

Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Biblioteca Digital FCEN-UBA

Dinámica poblacional y potencial bioindicador de contaminación acuática del molusco bivalvo Corbicula fluminea en el delta del Río Paraná

Cataldo, Daniel Hugo
2001

Tesis Doctoral

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Universidad de Buenos Aires

www.digital.bl.fcen.uba.ar

Contacto: digital@bl.fcen.uba.ar

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Fuente / source:

Biblioteca Digital de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales - Universidad de Buenos Aires

Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Tema de Tesis

**Dinámica poblacional y potencial
bioindicador de contaminación acuática del
molusco bivalvo *Corbicula fluminea* en el
delta del río Paraná**



Autor

Lic. Daniel Hugo Cataldo

Director de Tesis: Dr. Demetrio Boltovskoy

Lugar de trabajo:

Departamento de Ciencias Biológicas, FCEyN, UBA
y
**Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino
Rivadavia”**

Tesis presentada para optar al título de Doctor en Ciencias Biológicas

2001

433514

A Myriam, mi esposa

a mi hija Florencia

y a la memoria de mi Madre

Summary

The structure and dynamics of populations of the invasive pest mollusc *Corbicula fluminea*, as well as its potential as an indicator of environmental stress, were analyzed in the lower delta of the Paraná River between April 1995 and October 1996.

Water and sediment samples were collected at 4 sites with different degrees of pollution in order to assess the human impact through chemical analyses and laboratory bioassays. Concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs), chlorinated pesticides (CHLPs), aliphatic hydrocarbons (ALHCs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals (HM) were measured in surface water, porewater, and in the sediments. The same three compartments were submitted to toxicity assays with straight-hinged juveniles of *Corbicula fluminea*. Pollutant loadings showed a clear geographic trend, with highest values in the vicinity of densely populated areas along the rivers Reconquista and Luján, decreasing noticeably in the San Antonio river (SA site), and with lowest values at the most remote site on the Paraná de las Palmas river (PP). This trend agrees very well with the mortality pattern of straight-hinged juveniles of *Corbicula fluminea*. Most deleterious environmental conditions for the clams were observed in the rivers Reconquista and Luján (juvenile mortality rates around 40 to 93%), whereas response levels in the Paraná river did not differ significantly from the controls (mortalities around 3.3-2.3%). In addition, mortality rates of the juveniles were lower in surface water (3.3-53%), than in porewater (12-73%), and in the latter than in the sediments (23-93%). Although toxicity is probably chiefly due to dissolved pollutants, highest agreement between chemical (identification of

pollutants) and biological (mortality rates) evidences of pollution were observed in the sediments, whereas results from surface waters and porewaters were more heterogeneous and less conclusive.

Benthic individuals and planktonic juveniles of *Corbicula fluminea* were collected monthly at PP and SA. Changes in the size frequency of the clams from PP during the survey period clearly indicate a dynamic population structure, with clearly defined annual cohorts and high numbers of young recruits during the only annual reproductive period (October through November). Populational parameters, estimated from the seasonally oscillating version of von Bertalanffy's growth formula were as follows: maximum shell length: 32 mm (maximum observed shell length: 33 mm); growth constant: 0.65; growth seasonality (i.e., span of summer-to-winter growth-rate difference): 0.7; winter point (i.e., time of the year when growth is minimum): 0.5 (June-July). The estimated size range for one year-old individuals was 15.3 to 22.4 mm; for two years: 23.5-27 mm, and three years: 27.5-29.3 mm. Comparison with environmental data confirms the influence of water temperature on the clam's reproduction and growth, and furnishes additional evidence suggesting that food availability may be as important for recruitment and growth as thermic regimes. In contrast to PP, data from SA did not show discernible cohorts. The lengths of almost all the clams collected here were between 16 and 23 mm, and young recruits were practically absent during the entire yearly cycle.

During this same period the growth rate of *in situ* caged individuals was studied at PP and SA. This survey was complemented with monthly measures of

collected animals from PP and SA. During the entire year concentrations of all metals in the medium, as well as Pb and Zn in tissue, varied irregularly at roughly similar levels at the two sites. On the other hand, at SA bioaccumulated Cu and Cd were significantly higher than at PP.

Growth rates of clams at SA were significantly lower than at PP. At PP growth was similar to that estimated on the basis of the population analysis described earlier. Condition index of clams at SA was significantly lower (ca. 50%) than of those from PP.

These results strongly suggest that retarded growth, poor condition index, and abnormal population structure at SA are associated with enhanced pollution at this site as compared with PP. These 3 biological traits constitute a more useful indicator of environmental stress than chemical identification of pollutants in the various aquatic compartments.

Key words: *Corbicula fluminea*, freshwater bivalves, bioindicators, bioassays, pollution, population dynamics, population growth, Paraná river delta.

Resumen

La estructura y la dinámica poblacional del molusco invasor *Corbicula fluminea*, así como su potencial como especie bioindicadora de estrés ambiental, fueron analizados en el delta inferior del río Paraná entre abril de 1995 y octubre de 1996.

Muestras de agua y sedimentos fueron colectadas en cuatro sitios con diferentes niveles de contaminación para evaluar el impacto antropogénico por medio de análisis químicos y bioensayos de laboratorio. Se determinaron las concentraciones de bifenilos policlorados (BPCs), plaguicidas organoclorados (POCs), hidrocarburos alifáticos (HALs), hidrocarburos aromáticos (HARs) y metales pesados (MP) en el agua superficial, el agua de poro y los sedimentos. Estas mismas tres fases también se sometieron a ensayos de toxicidad utilizando juveniles de charnela recta de *Corbicula fluminea*. Las concentraciones de las sustancias contaminantes presentaron una clara tendencia geográfica, con valores más altos en la vecindad de las áreas más densamente pobladas sobre los ríos Reconquista y Luján, disminuyendo sensiblemente en el río San Antonio, y con valores mínimos en el sitio más remoto ubicado sobre el río Paraná de las Palmas. Este gradiente concuerda muy bien con los patrones de mortalidad de los juveniles de charnela recta de *Corbicula fluminea*. Las condiciones ambientales más adversas para los organismos fueron registradas en las aguas de los ríos Reconquista-Luján (mortalidades de 40 a 93%), mientras que los niveles de respuesta en el río Paraná no difirieron significativamente del control (3.3-2.3% de mortalidad). Además, la mortalidad de juveniles fue menor en agua superficial (3.3-53%) que en agua de poro (12-73%), y en esta última que en los sedimentos (23-93%). Si bien la toxicidad probablemente fue debida principalmente a los

contaminantes disueltos, la mayor concordancia espacial entre las evidencias de contaminación químicas (determinación de tóxicos) y las biológicas (tasas de mortalidad de almejas juveniles) fue registrada en los sedimentos, mientras que las evidencias obtenidas de las muestras de agua de poro y del agua superficial fueron más heterogéneas y menos concluyentes.

Individuos bentónicos y juveniles planctónicos de *Corbicula fluminea* fueron colectados mensualmente en los ríos Paraná de las Palmas (PP) y San Antonio (SA). Los cambios en la distribución de frecuencias de talla de las almejas de PP a lo largo del período de estudio indican claramente una estructura poblacional dinámica, con cohortes anuales claramente definidas y una alta abundancia de reclutas jóvenes durante el único período reproductivo centrado sobre los meses de octubre y noviembre. Los parámetros poblacionales estimados mediante el análisis de progresiones modales, aplicando la fórmula estacionalizada de crecimiento de von Bertalanffy, fueron: largo infinito (L_{∞}) 32 mm (talla máxima observada: 33 mm); constante de crecimiento (K): 0.65; factor de amplitud (C, indicador de la variación del crecimiento entre verano e invierno): 0.7; punto de invierno (PI, fracción del año donde el crecimiento es mínimo): 0.5 . El rango de tallas estimadas para los individuos de PP en el primer año de vida fue de 15.3-22.4 mm, para el segundo año 23.5-27 mm, y para el tercer año 27.5-29.3 mm. La comparación con los parámetros ambientales confirma la influencia de la temperatura del agua sobre la reproducción y el crecimiento de esta especie; además, también se sugiere que, para el reclutamiento poblacional y el número de eventos reproductivos anuales de la especie la disponibilidad de alimento puede ser un factor tan importante como el régimen térmico. En contraste, los datos de la estación SA no mostraron cohortes discernibles a lo largo del período de estudio.

Las tallas de casi todos los organismos colectados variaron entre 16 y 23 mm y los reclutas jóvenes estuvieron virtualmente ausentes durante todo el ciclo anual.

Durante este mismo período, mediante experiencias de cautiverio, se analizó la tasa de crecimiento individual en ambos sitios. Simultáneamente se midieron todos los meses las concentraciones de Cu, Cd, Pb y Zn en el agua y en el tejido blando total de los animales de PP y SA. A lo largo del año las concentraciones de todos los metales, así como el Pb y el Zn en los tejidos, variaron irregularmente y los niveles en ambos sitios fueron aproximadamente similares. Por otro lado, las cantidades de Cu y Cd bioacumuladas en SA fueron significativamente más altas que en PP.

La tasa de crecimiento de las almejas en cautiverio de la estación SA fue significativamente menor que en PP; en este último sitio los valores fueron comparables con los datos de crecimiento poblacional estimados a partir del análisis de progresiones modales. El índice de condición de las almejas de SA fue significativamente menor (aproximadamente 50%) que el de los individuos presentes en PP.

La información presentada sugiere que el retraso del crecimiento, el pobre estado de condición, y la anormal estructura poblacional en SA están asociados a un mayor nivel de contaminación en esta área con respecto a PP. Estas tres características biológicas constituyen un indicador de estrés ambiental de gran utilidad, que complementan las determinaciones de las sustancias químicas presentes en los distintos compartimientos del sistema.

Palabras clave: *Corbicula fluminea*, bivalvos dulceacuícolas, bioindicadores, bioensayos, contaminación, dinámica poblacional, crecimiento poblacional, delta del río Paraná.

Indice

Capítulo I: Introducción general	11
I.1. Distribución.....	15
I.1.1 Factores que condicionan la distribución de <i>C. fluminea</i>	18
I.2. Aspectos reproductivos	19
I.3. Impacto de <i>Corbicula fluminea</i> sobre el ecosistema y las actividades humanas	21
I.4. <i>Corbicula fluminea</i> como especie centinela de la contaminación acuática.....	22
I.5. Objetivos.....	25
Capítulo II: Factores físico-químicos del ambiente y densidad fitoplanctónica	29
II. 1. Introducción.....	30
II.2. Area de estudio	30
II.3. Materiales y métodos	35
II.4. Resultados y discusión	36
Capítulo III: Concentración de contaminantes	46
III.1. Introducción.....	47
III.2. Variación temporal de metales pesados en el agua.....	48
III.2.1. Materiales y métodos	48
III.2.2 Resultados y discusión	48
III.3. Niveles de sustancias tóxicas seleccionadas en distintos compartimientos ambientales.....	51
III.3.1. Materiales y métodos	51
III.3.2. Resultados y discusión	54
III.3.2.1 Agua superficial	54
III.3.2.2. Agua de poro.....	57
III.3.2.3. Sedimentos.....	59
Capítulo IV: Bioensayos	65
IV.1. Introducción	66
IV.2. Materiales y métodos.....	67
IV.3. Resultados y discusión.....	71

IV.3.1. Agua superficial	71
IV.3.2. Agua de poro	72
IV.3.3. Sedimentos	75
Capítulo V: Dinámica poblacional	82
V.1. Introducción	83
V.2. Materiales y métodos	85
V.3 Resultados y discusión	87
V.3.1. Dinámica poblacional en el Paraná de las Palmas	87
V.3.2. Dinámica poblacional en el río San Antonio	104
Capítulo VI: Bioacumulación, índice de condición y tasa de crecimiento individual de <i>Corbicula fluminea</i> como indicadores de contaminación ambiental	117
VI.1. Introducción	118
VI.2. Materiales y métodos	119
VI.3. Resultados y discusión	123
VI.3.1. Concentración de metales en tejido blando de <i>Corbicula fluminea</i>	123
VI.3.2. Índice de condición y tasa de crecimiento de <i>Corbicula fluminea</i>	127
Apéndices	137
Bibliografía	150
Agradecimientos	173
Trabajos publicados relacionados con esta Tesis	174

Capítulo I

Introducción general

Una de las consecuencias del fenómeno de la globalización, derivada de la creciente movilidad de personas y mercaderías entre los países del mundo, son los impactos ecológicos de las especies invasoras en general y de los moluscos acuáticos en particular. La invasión de especies exóticas ha causado dramáticos efectos en ambientes terrestres, marinos y de agua dulce, frecuentemente con severas consecuencias económicas, ambientales y culturales.

Los problemas derivados de la invasión de especies foráneas en general y de moluscos en particular, están asociados principalmente con el crecimiento desmedido de sus poblaciones. Este crecimiento explosivo, que normalmente no se da en el lugar de origen, se debe a que los nuevos habitantes no tienen enemigos naturales que limiten su expansión, como predadores u organismos patógenos que los diezmen por enfermedad. Los efectos ecológicos negativos de la introducción de especies foráneas frecuentemente se deben a que los nuevos habitantes producen, ya sea por predación directa o a través de la competencia por los recursos, el desplazamiento o la extinción de especies autóctonas. Estas alteraciones, a su vez, pueden ocasionar profundas modificaciones en el delicado equilibrio del ecosistema provocando un “efecto cascada” entre organismos ligados entre sí, cuyas consecuencias son casi invariablemente imposibles de predecir.

La distribución actual de las especies sobre el planeta es debida a un sinnúmero de factores, tanto naturales como artificiales. Entre los procesos de dispersión natural se encuentran los fenómenos de migraciones seculares (medidas en tiempo geológico), asociados principalmente a la deriva de los continentes y a cambios evolutivos en los organismos, o fenómenos de dispersión a escalas espaciales más restringidas, incluyendo migraciones lentas que afectan a varias

generaciones, a lo largo del biotopo. Muchos seres vivos han desarrollado una gran variedad de adaptaciones especiales al medio que les confieren la movilidad necesaria para trasladarse desde su lugar de origen hacia zonas más remotas, mientras que organismos con movilidad restringida o nula han adoptado estrategias de diseminación pasiva, tales como quistes de resistencia, semillas, esporas, etc. Si bien la dispersión natural ha sido el principal mecanismo responsable de la colonización del planeta, la dispersión antrópica intencional o accidental es la vía que ha causado mayores impactos ecológicos y económicos en las últimas décadas.

La introducción intencional de especies es realizada por diversas razones: con fines alimentarios, como la importación de especies vegetales y animales utilizadas en la agricultura y la ganadería o en industrias como la láctea; introducción de peces, crustáceos y moluscos utilizados en la acuicultura. También se realiza con fines deportivos o de entretenimiento, como la introducción de mamíferos utilizados en la caza. Uno de los emprendimientos humanos que mucho auge tuvo en las últimas décadas es la introducción de especies foráneas para el control biológico de plagas o para el manejo de diversos atributos de los ecosistemas. Sin embargo, en la mayoría de los casos estas especies han causado más problemas que beneficios.

El tráfico regional e internacional de mercaderías constituye una de las vías de introducciones accidentales más frecuentes. Los organismos llegan como viajeros indeseables en embalajes, contenedores, o como parásitos de plantas, animales domésticos e inclusive del hombre. Para la fauna acuática en particular, la entrada accidental más común la constituye el agua de lastre de los barcos. Los

grandes buques mercantes cargan en el puerto de partida millones de litros de agua en tanques especialmente diseñados para conferir estabilidad durante la navegación, y la vierten al medio en el puerto donde reciben la carga. Este mecanismo de transferencia no selectiva transporta una gran variedad de especies, incluyendo organismos patógenos y parásitos como virus y bacterias, larvas y juveniles de invertebrados, etc. Varios miles de especies son transportadas alrededor de mundo en el agua de lastre de los buques todos los días. Gollasch y Leppakoski (1999) estimaron que, hasta el momento, aproximadamente 500 especies que han sido transportadas por esta vía lograron establecerse y colonizar un nuevo hábitat. Carlton y Geller (1993), por ejemplo, detectaron la presencia de 367 especies en el agua de lastre de 159 buques arribados a la bahía de Coos, Oregon (EEUU), provenientes de 25 puertos de Japón. Algunos de estos organismos se encontraban presentes en la mayoría de los casos, como los copépodos (en el 99% de los buques), los poliquetos (89%), los estadíos preimaginales de crustáceos sésiles (83%), almejas y mejillones (71%), y cangrejos y camarones (48%). Coincidentemente, los resultados de estudios llevados a cabo en el agua de lastre de buques mercantes en otros puertos de EEUU (Medcof, 1975; Carlton, 1985; Williams et al., 1988) y de Europa (Gollasch, 1996) registraron una composición faunística similar a la mencionada recientemente para Oregon.

Existe abundante información sobre el impacto de las especies invasoras sobre ambientes terrestres, marinos y de agua dulce. La trucha arco iris, *Salmo gaidneri*, es considerada la especie íctica introducida que ha causado mayores problemas a los stocks de peces nativos en todo el mundo. En nuestro país fue introducida en los lagos del sur conjuntamente con otros salmónidos alrededor del

año 1910. Si bien esta especie representa un gran atractivo para los aficionados a la pesca deportiva, ha causado el desplazamiento de la trucha o perca criolla (*Percichthys trucha*), y preda activamente sobre las poblaciones del pejerrey patagónico (*Patagonina hatcheri*) en la mayor parte de los ambientes lénticos de la Patagonia argentina. Otro de los ejemplos poco felices de especie íctica introducida en nuestro país es la carpa (*Cyprinus carpio*), originaria de China. Esta especie fue sembrada en diversos cuerpos de agua con fines deportivos, pero al poco tiempo demostró ser perjudicial, devastando las poblaciones de pejerreyes, bogas y bagres.

Entre los moluscos de agua dulce, hay tres especies de pelecípodos que se destacan por ser ampliamente reconocidas como especies perjudiciales: *Dreissena polymorpha*, *Limnoperna fortunei* y *Corbicula fluminea*. Las dos últimas se encuentran actualmente en Argentina.

I.1. Distribución

Corbicula fluminea (Müller, 1774) es una especie de bivalvo de agua dulce común en el continente asiático. Su dispersión original abarcaba desde Rusia y Japón en el norte hasta Indonesia en el sur, y desde Africa en el oeste, hasta Filipinas al este (Morton, 1986). Sin embargo, actualmente se encuentra ampliamente distribuida también en Europa (Bij de Vaate, 1991; Araujo *et al.*, 1993), y América del Norte (Britton y Morton, 1979; Counts, 1980, 1981, 1986; McMahon, 1982, 1983) y del Sur (Veitenheimer-Méndez y Olazarri, 1983; Olazarri, 1986; Martínez, 1987; Dreher Mansur *et al.*, 1991).

Debido a su alta capacidad reproductiva, alta tasa de crecimiento y un gran poder de dispersión gracias a sus juveniles planctónicos, este bivalvo es

considerado una especie peste, constituyéndose en el componente dominante en los ambientes que invade. En América del Norte los primeros ejemplares de este molusco fueron colectados en el año 1924, en la localidad de Nanaimo (Vancouver, British Columbia, Canadá; Counts, 1981). El primer hallazgo de *C. fluminea* en los EEUU fue realizado en el río Columbia, en las proximidades de Knappton, estado de Washington, en 1938 (Burch, 1944). Desde entonces se ha dispersado rápidamente en los cuerpos de agua de ese país, expandiéndose hacia el este por el río Snake y hacia el sur, a través de California, por el río Colorado, colonizando Arizona (Dundee y Dundee, 1958) y Nevada (Ingram, 1959). Desde el río Colorado se desplazó hacia el oeste, probablemente a través de los sistemas de irrigación, hasta el río Grande, siendo detectada por primera vez en Texas en 1964 (Metcalf, 1966).

