oxida rápidamente, lo que se puede apreciar porque ésta se oscurece; la oxidación le hace perder solubilidad y puede ocurrir tanto sobre la colofonia como materia prima, o como en aquella que forma parte de una película aplicada, es decir, que la velocidad de disolución de la película se ve afectada por el tiempo de secado. En la Figura 7 se representa el tiempo de disolución de la resina colofonia WW a pH constante desde una película de pintura antiincrustante, luego de transcurridos 2, 3 y 75 días de secado al aire antes de la inmersión. Es por ello que se debe ser muy estricto con el tiempo de secado, tanto cuando la película se emplee para proteger una estructura en servicio como cuando lo sea para realizar ensayos de comportamiento. También se produce un incremento de solubilidad de la colofonia en función del envejecimiento por inmersión de la película (Figura 8). Esto ocurre, fundamentalmente, porque algunas de las bacterias presentes en los medios de inmersión, formando parte del limo que se deposita tanto en agua de mar como de río sobre los lugares de baja velocidad de circulación del agua, actúan degradando la colofonia y acelerando la disolución de los biocidas.

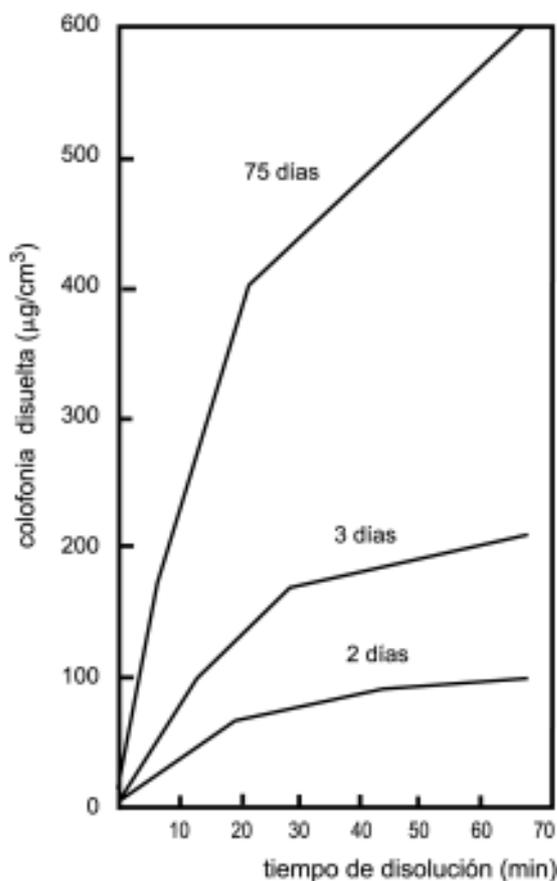


Figura 7. Disolución de colofonia WW desde paneles sumergidos en solución buffer de pH = 9 y períodos crecientes de secado al aire de la película.

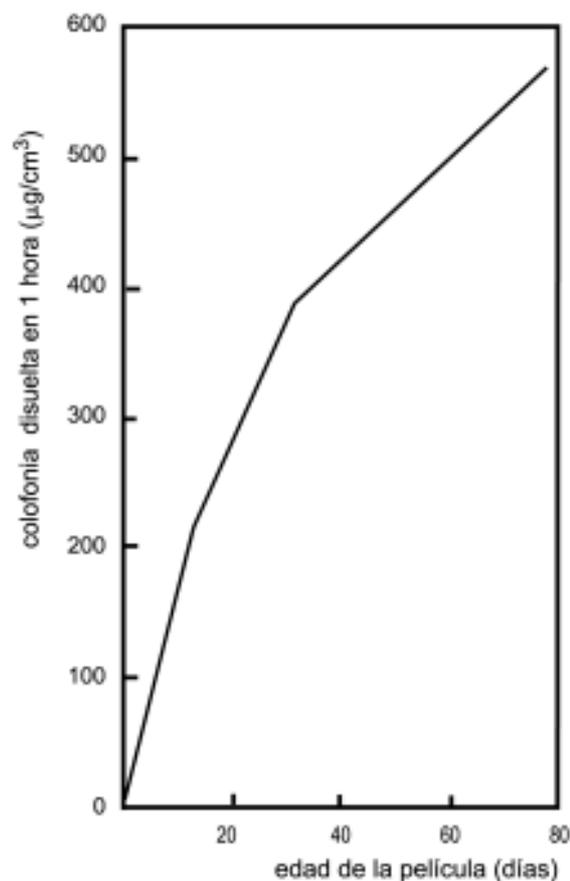


Figura 8. Influencia del tiempo de inmersión de la película de pintura sobre la solubilidad de la resina colofonia WW.

Para evitar la degradación de la colofonia se ha obtenido una resina colofonia desproporcionada, con la que elaboraron pinturas antiincrustantes que han demostrado, para una misma composición, un comportamiento superior a las que contenían resina colofonia WW natural. En las pinturas de tipo oleorresinoso hay, además, otros compuestos solubles, como los aceites vegetales que forman parte de los barnices, los aceites espesados y algunos ácidos grasos que se emplean como plastificantes de la resina colofonia.

Es evidente que, si la pintura se va disolviendo en forma controlada por la acción del medio sobre los componentes solubles, debe también contener otros que no se disuelvan en el medio para mantener la coherencia de la película durante toda su vida útil. Estos son los denominados **ligantes fijos**, que permanecen en la película aún cuando ésta se agote. Estos ligantes, que pueden ser resinas vinílicas, de caucho clorado, caucho estirenado, etc., van formando, con el paso del tiempo y a medida que se disuelven los componentes solubles, un esqueleto de matriz a través de los cuales deben difundir los principios activos (en especial el biocida) para mantener la eficiencia en la protección.

Como consecuencia de la disolución se forma, en la interfase película / medio de inmersión, una zona de alta concentración en la mezcla de biocidas presentes en la película, que es letal o repelente para las larvas que entran en contacto con la misma, y cuyo espesor variará con las condiciones de pH, temperatura y movimiento del agua del medio de inmersión.

En consecuencia, la acción de estas pinturas se explicaría por la existencia de una **concentración de biocida que es alta en la zona laminar próxima a la película**, pero que decrece rápidamente al alejarse de la misma. Los biocidas se separan de la capa laminar por difusión, ingresando a la zona de turbulencia. El mecanismo continúa su acción por cuanto el biocida de reserva existente en el interior de la película se disuelve y difunde a través del esqueleto de la matriz hacia la superficie (como se verá más adelante), manteniendo la concentración de cobre en la capa laminar.

La cantidad de biocida que disuelve una pintura antiincrustante en un determinado tiempo se denomina **grado de lixiviación**. El valor inicial, que generalmente es elevado, corresponde a la disolución del exceso de

biocida acumulado en la superficie de la película de pintura, lo que le permite comenzar a actuar inmediatamente después de la inmersión. El grado de lixiviación inicial depende de la solubilidad del biocida, de la composición del ligante, del área expuesta y de las condiciones de temperatura, salinidad y pH del agua. El valor inicial puede ser anormalmente alto por excesiva acumulación de partículas en la superficie, o muy bajo por excesiva acumulación de ligante sobre las partículas de biocida; pero siempre deberá alcanzar el **estado de lixiviación constante** y en una concentración que le permita mantener la efectividad por largo tiempo (Figura 9).

Como esta distribución puede modificarse durante la inmersión, el valor inicial no puede ser considerado como definitivo para juzgar la posible aptitud en servicio de una pintura, ya que la disolución del biocida puede ser inicialmente muy alta y luego caer bruscamente, sin poder mantener un grado de lixiviación adecuado para dar protección (Figura 10).

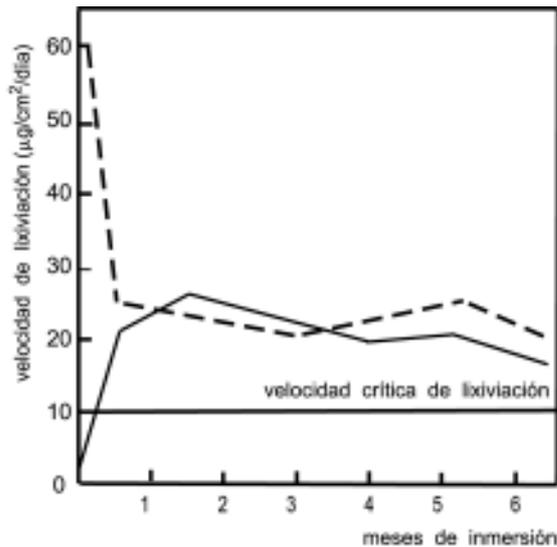


Figura 9. Pinturas con alto y bajo grado de lixiviación inicial y luego constante.

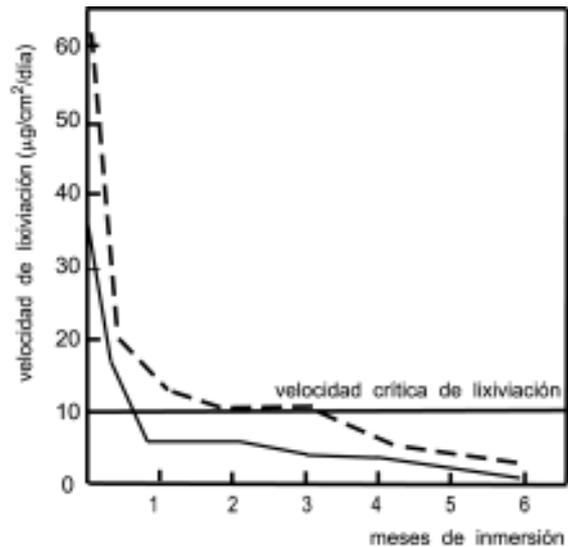


Figura 10. Pinturas con grado de lixiviación inicial alto y luego constante pero insuficiente.

CLASIFICACIÓN DE LAS PINTURAS ANTIINCRUSTANTES SOBRE LA BASE DE SU MODO DE ACCIÓN.

La principales propiedades que debe cumplir una pintura antiincrustante son la de tener un rápido secado, facilidad en la aplicación, que proporcione una película homogénea, con buena adherencia y que, por la adecuada disolución de sus componentes, mantenga la superficie libre de incrustaciones. Estas propiedades pueden obtenerse con pinturas que actúen por diferentes mecanismos. Independientemente del modo de acción de las pinturas antiincrustantes, una formulación exitosa es el resultado del buen funcionamiento de los siguientes mecanismos:

- (a) Disolución del biocida.
- (b) Disolución total o parcial del ligante.
- (c) Difusión del biocida a través del esqueleto residual de la matriz o de los productos de reacción acumulados en la superficie de la película en aquellas pinturas de ligante insoluble o parcialmente soluble.

Se debe tener en cuenta que, así como hay factores internos y externos que favorecen el mecanismo de disolución, hay otros que pueden llegar a acelerar la disolución del biocida disminuyendo el tiempo de vida útil en servicio o inhibir el correcto funcionamiento de una película de pintura antiincrustante como son:

- **Productos de reacción formados durante la fabricación:** por exceso de dispersión del óxido cuproso, se forma resinato de cobre. Este es mucho más soluble que el conjunto óxido cuproso / colofonia, acelerando el desgaste de la película.

- **Depósitos de productos de reacción:** formados entre el biocida o el ligante ácido y las sales disueltas en el medio. Se forman resinosos básicos poco solubles, en especial de calcio y magnesio, que bloquean los poros de la película interfiriendo en el mecanismo de solubilización.

- **Desarrollo de velo bacteriano:** formado sobre la superficie, de composición, espesor y pH variables. Puede ejercer un control sobre la disolución de la película y afectar la eficacia antiincrustante. Además, las bacterias que contiene pueden actuar degradando la colofonia y otros componentes del ligante y acelerar la disolución del cobre. Este velo es muy normal en agua de mar cuando la superficie protegida tiene circulación de agua a baja velocidad, y ha sido detectado, aunque con distinta composición, también en agua dulce, produciendo los mismos efectos.

- **Erosión:** Afecta sólo a las películas sometidas a la acción de agua circulante, acelerando la disolución y disminuyendo la vida útil de la película en las pinturas convencionales o favoreciendo la disolución controlada del ligante en las pinturas autopulimentables.

Una primera clasificación de las pinturas puede hacerse en base a la acción del ligante en pinturas que se disuelven **con disminución** del espesor de película y pinturas que se disuelven **sin disminución** del espesor de película.

Pinturas que se disuelven con disminución del espesor de película

Incluyen aquellas que **solubilizan tanto biocida como ligante**, produciéndose una disminución del espesor de película (Figura 11). Varios autores coinciden en afirmar que hay al menos tres mecanismos de disolución del ligante, a saber:

- Disolución de componentes solubles de carácter ácido contenidos en el ligante.
- Acción bacteriana que se manifiesta sobre componentes del ligante menos solubles, degradándolos y contribuyendo a facilitar su disolución.
- Eliminación del ligante por acción del agua circulante, denominado disolución por erosión.

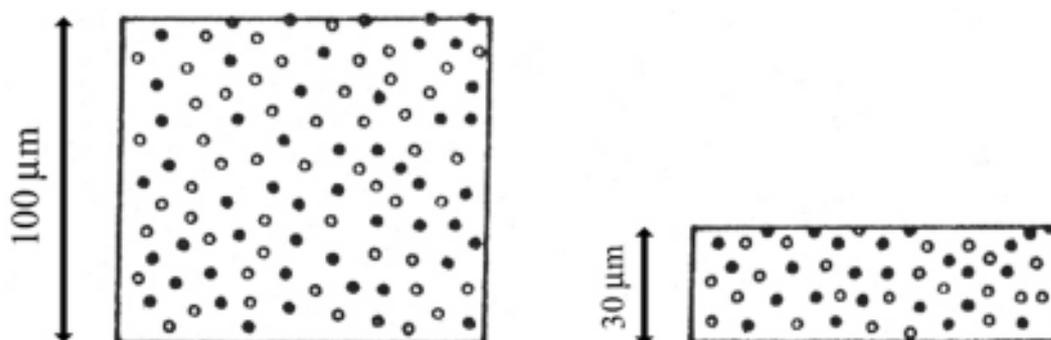


Figura 11. Disminución del espesor en función del grado de lixiviación.

Pinturas oleorresinosas convencionales

Son pinturas cuyo ligante es de naturaleza ácida, ya que están compuestas por un barniz oleorresinoso, resina colofonia WW y un aceite polimerizado como plastificante. La colofonia no puede utilizarse sola, pues la película sería excesivamente soluble, además de muy quebradiza y poco adherente. El agregado de estas sustancias debe ser bien estudiado, tanto en lo referente a la proporción como a sus propiedades. En determinadas condiciones podría llegar a obtenerse una película muy dura o poco soluble, en la cual quedaría bloqueado el biocida, u otra muy blanda y muy soluble, que llevaría al rápido agotamiento del biocida contenido en ella.

En este tipo de pinturas, inicialmente se disuelve el biocida de la superficie de la película; las restantes partículas lo hacen luego de comenzada la disolución de la colofonia en el agua, mientras que el resto de los componentes ácidos se eliminan por la circulación del medio de inmersión sobre la película. Para aumentar el espectro de acción de estas pinturas contra los organismos, se agregaron, en la década de 1970, biocidas orgánicos como el óxido de tributil estaño (TBT). Estas constituyeron las pinturas de TBT de primera generación.