Las primeras noticias sobre la presencia de la almeja asiática en Europa datan de 1981, y están basadas sobre hallazgos en el litoral de los ríos Dordogne en Francia y Tejo en Portugal (Mouthon, 1981). En 1988 ejemplares de esta especie fueron hallados sobre las márgenes de los ríos Lek y la confluencia de los ríos Rin y Meuse, en las proximidades del puerto de Rotterdam, Holanda (Bij de Vaate y Greijdanus-Klass, 1990). En 1990 también fueron colectados en el tramo germano del río Rin, desde la frontera con Noruega hasta la ciudad de Bonn (Bij de Vaate, 1991). Entre 1989 y 1991, Araujo *et al.* (1993) hallaron ejemplares de *C. fluminea* en la península Ibérica en los ríos Miño (Galicia) y Regua (Portugal).

La información sobre la distribución de *Corbicula fluminea* en América del Sur es más limitada, hallándose referencias aisladas de la especie en Brasil (Dreher

Mansur *et al.*, 1991), Venezuela (Martínez, 1987), y Uruguay; (Veitenheimer Mendez y Olazarri, 1983; Olazarri, 1986).

Si bien hasta hace algunos años la relativamente aislada posición geográfica de la Argentina, así como su moderado comercio internacional, han mantenido al país a salvo de inmigraciones indeseables frecuentes, la intensificación en el tráfico de mercaderías de las últimas décadas volvieron al país mucho más vulnerable en este sentido. De acuerdo con datos del INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos), entre fines de 1960 y principios de 1970 se observa un marcado incremento comercial entre la Argentina y los países del sudeste asiático. Es precisamente en este período cuando, presumiblemente, *C. fluminea* ingresó a nuestro país. Su primer hallazgo local data del mes de febrero de 1979, en los arroyos Carnaval y Martín de la localidad de Punta Lara, provincia de Buenos Aires (Ituarte, 1981). Actualmente se encuentra ampliamente distribuida en el delta inferior del río Paraná alcanzando densidades que ocasionalmente superan los 10,000 individuos m⁻² (Boltovskoy *et al.*, 1995), así como en los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay (Ituarte, 1981, 1985, 1994; Olazarri, 1986), y en la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Córdoba (Darrigan y Cóppola, 1994).

Corbicula fluminea es una especie de hábito infaunal, con preferencia por los fondos blandos y bien oxigenados y, como se mencionó anteriormente, se encuentra presente en ambientes lóticos y lénticos de gran parte del planeta (Bickel, 1966; Lenat y Weiss, 1973; Dreier, 1977; Dreier y Tranquilli, 1981).

I.1.1. Factores que condicionan la distribución de *C. fluminea*

Corbicula fluminea ha desarrollado la capacidad de colonizar ambientes que presentan una amplia variedad de sustratos, incluyendo roca desnuda, grava, canto rodado, arena y arcillas (Horne y McIntosh, 1979; Rodgers *et al.*, 1979; Belanger *et al.*, 1985), así como restos de mampostería y otros materiales de demolición como los presentes a lo largo de la ribera bonaerense del Río de La Plata. Sin embargo, las mayores densidades de esta especie se dan en sedimentos de arenas o mezclas de arena y grava (Fast, 1971; Eng, 1979; Cherry *et al.*, 1980). Belanger *et al.* (1985) encontraron que las preferencias de sustrato son arena fina (0.25-0.7 mm), o mezcla de arena fina y gruesa (2.5-4.5 mm). El animal evita sedimentos con alto contenido de materia orgánica y bajo tenor de oxígeno disuelto (Aldridge y McMahon, 1978; McMahon, 1979; Eng, 1979).

Corbicula fluminea es muy sensible a los niveles de oxígeno disuelto; valores inferiores a 1.0 mg l⁻¹ en sedimentos, o 3.0 mg l⁻¹ en la interfaz sedimento-agua, pueden ser responsables de densidades bajas y retardos en el crecimiento (Belanger, 1991). Esta limitación puede deberse a la baja capacidad del animal para regular progresivamente la tasa de incorporación de oxígeno con el aumento de la hipoxia (McMahon, 1979; Belanger 1991). Sin embargo, el molusco posee la capacidad de realizar metabolismo anaeróbico cuando las concentraciones de oxígeno disuelto son extremadamente bajas (Belanger 1991).

En condiciones experimentales, el límite máximo de temperatura tolerado por organismos adultos durante períodos prolongados de exposición varía alrededor de 30-35°C, mientras que en períodos breves pueden soportar temperaturas de hasta 43°C sin que se produzcan mortalidades elevadas (Mattice y

Dye, 1976; Isom *et al.*, 1978; Cherry *et al.*, 1980). Temperaturas superiores a 30°C tienen efectos negativos, incluyendo la disminución de la tasa de filtración (Mattice, 1979), reducción de la tasa de ventilación y supresión de la producción y liberación de juveniles (Aldridge y McMahon, 1978). El límite térmico inferior observado es de 2°C (Mattice y Dye, 1976); en el hemisferio norte se han descrito mortalidades masivas durante inviernos con temperaturas del agua de cerca de 0°C (Horning y Keup, 1964; Bickel, 1966; Cherry *et al.*, 1980).

La almeja asiática es una especie de aguas interiores, aunque puede habitar en áreas con salinidades de hasta 3-8‰ (Remane y Schlieper, 1971; Díaz, 1974). En condiciones de laboratorio, sin embargo, *Corbicula fluminea* puede tolerar concentraciones de hasta 24‰ cuando la salinidad es incrementada lentamente (Evans *et al.*, 1979). Esta mayor tolerancia se debe a que el molusco presenta relativamente altos niveles osmóticos en sangre, alta tasa de transporte de iones Na y K, y la capacidad de regular, bajo condiciones de estrés hiperosmótico, el volumen de los fluidos internos mediante ajustes de las concentraciones de aminoácidos en la sangre y tejidos (Gainey, 1978). Estas características, que la diferencian de la mayoría de los otros bivalvos de agua dulce, parecen indicar que *C. fluminea* aún conserva parte de las características fisiológicas de sus ancestros estuariales.

I.2. Aspectos reproductivos

Una de las características que más ha contribuido a la rápida colonización y dispersión de esta especie es su alta capacidad reproductiva. *C. fluminea* es una especie hermafrodita funcional: un mismo individuo produce en forma simultánea gametas femeninas y masculinas (Kraemer y Lott, 1977). La gónada se desarrolla

tempranamente: los juveniles pueden alcanzar la madurez sexual entre 6.5 y 13 mm de longitud (Aldridge, 1976; Aldridge y McMahon, 1978). En las almejas jóvenes, la ovogénesis es el proceso que se lleva a cabo en primer lugar y una vez iniciado continúa durante toda la vida del organismo (Kraemer *et al.*, 1986). Por otro lado, la espermatogénesis se desarrolla luego que la ovogénesis está bien avanzada. A diferencia de la primera, la espermatogénesis ocurre a intervalos de tiempo durante el año, regulada principalmente por los cambios de la temperatura del agua.

La fecundación es interna y existe tanto fecundación cruzada como autofecundación (Kraemer, 1978, 1979, 1984). El primer tipo de fecundación se produce cuando esferas de espermia maduras abandonan el folículo y a través del gonoporo son depositadas en la cavidad sub-branquial. Una vez que alcanza el sifón exhalante, el espermia puede ser transportado hacia las almejas vecinas a través del agua o a través de la unión entre sifones de almejas contiguas (Kraemer *et al.*, 1986).

Una vez fecundado, el huevo es incubado en las cámaras branquiales de los adultos, donde tiene lugar el desarrollo de la blástula, gástrula, larva trocófora, larva velígera, larva pedivelígera y juvenil de charnela recta. Ni la trocófora ni la velígera parecen estar bien adaptadas al ambiente acuático (Kraemer *et al.*, 1986), y los estadíos de desarrollo normalmente liberados al medio por las almejas grávidas son juveniles de charnela recta y larvas pedivelígeras en estado avanzado de desarrollo (Aldridge, 1976; Morton, 1977; Aldridge y McMahon, 1978; Kraemer y Galloway, 1986). Una vez liberados, estos estadíos son incapaces de nadar libremente en la columna de agua y sólo pueden ser transportados pasivamente río

abajo por la corriente (Heinsohn, 1958; Goss y Cain, 1977; Eng, 1979; Goss *et al.*, 1979).

Dependiendo del tamaño y la longitud del período reproductivo, cada almeja puede liberar hasta 70,000 juveniles al año (Heinsohn, 1958; Aldridge, 1976; Aldridge y McMahon, 1978). La fecundidad diaria está asociada con la temperatura del agua: la liberación de los juveniles comienza aproximadamente a 19°C y alcanza su máximo alrededor de los 26°C. A partir de esta temperatura se percibe una disminución en la actividad reproductiva, cesando completamente a temperaturas por encima de los 28 a 32°C (Aldridge, 1976; Aldridge y McMahon, 1978; Eng, 1979)

1.3. Impacto de *Corbicula fluminea* sobre el ecosistema y las actividades humanas

Existen numerosas referencias a los problemas causados por la invasión de la almeja asiática en América del Norte. El impacto sobre los ecosistemas que invade, así como los problemas que ocasiona al hombre, derivan de su expansión incontrolada monopolizando el uso del espacio y los recursos energéticos disponibles. Los inconvenientes específicos que provocan a las actividades humanas incluyen interferencias en el normal funcionamiento de los canales y sistemas de irrigación (Fox, 1970; Eng, 1979), obstaculización de caños, filtros y bombas en plantas industriales y centrales de generación de energía eléctrica térmicas y atómicas (Mattice, 1979; Harvey, 1981; Daling *et al.*, 1989), y en plantas de potabilización de agua (Fich, 1953; Ingram, 1959). Además, interfieren en el uso de los depósitos naturales de arena y grava para la construcción (Sinclair e Isom, 1961, 1963; Prokopovich, 1969). Entre los efectos ecológicos negativos se

destaca la competencia con-y el desplazamiento de-las poblaciones autóctonas (Kraemer, 1979), y las tasas elevadas de consumo de plancton debido a su altísima capacidad de filtración (hasta cerca de un litro por hora por animal; Buttner y Heidinger, 1981; McMahon, 1983), que a su vez inciden sobre la disponibilidad de alimento para otros organismos acuáticos, en particular las larvas de peces (Minckley *et al.*, 1970).

1.4. *Corbicula fluminea* como especie centinela de la contaminación acuática

El estudio de los niveles de contaminantes y los efectos que estos ejercen sobre la salud humana y los ecosistemas son un tema de creciente interés a escala mundial. El vertiginoso avance científico-tecnológico registrado durante este siglo, que ha permitido el mejoramiento de los medios de producción, el perfeccionamiento de los procesos agrícolas, el descubrimiento de nuevos y eficientes recursos para combatir enfermedades y el mejoramiento de la calidad de vida en general, trajo aparejada la producción de una gran cantidad y diversidad de desechos químicos que son descartados al ambiente generalmente con escaso o nulo tratamiento previo. De acuerdo con el Chemical Abstract Service (CAS), existen registrados más de ocho millones de productos químicos. Sin embargo, para menos del 0.2% de éstos (aproximadamente 15,000 sustancias) se cuenta con alguna información toxicológica, y sólo un pequeño porcentaje de éstos (aproximadamente el 19%) ha sido estudiado desde el punto de vista de sus efectos teratogénicos y cancerígenos.

Los ambientes acuáticos naturales han sido uno de los sistemas más afectados por las descargas de contaminantes, ya sea a partir de emisiones

atmosféricas y terrestres, o mediante el vertido directo de efluentes industriales o urbanos. Los sistemas acuáticos no están constituidos por una única fase homogénea sino que presentan, además del agua, diferentes compartimientos ambientales como el material particulado en suspensión, material coloidal y sedimentos del fondo. La distribución de las sustancias tóxicas en los distintos compartimientos de estos sistemas, así como su comportamiento, depende de un sinnúmero de factores, incluyendo la naturaleza química de la sustancia y sus propiedades físico-químicas (como el coeficiente de adsorción, el coeficiente de partición, la hidrosolubilidad y la fugacidad), las características climáticas, físicas, geoquímicas, hidrológicas y biológicas del ambiente, etc. (Sunda *et al.*, 1978; Luoma y Bryan, 1981; Cutter, 1989; Luoma *et al.* 1990). Esta complejidad limita sensiblemente la utilidad de las mediciones de los niveles de contaminantes en el agua, en particular cuando se trata de evaluar el aspecto central de la contaminación, *i.e.*, su impacto sobre la vida. Un método alternativo para evaluar el efecto de la contaminación acuática sobre la biota consiste en la exposición de organismos seleccionados al medio investigado y la evaluación de sus respuestas (supervivencia, crecimiento, etc.) en comparación con organismos control. Entre los organismos más empleados para este propósito se destacan las especies bentónicas, tales como oligoquetos (*Túbifex sp.*, *Limnodrilus sp.*), anfípodos (*Diporeira sp.*, *Hyalella azteca*, *Gammarus sp.*), y moluscos bivalvos (*Anodonta sp.*, *Dreissena polymorpha*; Burton y Scott, 1992). Si bien la incorporación de sustancias químicas en los organismos también puede dar lugar a un rango muy variado de respuestas y frecuentemente las correlaciones entre los niveles de exposición y los efectos biológicos resultantes no son tan obvias (Landis y Ho Yu, 1999), estos resultados son generalmente más fáciles de interpretar en términos ambientales que las mediciones químicas.

Por su hábito de vida sedentario, su amplia distribución, sus altas tasas de filtración, su gran tolerancia y fácil manipulación, así como por la capacidad de acumular en sus tejidos altas cantidades de metales pesados y compuestos organoclorados, la almeja asiática presenta características ideales para ser usada como especie centinela de la contaminación (Thompson *et al.*, 1984; Cain y Luoma, 1990). Muchos de los estudios sobre este tema cuantifican las concentraciones de sustancias tóxicas en los tejidos de bivalvos nativos presentes en cada punto de interés, o analizan las respuestas de organismos trasplantados desde sitios presumiblemente limpios a aquéllos cuyo estado de contaminación se quiere estimar (Bayne *et al.*, 1979). Los estudios de bioacumulación son particularmente interesantes ya que proveen evidencias firmes no solamente de la presencia sostenida de contaminantes en el medio, sino de su biodisponibilidad (Luoma y Carter, 1991).

La persistencia, abundancia y reproducción de las poblaciones en los ambientes contaminados son el interés último de la conservación de las especies biológicas (Luoma y Carter, 1991). La presencia de contaminantes en el ambiente puede provocar cambios en la densidad de las poblaciones, así como modificaciones en la estructura de edades normal. Ello se debe a que no todos los individuos son igualmente susceptibles a las sustancias tóxicas: generalmente los estadios de desarrollo tempranos como larvas y juveniles son más vulnerables que los adultos. Harrison *et al.* (1984) y Belanger *et al.* (1991) confirmaron mediante ensayos de laboratorio que el estadio juvenil de charnela recta de *Corbicula fluminea* es más sensible a la exposición al cobre que los organismos adultos. Resultados similares fueron obtenidos para otros metales como el cinc y el cadmio,

así como para una gran variedad de compuestos orgánicos (Foster, 1981; Doherty y Cherry, 1988; Doherty, 1990).

La presencia de sustancias tóxicas en el agua o en los sedimentos tiene efectos negativos sobre el crecimiento de las especies de moluscos en general (Bayne y Worral, 1980; Widdows y Johnson, 1988; Luoma y Carter, 1991; Goldberg *et al.*, 1992), y de la almeja asiática en particular (Farris *et al.*, 1988; Belanger, 1991). La mayor susceptibilidad de los juveniles, las variaciones en la densidad y abundancia de los organismos y el efecto negativo de la contaminación sobre el crecimiento, traen aparejados cambios en la estructura y la dinámica poblacional que pueden ser utilizados como herramienta en las evaluaciones de los efectos de la contaminación.

En nuestro país existe moderada información sobre bioacumulación de contaminantes por parte de *Corbicula fluminea* en el Río de la Plata (Verrengia Gerrero y Kesten, 1993; Colombo *et al.*, 1995, 1997), pero prácticamente no hay datos acerca de los efectos de la contaminación sobre la estructura y dinámica poblacional de esta especie.

1.5. Objetivos

Si bien en los EEUU existe abundante información sobre esta especie, en la Argentina los datos disponibles hasta la actualidad son muy exiguos. La información del hemisferio norte comúnmente no es extrapolable a las poblaciones locales: nuestros estudios sobre *C. fluminea* demuestran que el comportamiento de este molusco en los EEUU muy frecuentemente difiere mucho de aquél observado en el hemisferio sur. Diferencias en los regímenes térmicos, la disponibilidad y tipo

de alimento, y las características físicas y químicas de los ambientes, hacen ineludible la necesidad de contar con información de primera mano, obtenida de poblaciones locales.

Dado el escaso y fragmentario conocimiento sobre la biología y los aspectos ecológicos de *C. fluminea* en delta del Paraná, así como su potencial para ser utilizada en monitoreos biológicos, las conjeturas de las cuales parte el presente trabajo son, necesariamente, elementales. Algunos de estos interrogantes están orientados a establecer el grado de correlación entre las variables ambientales y la actividad biológica del molusco:

Las características ambientales ¿influyen sobre la dinámica poblacional, el crecimiento, el reclutamiento, y el número de eventos reproductivos de la almeja asiática en el delta del río Paraná?

Los datos disponibles hasta este momento indican que en el delta inferior del Paraná existen poblaciones con muy altas densidades, compuestas principalmente por almejas enanas que no superan los 25 mm, y que en estas áreas prácticamente no se observa reclutamiento. En este contexto, una de las preguntas que se abordó es ¿cuáles son los mecanismos por los cuales se mantienen altas densidades poblacionales de almejas en áreas donde la reproducción y el reclutamiento son prácticamente nulos?

El área de este estudio recibe el aporte de una multiplicidad de fuentes de contaminación industrial y domiciliaria que vuelcan al ambiente una gran diversidad de sustancias potencialmente peligrosas para los organismos acuáticos. En este sentido, ¿en qué medida las evaluaciones de toxicidad utilizando estadíos

juveniles de *Corbicula fluminea* permiten caracterizar el impacto sobre la biota? Teniendo en cuenta la naturaleza química de los principales contaminantes presentes en el área ¿cuál de los compartimientos del sistema permite caracterizar con mayor precisión los niveles de contaminación en el área? Otro de los interrogantes planteados es: los indicadores biológicos como el crecimiento, la estructura y la dinámica poblacional ¿reflejan los efectos negativos de los niveles de polución en el delta del Paraná?. Además, ¿en qué medida los indicadores de estrés poblacional concuerdan con las evaluaciones de toxicidad realizadas en laboratorio y con los niveles de bioacumulación en los tejidos blandos de las almejas?

Con el propósito de responder a los interrogantes planteados, el presente estudio tiene como objetivos generales efectuar en el área de delta del río Paraná aportes a:

1. El estudio de la estructura y dinámica poblacional mediante:
 - a. Determinación de la edad de los organismos a partir del análisis de la distribución de frecuencias de tallas.
 - b. Evaluación del crecimiento poblacional de *Corbicula fluminea* mediante técnicas analíticas cuantitativas (ecuación estacionalizada de von Bertalanffy) a partir del análisis de progresiones modales.
 - c. Estimación de las fluctuaciones espacio-temporales de densidad, reclutamiento y deriva de larvas y juveniles presentes en la columna de agua.