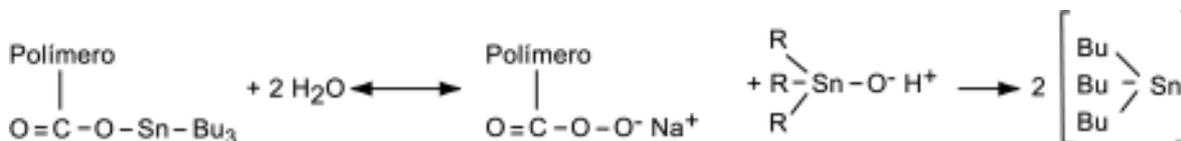
Pinturas de ligante hidrolizable

Denominadas también pinturas antiincrustantes copoliméricas autopulimentables a base de TBT (SPC-TBT, por sus siglas en idioma inglés), constituyendo las pinturas a base de TBT de segunda generación. El polímero hidroliza en agua liberando un biocida y un polímero soluble de manera controlada. Tanto el polímero soluble como los insolubles son eliminados por el flujo del agua, y su velocidad de disolución puede modificarse variando la composición de la pintura o la de los monómeros que constituyen el polímero.

En las pinturas de segunda generación, dicho polímero se liga químicamente a un grupo organoestánnico (TBTO, óxido de tributil estaño) mediante una unión ester, constituyendo esta resina el ligante de la pintura. Este grupo ester hidroliza en el medio, lixiviando la mitad del grupo activo TBT. Esta reacción de hidrólisis provee de una lixiviación constante y más o menos lenta del biocida, mientras que el polímero residual, que ahora contiene grupos carboxilos libres, convierten a la superficie en hidrofílica.

Cuando la primera capa ha sido lixiviada por erosión, la capa subyacente queda expuesta para renovar el proceso y continuar la protección antiincrustante. Se ha determinado que esta zona activa, o zona de erosión, tiene un espesor muy bajo (10 a 90 nm), pero su formación es muy importante, ya que en ella se produce la hidrólisis controlada de las capas del polímero y el desarrollo de las propiedades autopulimentables. Sólo una película fina de agua circulante actúa sobre la zona de erosión hidrofílica, lo que se traduce en una larga vida útil del revestimiento.

La reacción de disolución fundamental tomando el polímero de segunda generación es:



El tiempo de vida útil de los polímeros de TBT es función de la formulación del polímero y del espesor de película aplicado. En lo referente al polímero, se presentan tres tipos de variantes: bajo índice de erosión para agua circulante continua a alta velocidad, índice de erosión medio para agua circulante a velocidad intermedia y alto índice de erosión para lugares donde el agua circula a muy baja velocidad o está detenida. Considerando el espesor de película, la vida media de estos sistemas esta estimada en unos tres años para un esquema de 2 capas y 300 μm de espesor, y en unos cinco años para uno de 4 capas y 600 μm de espesor. En ambos casos se trata de espesores de película seca. Se obtiene una protección constante hasta el agotamiento total de la película (Figura 12).

El Comité Internacional de Protección del medio ambiente marino (MEPC) de la Organización Marítima Internacional (IMO), intenta prohibir en el largo plazo todos aquellos sistemas antiincrustantes que tengan efectos adversos sobre el medio ambiente marino (IMO/MEPC 40:1977). Se ha establecido que estas pinturas dejarían de aplicarse a partir de enero de 2003, y estarán prohibidas en las carenas de los barcos a partir de enero de 2008. Por tanto, tampoco se podrán ofrecer como pinturas aptas para agua de río.

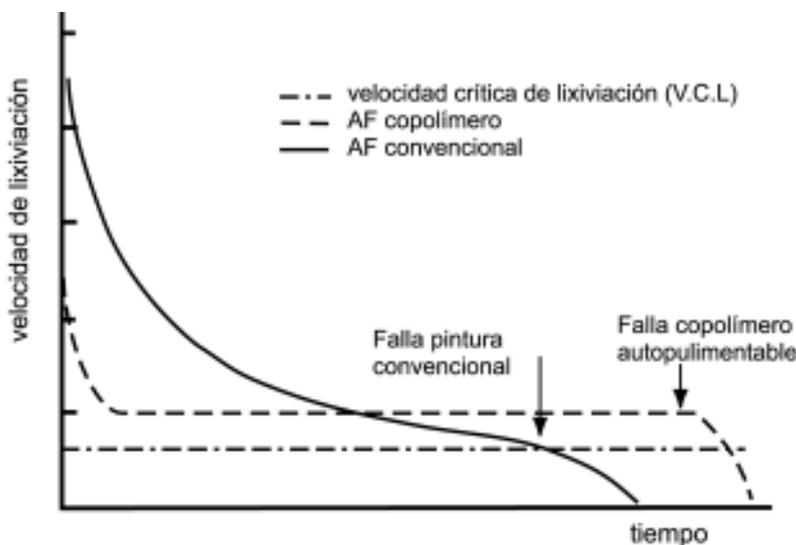
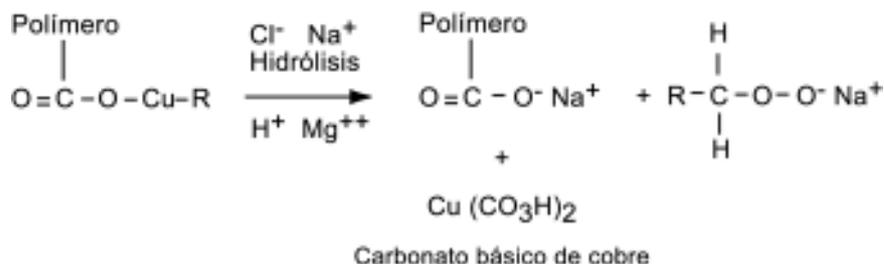


Figura 12. Curva de lixiviación del copolímero TBT.

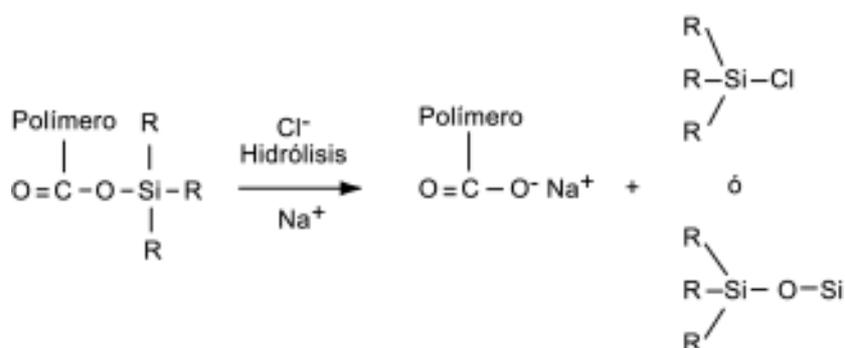
La meta es, ahora, lograr el desarrollo de sistemas poliméricos que permitan la lixiviación controlada de los biocidas sin que se produzcan efectos adversos colaterales sobre el medio o sobre organismos que no es de interés que sean atacados. Se han desarrollado así las pinturas TBT de tercera generación. Estas formulaciones tienen, como agente copolimérico, acrilatos de cobre, que al reaccionar con el ión sodio presente, tanto en agua de río como de mar, produce la hidrólisis del polímero y la disolución del cobre.



También se usan copolímeros basados en cinc como agentes de entrecruzamiento, acrilatos o carboxilatos de cinc, cuyo modo de acción en agua de mar se produce por intercambio iónico, tal como se puede apreciar en la siguiente representación:



Por último, otro desarrollo son los metacrilatos funcionalizados con silanos. En éstos, el átomo de estaño es sustituido por una silicona, dando un compuesto similar a los que tienen los productos TBT. En este tipo de productos, el radical puede ser alquilo, arilo, propilo o butilo, de acuerdo a las propiedades que se desean obtener. Para regular la disolución y obtener la velocidad de hidrólisis adecuada en estos sistemas, el polímero debe ser plastificado interna o externamente.



Dado que se reemplaza una unión estaño-carbono por otra silicio-carbono (la que tiene una mayor fuerza de enlace en su ligadura), se puede esperar que esta última tenga más resistencia a la degradación por los factores del ambiente natural y, por lo tanto, algún efecto acumulativo sobre el ecosistema.

La concentración de cobre y otros biocidas que se produce por este mecanismo de lixiviación es insuficiente para obtener una acción antiincrustante eficaz. Por lo tanto, a la formulación se debe agregar óxido cuproso y compuestos activos orgánicos para ampliar el espectro de acción de la película y llegar a los años de vida útil especificados. Los extendedores y cargas son similares a los descriptos para las pinturas antiincrustantes.

Estos sistemas son útiles mientras no se haya desgastado por completo el principio activo y su cualidad principal es la de formar películas mecánicamente muy resistentes. También son muy estables a la exposición de radiación UV y, por lo tanto, ideales para ser utilizados en zonas protegidas que están expuestas mucho tiempo a la intemperie y que, en inmersión, tienen agua circulando.

Pinturas que se disuelven sin disminución del espesor de película

Dentro de éstas se encuentran las pinturas de **matriz insoluble y de matriz parcialmente soluble**. En las primeras, el biocida se solubiliza dejando un esqueleto de matriz insoluble a través del cual difunde el biocida interno hacia la superficie. Actúa por contacto continuo entre partículas de pigmento. En las de matriz parcialmente soluble, el ligante se disuelve parcialmente y contribuye a producir una matriz esponjosa que facilita la difusión del biocida interior hacia la superficie. En ambos casos no hay disminución del espesor de película. En estas pinturas tiene mucha importancia la fracción y el tipo de empaque de las partículas de pigmento (Figura 13). Suponiendo que las partículas de óxido cuproso sean esféricas y de tamaño aproximadamente uniforme, su empaquetamiento podría ser cúbico o hexagonal, y el volumen de tóxico requerido oscilaría, en consecuencia, entre 52,4 y 74%, respectivamente. Por debajo de 52,4% habría que suponer que el número de partículas resultaría insuficiente para asegurar el contacto continuo. Estas estarían recubiertas por el exceso de matriz y no se disolverían, o lo harían muy ligeramente.

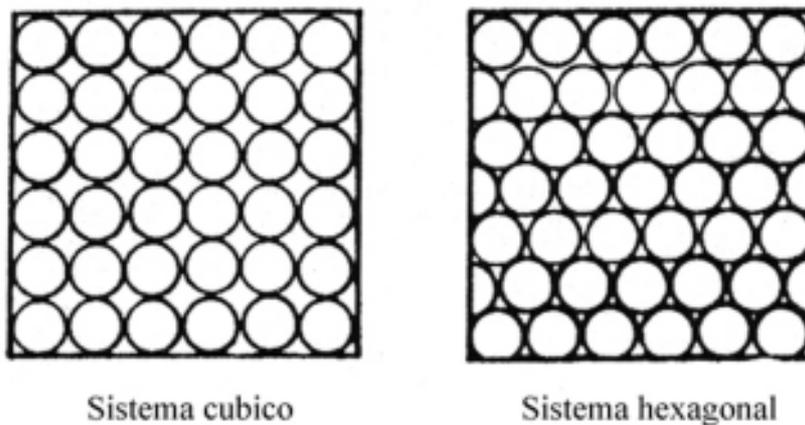


Figura. 13. Tipo de empaque del biocida contenido en pinturas de matriz insoluble.

Para facilitar la disolución del biocida, estas pinturas se modifican transformándolas en **matriz parcialmente soluble**. En este caso, el ligante contiene un polímero insoluble (resina vinílica, caucho clorado, etc.) y una resina soluble en agua de mar (colofonia WW) que facilita la disolución del biocida y produce canales más amplios para favorecer su difusión a través del esqueleto de la matriz. Tienen menor tendencia a la inactivación al mejorar la difusión. Ambos tipos de pintura se caracterizan por emplear una alta concentración de biocida en película seca, y no se usan extendedores o cargas, ya que estos interferirían con el contacto continuo entre partículas de tóxico y modificarían el factor de empaque.

La lixiviación del óxido cuproso en pinturas antiincrustantes de matriz insoluble

La disolución del óxido cuproso es el factor determinante del poder protector de una pintura antiincrustante a base de ese biocida. El proceso se realiza, inicialmente, desde las capas más externas de la película hacia la interfase película /medio de inmersión; una vez agotado el biocida existente en dichas capas, el contenido en el interior de la película deberá difundir a través del esqueleto residual de la matriz hasta alcanzar la interfase. Esta etapa constituye un fenómeno complejo en el que intervienen diversas variables, tales como la solubilidad del pigmento, la concentración de pigmento en volumen (PVC), el tipo y composición del ligante y las condiciones del medio ambiente: temperatura, salinidad, pH, turbulencia, contenido de oxígeno y contaminación del agua, sea de río o de mar.

Como ya se ha mencionado para pinturas con alto contenido de óxido cuproso, el fenómeno se explica considerando el contacto continuo de las partículas de pigmento entre sí, dentro de la estructura de la matriz. Esto equivale a suponer que, al ponerse en contacto con el agua de mar, cuando se disuelve completamente una partícula, el electrolito comienza a actuar sobre la siguiente (Figura 14).

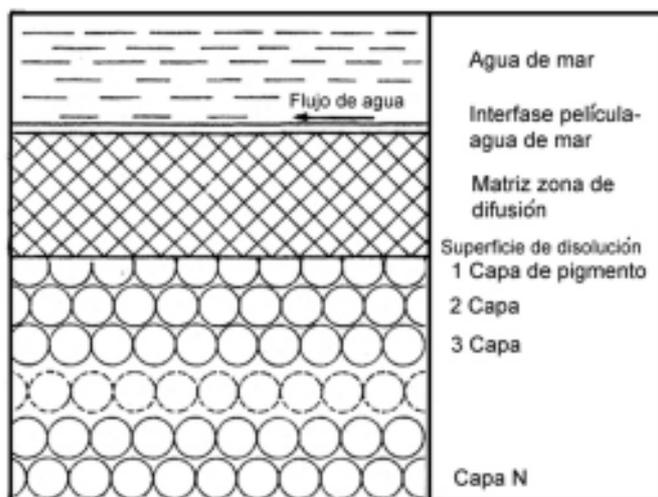


Figura 14. Disolución de óxido cuproso de una película de pintura antiincrustante.

Se considera que la superficie de una película de pintura antiincrustante presenta irregularidades y que éstas corresponden a partículas de tóxico que sobresalen de la matriz; para el caso del óxido cuproso, la disolución comienza a los pocos minutos de su inmersión en agua de mar. Estudios realizados proponen mecanismos basados en la disposición del pigmento dentro de la película de pintura, habiéndose limitado su estudio a aquellos casos en que la velocidad de disolución del pigmento es mayor que su velocidad de difusión en el sistema, siendo, por lo tanto, esta última etapa, determinante de la velocidad de lixiviación.

De acuerdo con lo expuesto, se propone un tratamiento matemático basado en la ecuación de difusión de Stokes-Einstein. Luego de una serie de consideraciones respecto a la superficie de la película, la distancia difusional y otras variables enumeradas previamente, se llega a la fórmula:

$$F = \frac{B' x V}{1 + \frac{C x D}{P}}$$

La ecuación indicada es una expresión derivada y modificada de la de Stokes-Einstein, donde **F** es la velocidad de lixiviación (medida en $\mu\text{g cm}^{-2}.\text{día}^{-1}$); **B'** y **C** son constantes experimentales; **D** es el espesor de la matriz lixiviada; **P** es el factor de empaque (parámetro que define el número de vacíos que interconectan las partículas de pigmento) y **V** es la fracción de volumen del pigmento en la película (por ciento de pigmento en volumen). Si las condiciones de ensayo, la temperatura y el factor de empaque se consideran constantes, quedarán como únicas variables la fracción en volumen de pigmento en la película y el espesor de matriz lixiviada. El tratamiento matemático produjo resultados concordantes con las experiencias realizadas por Marson en laboratorio.

La disolución y lixiviación del óxido cuproso se realiza en agua de mar con un pH normal de 8,1. En estas condiciones se llega al equilibrio cuando se disuelven $8,6 \cdot 10^{-5}$ moles. l^{-1} ($5,4 \mu\text{g cm}^{-3}$) de cobre. Estos valores están de acuerdo con los calculados para el agua de mar libre de oxígeno y son confirmados por Ferry, utilizando su fórmula de solubilidad:

$$\log S = 4,03 - pH$$

donde **S** está expresado en moles de $\text{Cu} \cdot 10^{-4}$ litros.

Para obtener una acción eficiente de este tipo de pinturas es necesario conocer la diferencia existente entre las velocidades de lixiviación para una pintura de matriz soluble y otra de matriz insoluble y, paralelamente, determinar cuál es la mecánica de disolución, lixiviación, difusión e inhibición involucrados en la acción de una pintura antiincrustante basada en óxido cuproso.

El grupo de trabajo del CIDEPINT programó una serie de experiencias en las cuales se prepararon tres muestras de pintura a base de un copolímero de cloruro de vinilo (86 %) -acetato de vinilo (14 %), empleándose como plastificante fosfato de tricresilo (Tabla 1). De esta manera se formó la matriz insoluble (muestras V-2 y V-3). Copolímero y plastificante se disolvieron en una mezcla de metil isobutil cetona- tolueno ((2:1). Dicha solución se mezcló con resina colofonia grado WW; de esa manera se originó un ligante de matriz parcialmente soluble (muestra V-1). En las formulaciones no se utilizaron extendedores. La concentración de sólidos en la película osciló entre 82,6 y 91,2 % en peso.

Con cada pintura se recubrieron ocho placas de acrílico, de 100 x 70 x 4 mm. Se aplicaron cinco capas de pintura antiincrustante, de manera de tener un espesor total entre 450 y 500 μm . En cada una de las placas así preparadas se midió la superficie total y se determinó el peso final de pintura y el espesor de película seca. Las probetas se sujetaron por medio de tornillos de plástico sobre otras placas de mayor tamaño (Lámina 1). Estas quedaron sumergidas a 1,20 m de profundidad y se mantuvieron en esas condiciones durante 15 meses, período que incluye dos ciclos de *fouling* intenso (verano). Para su estudio y análisis se extrajeron probetas a los 6, 9, 12 y 15 meses; las muestras se transportaron al laboratorio en envases conteniendo agua de mar a baja temperatura (0-5° C), y se las conservó en ese medio hasta su lavado final con agua corriente y agua destilada. Las placas fueron luego secadas 48 horas a 25° C y 65 % de humedad relativa, y luego durante 24 horas a 40° C y una presión de 3 a 5 Torr. Por último se pesaron y se midió el espesor de película.

Mediante un procedimiento especial de corte, encapsulado de la película y pulido, se prepararon probetas para observación microscópica del corte transversal de las capas de la pintura original y luego de lixiviada. La observación se realizó con un microscopio Dialux 20 EB, objetivo NPL Fluotar (10 y 20 X) y ocular Periplan (10 X), lo que hace un total de 100 y 200 X, respectivamente. Se empleó lámpara halógena incandescente de 12 V/ 100 W, ángulo de reflexión 45°, para una temperatura de color de 3250° K; el haz de luz se polarizó linealmente con material dicróico. Para la fotografía se utilizó película reversible color para luz artificial, sensibilizada para una temperatura de color de 3200° K.

Tabla 1. Composición de las pinturas antiincrustantes, g .100 g⁻¹.

Tipo de matriz	Soluble		Insoluble	
Muestra	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 colofonia WW	5,96	—	—	
Fosfato de tricresilo	0,60	1,19	0,30	
Disolventes y diluyentes:				
Metil Isobutil cetona	18,49	18,38	18,54	
Tolueno	9,34	9,29	9,37	
PVC, %	48,58	50,20	69,90	
Sólidos en volumen, %	37,32	36,51	31,24	
Densidad, g.cm ⁻³	1,85	1,88	2,02	

Las mismas probetas se recubrieron luego por vaporización con una fina capa de oro, observándolas y fotografiándolas, posteriormente, con un microscopio electrónico de barrido SEM en combinación con un analizador de energía dispersiva EDAX, con el cual se realizaron los ensayos por Rayos X de los elementos de interés en cada una de las observaciones. La medición de las capas lixiviadas, en las fotografías obtenidas en ambos microscopios, permitió determinar su espesor.

La observación microscópica de las probetas ensayadas demuestra que la lixiviación en agua de mar está determinada por el tipo de matriz (soluble o insoluble) y por el contenido de óxido cuproso de la película seca.

La pintura V-3, de contacto continuo de partículas y sólo ligante fijo en su composición, tiene un mecanismo de acción completamente diferente al determinado para las otras dos muestras. En este caso, la película se disgrega en agua de mar, dejando siempre nuevas capas al descubierto y observándose sólo zonas muy peque-

ñas de matriz lixiviada (Lámina 2A). Dado que la resina colofonia ha sido reemplazada completamente por óxido cuproso, disminuye el contenido de sólidos en volumen al aumentar la densidad, sufriendo un incremento paralelo la concentración de pigmento en volumen a 69,9 %.

En estas condiciones se dificulta la humectación de la partícula, ya que la cantidad de ligante disponible disminuye sensiblemente, determinando que el material resinoso que mantiene unidas las partículas resulte insuficiente, produciéndose entonces la disgregación. La aparición de pequeñas zonas lixiviadas corresponde a pigmento bien humectado, generándose así lugares donde la disolución se conduce normalmente.

Por lo mencionado, la muestra V-3 fue desechada luego de las primeras observaciones, centrándose el estudio en las dos restantes. En las probetas correspondientes a las pinturas V-1 y V-2 (matriz soluble e insoluble, respectivamente), la lixiviación del biocida en agua de mar se produce en un frente nítido paralelo a la superficie de base. Esta observación concuerda con las realizadas por otros autores. Dicho frente presenta un aspecto esponjoso, con múltiples microcanales por los cuales se produce la migración hacia la superficie del cobre disuelto, proveniente del óxido cuproso existente en las capas interiores (Lámina 2B).

La lixiviación de biocida puede determinarse el análisis del peso de las probetas hasta el momento en que comienza la acumulación de incrustaciones en las mismas, observándose que, a lo largo del ensayo, la pérdida de peso es prácticamente lineal y que las rectas determinadas para cada una de las pinturas en estudio son paralelas (Figura 15).

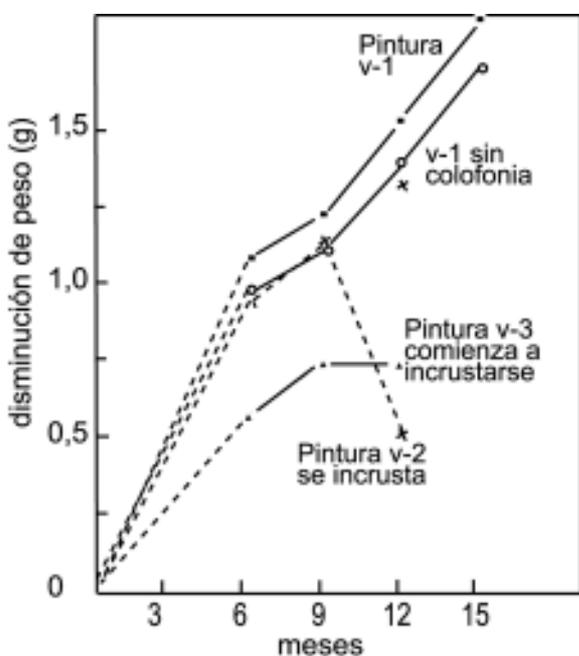


Figura 15. Pérdida de peso de las probetas luego de diferentes períodos de inmersión.

Cuando a la variación de peso registrada en las placas de la pintura V-1 se le sustrae la parte proporcional de colofonia que se debe disolver en agua de mar para una cantidad dada de pigmento, la curva de pérdida de peso se acerca notablemente a la de la muestra V-2 (Figura 15). Debido a que esta última comienza a incrustarse, resulta evidente la influencia que tiene la resina colofonia en el mecanismo de disolución de las pinturas en las cuales existe contacto continuo entre las partículas de biocida.

Los estudios realizados sobre las fotografías obtenidas en el microscopio óptico (Lámina 2B) y en el electrónico, permitieron determinar, en cada caso, la profundidad de lixiviado y el espesor de la capa pigmentada aún no alterada (Tabla 2).

Se determinó así que dicha profundidad varía en forma lineal cuando se la grafica en función del tiempo de inmersión (Figura 16). El valor de las pendientes de las rectas es 3,80 y 2,25 para las muestras V-1 y V-2, respectivamente. Esta notable diferencia puede atribuirse a la mayor dimensión de los microcanales formados al disolverse la colofonia que contiene la pintura de vehículo soluble, lo que permite una lixiviación más rápida del biocida.

Tabla 2. Lixiviación de biocida y profundidad de lixiviado calculados para las Pinturas V-1 y V-2.

Pintura	Meses de inmersión	Profundidad de lixiviado, μm	Lixiviación de biocida, $\mu\text{g. cm}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$
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

Con los valores promedio de profundidad de capa lixiviada obtenidos con microscopio óptico y electrónico, y utilizando la concentración de sólidos en volumen de la película seca (Tabla 1), se calcularon las velocidades de lixiviación para cada uno de los períodos de inmersión estudiados. Es posible determinar así que la velocidad de lixiviación es, en promedio, 1,43 veces mayor en la película de pintura formulada con matriz soluble, lo que indica claramente la gran importancia que tiene el contenido de colofonia sobre la velocidad de disolución del óxido cuproso.

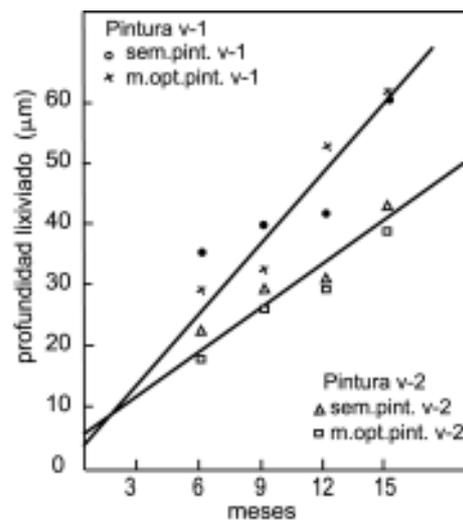


Figura 16. Profundidad de lixiviado en función del tiempo.

Los valores de profundidad de capa lixiviada permitieron aplicar la fórmula de Marson para condiciones reales de inmersión en agua de mar, mientras que dicho autor compiló estos valores para ensayos de laboratorio, empleando glicinato de sodio. Si los valores de las constantes B' y C/P se calculan por medio de la fórmula mencionada anteriormente, utilizando los valores empleados con glicinato de sodio, y se aplican para obtener la lixiviación teórica en agua de mar, los resultados que se obtienen no concuerdan con los observados en la práctica, siendo estos últimos valores (que configuran una nueva constante k) 13,7 veces más altos para la pintura V-1 y 28,6 que para la V-2.

La constante K se puede hacer intervenir en la fórmula de Marson como un nuevo factor:

$$\frac{B' \times k}{1 + \frac{C}{P} \times D} = \frac{B''}{1 + \frac{C}{P} \times D}$$

Los valores que se obtienen reemplazando en la fórmula de Marson B' por B'' (ya que B'' = B' x k) son concordantes dentro de límites aceptables con los indicados en la Tabla 2. La relación existente entre los resultados hallados mediante la fórmula original y los calculados utilizando la expresión de Marson modificada con B'', configuran rectas que expresan la transformación de los resultados obtenidos en laboratorio con glicinato de sodio y un ensayo de larga duración realizado sobre pinturas de matriz soluble e insoluble en agua de mar. Las rectas de transformación referidas son expresadas por la fórmula:

$$L_1 = 42,00 + 12,81 L_m$$

para la pintura V-1 y :

$$L_1 = 0,22 + 28,60 L_m$$

para la pintura V-2, siendo L₁ la lixiviación en laboratorio y L_m la lixiviación en el medio natural. En la Figura 17 se expresa la variación de la velocidad de lixiviación en función del espesor de la matriz lixiviada, mientras que en la Figura 18 se indica la misma velocidad en función del tiempo de inmersión.

Durante el transcurso del ensayo se observó la variación del color inicial de la película, rojo a verdoso, por precipitación de sales de cobre sobre su superficie. Una observación microscópica realizada sobre la probeta, comenzando desde la superficie y hasta la base, permitió establecer la existencia de tres zonas bien definidas: una de gran espesor, correspondiente a la pintura sin lixiviar (la más profunda), una de matriz lixiviada (intermedia) y, en la superficie, una fina línea negra, correspondiente a la parte en contacto directo con el agua de mar.

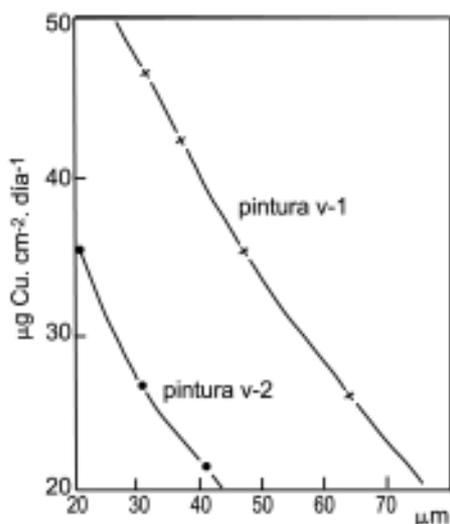


Figura 17. Variación de la velocidad de lixiviación en función del espesor de matriz agotada.

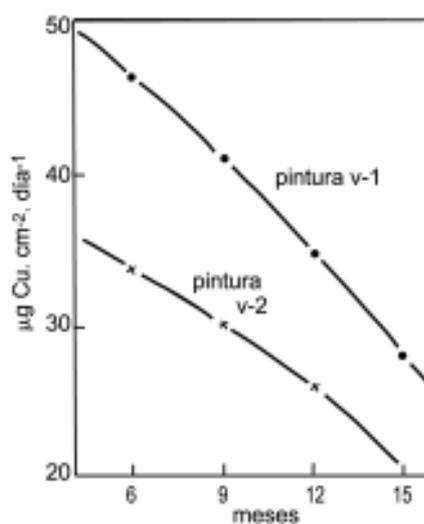
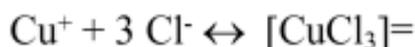
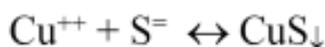


Figura 18. Velocidad de la velocidad de lixiviación en función del tiempo de inmersión.

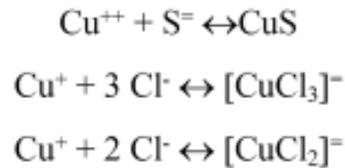
Analizada cada una de ellas con microsonda EDAX, se encontró cobre y algo de cloro en la primera, cobre, cloro y calcio en la intermedia y estos tres elementos, acompañados de azufre, en la línea negra mencionada.

La pintura V-2, formulada con matriz insoluble, alcanzó un máximo de bioactividad de 12 meses, obteniéndose, en el análisis con microsonda (Lámina 2C), una proporción de elementos que explican la formación de una capa «impermeable», la cual impide la lixiviación del biocida remanente en el interior de la película.