2. La evaluación del potencial de la almeja asiática como organismo centinela de contaminación acuática. En este aspecto se desarrollaron los siguientes objetivos puntuales:

- a. Análisis espacio-temporal de parámetros físico-químicos (temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, transparencia, y velocidad de la corriente);
- b. Análisis espacio-temporal de los niveles de metales pesados en el agua y bioacumulados en el tejido total de los organismos.
- c. Evaluación de los niveles de hidrocarburos aromáticos y alifáticos, bifenilos policlorados, plaguicidas organoclorados y metales pesados presentes en el agua superficial, agua de poro y sedimentos;
- d. Evaluación de la calidad de las aguas y sedimentos mediante ensayos de toxicidad aguda con estadíos juveniles;
- e. Monitoreo de efectos sub-letales a nivel individual mediante indicadores de estrés energético como el índice de condición y la tasa de crecimiento, y a nivel poblacional a partir de la estructura, tamaño de clase de edades y dinámica de la población.

Capítulo II
Factores físico-químicos y densidad
fitoplanctónica

II.1. Introducción

Corbicula fluminea es una especie cosmopolita con gran poder de adaptación a diferentes condiciones ambientales (Bickel, 1966; Fast, 1971; Dreier, 1977; Dreier y Tranquilli, 1981; McMahon y Williams, 1986b). Las mayores densidades de esta especie se dan en ambientes con aguas bien oxigenadas y sustratos blandos con altos contenidos de arena (Aldridge y McMahon, 1978; Abbott, 1979; Eng, 1979), evitando áreas con bajos niveles de oxígeno disuelto, pH ácidos, y temperaturas por encima de 35°C (Morton, 1977; Aldridge y McMahon, 1978; Eng, 1979; McMahon, 1979; Cherry *et al.*, 1980). Los estudios vinculados con su alimentación sugieren que la calidad y disponibilidad de alimento en la columna de agua, en particular de material orgánico particulado, incluyendo plancton, pueden regular su densidad, crecimiento, y reproducción (Trevallion *et al.*, 1973; Waltz, 1978; Foe y Knight, 1985).

En la presente sección se analizan y cuantifican las variaciones estacionales de algunos parámetros físico-químicos del ambiente y de la abundancia fitoplanctónica. Estos condicionantes pueden afectar la distribución, la densidad y el crecimiento de la especie en el área de estudio. La información obtenida es utilizada en las secciones dedicadas al estudio de la contaminación en el área (Capítulo III), a la estructura poblacional y el número de eventos reproductivos por año (Capítulo V), y a la tasa de crecimiento y el índice de condición de las almejas (Capítulo VI).

II.2. Area de estudio

Con 2.6 millones de km², el Río Paraná es la segunda cuenca hidrográfica más grande de América del Sur. Se extiende desde aproximadamente 15°S hasta

su desembocadura en el estuario del Río de la Plata a los 34°S, donde descarga más de 500 km³ de agua por año. Al recibir el Río Paraguay (en aproximadamente 27°S), el Paraná desarrolla en sus márgenes una extensa llanura de inundación constituida por miles de ríos y arroyos. La parte sur de esta llanura aluvial, el Delta del río Paraná, tiene una superficie total de aproximadamente 15,000 km². Su cabecera tiene unos 60 km de ancho y se extiende entre el Río Uruguay, en el norte, y el Río Luján, en el sur. Este tramo del río ocupa un extenso valle de erosión de origen tectónico ubicado entre la barranca del Ensenadense (Pleistoceno) hacia el sur, y el Entremiense (Terciario Superior) hacia el norte. El basamento cristalino se encuentra a partir de los 150 m de profundidad (Bonfinis, 1962), mientras que los estratos superiores reflejan la compleja historia del Terciario y Cuaternario (Bonetto y Hurtado, 1999). Hasta una profundidad aproximada de 20 m, el valle tectónico está cubierto por un estrato fangoso constituido por arena, limo, y arcilla con acumulación local de materia orgánica y turba (INTA, 1963).

El Delta Inferior del río Paraná presenta un clima templado húmedo, con una temperatura media anual de 16.7°C y una precipitación media anual de 1073 mm. La hidrología de esta zona es regulada principalmente por el río Paraná y por las variaciones ocasionadas por mareas y sudestadas del Río de la Plata. El régimen hidrológico del río Paraná es relativamente uniforme a lo largo de su recorrido y comprende una época de estiaje entre agosto y septiembre y un período de creciente del río entre febrero y marzo, en el curso superior, y en marzo-abril en la región deltaica (Soldano, 1947; Bonfinis, 1962). De sus múltiples tributarios, el delta del Paraná recibe el aporte de más de cien millones de toneladas de material sólido (arena, limo, arcilla) por año, que producen un avance

del delta sobre el estuario del Río de la Plata de unos 70 m por año (Soldano, 1947; Iriondo, 1980). En la vecindad de su desembocadura en el Río de la Plata, el río Paraná se divide en varios cauces principales y centenares de canales menores; el Paraná del las Palmas es el más grande de estos cauces (Fig. II.1).

Las márgenes del último tramo del río Paraná se encuentran densamente pobladas, incluyendo varias ciudades mayores (Rosario, San Nicolás, San Pedro, Zárate, Campana) con numerosas instalaciones industriales, incluyendo plantas petroquímicas, medicinales, metalúrgicas y otras. La mayoría de los efluentes industriales, así como los desechos domiciliarios, son vertidos en el río con escaso o nulo tratamiento previo. El altísimo caudal del río (alrededor de 18000 m³ por segundo) tiene, presumiblemente, un efecto depurador muy importante, pero los estudios de cargas de contaminantes son escasos, y las evaluaciones del efecto de éstas sobre la biota aún menores (Colombo *et al.*, 1995, 1997,; Boltovskoy *et al.*, 1997).

El río Luján es un tributario del estuario del Río de la Plata que se encuentra lateralmente conectado con el Paraná. Sus tramos superiores reciben cantidades muy significativas de contaminantes industriales (principalmente de curtiembres y frigoríficos, plantas que procesan pulpa para madera, etc.), como así también abundantes desechos domiciliarios. A aproximadamente 3 km de su desembocadura en el estuario del Río de la Plata, el río Luján recibe al río de Reconquista (Fig. II.2), un pequeño arroyo sumamente contaminado que concentra los desechos industriales y domiciliarios de una zona densamente poblada e industrializada de los suburbios de Buenos Aires (Loez y Salibián, 1990).

Figura. II.1. Delta inferior del río Paraná.

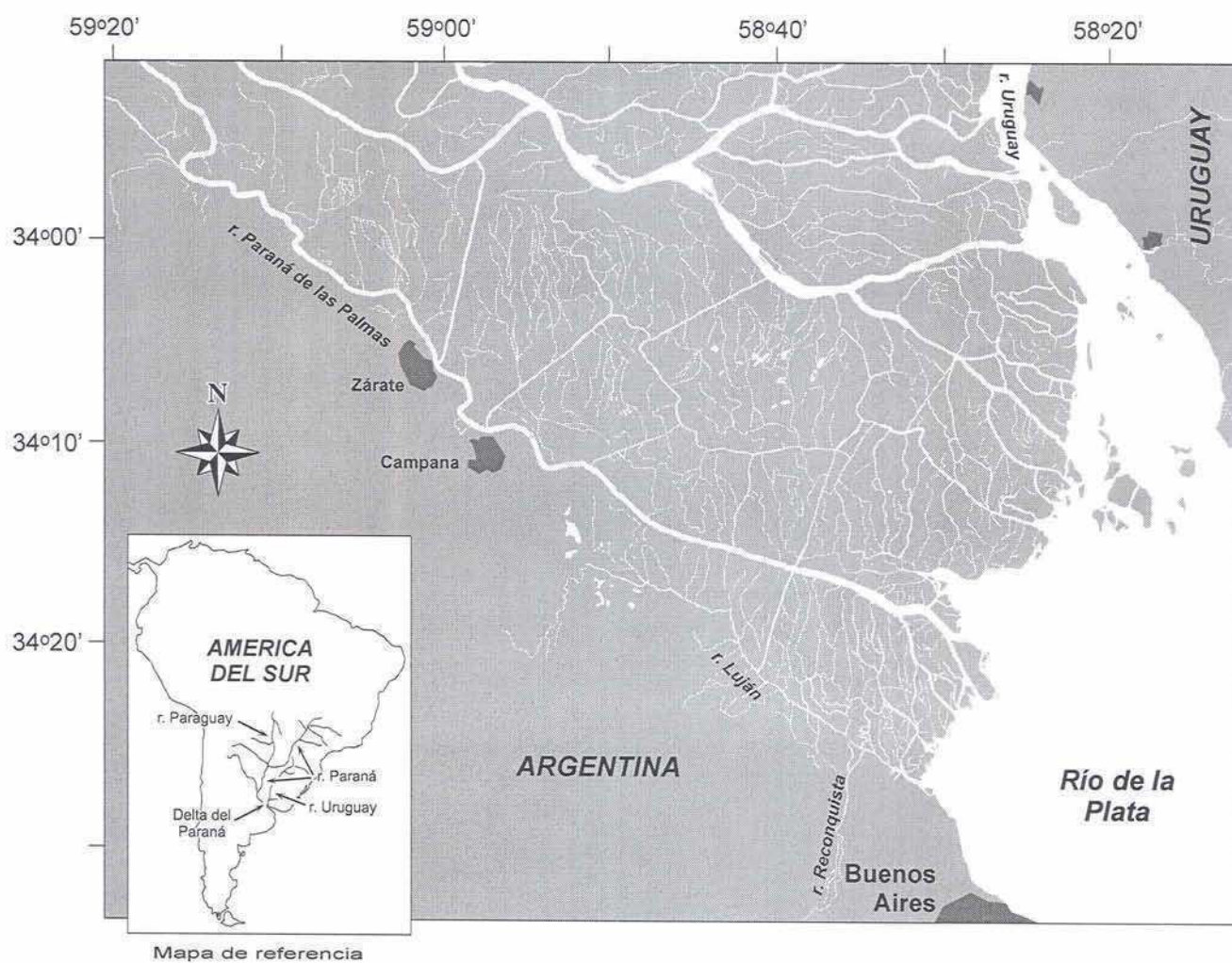
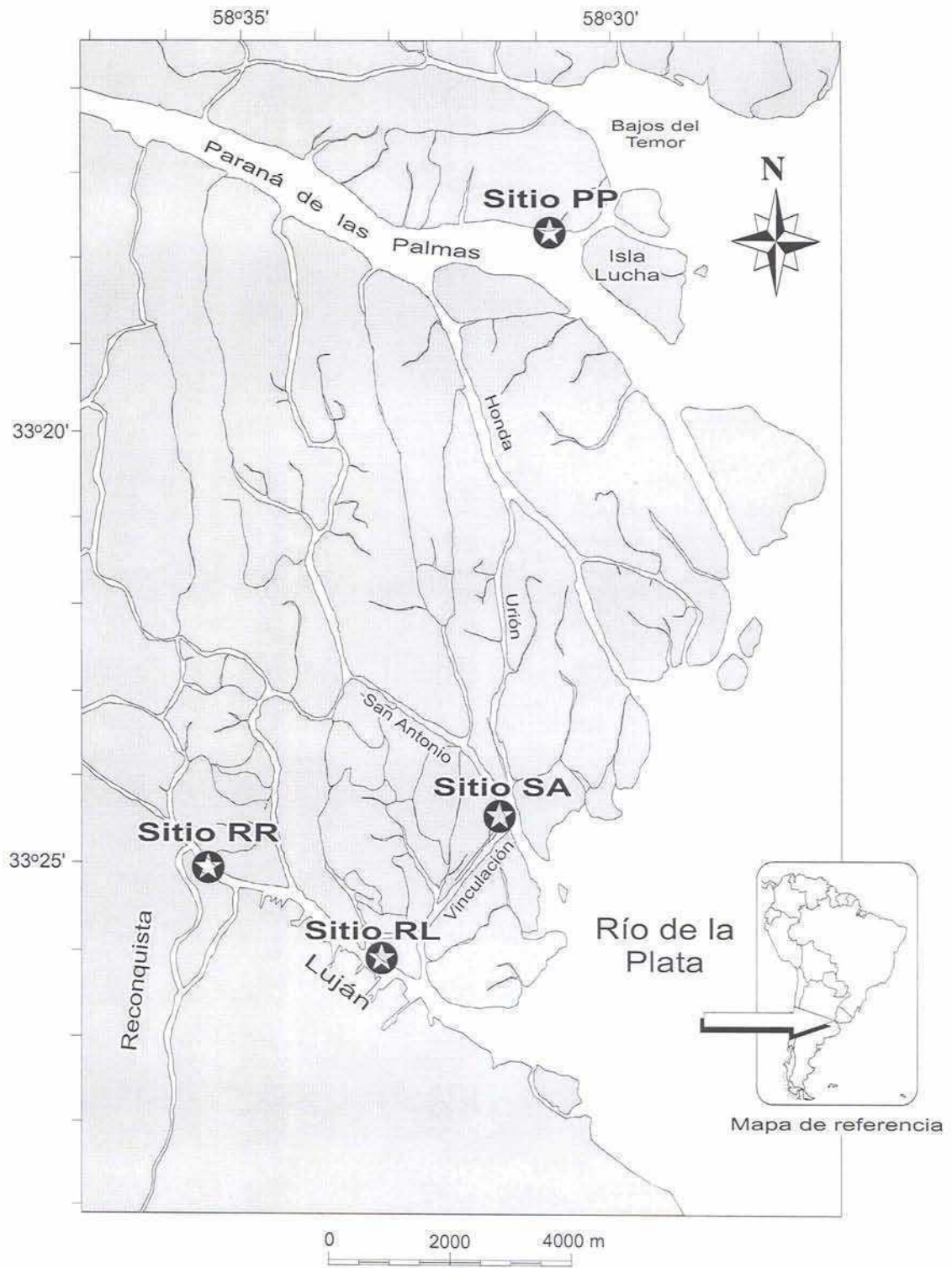


Figura II.2. Mapa del área de estudio, con la ubicación geográfica de los sitios de muestreo: PP (río Paraná de las Palmas, en la vecindad a su desembocadura en el Río de la Plata), SA (río San Antonio, a 500 m de la confluencia con el río Vinculación), RL (río Luján en la vecindad de su confluencia con el río Vinculación); y RR (confluencia de los ríos Reconquista y Luján).



II. 3 Materiales y métodos

Los trabajos de campo fueron llevados a cabo mensualmente en el delta inferior del río Paraná entre abril de 1995 y abril de 1996. Se establecieron dos estaciones de muestreo: la estación San Antonio (SA) ubicada sobre la margen del río homónimo a aproximadamente 500 m de su confluencia con el canal de Vinculación, y la estación Paraná de las Palmas (PP), frente a la isla Lucha, cercana a la desembocadura del Paraná de las Palmas en el Río de la Plata (Fig. II.2). En ambos sitios se determinaron los siguientes parámetros físico-químicos del agua: temperatura (termómetro de mercurio), transparencia (disco de Secchi), pH (con peachímetro, Luftman P300), velocidad de la corriente en superficie (mediante el uso de un flujómetro General Oceanics modelo 2030), y se colectaron muestras de agua de río subsuperficiales (aproximadamente a 0.5 m de profundidad) para las determinaciones de oxígeno disuelto (por método de Winkler), material particulado en suspensión (MPS), y carbono orgánico particulado (COP) (según método detallado en Strickland y Parson, 1972). Las muestras de agua colectadas en el campo fueron conservadas en heladera y transportadas inmediatamente al laboratorio donde fueron almacenadas en refrigerador a 5°C hasta su procesamiento. Los datos del caudal medio mensual del río Paraná fueron tomados a la altura de la ciudad de Rosario (fuente: Instituto Nacional del Agua y el Ambiente).

En cada sitio de muestreo se tomaron también muestras de agua subsuperficial para estudios cualitativos y cuantitativos del fitoplancton. Las muestras cualitativas fueron colectadas con una red de plancton de 15 μm de poro y fijadas con solución de formaldehído al 4%. Para los análisis cuantitativos se

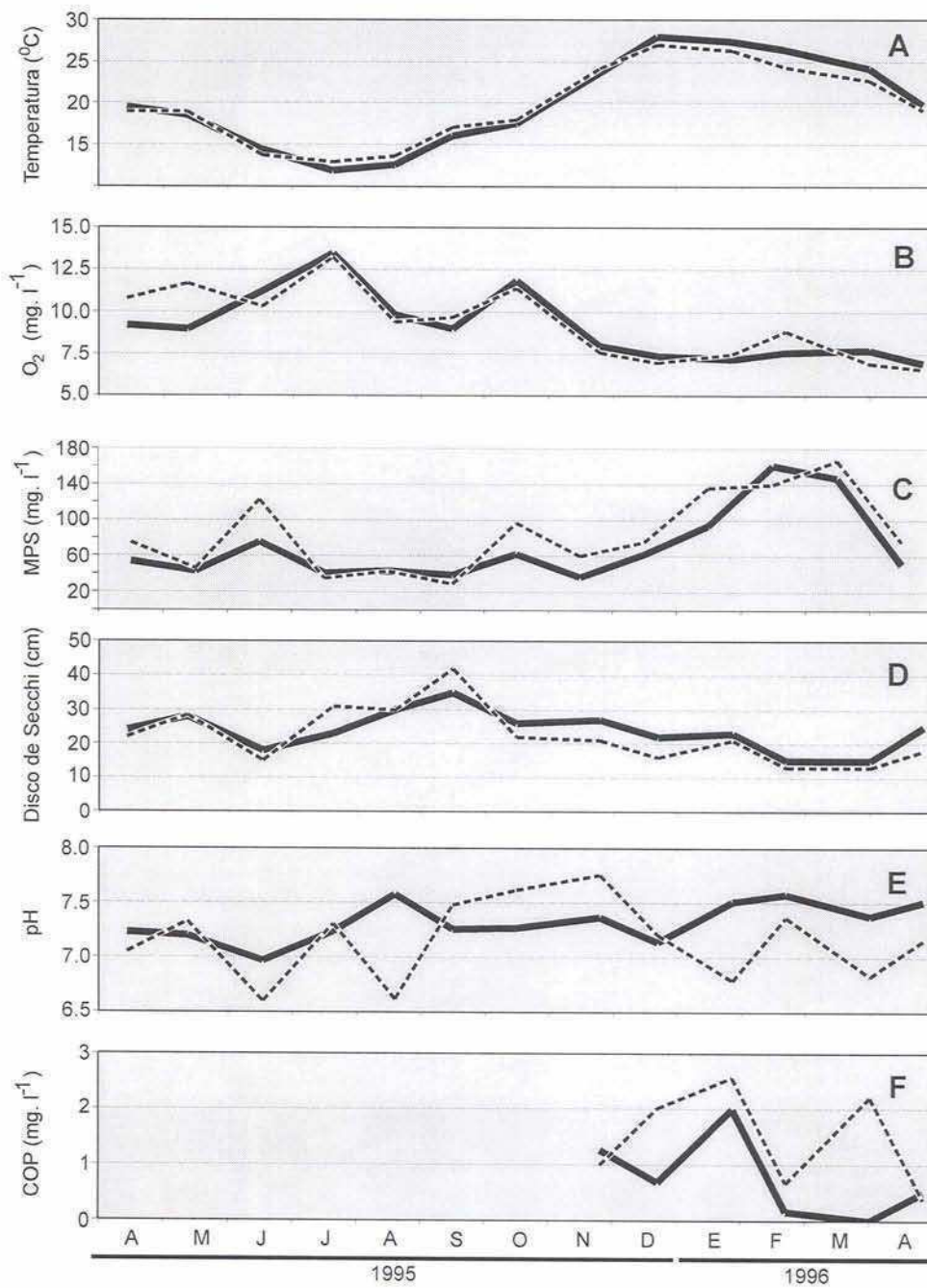
recogieron 250 ml de agua subsuperficial, sin concentrar, y los organismos fueron fijados con una solución de lugol al 10%. Los recuentos algales se realizaron según el método de Utermöhl (1958), bajo microscopio invertido (las muestra de fitoplancton fueron analizadas por la Lic. Mónica Pose).