Las siguientes ecuaciones explican las reacciones que tienen lugar:



La muestra de matriz soluble (V-1), que mantenía su poder biocida a los 15 meses de inmersión, fue analizada por el mismo procedimiento (Lámina 2 D y E), y las proporciones de los elementos encontrados sugieren las reacciones siguientes:



encontrándose presente una cierta cantidad de óxido cuproso, y mostrando actividad la película antiincrustante.

Del análisis realizado hasta aquí se han extraído conclusiones que permiten ayudar al formulador en el diseño de una pintura antiincrustante de este tipo. Estas son económicamente atractivas y, bien formuladas, tienen un largo tiempo en servicio, con niveles de biocida aceptables.

La lixiviación del biocida en pinturas antiincrustantes a base de óxido cuproso con matriz soluble e insoluble se realiza en un frente paralelo a la superficie de la película (Lámina 3), habiéndose determinado una profundidad máxima de lixiviado de 61 μm ; alcanzado ese nivel, queda anulado el poder biocida de la pintura. Ello significa que no es necesario aplicar capas de espesor muy elevado para lograr efectos satisfactorios, ya que sólo se consigue incrementar el costo.

Los resultados expuestos son válidos para experiencias en medios estáticos y podrán verse modificados en servicio. Esto se debe a la remoción de los productos de reacción por efecto de la velocidad de circulación del agua.

La acción biocida más prolongada se obtuvo con formulaciones vinílicas tipo matriz soluble (es decir, las que tienen resina colofonia incorporada) debido a que los canales que se forman son de mayor diámetro, posibilitando así el acceso del agua de mar, su acción de disolución sobre las capas de biocida subyacente y su posterior difusión desde las capas interiores luego de un lapso prolongado de inmersión.

Tanto los valores de disminución de peso como los de espesor de capa lixiviada son lineales hasta el comienzo de la incrustación, con pendientes diferentes para ambas rectas. Dichas pendientes llegan a igualarse cuando a la disminución de peso de la pintura de vehículo soluble se le resta la cantidad de resina colofonia disuelta en cada caso.

La velocidad de lixiviación del biocida, en la pintura de matriz soluble, es 1,43 veces mayor que en la de matriz insoluble. De esa manera se logra una adecuada concentración de biocida en la interfase, pero no se asegura una bioactividad más prolongada.

Se ha determinado la validez de la fórmula de Marson (desarrollada para experiencias de laboratorio) para establecer la velocidad de lixiviación de biocida en el ambiente natural. Se logra una correlación entre ambos valores afectando la ecuación lineal involucrada por una constante, que es función del mecanismo de disolución de la matriz, para cada pintura ensayada. Asimismo, a través de determinaciones con microsonda se estableció la validez de las teorías de Ferry y Gitlitz sobre el mecanismo químico de la disolución del cobre y la posibilidad de bloqueo de las pinturas por la formación superficial de sulfuro de cobre insoluble.

SISTEMAS ECOLÓGICOS

Los desarrollos explicados hasta aquí utilizan diversas toxinas, muchas de las cuales se han mostrado resistentes a su biodegradación y contaminantes del medio de inmersión. A excepción de metales como cobre o cinc, que está científicamente demostrado que resultan útiles para el metabolismo de algunas especies marinas vegetales, todos los otros compuestos son incompatibles con la concepción que regirá en adelante: empleo de una tecnología «verde» para el control de las incrustaciones, con eliminación de toxinas y de todo tipo de sustancia sintética cuya acción biocida se produzca por disolución de alguno de sus componentes en el medio ambiente.

Si se tienen en cuenta la diversidad de organismos con distintos medios de fijación que deben ser controlados, tanto en agua dulce como en agua de mar, y la importancia relativa que tiene cada uno de ellos respecto a los efectos que producen, el desafío científico es muy grande. Hay, al menos, dos enemigos potenciales que deben ser controlados:

- Los organismos calcáreos: Como el barnacle (*Balanus* sp.) o los mejillones (*Mytilus edulis* Linne, 1758) en agua de mar y los bivalvos invasores en agua de río (*Limnoperna fortunei*, *Dreissena polymorpha*), aquellos

que una vez fijados producen efectos variados sobre el sustrato (deterioro del sistema protector, aumento de costo / hora de navegación por exceso de roce en las embarcaciones, lucro cesante por paradas de planta para limpiar los sistemas de refrigeración en fábricas).

- Los organismos no calcáreos: Como las algas, que se mantienen fijas en las estructuras sumergidas en el ambiente, sólo contribuyen a aumentar el roce con el agua de mar durante la navegación. Esto incrementa el costo / hora por exceso de consumo de combustible. Asimismo, si se desarrollan dentro de los sistemas de refrigeración que emplean agua dulce, producen además serios inconvenientes.

Teniendo en cuenta la mayor o menor sensibilidad a biocidas y repelentes demostrada por los organismos en los ensayos realizados hasta el presente, hay al menos dos corrientes que realizan investigaciones sobre el tema y que toman dos caminos diferentes:

- Productos antiincrustantes naturales. Actúan como repelentes y se obtienen de vegetales terrestres.
- Productos que, al estado de película, disminuyen al mínimo la fuerza de adhesión de las incrustaciones.

Estos actúan interfiriendo el sistema de adhesión natural de los organismos que, aunque lleguen a fijarse, no desarrollan colonias y son fácilmente eliminados por la fuerza del agua circulante.

Desarrollo de productos antiincrustantes naturales

Hay ciertos compuestos contenidos en la savia, hojas y tallos de los vegetales que les confieren propiedades defensivas, por lo que no son atacados por insectos. Entre ellos se encuentran algunas plantas con alto contenido de tanino como el quebracho colorado (*Schiropsis* sp.), la mimosa (*Mimosa* sp.) y el castaño (*Castanea sativa*, *Aesculus* sp.) u otras de contenido medio, como la planta de tara (*Caesalpinia tintoria*). Estas se emplean en forma natural o en forma de sales metálicas. Se ensayan, además, otros productos vegetales que contienen ciertas cetonas tóxicas (*Ruta* sp. o ruda), frutos con acción biológica sobre insectos como ácaros, isocas o gusanos [frutos del árbol paraíso (*Melia azedarach* L.)], extractos de hojas de plantas con acción reconocidamente toxica para el ser humano (*Dieffenbachia* sp., hongos silvestres etc). También se emplean ciertas sustancias que se usan en muchos países como adobos en comidas, como ajíes. Se informan como más exitosos aquellos que tienen mayor capacidad «picante». Todos los productos biocidas o repelentes naturales terrestres deben demostrar, además, que, en medio acuoso, conservan su condición de biodegradables, lo que lleva a estudios de largo plazo y alto costo.

Se han propuesto otras técnicas tales como ondas de ultrasonido, corrientes eléctricas o protección catódica. Esto ha conducido al desarrollo de técnicas efectivas para determinado tipos de bivalvos, ya que, como es sabido, hay mucha variación en la naturaleza de las incrustaciones, lo que establece también variaciones en los grados de tolerancia que tiene cada especie. Por tanto, en estos sistemas todavía falta un buen trecho por recorrer. En este aspecto, el CIDEPINT ha realizado, y continúa haciéndolo, investigaciones que involucran benzoatos, undecilenatos, sales derivadas del ácido tánico, etc.

Recubrimientos de baja energía superficial

Estos son productos que, al estado de película, disminuyen al mínimo la fuerza de adhesión de las incrustaciones cuya fijación pueda ser impedida por la fuerza del agua cuando circula por la superficie del casco durante la navegación o la velocidad de circulación del agua de refrigeración dentro de las cañerías.

Dado que actúa directamente afectando la acción del adhesivo sobre la superficie, es importante definir y explicar algunas de los conceptos y mecanismos de acción básicos de los adhesivos sintéticos desarrollados por el hombre.

Adhesión y uniones adhesivas

Un **adhesivo** es una sustancia que, aplicada a la superficie de los materiales, permite una unión resistente a la separación. Para que dicha unión tenga lugar, es necesaria la presencia de un material sobre el que se quiera realizar la unión, llamado **adherente**, que está constituido, en este caso, por el sustrato sobre el cuál se fijarán las incrustaciones.

La adhesión se produce por el desarrollo de interacciones físicas y químicas que son creadas en la **interfase**. Dado que la adhesión es un fenómeno de superficie, es decir, que implica la unión relativamente permanente de dos superficies, es necesario conocer muy bien las propiedades superficiales del adhesivo y del adherente. La interfase es una zona de características diferenciadas entre el adhesivo y el adherente, lo que determina que de sus características físicas (color, rugosidad, etc.) y químicas (reactividad, características eléctricas) depende que se produzca una unión adecuada.

Debido a estos múltiples factores, la interfase constituye una zona de alta complejidad. Se pueden distinguir tres regiones diferentes en la interfase en la que se diferencian, al actuar sobre, ellas tres procesos:

(a) *Región comprendida desde la superficie del adherente hasta 1 nm*: Se caracteriza porque se producen enlaces químicos entre átomos del adhesivo y del adherente. En ella se trata que la cantidad de uniones sea el mayor número posible para facilitar una unión adhesiva fuerte y durable.

(b) *Región comprendida entre 1 y 10^3 nm*: Se producen cambios morfológicos en la estructura de las cadenas poliméricas, verificándose cambios entrópicos. Se produce así la reticulación, cristalización o curado del adhesivo con la aparición de un mayor número de puntos de contacto entre el adhesivo y el adherente.

(c) *Región por encima de los 10^3 nm*: Esta es la zona en la cual se producen todos los esfuerzos mecánicos que actúan contra la unión adhesiva formada.

Las uniones se realizan entre materiales cuyas superficies tienen mayor o menor afinidad. La unión se ve favorecida si se consigue un adecuado contacto interfacial entre el adhesivo y el sustrato. Esta afinidad, para mantener la unión entre sustancias, se cuantifica en términos de energía superficial (g_{sv}) midiendo el ángulo de contacto (θ). En términos generales, un líquido (adhesivo segregado por la incrustación) mojará a un sólido (sustrato a ser colonizado) si se verifica que la energía superficial del sólido es mayor que la del líquido. Es necesario recordar que una superficie con alta energía superficial (valores comprendidos entre 60 y 300 mJ/m²) es polar y fácilmente colonizada, salvo en el caso que la misma contenga algún tipo de biocida o repelente. Aquellas de baja energía superficial (máximo 30 mJ/m²) son apolares e impiden la fijación o producen una unión de tan bajo poder adherente que hace fácilmente desprendible la incrustación por cualquier esfuerzo externo (por ejemplo la fuerza del agua circulante).

Mecanismo de adhesión de especies incrustantes

Son cada vez mayores los estudios que se realizan con el objeto de establecer el mecanismo de adhesión de los organismos incrustantes, y la naturaleza y composición química del adhesivo segregado. Este gran avance es impulsado por dos propiedades importantes que tienen y desarrollan estas sustancias: en primer lugar, la sustancia segregada se adhiere en un medio acuoso constante; en segundo lugar, a pesar de la presencia de agua, se producen uniones de gran resistencia. La finalidad de estos estudios es desarrollar adhesivos similares que podrían ser usados con muchas ventajas en medicina, odontología y otras actividades.

En protección antiincrustante, el conocimiento del mecanismo de fijación y de la naturaleza de las sustancias que componen el adhesivo pueden contribuir eficazmente al desarrollo de sistemas protectores ecológicos. Se podría actuar:

- Formulando pinturas con sustancias que reaccionen con el adhesivo y le hagan perder sus propiedades, o con otras cuya energía superficial tenga un valor muy pequeño respecto del adhesivo.
- Determinando la existencia de factores de polaridad eléctrica que favorecen la fijación, se actuaría también sobre ellos, de tal forma que los mecanismos de detección de superficies aptas para la fijación de los organismos se altere e impidan ese proceso.

El mecanismo de fijación de incrustaciones calcáreas

Uno de los primeros organismos sobre el que se estudiaron fueron los balanus. Estos son crustáceos marinos, especializados en llevar una vida sedentaria. Tienen una primera fase larval dispersa (nauplius) que forma parte del plancton marino, que es uno de los 6 estadios anteriores a su metamorfosis en larva (cypris) cuando se produce la fijación final. La cypris tiene un papel importante en la búsqueda de un sustrato adecuado que permita la fijación permanente, tarea que realiza mediante el empleo de antenas sensoras.

El comportamiento exploratorio de la larva está científicamente demostrado, como así también su capacidad para detectar y responder a distintos factores físicos (rugosidad, color) y químicos (biocidas, repelentes) del sustrato. Durante esta fase exploratoria, la cypris se mueve usando el par de antenas continuamente.

Una vez encontrado el sustrato adecuado, la larva se adhiere en forma temporaria por medio de una microvellosidad cuticular y genera un cemento (cemento cypris) que es transportado por un conducto simple (Figura 19) hacia el sustrato sobre el que se fija en forma permanente. El desarrollo continúa hasta alcanzar el estadio juvenil, en el cuál el barnacle de vida libre va tomando la forma de un cono truncado invertido, construido con material calcáreo, cuya base o disco de adhesión está fuertemente fijado al sustrato y continúa generando un cemento, llamado cemento adulto, que asegura su fijación. Se ha transformado en un barnacle sesil.

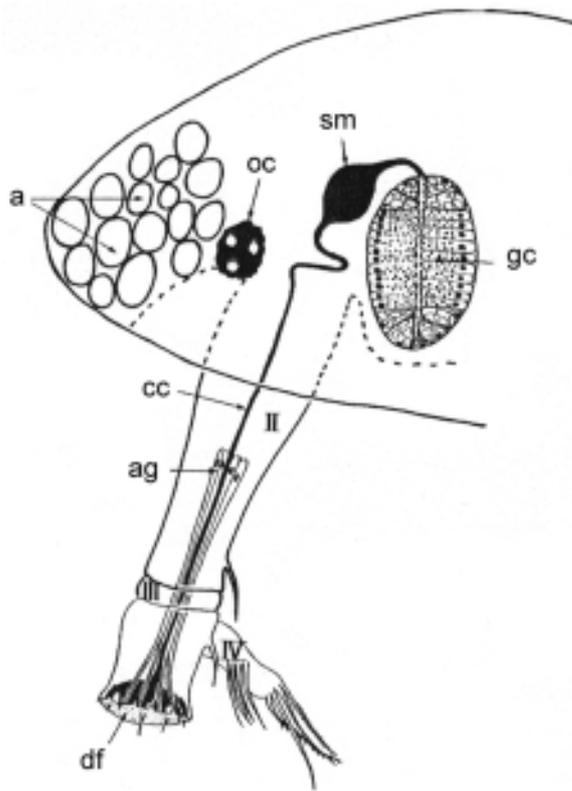


Figura 19. Diagrama de la región anterior mostrando el aparato secretor cypris, de cemento: df (disco de adhesión); ag (glándula antenularia); cc (conducto de cemento); oc (ojo de composición); gc (glándula de cemento); sm (saco muscular); a (gotas de aceite); II. III. IV (segmento de la anténula).

Este tipo de mecanismos debe ser estudiado desde el punto de vista de los siguientes criterios de evaluación de estos adhesivos:

- **Sus propiedades humectantes:** Que son función de la tensión superficial.
- **Los parámetros de viscosidad:** Dentro de los que pueden considerarse la densidad, el espesor de la capa de cemento y el área involucrada.
- **El proceso de endurecimiento o curado:** Considerado como un proceso producido a través de la polimerización de bloques heterogéneos y/o del entrecruzamiento de compuestos.
- **La influencia del medio ambiente:** Debida a la posible interacción entre el agua de mar y el adhesivo, y la restricción impuesta al proceso luego de los primeros instantes, ya que a que el mismo necesita del oxígeno disuelto.

Todas estas propiedades son válidas para los adhesivos generados por bivalvos.