II.4 Resultados y discusión

La temperatura del agua presentó variaciones anuales importantes: la amplitud térmica fue de aproximadamente 16°C, oscilando entre 11.9 y 28 °C (sin diferencias entre ambos sitios de muestreo) (Fig. II.3A; Apéndice 1).

El oxígeno disuelto varió en forma inversa a la temperatura, oscilando entre 6.58 y 13.47 mg l⁻¹; todos los valores se encontraron por encima del 70% del nivel de saturación (Fig. II.3B; Apéndice 1). Aguas bien oxigenadas son características de los ríos en general y del Paraná en particular, donde el valor medio anual es de aproximadamente 8 mg l⁻¹ (Bonetto *et al.*, 1982, 1983; O'Farrell *et al.*, 1996). A diferencia de lo que ocurre en el canal principal del río, en algunos pequeños tributarios que transportan gran cantidad de contaminantes orgánicos, como por ejemplo el río Reconquista, la concentración de oxígeno disuelto puede alcanzar valores cercanos a cero, con una media a anual de 3.02 mg l⁻¹ (Loez y Salibián, 1990). Sin embargo, el escaso caudal de estos tributarios no afecta los niveles de oxígeno de los ríos que alimentan: la concentración media anual de oxígeno registrada en el río Luján, en la vecindad de la desembocadura del río Reconquista es de 7.38 mg l⁻¹ (del Giorgio *et al.*, 1991). En el San Antonio, ubicado a unos 4 km del Reconquista, la media anual es más alta aún (9.31 mg l⁻¹).

Figura II.3. Variables ambientales medidas a lo largo de período de estudio en las estaciones San Antonio (línea cortada) y Paraná de las Palmas (línea continua). COP: carbono orgánico particulado.



La velocidad de la corriente, evaluada a intervalos irregulares, varió entre 6 y 83 cm seg^{-1} , no detectándose diferencias significativas entre los sitios estudiados ($p=0.125$; San Antonio: 22.59 ± 13.73 cm seg^{-1} ; Paraná 50.6 ± 0.62 cm seg^{-1}). Según registros tomados en la ciudad de Rosario, el caudal del río presentó una clara variación estacional asociada al régimen hidrológico de la cuenca. Los mayores caudales se registraron durante la época de crecida, en abril-mayo, variando entre 20,000 y 23,000 $\text{m}^3 \text{seg}^{-1}$, mientras que durante la época de estiaje, en agosto-septiembre, estuvieron casi invariablemente por debajo de los 16,000 $\text{m}^3 \text{seg}^{-1}$ (Fig. II.4A; Apéndice 1).

El material particulado en suspensión (MPS) varió entre 29 y 166 mg l^{-1} , no encontrándose diferencias significativas entre estaciones ($p=0.377$). Los niveles medios anuales para el San Antonio (102.7 ± 23.9 mg l^{-1}) y el Paraná (80.6 ± 53.1 mg l^{-1} , Fig. II.3C; Apéndice 1) estuvieron dentro del rango de valores informados para el área (Bonetto *et al.*, 1994; O'Farrell *et al.*, 1996). Los mayores valores de MPS fueron observados durante los meses de febrero y marzo (alrededor de 160 mg l^{-1}), durante el período de aguas altas.

La transparencia del agua fue baja, con profundidades de disco de Secchi de entre 13 y 42 cm en ambas estaciones (Fig. II.3D; Apéndice 1), En los dos sitios los valores más altos se dieron entre agosto y septiembre, mientras que los menores pertenecen a los meses de febrero y abril. Tanto los valores absolutos, como su patrón de variación estacional, son comparables con los descriptos en otros estudios del río Paraná (O' Farrell, 1994; Boltovskoy *et al.*, 1997; de Cabo *et al.*, 1998; O' Farrell *et al.*, 1998; Tabla II.1).

Tabla II.1 Abundancia fitoplanctónica y transparencia del agua en el Paraná inferior y su delta según diversos estudios.

Area de estudio	Densidad fitoplanctónica (ind. ml ⁻¹)			Transparencia del agua (Secchi, m)	Período de muestreo	Referencia
	Máxima	Mínima	Promedio			
Río Paraná (entre las ciudades de Rosario y Brazo Largo)	964	59	402	0.12-0.55	Abril 1993-abril 1994	O'Farrell et al. (1996)
Río Paraná de las Palmas (entre San Pedro y San Nicolás)	676	16	-	0.13-0.55	Abril 1993-abril 1994	O'Farrell et al. (1998)
Río Paraná de las Palmas (entre canal IV y los Bajos del Temor)	1720	79	400	-	Febrero 1995-diciembre 1995	de Cabo et al. (1998)
Río San Antonio (sitio SA)	484	22	180	0.15-0.40	Abril 1992-marzo 1993	Boltovskoy et al. (1997)
Río Paraná de las Palmas (bajos del Temor; sitio PP)	888	68	362	0.13-0.42	Abril 1995-abril 1996	Este estudio
Río San Antonio (sitio SA)	644	121	389	0.15-0.35	Abril 1995-abril 1996	Este estudio

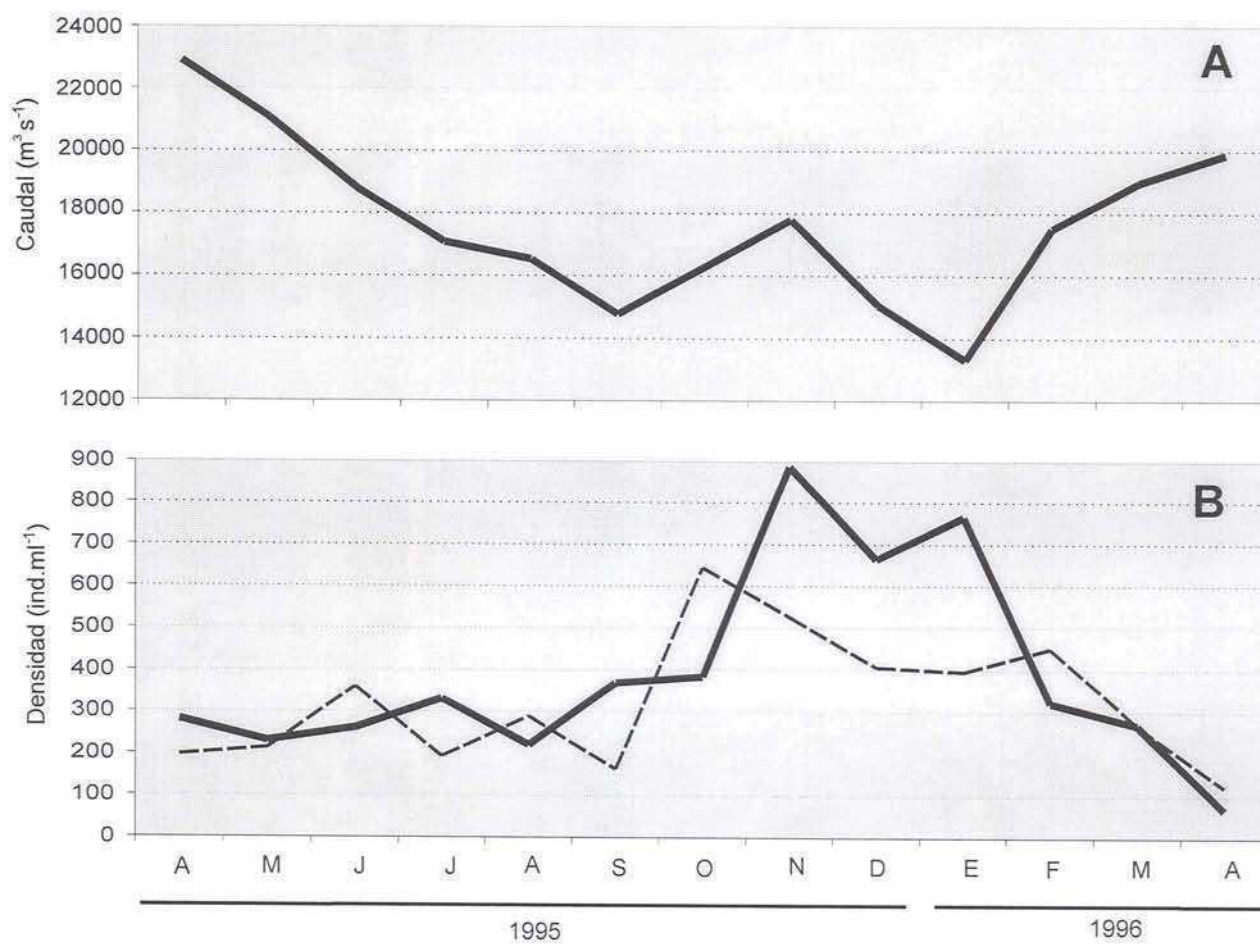
En ambas estaciones el material particulado en suspensión estuvo inversamente relacionado con la transparencia (SA: $r=-0.80$, $p=0.010$; PP: $r=-0.81$, $p=0.007$), observándose una menor turbidez durante el período de estiaje del río (entre agosto y setiembre). El aumento de la transparencia del agua y la disminución de la cantidad de sólidos suspendidos durante la época de estiaje son característicos de Paraná Superior (Train y Rodríguez, 1997), Medio e Inferior (Bonetto *et al.*, 1979, 1983, 1994; O'Farrell *et al.*, 1996).

El pH del agua varió entre 6.6 y 7.7, con un valor medio en las estaciones SA y PP de 7.2 y 7.3, respectivamente (Fig. II.3E; Apéndice 1).

Los valores medios de COP fueron de 0.924 ± 0.905 mg C l⁻¹ en PP, y de 1.470 ± 0.721 mg C l⁻¹ en SA (Fig. II.3F; Apéndice 1), no encontrándose diferencias significativas entre estaciones ($p=0.304$).

A lo largo del estudio la densidad de fitoplancton fluctuó entre 68 y 888 células ml⁻¹, con mayores abundancias en SA y PP en octubre y noviembre, respectivamente, disminuyendo paulatinamente durante los meses de verano. Durante el otoño e invierno variaron irregularmente entre 150 y 400 ind. ml⁻¹ en ambos sitios. Las densidades medias en las estaciones Paraná (326 ± 155 ind. ml⁻¹) y San Antonio (389 ± 237 ind. ml⁻¹) no difirieron significativamente ($p=0.320$) (Fig. II.4B; Apéndice 2). Estos valores de densidad fitoplanctónica están muy por debajo del límite inferior reportado para ríos eutróficos de llanura (Descy, 1987), pero se encuentran comprendidos en el rango de valores informados previamente para el área (Tabla II.1).

Figura II.4. Caudal medio mensual del río Paraná a la altura de la ciudad de Rosario (A) y abundancia fitoplanctónica en las estaciones San Antonio (línea cortada) y Paraná de las Palmas (línea continua) (B).



Varios autores coinciden en señalar que el desarrollo del fitoplancton en los tramos medio e inferior del río Paraná se encuentra limitado por la escasa penetración de la luz, debida principalmente a los altos niveles de material particulado a lo largo del año. La alta turbidez del agua limita la capa eufótica, restringiendo la zona productiva a los niveles más superficiales (Bonetto *et al.*, 1979, 1983; Izaguirre y O'Farrell, 1999). Aproximadamente el 70% de los valores de transparencia del agua registrados en nuestro estudio se encontraron por debajo de los 25 cm de profundidad. El efecto limitante de la penetración de la luz sobre la comunidad fitoplanctónica también ha sido corroborado mediante estudios de laboratorio. En ensayos llevados a cabo incubando muestras de agua de río no modificadas (control), conjuntamente con muestras enriquecidas con nitrógeno y fósforo, Bonetto *et al.* (1994) encontraron que la falta de respuesta en el crecimiento algal en las cámaras enriquecidas se debió a la turbidez del agua.

El fitoplancton analizado estuvo caracterizado por la dominancia de diatomeas durante todos los meses del año; el porcentaje medio de Bacillariophyceae para las estaciones PP y SA fue de 76 y 77%, respectivamente (Apéndice 2). La dominancia de diatomeas, en particular de la especie *Aulacoseira granulata*, es bien conocida para el Paraná inferior y su delta (Bonetto *et al.*, 1994; Boltovskoy *et al.*, 1995; O'Farrell *et al.*, 1996; de Cabo *et al.*, 1998). Las diatomeas fueron seguidas, en orden decreciente de importancia, por las Cyanophyceae (10-11%), Chlorophyceae (5-7%), Euglenophyceae (3%), Chrysophyceae (2-3%), y Dinophyceae (1-2%).

Estudios limnológicos llevados a cabo en el canal principal y en la planicie de inundación del río Paraná, tanto en el tramo argentino (Schiaffino, 1977;

Bonetto *et al.*, 1994; O'Farrell *et al.*, 1996; de Cabo *et al.*, 1998), como en el brasileño (Zalocar de Demitrovic y Vallejos, 1982; Bonetto *et al.*, 1983), sugieren que el régimen hidrológico es el principal factor de regulación de las variaciones estacionales de la comunidad fitoplanctónica. La crecida del río actuaría de dos maneras complementarias: por un lado el incremento del volumen de agua produce la dilución del plancton, y por el otro las crecidas arrastran gran cantidad de sólidos en suspensión que reducen drásticamente la penetración de la luz, incidiendo negativamente sobre la fotosíntesis. Durante el período de estiaje las densidades algales aumentarían debido a que las algas se concentran y que la transparencia del agua es mayor. Sin embargo, los resultados de nuestro estudio no confirman esta relación entre las variaciones estacionales del caudal del río y las densidades fitoplanctónicas: las correlaciones correspondientes fueron, San Antonio: $r = -0.31$ ($p=0.193$; $n=13$); y Paraná de las Palmas: $r = -0.54$ ($p=0.055$; $n=13$). Los valores más altos de caudal (abril-mayo de 1995) están asociados a abundancias algales relativamente bajas (200-300 ind. ml^{-1}), pero a medida que el caudal del río disminuye hacia el invierno no se observa un incremento significativo en la densidad fitoplanctónica (Fig. II.4B). Por otro lado, si bien las mayores densidades del fitoplancton fueron registradas entre mediados de primavera y principios del verano, en coincidencia con el menor caudal del río durante la época de estiaje, el pico del caudal de noviembre de 1996 coincidió con la mayor abundancia algal en PP y con valores altos en SA. Más adelante, el aumento de caudal durante la crecida estival a partir del mes de enero de 1996 estuvo acompañado de una progresiva disminución en la densidad fitoplanctónica, alcanzando valores inferiores a 150 ind. ml^{-1} en ambos sitios (Fig. II.4B). En consecuencia, el bajo nivel de asociación entre ambas variables podría indicar que las variaciones estacionales del fitoplancton se encuentran reguladas por otros

factores ambientales y/o antropogénicos. El análisis de regresiones múltiples llevado a cabo sugiere que las variaciones estacionales del fitoplancton están claramente asociadas al efecto conjunto de la temperatura del agua y el caudal en ambas estaciones (SA: $p=0.0286$, $r=-0.71$; PP: $p=0.021$, $r=0.75$). La falta de respuesta en la densidad algal a la disminución del caudal entre los meses de mayo y agosto puede ser debida a que las bajas temperaturas del agua sean el principal factor limitante del crecimiento durante el invierno. Por otro lado, el efecto negativo del aumento del caudal durante el mes de noviembre pudo haber sido atenuado por el incremento de la temperatura del agua y por la mayor insolación característicos de la primavera.

En ambos sitios de muestreo (PP y SA), las características físico-químicas analizadas presentaron condiciones adecuadas para el asentamiento y desarrollo de las poblaciones de *Corbicula fluminea* en el área: aguas bien oxigenadas, y valores de pH y de temperatura del agua dentro de los límites aceptables para los organismos.

Varios autores señalaron que el fitoplancton suspendido en la columna de agua es el componente principal en la dieta de *Corbicula fluminea* (ver McMahon, 1983; Foe y Knight, 1986a). Sin embargo, las bajas densidades de algas presentes en las aguas del Paraná Inferior (ver Tabla II.1) no parecen ser una fuente de energía suficiente para sustentar las altas densidades de almejas que habitan esta zona (ver Capítulo V; Boltovskoy *et al.*, 1997). Los rangos de valores de la abundancia fitoplanctónica estimados en este trabajo (Fig. II.4B) fueron comparables con la información previa para el área del estudio (estación SA: rango: 29-387 ind. ml⁻¹; promedio: 180 ind. ml⁻¹; Boltovskoy *et al.*, 1995).

Boltovskoy *et al.* (1995), mediante la conversión del biovolumen algal en contenido de clorofila (*cf.* Reynolds, 1984), estimaron que la concentración promedio de clorofila "a" en la estación SA fue de 2.8 μg de clorofila a por litro; esta cantidad es por lo menos 40 veces inferior al valor límite para el crecimiento de *Corbicula fluminea* (112 μg Clorofila a l^{-1} ; aproximadamente 1.4 mg C l^{-1}) reportado por Foe y Knight (1985). Estos datos indican claramente que la cantidad de materia orgánica aportada por el fitoplancton no es suficiente para cubrir las necesidades energéticas de los moluscos; en consecuencia, es muy probable que la dieta de esta especie sea suplementada con la incorporación de carbono orgánico particulado presente en la columna de agua (Hill y Knight, 1981; Foe y Knight, 1986a). Los valores de COP analizados en nuestro estudio (SA: 0.37-2.56; PP: 0.10-2.00 mg C l^{-1} ; Fig. II.3F) variaron alrededor de las concentraciones críticas que limitarían el crecimiento de las almejas (1.4 mg C l^{-1} ; Foe y Knight, 1985). Con excepción del valor de SA durante marzo, la mayor disponibilidad de COP en ambas estaciones ocurre entre los meses de noviembre de 1995 y enero de 1996. Durante este período, la disponibilidad de alimento no sería un factor limitante para el crecimiento de *C. fluminea*, dado que los valores del COP variaron entre 1.45 y 2.56 mg C l^{-1} en SA, y 1.50 y 2.00 mg C l^{-1} en PP (con excepción del valor de PP en enero: 0.69 mg C l^{-1}). Estos resultados sugieren que el aporte de carbono orgánico proveniente del COP en la dieta de *Corbicula fluminea* es más importante que el carbono de origen fitoplanctónico (0.08 mg l^{-1} , estimado por Boltovskoy *et al.*, 1995).

En ambas estaciones la mayor disponibilidad de alimento para las almejas ocurre entre los meses de octubre y enero (Figs. II.3F y II.4B), no detectándose diferencias significativas en la oferta de alimento entre los sitios analizados.