El mecanismo de adhesión de los bivalvos

Los bivalvos, tanto de mar como de río, se fijan a las superficies durante toda su existencia juvenil y adulta, desarrollando un manojito de filamentos conocidos con el nombre de biso. Estos filamentos son sostenes permanentes compuestos por materiales biomoleculares de gran fortaleza, muy durables, y cuyo material es capaz de adherirse a las superficies más variadas, como metales, huesos, vidrios, plásticos, madera, concreto, teflón, etc. El biso de un bivalvo invasor es marrón, filamentosos y elástico, con gran tensión de adhesión, mientras que el disco adhesivo de otros bivalvos es de color claro y blando. Cada una de estas variantes sirve para satisfacer ciertos requerimientos específicos.

Los exámenes morfológicos realizados hasta el presente para el *Mytilus edulis* revelan que el biso es un material compuesto por cuatro sustancias: fibras de alta resistencia que tienen una piel muy fuerte e insoluble, sólidos microcelulares, selladores y promotores de adhesión. El filamento bisal está compuesto por una piel de colágeno y oxidasa de catechol, cuyo tramo superior contiene proteína denominada Mefp-1 (*Mytilus edulis* protein-1) y, en su base o placa bisal, Mefp-2 (en su parte superior) y Mefp-3 en contacto directo con la base

(Figura 20). Además de estas tres, se han identificado, hasta el momento, al menos otras siete proteínas diferentes que intervienen en la formación del biso, aún cuando no se conoce exactamente el mecanismo por el cuál se produce la adhesión. El equipo de trabajo del INEEL (Idaho National Engineering Laboratory) ha aislado los componentes individuales de las proteínas y aminoácidos que forman la estructura bisal, e informan que la única característica notable es que, hasta este momento, las mismas no han sido encontradas en otros sistemas biológicos.

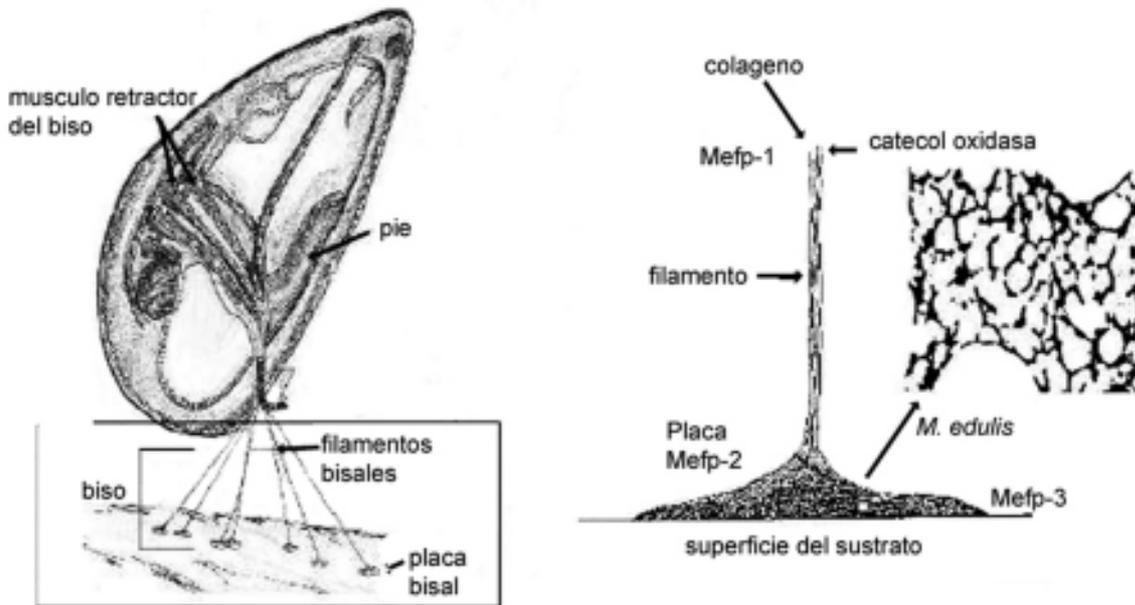


Figura 20. Diagrama del filamento bisal.

Uno de los mecanismos propuestos indica que la impermeabilidad al agua del adhesivo puede estar relacionada con la presencia de aminoácidos y de aminoácidos hidroxilados en la proteína.

Se ha tomado como ejemplo el *Mytilus edulis*, pues según toda la bibliografía consultada, el mecanismo de adhesión de los otros bivalvos no difiere sustancialmente del estudiado para éste.

Pinturas de baja energía superficial

Dentro de estos sistemas se pueden distinguir las composiciones basándose en fluopolímeros, las siliconas, las resinas sintéticas aditivadas con estos dos compuestos y lo que se ha denominado sistema dúplex, que es un sistema anticorrosivo convencional basado en resina epoxídica o de cualquier otro tipo, seguido de la aplicación de un barniz siliconado que exuda una sustancia que actúa evitando la fijación. El sistema se denomina dúplex, debido a la presencia de ambas resinas en la composición del barniz.

Se ha determinado recientemente que lo fundamental para lograr un excelente producto es asegurar una superficie muy empaquetada, lisa y no porosa, propiedades que se deben lograr a escala molecular. La película formada provee de una superficie bien definida que establece una incompatibilidad efectiva con el material adhesivo generado por los organismos al evitar la presencia de heterogeneidades, sustancias iónicas y dipolos. De esta forma se genera una superficie resistente a la fijación de organismos. En la Tabla III se incluyen valores de fuerza de despegue media (N) y de energía de despegue media (mJ), según Matsui y otros (2001), los que han medido ambos parámetros sobre diversos tipos de materiales. Debido a que la cantidad de materiales ensayados es muy grande, se ha optado por colocar valores máximos y mínimos para todos aquellos del mismo tipo, y sólo el máximo (que representa el valor obtenido) para aquellos ensayados individualmente.

Las estructuras de energía extremadamente baja, como las de tipo CF_3 y los aditivos siliconados de superficie, deben ser incluidos en las formulaciones para que migren hacia la superficie de la película, mientras que los componentes más hidrofílicos, que son necesarios colocar para lograr otras propiedades, son desplazados hacia el interior. Esta combinación de materias primas la que, actuando en forma conjunta, confiere a la película las propiedades antiincrustantes, y deben conservarse por el mayor tiempo que sea posible bajo cual-

quier condición de servicio. Para que una pintura a base de polímeros como los nombrados pueda funcionar con éxito previniendo las incrustaciones, debe reunir las siguientes condiciones:

- Tener muy baja energía superficial para minimizar las interacciones de tipo químico.
- Poseer baja temperatura de transición vítrea (T_g) para minimizar una interacción mecánica superficie/adhesivo.
- Ser permanente y muy estable en largos períodos de inmersión en agua, ya sea de río o de mar. Es decir que las dos condiciones anteriores no sufran variaciones con el tiempo.

Fluopolímeros funcionales

Una ventaja de estos polímeros es que se pueden combinar o mezclar con otras resinas, tales como las epoxídicas, poliuretánicas y uretánicas, para dar compuestos conocidos como de tipo teflón. Estas resinas pueden ser adicionadas de siliconas sólidas, en proporciones hasta de un 24 %, las que han sido ensayadas con éxito en servicio de corta duración debido a que, de no limpiarse en forma periódica, al cabo de un tiempo las incrustaciones se hacen muy adherentes porque la película se vuelve porosa.

Este comportamiento mejora al producirse una resina por reacción entre un surfactante polimérico de tipo Perfluoroalkyl con Poli[isoprofenil-2- (oxazolina)], con lo que se obtiene una película polimérica rica superficialmente en grupos trifluorometilos densamente empaquetados. En esta propiedad, y en la ausencia de grupos iónicos o dipolares, reside la resistencia a la fijación que tienen respecto del producto anterior.

Tabla 3. Algunos valores de fuerza (N) y energía de despegue (mJ) para diferentes materiales.

Tipo de material	Fuerza de despegue media (N)		Energía de despegue media, mJ	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
Vidrio común.	—	1,49	—	9,24
Vidrio Pirex.	—	0,67	—	0,50
Vidrio modificados con silanos adherentes.	0,41	1,84	3,00	12,50
Pinturas a base de siliconas	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 polivinilo	—	0,52	—	1,83
Pinturas fluoroplásticas	0,58	0,84	2,33	5,49
Acero inoxidable	—	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

Pinturas siliconadas

El desarrollo de estas pinturas ha surgido por la observación empírica realizada con formulaciones hechas sobre la base de siliconas, y del hecho de que los organismos calcáreos como el barnacle, *Mytilus* sp., *Limnoperna* sp., *Dreissena* sp. y otros de gran adherencia, exhibían un pobre desempeño cuando se depositaban sobre estas películas. Sin embargo, no ha sido posible explicar en términos estructurales el por qué de este comportamiento y qué tipo de siliconas son útiles para estos fines.

Dado que los productos de uso posible en pinturas suelen conferir propiedades mecánicas algo menores que las que no lo contienen, el hecho de que la mayoría de ellas necesite de temperatura para alcanzar su máxima dureza puso en duda, por un momento, su utilidad en este campo. El argumento utilizado es que la

película no soportaría las demandas mecánicas a las que estaría sometida, dado que se habían realizado ensayos en pequeñas embarcaciones, al cabo de los cuales la película se exfoliaba y desprendía con facilidad. Las modificaciones que tendieran a aumentar la dureza de la película daban solución al problema mecánico pero disminuía la acción antiincrustante.

Por esta causa se desarrolló el sistema dúplex (Figura 21), donde el agregado de un copolímero de butyl acrilato estirenado a una resina de silicona generaba una película que, usada como capa intermedia entre el fondo epoxi anticorrosivo y la pintura antiincrustante basada en siliconas, le confería una pseudo dureza al sistema completo, ya que entonces la capa superior sólo podía ser removida por acción destructiva.

Aditivos para polímeros convencionales y siliconados

Se pueden agregar varios aditivos a las pinturas convencionales y siliconadas con el objeto de aumentar las propiedades antiadhesivas o impartir capacidad antiincrustante a la capa superior del sistema. El agregado de un aceite de siliconas que exude lentamente desde el interior hacia la superficie provee de una fina capa de material antiadherente, que se renueva paulatinamente, e interfiere con los mecanismos de adhesión al sustrato de los organismos. Dado que, en la fase inicial de la acción, es necesario tener una cierta protección hasta que comience a aflorar el aceite a la superficie, estas pinturas pueden contener algunos repelentes naturales biodegradables, tales como extracto de pimientos picantes, toxinas provenientes de hongos, etc.

También hay aditivos derivados de las siliconas que se pueden agregar a pinturas convencionales, como las epoxidicas o los cauchos acrílicos, los que migran durante el secado y quedan formando una fina capa superficial que impide la adhesión al sustrato de ciertas especies y hace que otras sean fácilmente removibles.

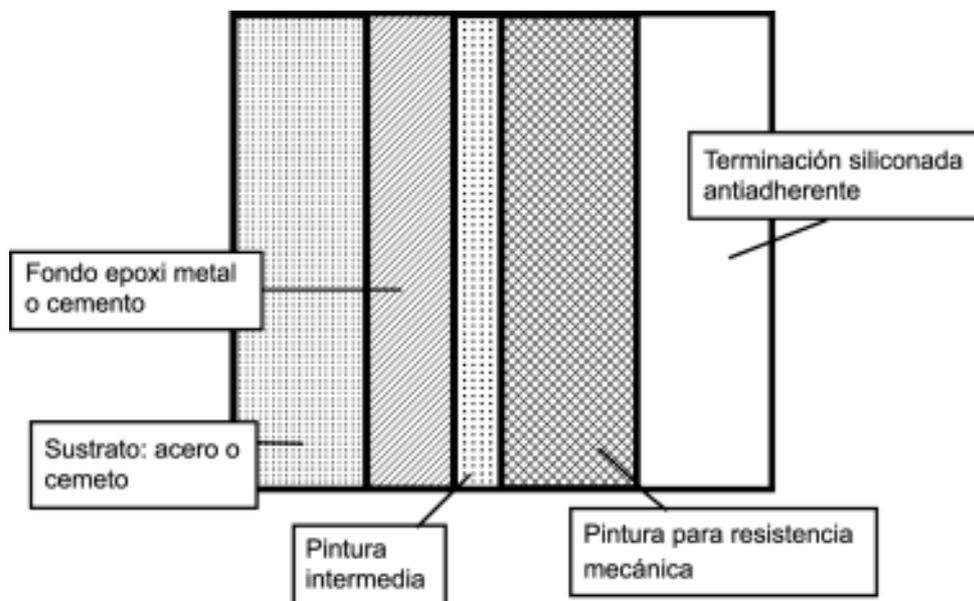


Figura 21. Esquema de pinturas empleado en el sistema duplex.

MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE PINTURAS ANTIINCRUSTANTES

El CIDEPINT ha participado, a través de un convenio con la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), en el estudio de incrustaciones en la Central Hidroeléctrica de Yacyretá, complejo Binacional Argentino-Paraguay ubicado sobre el río Paraná, y cuya estructura une las ciudades de Ituzaingó (Argentina) y de Ayolas (Paraguay). Desde el año 1998, aproximadamente, el río Paraná fue invadido por una especie de bivalvo proveniente del Asia, *Limnoperna fortunei* o mejillón dorado, que rápidamente, y ayudado por el hombre, se extendió aguas arriba.

Dado que esta especie no existía en Sudamérica, las consecuencias económicas de la invasión fueron casi catastróficas: se obturaron los sistemas de refrigeración de las centrales e industrias, causando paros de planta y otros daños en diferentes partes del complejo. En función de esto, se establecieron varias estrategias para el control/prevención:

- Sustitución de materiales: En aquellos casos en que sea posible porque así lo permite el diseño del sistema.
- Aplicación de pinturas: En aquellos sectores de fácil acceso y gran desarrollo superficial.

La sustitución de materiales exige estudios en planta de cada caso particular con el objeto de realizar un diseño de ingeniería para que la solución sea aplicable, efectiva y económica. La protección por aplicación de pinturas puede proveer de una protección efectiva y de larga duración.

Metodología

La elección del método y del modo de observación depende del tipo de ensayo a realizar. En el caso de la pintura puede llevarse a cabo aplicando directamente los productos sobre las paredes de los vanos y otras zonas del sistema que estén afectadas, lo que puede considerarse un ensayo en servicio, ya que se efectúa en las condiciones hidrodinámicas de cada lugar o aplicándolos sobre paneles de fibrocemento y de acero que luego son sumergidos en el medio agresivo suspendidos en bastidores (Figura 22).

Realizando la acción indicada anteriormente es posible establecer las condiciones de adhesión de la pintura al sustrato. La misma puede ser aplicada directamente sobre él o una capa previa de una imprimación adherente, lo que tiene por objeto suministrar una base adecuada para la pintura y aislarla de la acción de la alcalinidad residual que pueda tener la pared de cemento.

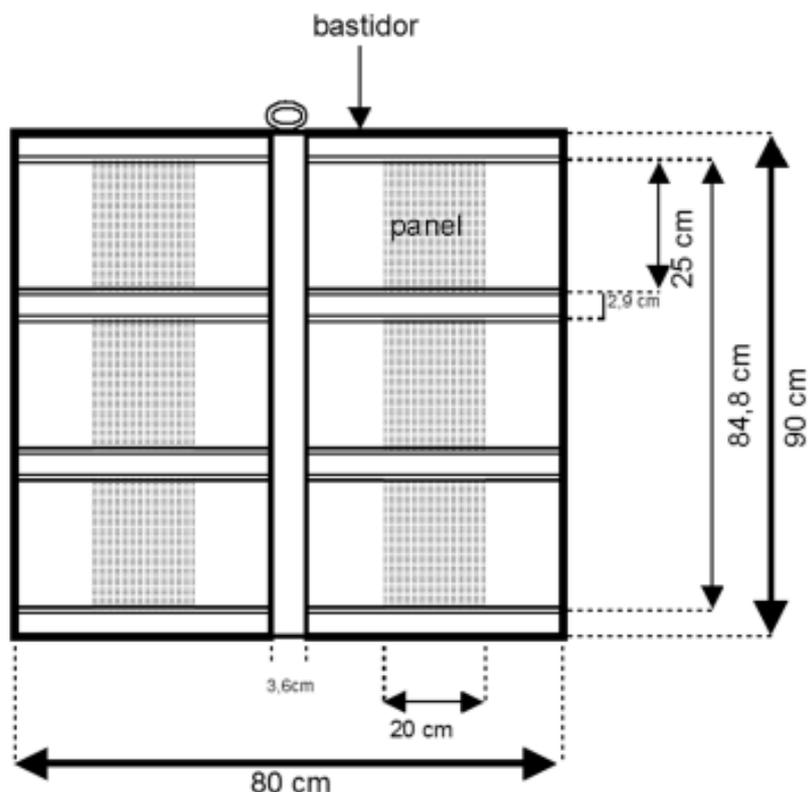


Figura 22. Bastidores para ensayos de pinturas y otros materiales.

Dado que se busca obtener un producto efectivo y de larga duración, cuyo mantenimiento exija sólo repintados periódicos luego de un tiempo largo en servicio, es necesario seleccionar acertadamente las materias primas con que se las elaborará. Esto se logra con los ensayos en paneles de plástico, ya que se independiza el resultado obtenido de las condiciones superficiales de la base: alta alcalinidad en el caso de los paneles de cemento y problemas de corrosión en los de acero. Una vez conocido el resultado antiincrustante, se trabaja, entonces, en el desarrollo de recubrimientos multicapas de buen desempeño.

El ensayo de pinturas debe realizarse en forma paralela en campo y en laboratorio para tratar de establecer la correlación existente entre el nivel de disolución de biocida y la efectividad lograda, con el objeto de obtener el valor de la concentración mínima letal que debe tener una pintura efectiva.

Ensayos de laboratorio

El principal inconveniente que se presenta para realizar ensayos de laboratorio radica en la dificultad que hay en correlacionar los resultados de disolución de biocida y ligante obtenidos en él, con el grado de incrustación que esa misma muestra de pintura presenta en ensayos en bastidores que se colocan en lugares de circulación lenta del agua.

Las condiciones dinámicas que se establecen en los lugares a proteger han demostrado que puede haber muestras de baja solubilidad que no cumplen el ensayo estático, que sí lo hacen en condiciones de agua circulante por efecto de la erosión que se produce y que facilita la disolución. El caso contrario ocurre en aquellas que cumplen el ensayo estático pero que, aplicadas en lugares de agua circulante a velocidad moderada o alta, se agotan rápidamente también por efecto de la erosión. Es deseable, entonces, reproducir esas condiciones en laboratorio mediante un dispositivo adecuado.

El grupo de trabajo del Área Pinturas Ecológicas y Medio Ambiente del CIDEPINT ha desarrollado un equipo para el estudio en laboratorio del comportamiento de películas de pinturas antiincrustantes, sometidas a un flujo regulable de agua para producir un envejecimiento artificial acelerado, comparable con el que produce el agua en movimiento. El equipo debe reunir las siguientes condiciones:

- Ser compacto y de fácil instalación.
- El fluido debe circular sobre la probeta.
- Su velocidad deberá ser regulable.
- Debe tener los instrumentos necesarios para controlar todas las variables que puedan afectar al ensayo (Figura 23).

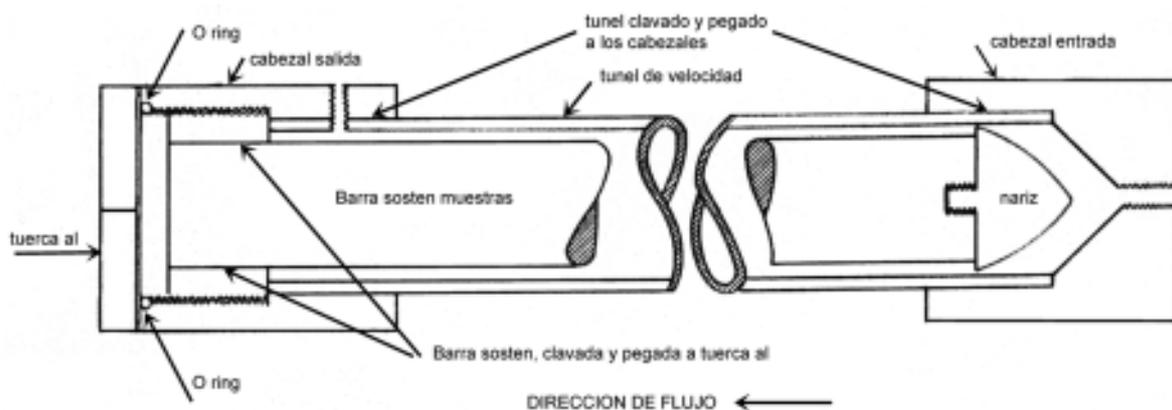


Figura 23. Diagrama del equipo de lixiviación dinámica.

Este equipo consta de un circuito hidráulico por el cuál circula agua a una velocidad medida y, por lo tanto, conocida durante un cierto tiempo, y se calibra correlacionando el desgaste en función de los resultados obtenidos en el ambiente natural. El corazón del mismo es el portamuestras.

Dentro del portamuestras se colocan un máximo de 10 probetas cilíndricas de 100 mm de largo, pintadas con las pinturas en ensayo, y se hace circular por ellas agua a una velocidad constante y en una cantidad medida. Por diferencia entre el peso inicial y el obtenido después de un tiempo estipulado dentro del aparato, se mide el grado de lixiviación por erosión que se produce en el recubrimiento.

CONSIDERACIONES FINALES

Como se ha manifestado al comienzo de este capítulo, muchos de los principios básicos empleados para la protección antiincrustante en agua de mar son aplicables al desarrollo de pinturas aptas para el control en agua dulce; pero cada caso se constituye en un problema particular que debe ser estudiado y evaluado. Para ello se debe contar con un trabajo mancomunado entre ingenieros y biólogos, cada uno aportando los conocimientos de su esfera de acción que permitan aplicar las soluciones más adecuadas desde el punto de vista técnico y económico.

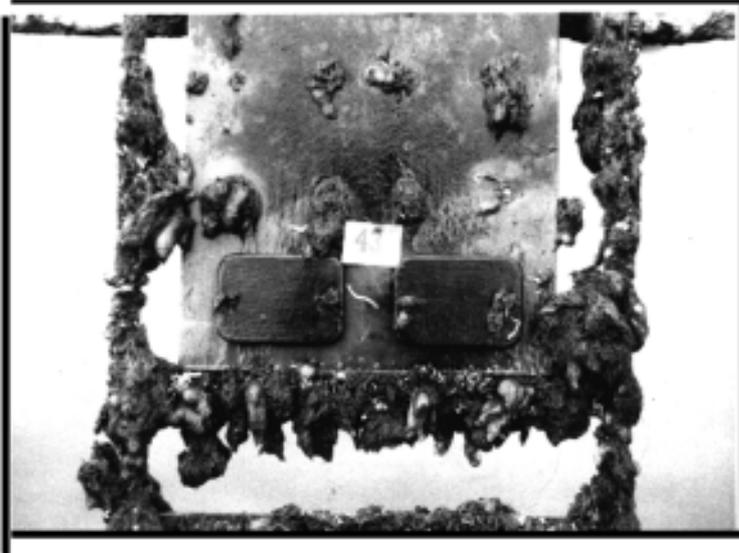
AGRADECIMIENTOS

El autor de este capítulo agradece al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y a la Comisión de Investigaciones de la Provincia de Buenos Aires (CIC) la contribución económica realizada desde el año 1964 a la fecha, que le ha permitido adquirir el conocimiento básico y el desarrollo tecnológico sobre pinturas antiincrustantes, el que ha sido volcado a estas páginas para que puedan ser utilizados como guía para todos aquellos sectores afectados por este grave problema. Al convenio Facultad de Ciencias Naturales y Museo – Ente Binacional Yacyretá, sin cuyo apoyo hubiera sido imposible lograr los avances en el conocimiento sobre el tema. Al Sr. Pedro Luis Pessi, cuyo conocimiento e inventiva permitió desarrollar en el CIDEPINT la técnica de obtención del material fotográfico que se incluye en el capítulo

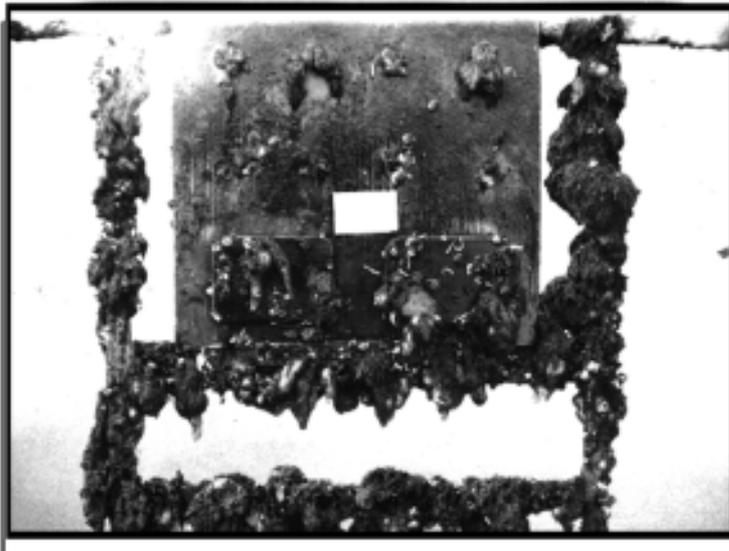
REFERENCIAS

- 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.
- BREISSAN, B., M. L. GOMARCH, G. DE INCOLA & L. RENNI. 1984. Sur l'activité biocide de quelques peintures antisalissures. *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. Laboratorio de Adhesión y Adhesivos. Universidad de Alicante, 35.
- CAPRARI, J. J., R. C. CASTELLS, J. F. MEDA, & M. DAMIA. 1986. Packing model 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. Soluble matrix 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 e 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.

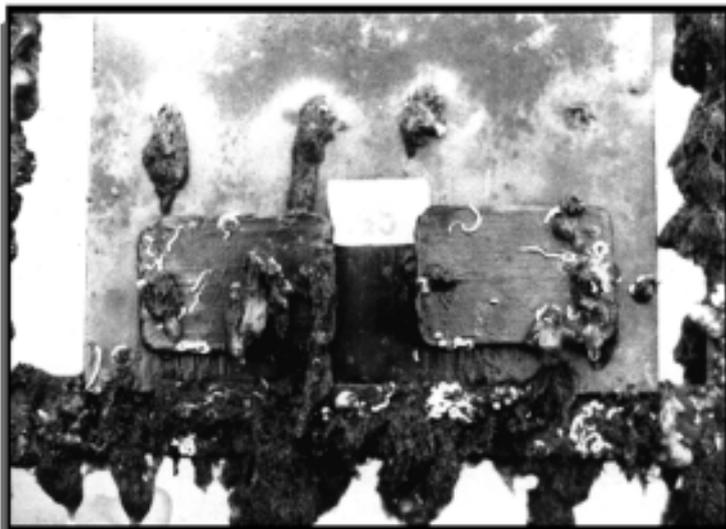
- MARSON, F. 1969. Antifouling paints; theoretical approach to leaching of soluble pigments from insoluble paint vehicles. *J. Appl. Chem.* 19: 287.
- MARTIN MARTINEZ, J. M. 1998. Adhesión y uniones adhesivas. Red Temática CYTED VIII. D. sobre adhesión y unión de materiales con adhesivos. Laboratorio de Adhesión y Adhesivos. Universidad de Alicante, 109.
- MARTIN MARTINEZ, J. M. 2001. Adhesivos, Volumen 1. Red Temática CYTED VIII. D. sobre adhesión y unión de materiales con adhesivos. Laboratorio de Adhesión y Adhesivos. Universidad 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
- MEARRIS, R. D. 1973. Vinyl 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 soluble 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-build". *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 antisalissures 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.



Pintura V-1

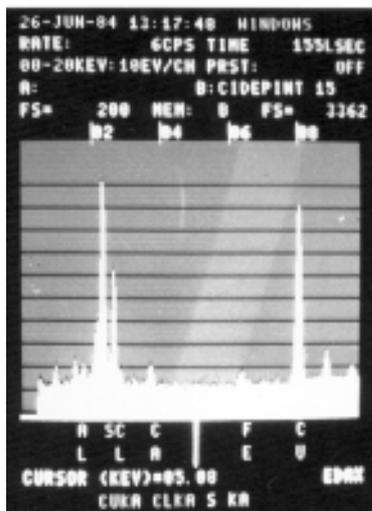
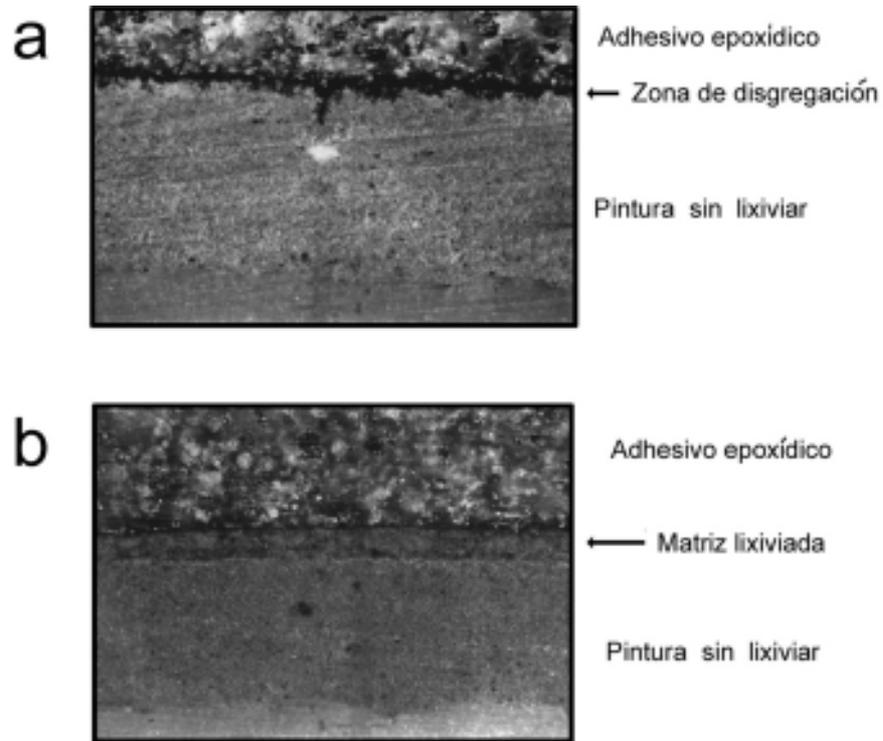