Capítulo III

Concentración de contaminantes

III.1. Introducción

El área de estudio se encuentra ubicada en el tramo más joven del delta del río Paraná. Sus aguas reciben el aporte de gran cantidad y variedad de sustancias potencialmente nocivas para el ambiente provenientes de importantes polos industriales ubicados sobre las costas del Río Paraná (en San Nicolás, Campana, Zárate, etc.) y de una buena parte del Gran Buenos Aires (Tigre, San Fernando, Morón etc.). Esta ubicación, así como el creciente tráfico de embarcaciones deportivas y comerciales en la zona, hacen que esta área sea especialmente vulnerable a los procesos de polución. A pesar de que sus aguas son utilizadas directa o indirectamente en la producción de alimentos como frutas y verduras (Mujica, 1986; Bonetto y Hurtado, 1999), así como para el consumo humano luego de su procesamiento por parte de las plantas potabilizadoras, los estudios sobre los niveles de polución en el área son muy escasos (e.g., Topalián *et al.*, 1990; Anónimo, 1992; Verrengia Guerrero y Kesten, 1993, 1994).

La presente sección tiene como objetivo contribuir a la caracterización del grado de contaminación del área de estudio sobre la base de la identificación de algunos poluyentes seleccionados. Para este propósito, las determinaciones de sustancias contaminantes en el delta del río Paraná fueron llevadas a cabo en dos etapas. La primera consistió en analizar las variaciones temporales de los niveles de algunos metales pesados (Cu, Cd, Zn y Pb) presentes en el agua. En la segunda etapa se efectuó un análisis espacial de las concentraciones de un grupo de sustancias tóxicas seleccionadas (hidrocarburos alifáticos y aromáticos, bifenilos policlorados, plaguicidas organoclorados y metales pesados) presentes en el agua, agua de poro y sedimentos.

III.2. Variación temporal de metales pesados en el agua

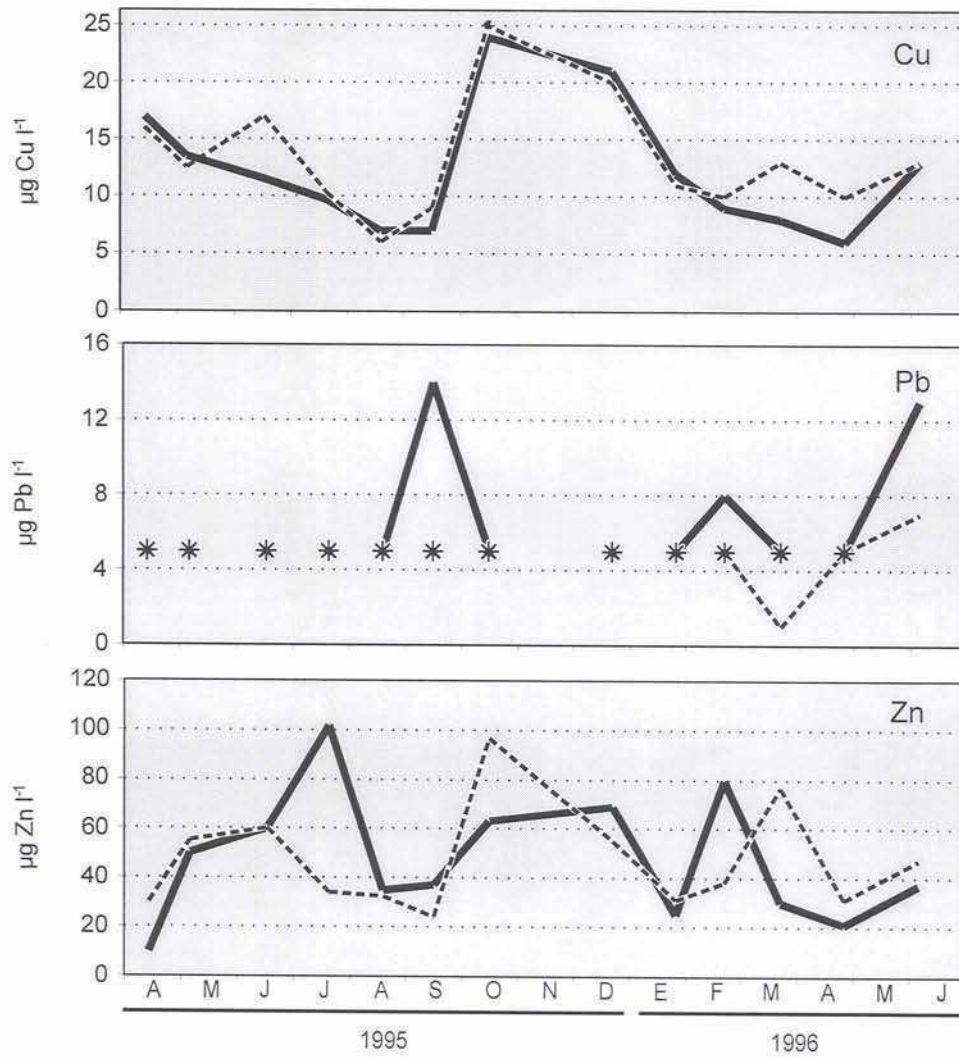
III.2.1. Materiales y métodos

Los muestreos se realizaron en el delta inferior del río Paraná entre abril de 1995 y junio de 1996, estableciéndose dos sitios con diferentes niveles de exposición a efluentes industriales y domiciliarios (Fig. II.2): San Antonio (SA) y Paraná de las Palmas (PP; ver Capítulo II para la descripción de ambas estaciones). En cada estación se colectaron muestras subsuperficiales de agua (250 ml, por duplicado, a 20 cm de profundidad), y se determinaron las concentraciones de Cu, Cd, Zn y Pb. Una vez colectadas, las muestras fueron acidificadas con HNO₃ ultrapuro y posteriormente digeridas en el laboratorio con una solución ácida sulfúrico-nítrica. Las determinaciones de Cu, Cd, Zn y Pb fueron realizadas por espectrometría de absorción atómica con atomización electrónica en horno tubo de grafito pirolítico (Shimadzu AA6501), en el Instituto de Química-Física de los Materiales, Medio Ambiente y Energía (INQUIMAE, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires). Los recipientes y elementos utilizados en las determinaciones químicas fueron lavados con detergente deionizado y enjuagados con ácido clorhídrico al 10% y agua bidestilada (de dos a tres enjuagues).

III.2.2. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos en las determinaciones de metales pesados en la fase acuosa son presentados en la Fig. III.1 y el Apéndice 3. Las variaciones temporales en las concentraciones de cobre fueron sincrónicas en ambos sitios. Los mayores niveles de esta sustancia se registraron entre los meses de octubre de 1995 y diciembre de 1996, alcanzado un valor máximo de 27.5 µg Cu l⁻¹. Las

Figura III.1. Concentraciones de metales pesados en el agua de las estaciones Paraná (línea continua) y San Antonio (línea cortada) durante el período monitoreado. Los asteriscos indican valores inferiores al límite de detección del método.



concentraciones medias de Cu en los ríos San Antonio y Paraná fueron de $12.3 \pm 4.9 \mu\text{g Cu l}^{-1}$ y $11.8 \pm 4.9 \mu\text{g Cu l}^{-1}$, respectivamente.

A diferencia del anterior, los niveles de plomo y cinc mostraron un comportamiento errático, con un marcado asincronismo entre estaciones. Los mayores niveles de Zn (alrededor de $100 \mu\text{g l}^{-1}$) ocurrieron en los meses de julio (Paraná) y octubre (San Antonio). Las concentraciones medias de Zn y Pb en los ríos San Antonio y Paraná fueron, San Antonio: $46.4 \pm 19.7 \mu\text{g Zn l}^{-1}$, $5.0 \pm 1.0 \mu\text{g Pb l}^{-1}$, y Paraná $53.8 \pm 25.7 \mu\text{g Zn l}^{-1}$; $6.3 \pm 2.6 \mu\text{g Pb l}^{-1}$.

Los niveles de cadmio se mantuvieron por debajo del límite de detección ($1 \mu\text{g l}^{-1}$) en ambas estaciones.

No se detectaron diferencias significativas en los niveles de Cu, Zn y Pb entre las dos estaciones de monitoreo ($p=0.838$; $p=0.530$ y $p=0.084$ respectivamente).

El delta inferior del río Paraná presenta los niveles de contaminación más altos de este río (Bonetto, 1986). En general, durante este estudio las concentraciones de Cu y Pb estuvieron hasta 400 y 500% (respectivamente) por encima de los niveles máximos permisibles para la protección de la vida acuática de acuerdo a las normas nacionales de calidad de agua (Ley de Residuos Peligrosos; niveles sugeridos: $3 \mu\text{g Cu l}^{-1}$, $1 \mu\text{g Pb l}^{-1}$). La concentración media de cinc fue 160% mayor que su nivel guía de acuerdo a la misma ley ($30 \mu\text{g Zn l}^{-1}$), superando dicho nivel durante la mayor parte del año (Fig. III.1; Apéndice 3).

Los rangos de valores de los metales analizados fueron comparables con los datos registrados por otros autores en esta zona. Por ejemplo, en el Río de la Plata las concentraciones de Pb en la costa de la Ciudad de Buenos Aires oscilan entre 1.8 y 28 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Verrengia Gerrero y Kesten, 1994), mientras que los niveles detectados en la localidad de San Isidro fueron algo superiores ($45\pm 7 \mu\text{g l}^{-1}$: Villar *et al.*, 1998). Por otro lado, los niveles de Zn detectados en el Río de la Plata a la altura de la localidad de San Isidro fueron de $102\pm 40 \mu\text{g l}^{-1}$ (Villar *et al.*, 1997).

Las marcadas variaciones temporales de los metales registrados a lo largo del estudio sugieren que el aporte de los mismos está dado por descargas discontinuas en el sistema.

III.3. Niveles de sustancias tóxicas seleccionadas en distintos compartimientos ambientales

III.3.1. Materiales y métodos

Los trabajos de campo fueron llevados a cabo durante diciembre de 1996 en el delta inferior del río Paraná en cuatro sitios (Fig. II.2): (1) río Luján, en la vecindad de la desembocadura del río Reconquista (sitio RR en la Fig. 2.2); (2) río Luján, en la vecindad de su confluencia con el río Vinculación (sitio RL); (3) río San Antonio y canal de Vinculación, (sitio SA); y (4) Paraná de las Palmas (sitio PP), descritos en el Capítulo II. En cada estación se colectaron muestras de agua superficial (a ~ 30 cm de profundidad) por medio de una botella de vidrio de 4 l. Aproximadamente 15 kg de sedimento subsuperficial (a 5 cm de la superficie) fueron colectados mediante una draga Petersen y almacenados en recipientes de vidrio. Todas las muestras fueron transportadas refrigeradas al laboratorio e

inmediatamente se almacenaron a 4°C hasta su utilización. El material particulado en suspensión (MPS) en el agua fue separado por filtración a presión utilizando un extracto ácido a través de un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/F (0.7 μm , 4.5 cm). La muestra de agua filtrada (~500 ml) fue acidificada (HNO_3 , pH~2) y se guardó refrigerada (~7°C) en botellas de polietileno. El agua de poro (~1 l) fue extraída de 14 kg de sedimentos provenientes de cada estación por medio de repetidas centrifugaciones en tubos de plástico de 250 ml a 8000 rpm (20 min). Las muestras así obtenidas fueron acidificadas (HNO_3 , pH~2) y almacenadas refrigeradas (~7°C). El sedimento fue homogeneizado y posteriormente separado en 4 fracciones para las determinaciones de (1) contenido de materia orgánica (gravimétricamente después de secar a 105 y 450°C), (2) composición granulométrica (cedazo y método de la pipeta), (3) metales pesados, y (4) análisis de contaminantes orgánicos.

El carbono orgánico disuelto (COD) presente en las muestras de agua superficial y agua de poro (50 y 10 ml, respectivamente) fue determinado por digestión húmeda (H_2SO_4 y $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$) y ulterior titulación del dicromato de potasio residual (Golterman, 1969). La dureza total en el agua superficial, agua de poro y el extracto ácido de los sedimentos fue determinada por titulación con EDTA utilizando calmagite como indicador.

Para el análisis de metales pesados las muestras de agua acidificadas (250 ml) fueron concentradas a 25 ml (~70°C). Las muestras de material particulado en suspensión (MPS) y el sedimento secado con aire (~1 g) fueron extraídas utilizando una mezcla 4:1:1 de HNO_3 : H_2O_2 : HCl (Kimbrough y Wakakuwa, 1992) a 90-105°C. Los extractos fueron centrifugados (3500 rpm, 20 min), diluïdos a 25 ml

con agua deionizada y alojados en botellas de polietileno con la adición de KCl hasta su análisis por espectrofotometría de absorción atómica (AAS). Las muestras de agua superficial y sedimentos fueron analizadas por duplicado. Los blancos analíticos fueron procesados siguiendo las mismas técnicas.

Los análisis de metales fueron realizados por absorción atómica de llama en un espectrofotómetro Perkin-Elmer 3110, con corrección de fondo de deuterio. Los límites de detección calculados fueron: $0.020 \mu\text{g ml}^{-1}$ para Cd; $0.025 \mu\text{g ml}^{-1}$ para Cu; $0.055 \mu\text{g ml}^{-1}$ para Ni; $0.065 \mu\text{g ml}^{-1}$ para Pb; $0.020 \mu\text{g ml}^{-1}$ para Zn; y $0.035 \mu\text{g ml}^{-1}$ para Cr.

Las trazas de los compuestos orgánicos analizados fueron extraídas con solventes y cuantificadas por cromatografía gaseosa de alta resolución. Las muestras de agua (2.8 l para aguas superficiales y 0.5 l para el agua de poro) fueron extraídas por partición líquido-líquido con diclorometano. Las muestras de sedimentos (20 g) fueron extraídas con diclorometano y sonicación. Los extractos orgánicos fueron concentrados bajo N_2 y luego purificados en una columna de silicagel eluída con éter de petróleo [F_1 =hidrocarburos alifáticos (HALs) y bifenilos policlorados(BPCs)] y 1:3 diclorometano:éter de petróleo [F_2 =hidrocarburos aromáticos (HARs) y plaguicidas organoclorados (POCs)]. La cuantificación de los componentes individuales fue llevada a cabo por cromatografía gaseosa de alta-resolución (KONIK-3000-HRGC) equipada con una columna de sílice (DB-5) de 0.25 mm x 30 m con llama ionizada y detector de captura de electrones, ambos operados a 320°C . La temperatura de la columna fue programada de 50 a 135°C , a 15°C por minuto y posteriormente a 295°C a 3°C por minuto. Los blancos y las soluciones estándar auténticas (n-C11 a n-C30 n-alcanos, HARs, Aroclor, y

pesticidas clorados) fueron corridas periódicamente. La cuantificación fue llevada a cabo por cálculo del factor de la respuesta individual en diferentes corridas, el cual típicamente varió en $\pm 10\%$. El factor de respuesta individual de los congéneres de BPCs fue calculado como 1:1:1 de la mezcla de Aroclor 1242:1254:1260. Soluciones de BPCs individuales (Colombo *et al.*, 1995) también fueron corridas periódicamente. El rendimiento promedio de la recuperación de las muestras de agua fue del 65% para C11 a C30 n-alcanos, y 82% para BPCs. La reproducibilidad de los análisis fue de 8 a 25% (RSD). Los análisis químicos fueron efectuados en el Laboratorio de Química Ambiental y Biogeoquímica de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata.

III.3.2. Resultados y discusión

III.3.2.1. Agua superficial

La Tabla III.1 y la Fig. III.2A ilustran los niveles de MPS, COD y los contaminantes medidos en los cuatro sitios en estudio. Los valores de COD más altos fueron detectados en RR (9.1 mg l⁻¹), observándose una gradual disminución hacia PP. Entre los sitios analizados, las concentraciones de POCs en la fracción soluble se mantuvieron relativamente homogéneas (3.9-5.1 ng l⁻¹), con una alta preponderancia de lindano (γ HCB) que representó el 45-63% de la carga total de plaguicidas organoclorados (POCs), reflejando la relativamente alta solubilidad de esta sustancia en agua (7 ppm). Similares concentraciones (1-5 ng l⁻¹), y la preponderancia de lindano fueron informados previamente en aguas costeras del Río del Plata (Colombo *et al.*, 1995). Los niveles más bajos de HALs fueron detectados en RR y PP (0.32-3.44 μ g l⁻¹), con valores notoriamente más altos en los dos sitios intermedios SA y RL (6.62-9.09 μ g l⁻¹).

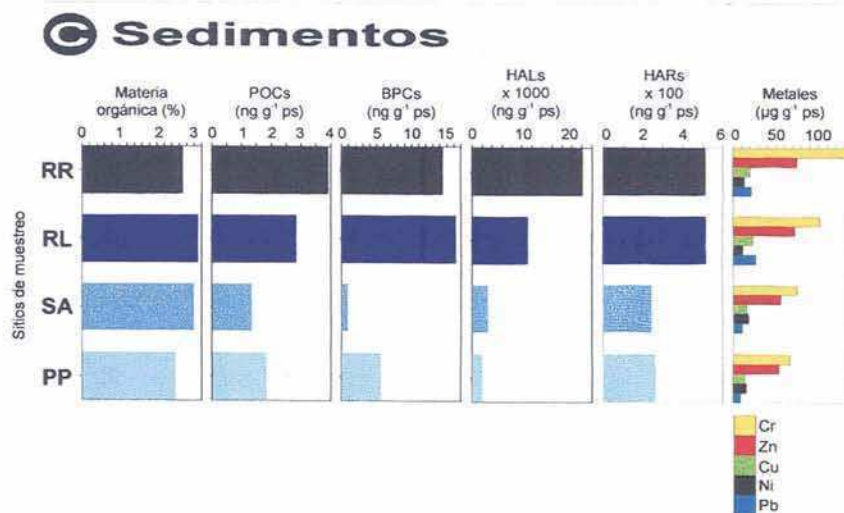
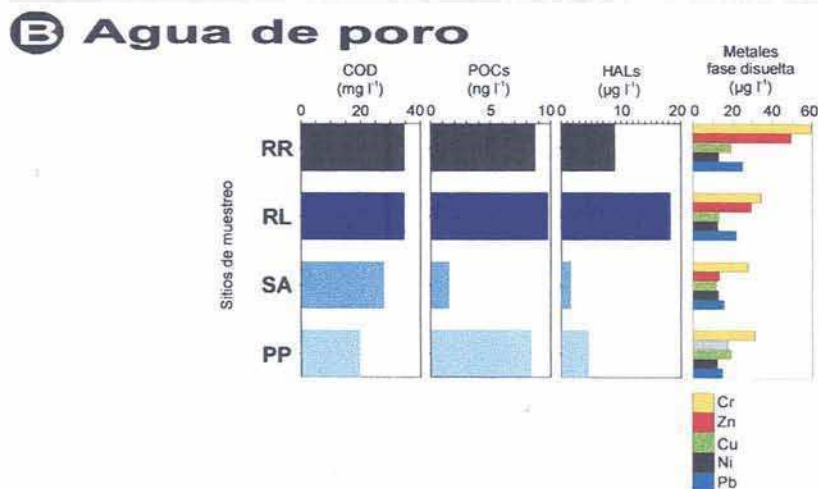
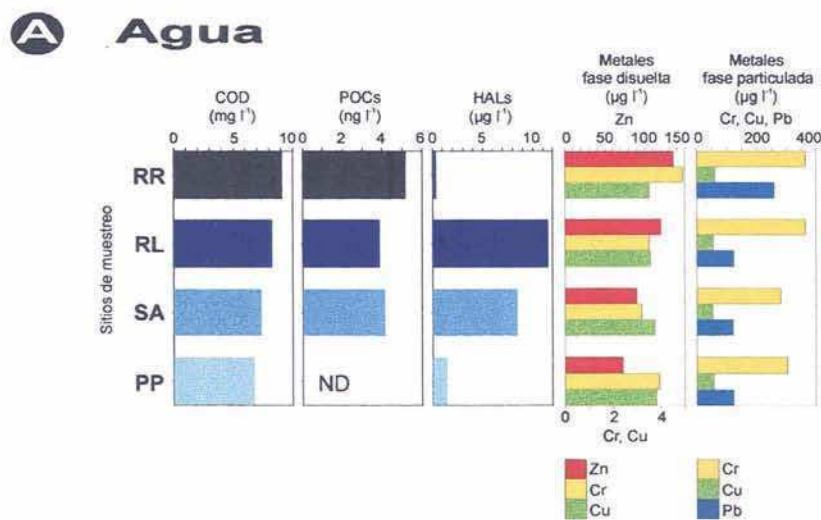
Tabla III.1. Concentración de sustancias contaminantes en el agua de cuatro sitios en el delta inferior del río Paraná.