Pintura V-2

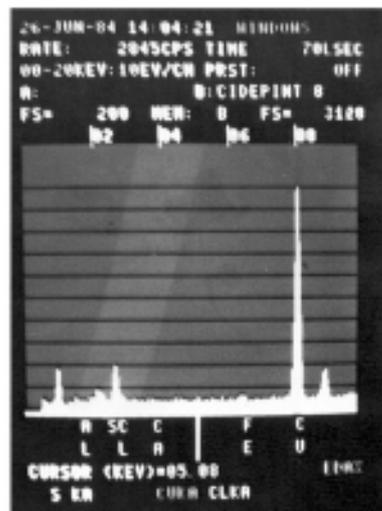


Pintura V-3

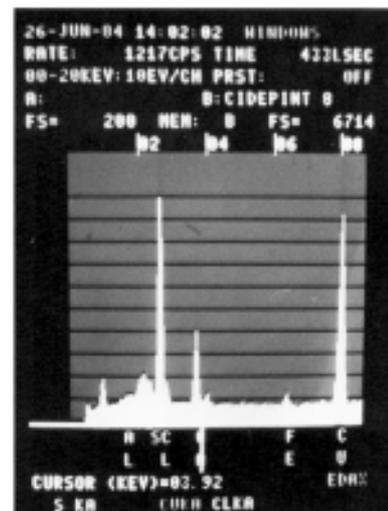
Lámina 1. Bastidores con placas de acrílico de las diferentes pinturas, luego de 12 meses de inmersión.



c

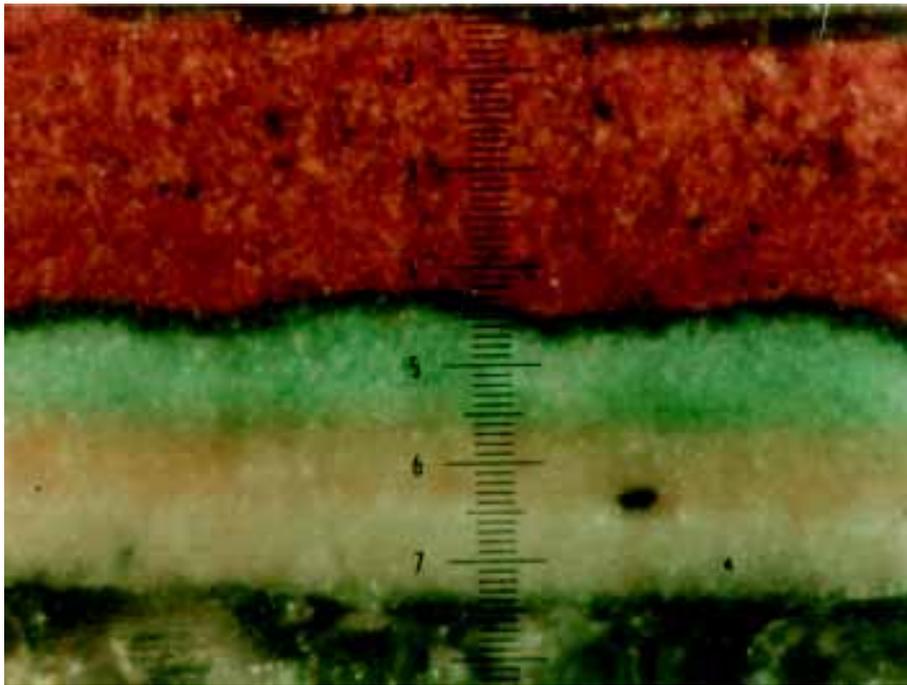


d



e

Lámina 2. a: Pintura vinílica V-3, 12 meses de inmersión (100X); **b:** Pintura vinílica V-1, 12 meses de inmersión. Microscopio óptico, 100X; **c-e:** Análisis con microsonda; **c:** Línea negra existente en la superficie de la pintura V-2, luego de 12 meses de inmersión; **d:** Zona sin disolver, pintura V-1, 15 meses de inmersión; **e:** Capa lixiviada, pintura V-1, 15 meses de inmersión.



Película sin lixiviar

Frente de lixiviación

Frente difuncional

Matriz agotada

Adhesivo epoxídico

Lámina 3. Corte microscópico (320X) de una película de pintura antiincrustante tipo matriz insoluble (Foto Pedro L. Pessi, CIDEPINT).

GLOSARIO

Agua de lastre: El agua, con las materias en suspensión que contenga, cargada a bordo de un buque para controlar el asiento, la escora, el calado, la estabilidad y los esfuerzos del buque.

Alimentadores de depósito: Organismos que se alimentan del ramoneo o toma de partículas del sedimento (selección del alimento en el tubo digestivo).

Alimentadores de suspensión: Organismos que se alimentan filtrando el agua y tomando de ella detritos y plancton.

Ambiente (o medio ambiente): Todas las condiciones y factores externos, vivientes y no vivientes (sustancias y energía), que influyen en un organismo u otro sistema específico durante su vida.

Ambiente humano: En este libro se considera así a todo ambiente artificial en relación con el medio acuático.

Autóctono (o indígena, o nativo): Que procede del mismo lugar en el cual se lo encuentra.

Bentónicos: Organismos que viven ligados al fondo en ambientes acuáticos.

Bien: Mercancía tangible que contribuye a la satisfacción de necesidades de los individuos.

Bien final: Bien que es utilizado en las condiciones en las que se encuentra, no requiriendo ningún proceso ulterior para su uso o consumo.

Bien intermedio: Bien utilizado en los procesos de producción o transformación; no se lo usa directamente, y se lo suele llamar insumo. Pueden existir bienes susceptibles de ser utilizados como finales o, también, participar como insumos, según la función que cumplan en cada proceso.

Bien público: Bien o servicio que presenta tres atributos:

- No rivalidad en el consumo.

La ausencia de rivalidad significa que admite el consumo conjunto. Una vez provisto el bien o servicio, existe la posibilidad de su consumo simultáneo por otro individuo (*e.g.* un río, un lago, una calle, la provisión de justicia o de defensa nacional, etc.). Que un individuo lo consuma no impide que otro consumidor también lo haga en el mismo momento, hasta su punto de saturación o congestión, a partir del cual existe rivalidad en el consumo y por lo tanto, no se comporta como un bien / servicio público puro.

- No exclusión.

No exclusión significa que el oferente no puede excluir al potencial demandante del bien, es decir restringir el acceso de éste a ese bien o que la decisión de excluir resulta muy costosa para el oferente por lo que, económicamente, no se justifica tomar esa decisión. En la mayoría de los casos, una vez provisto este tipo de bien, el hecho de que se adicione otro consumidor no generará su provisión, costos adicionales significativos para el oferente.

- No revela el demandante potencial sus preferencias.

Falta de revelación de las preferencias o grado de satisfacción por el uso del bien (las preferencias se revelan con la disposición o acción de pagar para obtener el bien).

Estas tres características impiden que este tipo de bien pueda intervenir en una transacción de mercado, dado que nadie ofrecería un bien que no puede excluir al demandante potencial si este no paga el precio convenido, pues éste disfruta del mismo, una vez provisto y actúa bajo un comportamiento especulador. La no revelación de las preferencias en este tipo de bien, origina a su vez, incentivos no deseados a los oferentes que proporcionarían una cantidad menor a la óptima

Bien de propiedad común o colectivo: Es aquel tipo de bien o servicio que reúne dos de las características de los bienes públicos:

- No exclusión y ausencia de revelación de las preferencias.

Admite la posibilidad de rivalidad, *e.g.* la captura de peces: en este caso la rivalidad se manifiesta por la actitud de los competidores que redoblan sus esfuerzos de captura, pero rivalizan ante la escasez, lo que deja de capturar un individuo, otro lo aprovechará y dado que existe libre acceso a este tipo de bien, no se revelan las preferencias por estos. Todo conduce a la depredación del bien – situación que se denomina “tragedia de los bienes comunes.”

Bioacumulación: Proceso por el cual ciertos organismos tienen la capacidad de acumular en sus tejidos ciertas sustancias químicas que pueden llegar a concentraciones considerablemente más altas que las existentes en el medio.

Biodiversidad: Término que engloba a tres componentes del ambiente: diversidad de especies (variedad de

especies), diversidad genética (variabilidad genética entre los individuos de cada especie) y diversidad ecológica (variedad de ecosistemas).

Biofouling: Incrustaciones biológicas.

Bioicida: Productos químicos utilizados para matar organismos, tanto los que interfieren o amenazan la salud como los que afectan a las actividades humanas.

Bioseguridad: Actividad destinada a lograr minimizar el riesgo, por ejemplo de invasión, o a controlar sostenidamente el problema.

Biso: Conjunto de filamentos proteicos de algunos moluscos bivalvos que, al entrar en contacto con el agua, se adhieren a rocas o cualquier sustrato duro mediante un pequeño disco en el extremo de cada uno de ellos. Los filamentos pueden retraerse, soltarse del sustrato y volver a fijarse para cambiar de posición.

Blastómero: Cada una de las numerosas células producidas por división durante el estadio de segmentación del desarrollo del huevo.

Blástula: Embrión animal generalmente en forma de esfera, hueca, cuya pared consta de una sola capa de células.

Boca protráctil: Boca que puede proyectarse hacia adelante.

Capacidad de invasión (o "invasiveness"): Se refiere a la facultad propia de una especie en particular para invadir un hábitat determinado.

Cauce principal: Es el lecho, en un río con llanura aluvial, que transporta el mayor caudal de toda la sección transversal del río.

Cauces secundarios: Son los ríos que componen la red de drenaje de la llanura aluvial.

Charnela: Placa dorsal de la valva de los bivalvos, que puede llevar o no dientes, encargados de articular las valvas.

Cilias: Pequeñas prolongaciones semejantes a cerdas en la superficie de algunas células e intervienen en la locomoción o en el desplazamiento de sustancias a través de la superficie de la célula.

Clima: Estado medio de las condiciones atmosféricas.

Cohorte: Conjunto de individuos de una misma población que se caracterizan por tener la misma edad.

Conectividad: En hidrología, conexión entre el cauce principal y los ambientes leníticos y lóticos de la llanura aluvial de un río.

Copépodos: Pequeños crustáceos integrantes de varias comunidades acuáticas.

Corredores de invasión: Rutas acuáticas, terrestres o aéreas, tanto comerciales o turísticas. Vía por la cual se incrementa (involuntaria o voluntariamente) la introducción de especies no-nativas.

Crecimiento asintótico: El tamaño de la población aumenta cada vez con mayor lentitud hasta aproximarse al máximo teórico para la especie, donde la tasa de cambio se iguala a cero.

Crecimiento individual: Proceso por el cual un individuo modifica su masa individual, experimentando distintas fases (aumento, estabilización o disminución) desde que nace hasta que muere.

Crecimiento sigmoideo (o curva logística): Crecimiento en el que existe una fase inicial en que la tasa de cambio del tamaño aumenta con el tiempo, continúa con un punto de inflexión de la curva en donde la tasa instantánea de cambio es máxima, y es a partir de ahí que comienza a disminuir, por lo tanto el tamaño aumenta cada vez más lentamente.

Criptogénicas: Especies con distribución geográfica amplia y/o incongruente y consideradas como sospechosas de ser exóticas, es decir, se desconoce su región nativa.

Ctenóforos: Animales marinos planctónicos, casi transparentes, semejantes a las medusas.

Cuaternario: División del tiempo geológico correspondiente al último período de la era cenozoica.

Cuenca: Superficie terrestre drenada por un sistema fluvial.

Depredación: Situación en la que un organismo captura y/o se alimenta de otro.

Desarrollo directo: Ciclo de vida de la especie sin estados larvales.

Desarrollo indirecto: Ciclo de vida de la especie con estados larvales

Detritívoro: Organismo que se alimenta de materia orgánica muerta.

Dientes bicuspídeos: Dientes con dos cúspides (puntas).

Dientes incisiformes: Que presentan el borde libre cortante.

Dientes molariformes: Fuertes, robustos, adaptados para la trituración.

Dientes pterigoideos: Ubicados en el hueso pterigoideo, que se encuentra asociado a la quijada superior.

Dientes trifestoneados: Que presentan tres ondas en el margen cortante.

Dientes viliformes: Finos y delgados, dispuestos en parches.

Dientes vomerinos: Ubicados en el hueso vómer.

Dinámica poblacional: Principales factores bióticos y abióticos que tienden a aumentar o disminuir en una población, tanto el tamaño como su composición por sexo y edad.

- Dinoflagelados tóxicos:** Especies de algas unicelulares que producen toxinas.
- Dispersión:** Proceso de movimiento de los organismos lejos de su centro de origen.
- Distribución cosmopolita:** Con distribución en la mayoría de los países del globo.
- Distributarios:** Cauces que desaguan el delta de un río.
- Disturbios:** Cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que causa perturbación en la estructura del ecosistema, la comunidad o la población, que cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el medio físico. Los disturbios de menor intensidad son *perturbaciones* y los de mayor intensidad son *catástrofes*.
- Dominancia:** (índice) Número de individuos de la especie en cuestión en relación al total del número de individuos, expresada en porcentaje.
- Ecotoxicología:** Ciencia que estudia los efectos tóxicos provocados por los contaminantes sobre los ecosistemas.
- Edéntula:** Que no tiene dientes.
- Epifaunal:** Organismo que habita sobre la superficie de un fondo o sustrato duro de los ambientes acuáticos.
- Equivalente ecológico:** Organismos que, aunque no pertenecen a la misma especie y se desarrollan en distintas partes del mundo, presentan un comportamiento similar.
- Equivalvos:** Conchilla cuyas dos valvas son simétricas.
- Escama cicloide:** Escama caracterizada por el borde posterior liso y sin espinas.
- Especies con estatus desconocido:** Cuando pasaron entre 20 y 30 años sin registro o una introducción reciente que presenta escasos registros.
- Especie constante:** Cuando su frecuencia es $\geq 50\%$.
- Especie difusa:** Cuando su frecuencia es 15% y su Dominancia es $< 25\%$.
- Especie dominante:** Cuando su dominancia es $\geq 1\%$
- Especie establecida:** Aquella documentada como presente y que se reproduce en los últimos 30 años, o en los últimos diez años o, al menos, en dos años consecutivos.
- Especie exótica extinta:** Antes de desaparecer, vive varios años, se reproduce y luego desaparece.
- Especie expansiva:** Cuando su frecuencia es $> 15\%$ y su dominancia $> 25\%$.
- Especie rara o accidental:** Cuando su Frecuencia es $< 25\%$
- Espermatogonia:** Célula germinal masculina que da lugar a un espermatozoido al comienzo de la espermatogénesis.
- Establecida:** Población que se sustenta fuera de su rango nativo de distribución.
- Estiaje:** Fase de aguas bajas de un río.
- Estrategias proactivas (o de prevención):** Tratamientos químicos destinados para la prevención del asentamiento de los organismos causantes del *fouling* en los sistemas de agua.
- Estrategias reactivas (o de control):** Tratamientos químicos o no químicos destinados al control de los organismos causantes del *fouling* cuando se han asentado en el sistema de agua o en estructuras externas.
- Eurifagia:** Organismo que tiene un amplio rango de alimentación.
- Eurihalinos:** Organismos que toleran amplias variaciones de salinidad.
- Eurioicos:** Capacidad de colonizar un gran rango de hábitats.
- Euritópicos:** Organismos con amplio rango de tolerancia fisiológica.
- Exótico:** Foráneo, no-nativo, introducido.
- Facultativo:** Capacidad opcional de un organismo de adaptarse a distintas condiciones o circunstancias.
- Fecundación externa:** Fusión de gametos en el medio externo acuático.
- Fecundación interna:** Fusión de los gametos en el interior del organismo.
- Fecundidad:** Número de descendientes producidos por un individuo de edad "x" durante ese período de edad.
- Filiforme:** Con forma de hilo, angosto y largo.
- Flagelos:** Orgánulos largos y filiformes en algunas células utilizados para locomoción y alimentación.
- Frecuencia:** Número de muestras en las cuales aparece la especie considerada en relación con el número total de muestras, expresado en porcentaje.
- Gástrula:** Estadio del embrión posterior a la blástula, con la pared formada por tres capas de células.
- Gloquidia:** Larva bivalva, característica de algunas familias de bivalvos que puede tener dientes en los extremos de las valvas y un largo filamento para adherirse a un hospedador.
- Gónada:** Órgano de los animales multicelulares que produce los gametos (óvulos y espermatozoides).
- Gonocórica (o dioico):** Organismos de sexos separados.
- Hábitat:** Lugar (incluyendo todas sus características) donde vive determinada especie.
- Heces:** Consiste en material que, sin ser absorbido, ha pasado por el tubo digestivo, y su evacuación fuera de la cavidad del manto, en los bivalvos, se realiza a través del sifón exhalante.
- Heteromiarios (o anisomiarios):** Las valvas son cerradas por la acción de dos músculos aductores (uno anterior y otro posterior) de distinto tamaño. La impresión posterior es mayor que la anterior.