	Agua			
	RR	RL	SA	PP
Material particulado en suspensión (mg l⁻¹)	30.8	49.7	41.9	31.6
Carbono orgánico disuelto (mg l⁻¹)	9.1	8.2	7.4	6.8
Plaguicidas organoclorados (ng l⁻¹)				
γ BHC	2.31	2.44	2.41	ND
Heptacloro	1.62	0.87	1.04	ND
Trans- clordano	0.62	0.59	-	ND
Cis- clordano	0.56	-	-	ND
DDE	-	-	0.63	ND
DDT	-	-	-	ND
Total	5.11	3.90	4.08	ND
Hidrocarburos alifáticos (µg l⁻¹)				
C12	0.32	0.47	0.39	0.32
C13	-	0.18	-	-
C14	-	0.64	0.32	0.21
Farn.	-	0.40	0.13	-
n-C15	-	1.34	0.60	0.15
n-C16	-	1.43	0.71	0.54
Norpristeno	-	0.54	0.36	0.18
n-C17	-	1.07	0.71	-
Pristeno	-	0.38	0.19	-
n-C18	-	0.67	0.45	-
Phytano	-	0.22	-	-
n-C19	-	0.21	0.21	-
n-C20	-	0.22	-	-
n-C22	-	-	0.24	-
n-C23	-	0.27	0.54	0.27
n-C24	-	0.67	1.00	1.00
n-C25	-	0.38	0.77	0.77
n-C26	-	-	-	-
n-C27	-	-	-	-
n-C28	-	-	-	-
n-C29	-	-	-	-
Total	0.32	9.09	6.62	3.44
Metales pesados				
Disueltos (µg l⁻¹)				
Cr	4.97	3.53	3.16	3.96
Zn	146.00	130.00	90.00	72.70
Cu	3.48	3.54	3.79	3.87
Ni	<5.80	<5.80	<5.80	<5.80
Pb	<6.00	<6.00	<6.00	<6.00
Cd	<1.40	<1.40	<1.40	<1.40
Particulados (µg g⁻¹)				
Cr	367.00	368.00	280.00	303.00
Zn	ND	ND	ND	ND
Cu	60.40	54.80	52.50	55.90
Ni	<94.2	<58.4	<69.2	<91.8
Pb	263.00	119.00	113.00	115.00
Cd	<22.2	<22.2	<22.2	<22.2

RR: río Reconquista; RL: río Luján; SA: río San Antonio; PP: Paraná de las Palmas.

n-C15 to n-C29: n-alcano con el largo de la cadena; - : no detectable, ND: no disponible.

Figura III.2. Concentración de sustancias contaminantes en el agua superficial, agua de poro, y sedimentos en cuatro sitios en el delta inferior del río Paraná. BPCs: bifenilos policlorados; COD: carbono orgánico disuelto; HALs: hidrocarburos alifáticos; HARs: hidrocarburos aromáticos; POCs: plaguicidas organoclorados; PP: río Paraná de las Palmas; RL: río Luján; RR: río Reconquista; SA: río San Antonio.



El cinc fue el metal más abundante en la fase disuelta, alcanzando su nivel máximo ($146 \mu\text{g l}^{-1}$) en RR; a partir de este punto se evidencia una disminución paulatina en la fase soluble hasta alcanzar el registro mínimo de $72.7 \mu\text{g l}^{-1}$ en el sitio PP. El cromo también fue más abundante en RR (fase disuelta), y en RR y RL (fase particulada), que en los demás sitios. El cobre mostró similares concentraciones en todos los sitios y en ambas fases estudiadas. Las concentraciones de plomo en la fracción particulada siguieron una tendencia espacial similar a la registrada para el cinc en la fase disuelta, alcanzando el valor máximo en el sitio RR (Tabla III.1 y Fig. III.2A).

III.3.2.2. Agua de poro

Los datos de este compartimiento ambiental se encuentran ilustrados en la Fig. III.2B y listados en la Tabla III.2. En concordancia con lo observado en la fracción soluble, los valores de COD fueron más altos en los sitios RR y RL, observándose una tendencia decreciente con la distancia al río Luján (sitios SA y PP). Los niveles de POCs fueron más altos en el agua de poro que en la fracción soluble y en el sedimento (cf. Tablas III.1, III.2 y III.3.). Solamente el sitio SA presentó valores por debajo de 3 ng l^{-1} , mientras que las concentraciones en RR, RL y PP variaron entre >8 y casi 10 ng l^{-1} .

Como era de esperar, de acuerdo con su alto contenido de materia orgánica ($20\text{-}35 \text{ mg l}^{-1}$ COD en el agua de poro vs. $6.8\text{-}9.1 \text{ mg l}^{-1}$ COD en el agua superficial), y su marcada hidrofobicidad, las concentraciones de hidrocarburos alifáticos totales (HALs) fueron generalmente más altas en el agua de poro ($1.7\text{-}26.4 \mu\text{g l}^{-1}$) que en el agua superficial ($0.3\text{-}9.1 \mu\text{g l}^{-1}$). Este comportamiento se vio también reflejado en la composición de HALs y POCs: el agua de poro

Tabla III.2 Concentración de sustancias contaminantes en el agua de poro de cuatro sitios en el delta inferior del río Paraná.

	Agua de poro			
	RR	RL	SA	PP
Material particulado en suspensión (mg l⁻¹)				
Carbono orgánico disuelto (mg l⁻¹)	34.6	34.6	27.9	19.8
Plaguicidas organoclorados (ng l⁻¹)				
γ BHC	3.31	3.16	2.62	5.05
Heptacloro	-	-	-	-
Trans- clordano	5.41	2.58	-	-
Cis- clordano	-	-	-	-
DDE	-	-	-	-
DDT	-	4.06	-	3.25
Total	8.72	9.80	2.62	8.30
Hidrocarburos alifáticos (µg l⁻¹)				
n-C14	0.42	0.40	-	-
n-C15	0.48	0.91	0.38	-
n-C16	0.48	1.39	0.39	1.48
NorPristeno	-	-	-	-
n-C17	-	-	0.44	-
Pristeno	1.68	4.27	-	-
n-C18	-	-	-	0.87
Phytano	2.31	3.85	-	0.44
n-C19	-	-	0.48	0.91
n-C20	-	0.56	-	0.45
n-C21	-	1.08	-	0.43
n-C24	-	-	-	-
n-C25	1.32	1.26	-	-
n-C26	-	1.10	-	-
n-C27	2.31	3.30	-	-
n-C28	3.36	3.21	-	-
n-C29	4.33	4.14	-	-
Total	16.69	26.45	1.69	4.58
Metales pesados				
Disueltos (µg l⁻¹)				
Cr	59.90	33.90	27.90	31.30
Zn	49.70	29.30	12.60	17.80
Cu	19.20	13.20	11.50	19.00
Ni	12.80	12.10	12.40	12.10
Pb	25.60	21.90	16.30	15.70
Cd	<1.94	<1.94	<1.94	<1.94

RR: río Reconquista; RL: río Luján; SA: río San Antonio; PP: Paraná de las Palmas.
n-C15 to n-C29: n-alcano con el largo de la cadena; - : no detectable.

presentó una mayor contribución de compuestos más hidrofóbicos de alto peso molecular respecto a los detectados en el agua superficial (HALs >n-C20), y Clordano y DDTs (Tabla III.1). El cromo fue el metal más abundante en los cuatro sitios, seguido por Zn o Pb, mientras que Cu y Ni exhibieron las concentraciones más bajas (Fig. III.2B y Tabla III.2). Los niveles de Cr, Cu, Ni y Pb en el agua de poro fueron significativamente ($P < 0.000$ en todos los casos, ANOVA) más altos que en la fracción soluble, mientras que el Zn mostró una tendencia opuesta.

III.3.2.3. Sedimentos

Los sedimentos de los cuatro sitios analizados están representados principalmente por arena y limo (sólo en RL la proporción de arena excede el 50%), con una baja proporción de arcilla y una relativamente baja carga de MO (Tabla III.3). Como era de esperar por el carácter hidrofóbico de las sustancias, los sedimentos presentaron mayor carga relativa de contaminantes orgánicos que las muestras de agua de poro y agua superficial. Los mayores valores fueron detectados en los ríos Reconquista y Luján (sitios RR y RL Fig. II.2). El rango de concentraciones de POCs varió desde 3.9-2.8 ng l⁻¹ en los sitios RR-RL, hasta 1.3-1.8 ng l⁻¹ en SA-PP (Tabla III.3). Este rango de valores es comparable con el hallado en sedimentos del Río de la Plata (Colombo *et al.*, 1990). Las altas abundancias relativas de TDE y DEE, así como de heptacloro epóxido, indican que tanto el DDT como el heptacloro son rápidamente metabolizados en los sedimentos del delta del Paraná.

Las concentraciones de bifenilos policlorados (BPCs) variaron entre 1-6 ng g⁻¹ ps (sitios SA y PP), y 14-16 ng g⁻¹ ps (sitios RR y RL). Los diferentes congéneres

Tabla III.3. Concentración de sustancias contaminantes en el sedimento de cuatro sitios en el delta inferior del río Paraná.

	Sedimentos			
	RR	RL	SA	PP
Fiinos (arena y arcilla) (%)	77.8	42.8	84.8	92.3
Materia orgánica (%)	2.7	3.1	3.0	2.5
Plaguicidas organoclorados más importantes (ng g⁻¹ ps)				
γ BHC	0.10	0.20	0.43	0.44
Heptacloro	0.17	0.10	0.11	0.14
Trans-Clordano	1.13	0.87	0.20	0.15
Cis-Clordano	0.20	0.19	0.06	0.06
DDE	0.39	0.35	0.15	0.29
TDE	0.59	0.42	0.23	0.17
DDT	0.33	0.13	0.18	0.12
Total de plaguicidas organoclorados (ng g⁻¹ ps)	3.90	2.82	1.35	1.83
Bifenilos policlorados (congéneres más importantes) (ng g⁻¹ ps)				
101-90	1.33	1.48	0.21	0.92
110	0.89	1.17	0.00	0.35
138	1.57	1.87	0.24	1.02
149-123	1.60	1.79	0.00	0.41
153	2.15	2.03	0.30	1.12
170	0.53	0.67	0.00	0.00
180	0.84	0.94	0.13	0.00
Total de bifenilos policlorados (ng g⁻¹ ps)	14.37	16.24	0.88	5.62
Hidrocarburos alifáticos más importantes (ng g⁻¹ ps)				
n-C17	341.7	200.0	50.0	33.3
Pristeno	393.3	219.5	27.4	-
n-C18	344.6	182.4	30.4	-
Phytano	375.0	171.4	42.9	-
n-C19	352.3	295.5	45.5	-
n-C25	1593.8	906.3	312.5	187.5
n-C26	1248.2	401.8	160.7	80.4
n-C27	2365.4	1384.6	576.9	288.5
n-C28	1687.5	500.0	187.5	156.3
n-C29	3369.1	2021.5	673.8	527.3
n-C30	1201.2	380.9	117.2	117.2
n-C31	2812.5	1406.3	468.8	351.6
Total de hidrocarburos alifáticos (ng g⁻¹ ps)	22056.0	11162.2	3200.4	2037.7
Hidrocarburos aromáticos más importantes (ng g⁻¹ ps)				
Fluorantreno	37.50	46.88	18.75	-
Pireno	51.14	51.14	25.57	-
Bz(a)Fluoreno	30.41	40.54	30.41	20.27
Bz(a)Antraceno	72.92	83.33	20.83	20.83
Criseno	66.18	55.15	22.06	22.06
Bz(e)Pireno	37.50	56.25	37.50	75.00
Bz(a)Pireno	178.57	125.00	89.29	125.00
Total hidrocarburos aromáticos (ng g⁻¹ ps)	509.90	511.85	244.40	263.16
Metales pesados (µg g⁻¹ ps)				
Cr	136.00	100.00	74.00	66.00
Zn	75.00	72.00	56.00	53.00
Cu	19.00	22.00	15.00	13.00
Ni	13.00	10.00	17.00	15.00
Pb	21.00	25.00	9.00	8.00
Total	264.00	229.00	171.00	155.00

RR: río Reconquista; RL: río Luján; SA: río San Antonio; PP: Paraná de las Palmas.

n-C17 to n-C31: n-alcanos con la longitud de la cadena; ps: peso seco; -: no detectable.

de esta familia de compuestos no fueron detectados en la fracción soluble y en el agua de poro.

En concordancia con su marcada hidrofobicidad, los mayores niveles de hidrocarburos se encontraron asociados a los sedimentos. En el delta del río Paraná las concentraciones de HALs en este compartimiento variaron entre 2038 y 22056 ng g⁻¹ ps (Fig. III.2C y Tabla III.3), y estaban representados principalmente por hidrocarburos de más de 20 átomos de carbono (promedio para los cuatro sitios analizados: 85%). La distribución geográfica de HALs presentes en los sedimentos muestra una área con valores altos (mayores a 11000 ng g⁻¹ ps) asociada con los ríos Reconquista-Luján (sitios RR y RL), y un marcado descenso en SA y PP (menos de 3200 ng g⁻¹ ps).

Los análisis químicos realizados no detectaron la presencia de HARs en la fracción soluble y en el agua de poro, pero estas sustancias fueron especialmente abundantes en los sedimentos en RR y RL (más de 500 ng g⁻¹ ps). Las estaciones más alejadas (sitios SA y PP) rondan aproximadamente en la mitad de los valores anteriormente mencionados (menos de 264 ng g⁻¹ ps). Cuatro, sobre un total de 6 metales medidos en los sedimentos, mostraron cargas decrecientes desde el RR a PP. Por otro lado, las concentraciones de Ni fueron más abundantes en SA y PP (Tabla III.3).

La clara tendencia decreciente de los poluyentes asociados a los sedimentos desde RR hasta PP refleja las principales fuentes de ingreso de estas sustancias en el área de estudio: plantas industriales asentadas a lo largo de los ríos Reconquista y Luján, así como las actividades portuarias sobre el río Luján.

Las determinaciones químicas efectuadas complementan la escasa información sobre los niveles de contaminación en el delta del río Paraná y las aguas vecinas del Río de la Plata (Topalián *et al.*, 1990; Anónimo, 1992; Verrengia Gerrero y Kesten, 1993, 1994,; Colombo *et al.*, 1995). Varios de los contaminantes medidos durante el estudio se encuentran por encima de los niveles sugeridos para la protección de la vida acuática contemplados en diversas normas de calidad de aguas, entre las que se incluyen la ley de residuos peligrosos (Argentina), y la *Canadian Waters Quality Guidelines* (Canadá). Por ejemplo, en la fracción soluble las sustancias que exceden los valores sugeridos por la Ley Argentina de Residuos Peligrosos fueron: Zn (valor umbral: $30 \mu\text{g l}^{-1}$; nuestros valores fueron entre 2.4 y 4.9 veces mayores), Cu (valor umbral: $2 \mu\text{g l}^{-1}$; nuestros valores fueron entre 1.7 y 1.9 veces mayores), y Cr (valor umbral: $2 \mu\text{g l}^{-1}$; nuestros valores fueron entre 1.6 y 2.5 veces mayores). En los sedimentos, algunos niveles de hidrocarburos aromáticos (HARs) y metales pesados excedieron el umbral de riesgo definido por la *Canadian Waters Quality Guidelines* (la regulación Argentina no estipula niveles guía para los sedimentos). Las concentraciones de benzo (a) pireno fueron 2 veces superiores al nivel umbral admisible (valor crítico en sedimentos de agua dulce: $88.8 \mu\text{g g}^{-1}$ ps), mientras que la carga de Cr ($66\text{-}136 \mu\text{g g}^{-1}$ ps) excedió entre 1.8 y 3.6 veces los niveles de protección para la vida acuática ($37.3 \mu\text{g g}^{-1}$ ps).

Las concentraciones de bifenilos policlorados (BPCs) en los sedimentos del río de Luján (sitios RR y RL; 14.37 a 16.24 ng g^{-1} ps) fueron significativamente mayores a las informadas a lo largo del litoral del Río de la Plata (0.05 a 2.42 ng g^{-1} ps, Colombo *et al.*, 1995). Sin embargo, el nivel umbral para esta familia de compuestos en los sedimentos todavía es materia de controversias. Mientras que

las normas de regulación holandesas fijan un límite de $24 \text{ ng g}^{-1} \text{ ps}$, y las regulaciones canadienses recomiendan $34.1 \text{ ng g}^{-1} \text{ ps}$, Battelle (1986) sugirió que $6 \text{ ng g}^{-1} \text{ ps}$ es la carga máxima de BPCs que puede ser tolerada por el 95% de los organismos de agua dulce, este valor es de dos a tres veces inferior a los detectados en los sitios RR y RL (Fig. III.3).

Como era de esperar, las sustancias hidrofóbicas como los compuestos organoclorados (POCs y BPCs), hidrocarburos aromáticos (HARs), e hidrocarburos alifáticos (HALs) se encontraron principalmente asociados a los sedimentos del fondo; en este sentido este compartimiento actúa como un sumidero de compuestos de baja hidrosolubilidad, así como de metales pesados.

El índice de preferencia de carbono (IPC), expresado como la proporción $2(C27+C29)/(C26+2C28+C30)$, es un indicador de la importancia relativa de los hidrocarburos alifáticos derivados de la descomposición de plantas vasculares, respecto de los HALs de origen petrogénico. Los valores de IPC de sedimentos no contaminados oscilan entre 3-6, mientras que en sedimentos con alta contaminación de petróleo se aproximan a 1. En nuestro material, en el sitio más cercano a las fuentes de polución y más directamente influenciado por las actividades portuarias y el tráfico de embarcaciones (RR), el valor de IPC en los sedimentos fue el más bajo (2.07), lo que sugiere una relativamente alta carga de compuestos derivados del petróleo. Por otro lado, los sitios RL, SA y PP mostraron valores de IPC más altos (3.30-3.75; Tabla III.3) lo cual indica que el aporte de la descomposición de plantas vasculares es comparativamente más importante como fuente de hidrocarburos.

Si bien existe una pequeña variabilidad entre sustancias y compartimientos, los resultados indican una tendencia general bien definida en los niveles de contaminación. Como era de esperar, las mayores concentraciones de sustancias químicas potencialmente tóxicas ocurren en el área más cercana a las fuentes de descarga de contaminantes (sitios RR y RL), disminuyendo hacia los sitios más remotos y menos influenciados por la actividad humana (SA y PP).

Capítulo IV

Bioensayos

IV.1. Introducción

La evaluación y el control de la contaminación de origen antrópico en los sistemas de agua dulce es uno de los problemas más acuciantes para el desarrollo sustentable del hombre. Las naciones industrializadas identificaron las principales actividades que representan un riesgo para el ambiente e implementaron exitosos programas de monitoreo destinados a disminuir los riesgos involucrados. Las naciones de América Latina, por otro lado, muestran un importante retraso en este sentido, y la falta de implementación de medidas de control es debida, al menos parcialmente, a la escasez general de información. Sin embargo, tanto en el subcontinente en general, como en Argentina en particular, la preocupación por el conocimiento del medio ambiente ha estado en franco crecimiento en los últimos años. Esta tendencia dio lugar al desarrollo de diversos estudios de estrés para evaluar la situación de algunos ambientes acuáticos, incluyendo los cauces de la vasta cuenca de los ríos Paraná-Uruguay. Estas investigaciones proveyeron información acerca de los niveles, la acumulación, y la distribución de hidrocarburos, metales pesados y compuestos organoclorados en el agua, en los sedimentos, y en algunos organismos acuáticos (Colombo *et al.*, 1989, 1990, 1995, 1997; Topalián *et al.*, 1990; Janiot *et al.*, 1994; Bilos *et al.*, 1998; Villar *et al.*, 1998). Sin embargo, aunque son muy útiles como estudios de base, estos trabajos no están específicamente dirigidos a dar respuesta a la cuestión de fondo: el impacto de la contaminación sobre la biota. Este aspecto es particularmente relevante en grandes cuencas de drenaje donde la multiplicidad de las fuentes de contaminación y la gran diversidad de sustancias potencialmente peligrosas hacen las evaluaciones ambientales especialmente complejas.

Para los ensayos de toxicidad *in vitro* se utilizó una gran variedad de organismos, entre los cuales los adultos y juveniles de *Corbicula fluminea* han recibido una atención particular. En el área del estudio, la almeja asiática fue utilizada como organismo centinela debido a su capacidad de concentrar bifenilos policlorados, pesticidas organoclorados, dioxinas, furanos, y metales pesados (Colombo *et al.*, 1995, 1997; Bilos *et al.* 1998). Por su alta tasa de filtración, fácil recolección, y su sensibilidad a las condiciones del medio, *Corbicula* fue asiduamente empleada en monitoreos biológicos (Clarke *et al.*, 1977; Foster, 1981; Foe y Knight, 1986b; Doherty, 1990).

El objetivo de esta parte del trabajo consistió en evaluar los efectos de la polución en el delta inferior del río Paraná mediante ensayos de mortalidad con juveniles de charnela recta de *Cobicula fluminea* expuestos al agua superficial, agua de poro y sedimentos de cuatro sitios con diferente grado de exposición a las fuentes de contaminación antrópica. Estos resultados son comparados con las determinaciones químicas de un grupo de sustancias seleccionadas (metales pesados, hidrocarburos y compuestos organoclorados; ver Capítulo III) en estas tres fases. Los resultados son discutidos con miras a establecer el enfoque más apropiado para evaluar el impacto ambiental en los ecosistemas acuáticos.

IV.2. Materiales y métodos

El análisis de la toxicidad de aguas y sedimentos del delta del Paraná fue realizado conjuntamente con las determinaciones químicas de un grupo de sustancias seleccionadas (metales pesados, hidrocarburos y compuestos organoclorados: ver Capítulo III). Las muestras fueron colectadas durante diciembre de 1996 en cuatro sitios expuestos a diferentes concentraciones de contaminantes (Fig. II.2): (1) río Reconquista (sitio RR); (2) río Luján (sitio RL); (3)

río San Antonio (sitio SA); y (4) río Paraná de las Palmas (sitio PP). En cada estación se colectaron cinco muestras de agua a aproximadamente 30 cm de profundidad utilizando recipientes de vidrio de 4 l de capacidad, y aproximadamente 15 kg de sedimento fueron removidos de los primeros 5 cm del fondo utilizando una draga manual tipo Petersen (entre 5 y 8 lances por muestra), y almacenados en recipientes de vidrio. Las muestras de agua y sedimento de cada sitio fueron tomadas en diferentes puntos distantes aproximadamente 50 m uno del otro, y los ensayos se llevaron a cabo utilizando estos materiales mezclados y homogeneizados.

Todas las muestras fueron inmediatamente transportadas refrigeradas al laboratorio y almacenadas a 4°C hasta su utilización. El agua utilizada en los ensayos fue previamente filtrada (filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F de 0.7 μm de poro y 4.5 cm de diámetro). El agua de poro fue extraída de 15 kg de sedimentos de cada estación en centrifugaciones repetidas a 8000 rpm durante 20 minutos.

Conjuntamente con las muestras de agua y sedimento, en el sitio PP (Paraná de las Palmas) se colectaron 200 especímenes adultos de *Corbicula fluminea* utilizando una draga Petersen. Los organismos fueron enjuagados y distribuidos con abundante agua de río en 6 recipientes plásticos de 10 litros. El agua de los recipientes fue renovada periódicamente durante el traslado al laboratorio (aproximadamente dentro de las 6 hs de colección).

En el laboratorio se procedió a la disección de las cámaras branquiales de los adultos. Para ello se entreabrió la valva mediante un bisturí y se cortaron los

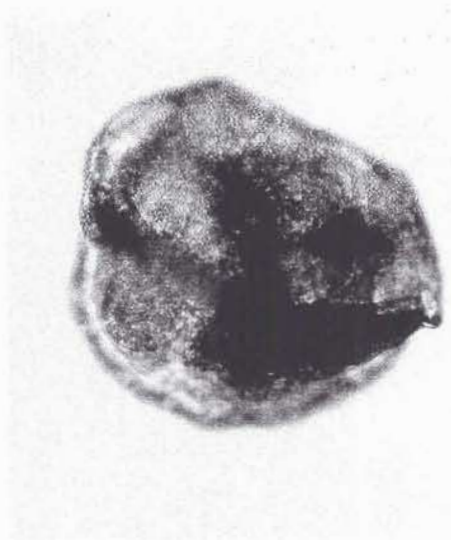
músculos aductores permitiendo, de esta forma, su apertura total. A continuación se separó y seccionó el lóbulo izquierdo del manto dejando expuestas las branquias y la masa visceral. Las branquias fueron examinadas bajo lupa aislándose los juveniles de charnela recta (Fig. IV.1) mediante una micropipeta y transfiriéndolos a recipientes con agua sintética moderadamente dura (80-100 mg CaCO₃ l⁻¹, pH: 7.9; Weber, 1991), donde fueron aclimatados durante 24 hs. En los ensayos fueron utilizados sólo los juveniles que mostraban buen estado fisiológico general: actividad ciliar y muscular y movilidad del pie (Doherty y Cherry, 1988).

Las evaluaciones de la toxicidad del agua y del agua de poro fueron realizadas mediante ensayos semi estáticos en condiciones controladas de laboratorio a 25 ± 1°C, con renovación del medio de ensayo cada 24 hs. Cada muestra fue analizada por triplicado, utilizando como medio de control agua sintética moderadamente dura (Weber, 1991). Antes de la exposición de los organismos, los medios de ensayos fueron oxigenados durante 24 hs.

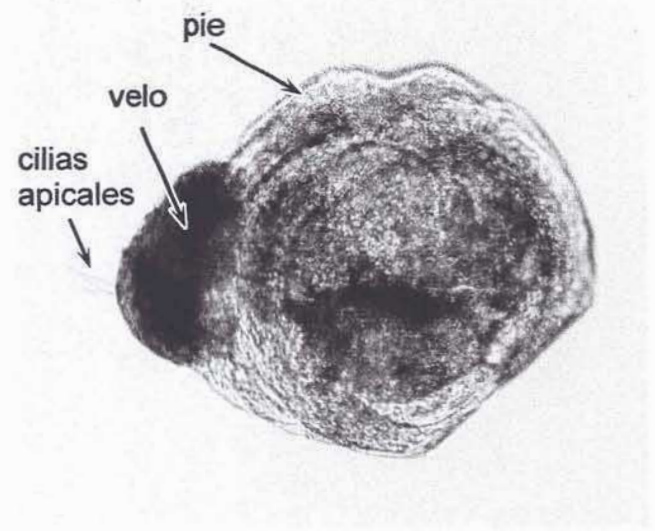
Los ensayos fueron realizados en policubetas de cultivo de tejidos de 20 ml, conteniendo 20 ml del medio a ensayar. En cada cámara de ensayo se ubicaron 20 juveniles de charnela recta de entre 170 y 200 µm (Kraemer y Galloway, 1986). Durante los ensayos los organismos no fueron alimentados. La dureza de los medios de ensayo varió entre 25 y 30 mg CaCO₃ l⁻¹ para el agua, y entre 97 y 314 mg CaCO₃ l⁻¹ para el agua de poro; el pH osciló en ambos casos entre 7.3 y 7.8.

Todas las cámaras fueron examinadas bajo microscopio invertido a intervalos de 24 hs. El porcentaje de organismos muertos fue evaluado en base a la ausencia de actividad muscular y ciliar (Doherty y Cherry, 1988).

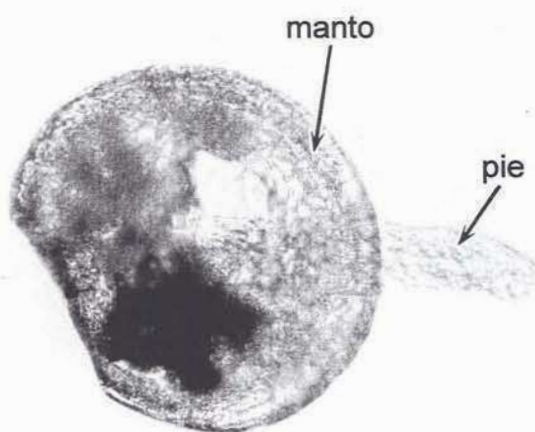
Figura IV.1. Estadíos de desarrollo de ejemplares de *Corbicula fluminea* aislados de las branquias de individuos grávidos.



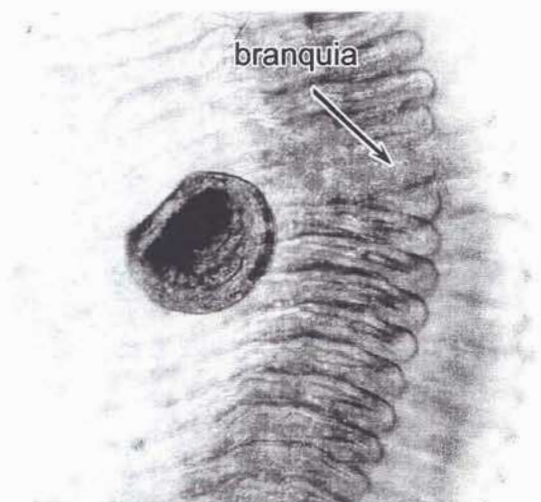
Larva trocófora



Larva pedivelígera



Juvenil de charnela recta



Juvenil de charnela recta alojado en la cámara branquial

Para la fase sólida, la toxicidad fue evaluada por triplicado de acuerdo a la metodología propuesta por Phelps y Warner (1990). Tres mililitros de sedimentos previamente filtrados a través de una malla de acero inoxidable de 100 μm , y 6 ml de agua sintética moderadamente dura fueron ubicados en cada cámara (de 20 ml) de las policubetas de cultivo de tejidos. En cada cámara se depositaron 20 juveniles de charnela recta. Las demás condiciones experimentales fueron similares a las descritas anteriormente. Al final de cada período de exposición (24, 48, 72, 96 y 144 hs) el contenido de cada cámara fue vaciado y filtrado a través de una malla de acero inoxidable de 100 μm . Los juveniles retenidos en la malla fueron transferidos a recipientes que contenían agua sintética y examinados bajo microscopio invertido con el fin de evaluar el porcentaje de mortalidad. En todos los casos la duración de los experimentos fue de 144 hs (6 días), sin embargo, para los fines comparativos fueron utilizados los valores de mortalidad a las 96 hs. (tiempo estándar en ensayos de toxicidad aguda con fauna acuática). La significación estadística de los resultados fue evaluada mediante una prueba de ANOVA de medidas repetidas (Winer, 1971), utilizando la transformación arcoseno de los datos.

IV.3. Resultados y discusión

IV.3.1. Agua superficial

La Tabla IV.1 y la Fig. IV.2A ilustran los porcentajes de mortalidad correspondientes a los juveniles de *C. fluminea* analizados en los cuatro sitios bajo estudio.

Al cabo de 96 hs. de exposición, la mortalidad observada en aguas del Paraná del las Palmas se mantuvo por debajo del 4% (Tabla IV.1), no detectándose diferencias significativas con el control ($p=0.798$). Por otro lado, la mortalidad en aguas de los tres sitios restantes (RR, RL y SA) fue siempre más alta y difirió significativamente del control (en los tres casos $P < 0.000$). Los mayores niveles de toxicidad fueron los del sitio RR (Luján-Reconquista), alcanzando mortalidades de 53.3% después de 96 hs., y de 57% después de 144 hs de exposición (Fig. IV.2). Las diferencias en la mortalidad entre los dos sitios intermedios, LR y SA, no fueron estadísticamente significativas ($p=0.416$), llegando al 40-42% después de 96 hs de exposición (Fig. IV.2).

IV.3.2. Agua de poro

Los datos de la mortalidad de organismos incubados en el agua de poro se ilustran en la Fig. IV.2B y la Tabla IV.1.

En términos generales, la mortalidad de los juveniles en el agua de poro de los cuatro sitios bajo estudio mostró una tendencia geográfica similar a la descrita anteriormente para el agua superficial, pero en concordancia con la mayor carga de contaminantes presentes en esta fase (ver Tablas III.1 y III.2 en Capítulo III) los niveles de mortalidad con agua de poro fueron superiores a los observados con agua superficial (Fig. IV.2). Al final de la experiencia la mortalidad del control se mantuvo por debajo del 2% (Fig. IV.2B), y la mortalidad en el agua de poro del Paraná del las Palmas no difirió significativamente del blanco ($p=0.068$). El agua de poro del sitio RR alcanzó el mayor nivel de respuesta, con un 73% de almejas muertas después de 96 hs de exposición ($p=0.000$). Asimismo, se encontraron diferencias significativas entre el control y los sitios RL y SA ($p=0.000$). A

Figura IV.2. Tasas de mortalidad de juveniles de *C. fluminea* en agua superficial (A), agua de poro (B) y sedimentos (C) del río Reconquista en su confluencia con el río Luján (RR), río Luján (RL), río San Antonio (SA), y río Paraná de las Palmas (PP). (Basado sobre los datos de la Tabla IV.1).

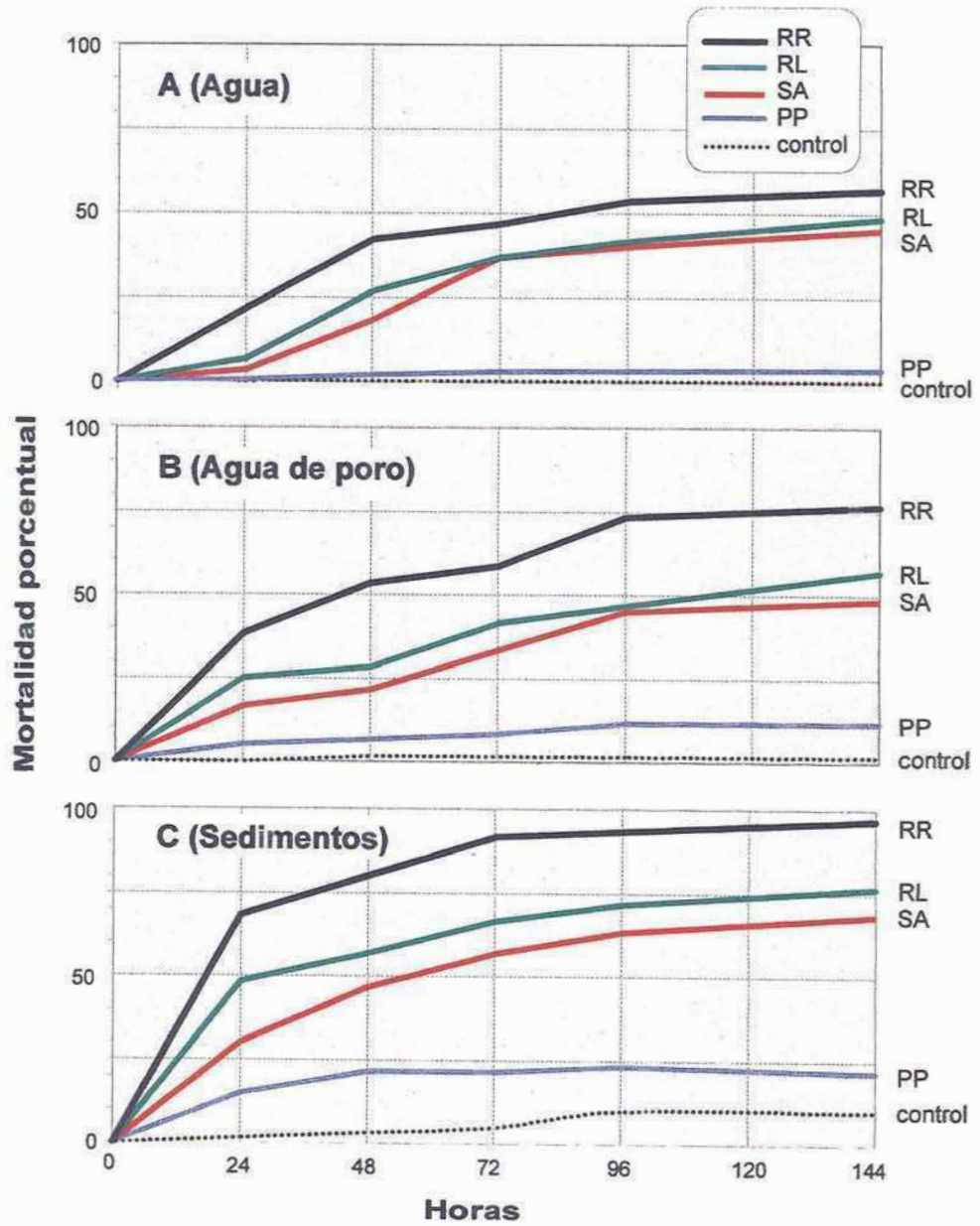


Tabla IV.1. Mortalidad porcentual (\pm desvío estándar) de juveniles de *Corbicula fluminea* en el agua superficial, agua de poro y sedimentos de cuatro sitios del delta del río Paraná. RR: río Reconquista; RL: río Luján; SA: río San Antonio; PP: río Paraná de las Palmas. (Datos ilustrados en la Fig. IV.2).