Hibridación: Fenómeno o proceso genético de cruce entre individuos de diferentes razas, variedades, especies, o géneros. Las hibridaciones interespecíficas o intergenéticas suelen producir descendientes estériles.

Holoceno: División del tiempo geológico correspondiente a la última época del período cuaternario, con una duración de 11.000 años.

Ilíofagos: Organismo que se alimenta del fango.

Impacto ambiental: Alteración favorable o desfavorable sobre el medio o algunos de sus componentes.

Infauanal: Organismos que habitan dentro de los sedimentos del fondo de los ambientes acuáticos.

Instituciones: Concurrencia de costumbres, hábitos, comportamientos sociales, conjunto de normas de carácter jurídico (leyes, derechos de propiedad, normas que regulan la actividad económica, etc.) que actúan sobre el ámbito y orientación de las decisiones y elecciones de los agentes económicos y, por lo tanto, sobre la actividad de los mercados

Intercambiadores de calor: Equipo de refrigeración.

Introducción accidental: Este término es aplicado esencialmente para describir una introducción que marca una deficiencia de las instituciones que realizan el control/prevenición.

Introducción de especies: Es la acción, en forma deliberada o accidental, por la cual las especies son ubicadas por el hombre y colonizan nuevas regiones a su rango de distribución actual.

Introducción intencional: Se refiere a una introducción planeada o deliberada, con un objetivo específico a cumplir.

Introducciones que fallaron: Aquellas que fueron reportadas pero no existe evidencia de establecimiento.

Invasor: Organismo introducido como resultado de la actividad humana en un área o ecosistema en la cual no es nativo. Coloniza ambientes naturales y no naturales, convirtiéndose así en un agente de cambio y de amenaza para la biodiversidad nativa.

Lasidia/o: Larva característica de una familia de bivalvos, de cuerpo muy pequeño, univalva, con dos lóbulos anteriores ciliados y dos posteriores con ganchos y un extenso órgano anterior con el que se adhiere a un hospedador (generalmente peces), vive una etapa parásita, hasta lograr su estadio de almeja juvenil.

Lecitotrófico: Estadio larval que no se alimentan, y crece a expensas del vitelo de reserva que posee.

Lenítico (o léntico): Ambiente acuático de aguas estancadas, «quietas» (lagos, lagunas).

Ligamento: Banda proteica (conquiolina), elástica, externa, relacionada a la zona umbonal. Encargado de mantener unidas las valvas y las aberturas de las mismas cuando los músculos de cierre de valvas o aductores se relajan.

Linaje: Ascendencia o descendencia de una generación

Línea paleal: Marca que corre paralela al borde de la conchilla y señala la zona de adherencia de los músculos retractores de los bordes paleales (o libres del manto).

Llanura aluvial: Terrenos construidos por el material transportado por un río e inundados anualmente, total o parcialmente.

Longitud máxima (o tamaño máximo): es un valor teórico del cuerpo que, biológicamente, está impuesto para cada organismo.

Lótico: Ambiente acuático con aguas corrientes (ríos, arroyos).

Macrofauna: Fauna bentónica cuyos componentes presentan una talla mayor a 1 mm

Macrofouling: Bio-incrustaciones de organismos mayores a 1 mm.

Malacofauna: En este libro se denomina de esta manera a la fauna de moluscos.

Manto: Fina capa de tejido que, en los moluscos bivalvos, rodea las partes blandas y pende hacia abajo con bordes (denominados paleales) libres alrededor del cuerpo y encierra un espacio denominado cavidad del manto. Secreta la conchilla y forma los sifones inhalante y exhalante.

Mercado: Conjunto de medios o mecanismos mediante los cuales se establece una comunicación entre los vendedores y compradores de un cierto bien o servicio. No requiere la existencia de un lugar o entidad física para su funcionamiento; es suficiente la utilización de la red de telecomunicaciones para efectuar una transacción.

MERCOSUR: Mercado Común del Sur. Constituido por Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay (Bolivia y Chile están asociados desde 1996; posteriormente accede a asociarse Perú). El tratado fue firmado el 26 de marzo de 1991 y entró en vigencia el 29 de noviembre del mismo año. A partir del 1 de enero de 1995 entró en vigencia el MERCOSUR, cuyo objetivo inicial, no vigente plenamente, consiste en fomentar la libre circulación de bienes, servicios y factores de la producción, arancel externo y política externa comercial común; coordinación de políticas macroeconómicas y sectoriales; y armonización de legislación en las áreas pertinentes.

Metapoblación: población organizada espacialmente en subpoblaciones más o menos conectadas por canales migratorios entre sí y, eventualmente, con el espacio exterior.

Monoico: Individuos que producen tanto gametas femeninas como masculinas.

- Mórula:** Estadio del embrión producido por la continua división del huevo, previo a la blástula.
- Nativo:** Organismo original de una región.
- Náyades (o almejas nacaradas o cucharas de agua):** Nombre vulgar de las especies de bivalvos nativos de la región Neotropical, pertenecientes a las familias Hyriidae y Mycetopodidae.
- Necróticas:** Perteneciente o relativo a la necrosis, es decir, la degeneración de un tejido por muerte de sus células.
- Nectónicos:** Organismos que tienen mecanismos de natación que les permite desplazarse en sentido horizontal y vertical con absoluta independencia.
- Omnívoro:** Organismo que se alimenta de vegetales y animales.
- Oogonias:** Células (2n) que, en el proceso de ovogénesis, originan óvulos (n).
- Organogénesis:** Crecimiento y diferenciación de las células en los distintos órganos.
- Ovovivíparos:** Organismos que desarrollan sus huevos dentro de la hembra, pero la nutrición de los embriones proviene del vitelo de cada huevo, naciendo en estadio de individuos juveniles.
- Pediveliger:** Estadio de las larvas velígeras en el que poseen pie y velo.
- Perifiton:** Organismos que viven adheridos a superficies vegetales sumergidas.
- Perióstraco:** Lámina externa de conquiolina que cubre la conchilla de los moluscos.
- Pie:** Es una característica de moluscos; en bivalvos es la parte del cuerpo ubicado en el sector anterior y basal, comprimido lateralmente y adaptado para la locomoción y excavación.
- Planctófagos:** Que se alimentan de organismos integrantes del plancton.
- Plancton:** Término colectivo para flora y fauna de una masa de agua, que flota o va a la deriva pasivamente; se compone, en su mayor parte, de organismos microscópicos.
- Planctónico:** Organismos que forman parte del plancton, generalmente microscópicos, que viven suspendidos y que acompañan el movimiento de la masa de agua debido a sus escasos recursos para la natación.
- Planctotrófica:** Estadio larval que se alimenta del plancton, y crece a sus expensas.
- Plantígrada:** Último estadio de las larvas velígeras, sin velo, con pie y desplazamiento típico de un bivalvo.
- Población:** Grupo de organismos de la misma especie que viven en un área en un mismo momento.
- Poliquetos:** Anélidos marinos con gran cantidad de quetas en el cuerpo.
- Precio:** De un bien o servicio, indica lo que se tiene que renunciar, con el fin de obtener ese bien o servicio. Usualmente se lo expresa en términos monetarios.
- Preminalizador:** Organismo que, a través de su alimentación, transforma la materia orgánica contenida en el fango e interviene así en el proceso de transformación de materia orgánica a inorgánica.
- Proceso de invasión:** Faceta de cinco etapas u obstáculos a superar que, en conjunto, conforman la *transición*; estas etapas son: transporte, liberación, establecimiento, dispersión e impacto.
- Propágulo:** Es un grupo de individuos con la capacidad de generar la población inicial. Para varias especies, una única hembra fertilizada o una hembra adulta o una pareja de macho y hembra, constituyen un propágulo.
- Psammófilo:** Organismos acuáticos que viven en lechos arenosos.
- Pseudoheces:** Conglomerado hecho de partículas que fueron captadas y llevadas a la cavidad del manto de un bivalvo, pero que no son ingeridas, sino que son recubiertas de mucus y expulsadas a través del sifón exhalante o del margen ventral del manto. La selección de las partículas se hace en virtud de su tamaño, forma y otras características físicas, y tiene lugar en las branquias y en los palpos labiales. Este mecanismo es desencadenado ante concentraciones de sedimento por encima de un determinado umbral, aunque también se ve estimulado por sobreabundancia de partículas comestibles.
- Quironómidos:** Insectos dípteros con larvas acuáticas.
- Reclutamiento:** Incorporación a una población de organismos de cierta clase de edad o tamaño.
- Recursos:** Elementos disponibles para resolver una necesidad.
- Recurso natural:** Cualquier elemento que se obtiene del ambiente para satisfacer necesidades y aspiraciones humanas. Elemento disponible de la naturaleza otorgado sin restricción –precio- (e.g. tierra; petróleo; carbón; gas, bosques).
- Recursos no renovables:** Recurso natural de existencia finita -reserva limitada- (e.g. petróleo; gas; tierra, reservas de minerales).
- Recursos renovables:** Recurso natural que puede reponerse por medios naturales (e.g. bosques, peces; fauna; flora). La reposición puede ser insuficiente si el ritmo de utilización es superior y se agota el recurso.
- Resistencia biótica:** Áreas no disturbadas en donde una batería de competidores, depredadores, parásitos y enfermedades frustran a la mayoría de las invasiones.
- Seno paleal:** En la región posterior de la conchilla de un bivalvo, la línea paleal suele presentar una entrada, o seno paleal, que señala la posición de los sifones.
- Sifón:** Abertura del manto al exterior, el cual puede ser en forma de tubo.

Sifones: Órganos (dos) de los bivalvos de forma tubular, ubicados en la parte posterior del cuerpo, retráctiles, con función inhalante y exhalante.

Sinciciales: Tejidos sin formación de membrana celular que separe una célula de otra.

Substrato consolidado: Substratos duros formados por minerales como rocas, formados por carbonato de calcio originario de organismos con conchas o esqueleto calcáreo. Estructuras de concreto, hierro o madera son consideradas como substratos consolidados artificiales.

Substrato inconsolidado: Substratos formados por las partículas del sedimento arenoso o fangoso provenientes de la erosión de las rocas o de organismos con estructuras calcáreas.

Susceptibilidad del ambiente a la invasión (o "invasibility"): Alude a las características propias de un hábitat que determinan la disponibilidad para el establecimiento y dispersión de una especie invasora.

Sustentable: es un desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer las futuras.

Tasa de clareado: Es la cantidad de agua que es limpiada de partículas por filtración en un tiempo dado; a menudo se emplea como sinónimo de Tasa de Filtración.

Tasa de filtración: Volumen de líquido procesado por el aparato filtrador por unidad de tiempo. Estrictamente, la tasa de filtración no implica que todas las partículas contenidas en el volumen filtrado sean efectivamente retenidas; a menudo se emplea como sinónimo de Tasa de Clareado.

Taxa: Plural de taxóm.

Taxocenosis: Es aquella parte de la comunidad definida por su pertenencia a un determinado grupo taxonómico.

Taxon: Grupo de organismos considerado como unidad de cualquier rango en un sistema clasificatorio.

Transacción: Operación de compra / venta voluntaria entre dos partes; generalmente involucra una prestación y la correspondiente contraprestación de bienes o servicios a cambio de dinero.

Transplante: Se denomina de esta forma a la especie que amplía su distribución dentro del mismo rango de una región geográfica (e.g. región neotropical).

Trocófora: Estadio larval de moluscos y otros grupos cuyos cuerpos están circundado por un cinturón de cilios.

Umbo: Protoconcha de los bivalvos.

Umbonadas: Estadios de las larvas velíferas en los que ya se observa la formación de la convexidad (o umbo) de las valvas en la zona próxima a la charnela.

Vectores: Son las vías por las cuales una especie gana acceso a un nuevo hábitat distante de su región nativa o de su distribución actual.

Velígera: Estadio larval posterior a la trocófora, bivalva, con desplazamiento propio.

Velo: Órgano natatorio de los distintos tipos de larvas velíferas.

Vitelo: Sustancia de reserva que servirá de alimento para el embrión o la larva al inicio de su desarrollo.

Este libro se terminó de imprimir
en Junio de 2006

Esta obra pretende concienciar a la comunidad del novedoso problema económico-ambiental para el agua dulce de la región (*macrofouling* o incrustaciones mayores de 1 mm) provocado por la invasión del mejillón dorado; este problema, además, representa un escenario ambiental más complejo, vinculado a dos componentes de este milenio, la globalización y el cambio global. Este libro congrega a los más destacados investigadores dedicados al estudio de la invasión de *Limnoperna fortunei* en América del Sur, para dar a conocer la información por ellos generada. Aquí, se destacan no sólo los conocimientos de la biología de esta especie en la región, sino, también, los potenciales métodos para su prevención y control. Este material es de gran utilidad para todos aquellos profesionales ambientalistas tanto biólogos como ingenieros que, por sus actividades, se encuentren ante este tipo de contaminación por especies.

Gustavo Darrigran es Profesor Adjunto de la Cátedra *Biología de Invertebrados*, del Departamento de Ciencias Exactas y Naturales de la Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación de la Universidad Nacional de La Plata. Además, es investigador adjunto del CONICET, en el cual desarrolla el tema moluscos invasores de la Cuenca del Plata. Actualmente, trabaja en los laboratorios de la División Zoología Invertebrados de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP). Publicó 43 trabajos científicos para revistas nacionales e internacionales y quince publicaciones de difusión científica. Es autor de cuatro capítulos de libros sobre las invasiones biológicas; recibió cuatro premios nacionales e internacionales, relacionados con las bioinvasiones. Realizó extensión universitaria sobre el tema y publicó trece informes técnicos a entidades públicas; cuatro asesoramientos científicos y dos informes técnicos.

Cristina Damborenea es docente de la Cátedra *Introducción a la Taxonomía* de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata e investigadora independiente del CONICET. Es Jefa de la Sección Helmintología de la División Zoología Invertebrados del Museo de La Plata, en el cual desarrolla su actividad científica.

Es autora de tres capítulos de libros sobre taxonomía y especies invasoras. Además, sobre la misma temática, realizó seis trabajos de divulgación científica y 36 publicaciones científicas, la mayoría de ellas en revistas internacionales. Recibió un premio internacional, relacionado con el tema bioinvasiones. Desarrolló, como trabajos de transferencia universitaria, diez informes técnicos a entidades públicas; dos asesoramientos a entidades públicas y dos informes técnicos.



CIDEPIINT (CIC-CONICET)
Centro Invest. Desarrollo Tecn. Pinturas
La Plata - Argentina

Buckman
LABORATORIES

Av. San Isidro 4602 1º Piso
Capital Federal - Argentina