Exposición	Agua				
	Control	RR	RL	SA	PP
24 h	0.0 (\pm 0.0)	21.7 (\pm 2.9)	6.7 (\pm 5.8)	3.3 (\pm 5.8)	0.0 (\pm 0.0)
48 h	0.0 (\pm 0.0)	41.7 (\pm 2.9)	26.7 (\pm 5.8)	18.3 (\pm 2.9)	1.7 (\pm 2.9)
72 h	0.0 (\pm 0.0)	46.7 (\pm 5.8)	36.7 (\pm 2.9)	36.7 (\pm 5.8)	3.3 (\pm 2.9)
96 h	0.0 (\pm 0.0)	53.3 (\pm 5.8)	41.7 (\pm 2.9)	40.0 (\pm 10.0)	3.3 (\pm 2.9)
144 h	0.0 (\pm 0.0)	56.7 (\pm 2.9)	48.3 (\pm 2.9)	45.0 (\pm 5.0)	3.3 (\pm 2.9)

Exposición	Agua de poro				
	Control	RR	RL	SA	PP
24 h	0.0 (\pm 0.0)	38.3 (\pm 2.9)	25.0 (\pm 5.0)	16.7 (\pm 5.8)	5.0 (\pm 5.0)
48 h	1.7 (\pm 2.9)	53.3 (\pm 5.8)	28.3 (\pm 2.9)	21.7 (\pm 2.9)	6.7 (\pm 2.9)
72 h	1.7 (\pm 2.9)	58.3 (\pm 2.9)	41.7 (\pm 2.9)	33.3 (\pm 5.8)	8.3 (\pm 2.9)
96 h	1.7 (\pm 2.9)	73.3 (\pm 2.9)	46.7 (\pm 5.8)	45.0 (\pm 5.0)	11.7 (\pm 2.9)
144 h	1.7 (\pm 2.9)	76.7 (2.9)	56.7 (\pm 2.9)	48.3 (\pm 5.8)	11.7 (\pm 2.9)

Exposición	Sedimentos				
	Control	RR	RL	SA	PP
24 h	1.7 (\pm 2.9)	68.3 (\pm 2.9)	48.3 (\pm 2.9)	30.0 (\pm 5.0)	15.0 (\pm 5.0)
48 h	3.3 (\pm 2.9)	80.0 (\pm 5.0)	56.7 (5.8)	46.7 (\pm 2.9)	21.7 (\pm 2.9)
72 h	5.0 (\pm 5.0)	91.7 (\pm 2.9)	66.7 (\pm 2.9)	56.7 (\pm 2.9)	21.7 (\pm 2.9)
96 h	10.0 (\pm 5.0)	93.3 (\pm 5.8)	71.7 (\pm 2.9)	63.3 (\pm 2.9)	23.3 (\pm 2.9)
144 h	10.0 (\pm 5.0)	96.7 (\pm 2.9)	76.7 (\pm 2.9)	68.3 (\pm 2.9)	21.7 (\pm 2.9)

diferencia de los resultados observados en agua superficial, los organismos incubados en el agua de poro del sitio SA presentaron menor mortalidad que los del sitio RL (Fig. IV.2B).

IV.3.3. Sedimentos

En todos los casos, la mortalidad de los juveniles de *C. fluminea* expuestos a los sedimentos de los cuatro sitios (Fig. IV.2C) fue más alta que aquellas con aguas superficiales y aguas de poro. Además, en este caso se observó un fuerte contraste en el nivel de respuesta entre el sitio PP y los demás sitios en estudio (RR, RL y SA). Sin embargo, la tendencia geográfica en la toxicidad fue similar a la descrita anteriormente. Nuevamente, la mortalidad en PP no difirió significativamente del control después de 96 h ($p=0.966$), mientras que los porcentajes de muertos para los tres sitios restantes fueron, RR: 93%, LR: 72%, y SA: 63%, encontrándose diferencias significativas respecto al control ($P=0.000$) en todos los casos (Tabla IV.1C).

Las densidades que alcanza *C. fluminea* en el Delta Inferior del Paraná superan los 8,000 ind. m⁻² (Boltovskoy *et al.*, 1995). Su amplia distribución incluye áreas con niveles de contaminantes potencialmente nocivos para la fauna acuática, como por ejemplo el río Luján desde el Canal de Vinculación (sitio RL) hasta el río Reconquista (sitio RR) (ver Capítulo III). La presencia de adultos de *Corbicula fluminea* en áreas con relativamente altos niveles de tóxicos corrobora la tolerancia de los adultos a la exposición de una variada gama de contaminantes acuáticos (Harrison *et al.*, 1984; Doherty y Cherry, 1988; Doherty, 1990; Verrengia Guerrero, 1995).

A diferencia de los adultos, los estadios juveniles de esta especie han demostrado ser altamente sensibles a la presencia de sustancias contaminantes (Foster, 1981; Doherty y Cherry, 1988). Por ejemplo Harrison *et al.* (1984) sugirieron que las larvas velígeras y los juveniles de charnela recta son al menos dos órdenes de magnitud más sensibles al cobre que los adultos.

En nuestro estudio, los niveles de mortalidad alcanzados por los juveniles de charnela recta variaron entre 3 y 73% en la fase soluble, y entre 23 y 93% en el sedimento al cabo de 96 hs de exposición, mientras que en el control no superaron en ningún caso el 10% (Tabla IV.1). En líneas generales, la tendencia geográfica observada en los niveles de contaminación en el área de estudio (ver Capítulo III) concuerda muy bien con el gradiente de mortalidad de los juveniles charnela recta. Las condiciones ambientales del sitio RR fueron las más adversas para los organismos; le siguen los sitios RL y SA, con similares efectos tóxicos, mientras que las condiciones del río Paraná de las Palmas (sitio PP) no difieren significativamente del control. Los tres compartimientos ambientales evaluados biológicamente (agua, agua de poro y sedimentos) siguieron esta tendencia geográfica pero, en concordancia con su mayor carga de contaminantes, los sedimentos fueron los que dieron por resultado las mortalidades más elevadas (63-93%, sin considerar el sitio PP). Le siguieron en orden decreciente el agua de poro (mortalidad entre 45 y 73%), y el agua (mortalidad: 40-53%); (Tabla IV.1 y Fig IV.1).

Estos resultados proveen clara evidencia de los efectos deletéreos de los contaminantes sobre la biota en el área del estudio y validan resultados previos

que, de manera preliminar, vincularon los patrones anormales de la estructuras de tallas de esta especie con los efectos de la contaminación (Boltovskoy *et al.*, 1997).

Si bien el hecho de que la polución es responsable de las diferencias en mortalidad parecería fuera de duda, la identificación de los compuestos que afectan la supervivencia de los organismos resulta extremadamente complicada debido a la gran variedad de sustancias potencialmente tóxicas, y a las múltiples fuentes de descargas industriales y domiciliarias involucradas. Con el propósito de abordar este interrogante se compararon, mediante un análisis de correlación por rangos de Spearman, las concentraciones de contaminantes y los niveles de materia orgánica (ver Capítulo III Tablas III.1 y III.2) entre sitios en agua, agua de poro y sedimentos, con las correspondientes tasas de mortalidad de juveniles. Como indica la Tabla IV.2, la coincidencia entre los gradientes geográficos de niveles de contaminación y los de mortalidad de juveniles fue mejor en el caso de los sedimentos: para 7 de los 9 compuestos contaminantes analizados el ordenamiento de sitios fue idéntico (coeficiente de correlación 1), o muy similar (0.8) al que dieron las tasas de mortalidad de las almejas. Para el agua y el agua de poro las coincidencias fueron sensiblemente menores (2 de 5 y 3 de 7, respectivamente).

De las sustancias incluidas en este análisis, el Zn es la que mostró mejor ajuste de su gradiente de concentración en los tres sitios investigados con el gradiente en las tasas de mortalidad de juveniles de *Corbicula*. Sin embargo, sólo en el agua superficial los niveles de este metal pueden ser considerados perjudiciales para los organismos acuáticos, mientras que los niveles en los sedimentos fueron inferiores al 50% del valor crítico. En consecuencia, aun cuando

Tabla IV.2. Índices de correlación por rangos de Spearman entre un grupo de sustancias seleccionadas en los tres compartimientos analizados (agua superficial, agua de poro y sedimento) y las tasas de mortalidad de juveniles de chamela recta correspondientes. Los valores resaltados en gris destacan coeficientes de correlación iguales o mayores a 0.8. BPCs: bifenilos policlorados; HALs: hidrocarburos alifáticos; POCs: pesticidas organoclorados; HARs: hidrocarburos aromáticos. (--) no disponible.

	Sedimento	Agua de poro	Agua
BPCs	0.600	--	--
HALs	1.000	0.600	-0.200
POCs	0.800	0.600	0.800
HARs	1.000	--	--
Cu	0.800	0.400	-1.000
Zn	1.000	0.800	1.000
Ni	-0.600	0.632	--
Pb	0.800	1.000	--
Cr	1.000	0.800	0.400

los datos parecerían sugerir que el Zn jugaría un rol importante en el estrés de los organismos, las evidencias disponibles no son concluyentes. Entre las sustancias que presentan alta correlación positiva con las tasas de mortalidad, sólo los niveles de hidrocarburos aromáticos en los sedimentos pueden ser considerados perjudiciales para los organismos (ver Capítulo III).

Hay que destacar que, aunque la mayor parte de los compuestos identificados estuvieron presentes en mayores concentraciones en la zona de confluencia de los ríos Luján y Reconquista, algunas sustancias mostraron más altas concentraciones en otros sitios, incluso en el río Paraná (sitio PP). Las muestras del río Paraná (donde la mortalidad de los juveniles no difirió significativamente del control) presentaron los más altos niveles de Cu en el agua, de Benzo (e) pireno en sedimentos, y de lindano en agua de poro y en sedimentos.

Las diferencias entre las evidencias químicas y las biológicas del impacto de la polución pueden deberse a varios factores. La biodisponibilidad de las sustancias químicas no depende sólo de su concentración en el ambiente, sino que además influyen otros factores como el pH, el potencial redox, la salinidad, la temperatura, el contenido de materia orgánica, el tamaño de las partículas del sedimento, etc. (Long *et al.*, 1990; Burton y Scott, 1992; Schubauer-Berigan *et al.*, 1993). Las relaciones sinérgicas y antagónicas entre los contaminantes complican aún más las interpretaciones de los efectos tóxicos de las sustancias (*e.g.*, Ferm y Carpenter, 1967; Marking y Mauck, 1975; Simonin y Skea, 1977; Weinstein y Anderson, 1978; Chengelis *et al.*, 1986; Waalkes *et al.*, 1992).

Además de los efectos de la polución, la supervivencia de *C. fluminea* es afectada por la composición de los sedimentos, la cantidad de materia orgánica, y el pH (Belanger, 1991). Esta especie prefiere sedimentos bien oxigenados con alta proporción de arena. Sin embargo, en el estudio la mayor proporción de arena en el sedimento fue registrada en RL, donde la concentración de contaminantes fue alta y la mortalidad de juveniles fue masiva, y la menor proporción en PP, con bajos niveles de contaminantes y de mortalidad. Las diferencias espaciales en la cantidad de carbono orgánico disuelto (en el agua y agua de poro, ver Capítulo III: Tablas III.1 y III.2) y de materia orgánica (en sedimentos, ver Capítulo III: Tabla III.3) entre las cuatro estaciones analizadas fueron muy pequeñas para dar cuenta de respuestas biológicas tan disímiles.

La inversión de tiempo y esfuerzo, así como los recursos necesarios para precisar exactamente cuáles contaminantes son responsables de la mortalidad observada y establecer un orden relativo de las sustancias o combinaciones de éstas involucradas son prohibitivos en trabajos rutinarios de monitoreo ambiental. Por eso, la mayoría de los estudios de contaminación en ambientes acuáticos utilizan simultáneamente indicadores químicos y biológicos tratando esta cuestión de una manera probabilística, más que llevando a cabo experimentos específicos (e.g., Long *et al.*, 1990; Wade, 1992; Phelps, 1993, 1994; Reynoldson, 1994). Las incertidumbres asociadas con esta metodología restringen el valor de los resultados debido a que el control efectivo de la polución requiere conocer los agentes tóxicos involucrados. Por otra parte, la identificación precisa de los efectos de los compuestos aislados también es de interés limitado puesto que esta situación rara vez ocurre en la naturaleza. En este contexto, los resultados de las experiencias descriptas en este trabajo sugieren que la mortalidad de los juveniles de *Corbicula*

fluminea constituye un indicador confiable de los niveles de polución de este ambiente deltaico.

Capítulo V

Dinámica poblacional

V.1. Introducción

En la presente sección se analizan y cuantifican los cambios estructurales que sufren las poblaciones de *Corbicula fluminea* en el delta inferior del río Paraná durante un ciclo anual. Se describe el comportamiento de dos poblaciones diferentes asentadas en lugares que contrastan en sus condiciones ambientales, en particular en lo referente a la influencia de la contaminación de origen antrópico. Las variaciones poblacionales evidenciadas, a su vez, se relacionan con las fluctuaciones en varios parámetros ambientales esenciales con el objeto de definir las variables ecológicas que regulan la reproducción y crecimiento del molusco. Por otro lado, el contraste entre los patrones de dinámica poblacional entre los dos sitios analizados contribuye información de gran utilidad para el uso de la estructura poblacional como indicador de estrés ambiental.

Los métodos analíticos utilizados para este trabajo tienen origen en las estimaciones numéricas aplicadas a la biología pesquera desde hace unos 70 años (e.g., Russell, 1931), que a su vez sirvieron de base para el desarrollo de modelos analíticos descriptivos y predictivos más complejos (por ejemplo, Gulland, 1971; Pauly, 1979, 1980, 1984; Csirke, 1980; Munro, 1983; Sparre y Venema, 1991).

Las primeras evaluaciones de la tasa de crecimiento de *C. fluminea* fueron llevadas a cabo en América del Norte unos 30-40 años atrás (Heinsohn, 1958; Ingram, 1959; Sinclair e Isom, 1961, 1963; Keup *et al.*, 1963; Ingram *et al.*, 1964; Bickel, 1966; Britton y Murphy, 1977). Estas investigaciones, basadas en el análisis de la distribución de frecuencias de tallas en una sola muestra, o de las marcas de crecimiento en las valvas de los moluscos, arrojaron muchos resultados incongruentes. En el primer caso los errores surgen de interpretar que cada una de

las modas en las distribuciones de frecuencias de tallas representan una clase anual, cuando en realidad la mayoría de las poblaciones de América del Norte tienen dos eventos reproductivos al año, y por ende dos modas anuales (Aldridge, 1976; Aldridge y McMahon, 1978; Eng, 1979). El considerar a cada una de las dos cohortes del mismo año como cohortes anuales diferentes subestima la edad y el crecimiento de la especie (Britton *et al.*, 1979). Por otro lado, la interpretación de las bandas de crecimiento sobre el periostraco de las valvas (Sinclair e Isom, 1961, 1963; Keup *et al.*, 1963; Gunning y Suttkus, 1966; Sikel, 1973) llevó a conclusiones absurdas, como que la tasa de crecimiento se mantiene constante a través del tiempo o, peor aún, que se incrementa después del primer año de vida (Britton *et al.*, 1979). Estos contrasentidos seguramente responden a la variabilidad en las bandas de crecimiento en el periostraco de las valvas, motivo por el cual esta metodología no es adecuada para la determinación de la edad y el crecimiento de la especie (Heard, 1964; Aldridge, 1976; Dudgeon, 1980).

Trabajos más recientes, basados en estudios anuales o bianuales, coinciden en señalar que en América del Norte la almeja asiática presenta una longevidad de entre uno y tres años, y dos eventos reproductivos por año, uno durante la primavera y el otro entre fines del verano y principios del otoño. La tasa de crecimiento varía entre 0.13 y 6.5 mm mes⁻¹, y la talla máxima estimada alcanza los 46 mm (Coldiron, 1975; Eng, 1977, 1979; Morton, 1977; Aldridge y McMahon, 1978; Britton *et al.*, 1979; McMahon y Williams, 1986a; 1986b).

En la Argentina, a pesar de que la introducción de la almeja asiática data de al menos tres décadas (Ituarte, 1981), y de que actualmente se encuentra ampliamente distribuida en los ríos Uruguay, Paraná y Paraguay con densidades

que superan los 10,000 ind. m⁻² (Correa *et al.*, 1992; Boltovskoy *et al.*, 1995), la información relacionada con su estructura y su dinámica poblacional es muy limitada. El único estudio previo a las investigaciones realizadas para la presente tesis es el de Ituarte (1985), sobre una población del Río de la Plata. Si bien este trabajo aporta una primera aproximación al estudio de la población de gran utilidad, la descripción de los parámetros poblacionales no es completa, y la metodología empleada impide la comparación de los resultados con otras investigaciones (ver más adelante).

V.2. Materiales y métodos

Los muestreos cuantitativos de *C. fluminea* fueron llevados a cabo con una draga tipo Petersen a intervalos mensuales entre octubre de 1995 y octubre de 1996 en el Paraná de las Palmas, en la vecindad de su desembocadura en el Río de la Plata (sitio PP), y en el río San Antonio, en su confluencia con el canal Vinculación (sitio SA) (Fig. II.2). Las muestras de sedimento fueron filtradas a través de un tamiz de 100 μ m de malla, y las almejas retenidas (entre 104 y 260 por muestreo) fueron transportadas al laboratorio en recipientes plásticos con abundante agua de río dentro de las 6 hs de su colección.

En el laboratorio se midió la talla de cada individuo (desde el umbo hasta el margen ventral de la valva) con un calibre digital de 0.01 mm de precisión, o bajo microscopio provisto con ocular micrométrico (para individuos de tallas menores a 3 mm).

La estimación de los parámetros poblacionales y el análisis de las frecuencias mensuales de talla de los organismos fueron llevados a cabo mediante

el programa ELEFAN (Electronic Length Frequency Analysis; Gayanilo *et al.*, 1995). Esta técnica se basa en el análisis de progresiones modales a partir de las frecuencias tallas “reestructuradas” (FR) de los individuos (Sparre y Venema, 1991). Esta reestructuración consiste en dividir cada frecuencia (F) por el promedio móvil de los cinco intervalos de frecuencia más próximos (PM) menos uno [$FR = (F/PM) - 1$]. A continuación el programa explora cientos de curvas de crecimiento seleccionando aquella que contenga la mayor cantidad de valores máximos positivos de FR.

La ecuación de crecimiento utilizada para estimar los parámetros poblacionales es una versión estacionalizada de la fórmula de crecimiento de von Bertalanffy, la ecuación de crecimiento estacionalizada de von Bertalanffy (ECEVB) (Pauly, 1987):

$$L_t = L_{\infty} [1 - e^{-(K(t-t_0) - (C K / 2\pi) \text{sen}(2\pi(t-P)))}]$$

Donde L_t es el largo estimado de un organismo a la edad t . L_{∞} es la talla máxima o largo asintótico. K es la constante de crecimiento (“factor de estrés” en Pauly, 1981) que determina la rapidez con que un organismo alcanza la talla máxima. C es el factor que denota la amplitud de la oscilación estacional del crecimiento, que varía entre 0 y 1, cero indica que no existen diferencias de crecimiento entre invierno y verano, en cuyo caso la ECEVB no difiere de la ecuación estándar de crecimiento de von Bertalanffy, mientras que uno denota diferencias invierno-verano muy marcadas. En términos generales, para los organismos acuáticos el parámetro C está correlacionado con las diferencias entre las temperaturas medias mensuales del agua de invierno y de verano (Pauly,

1987). PI es el “punto de invierno”, que indica el momento del año (expresado como una fracción decimal) cuando el crecimiento alcanza su valor mínimo. t_0 es la edad teórica en la cual comienza el crecimiento de la almeja.

La longevidad de los organismos fue estimada sobre la base de la talla máxima observada derivada de la relación talla-edad obtenida a partir del análisis de progresiones modales, mientras que el crecimiento mensual de los moluscos fue estimado a partir de la ECEVB.

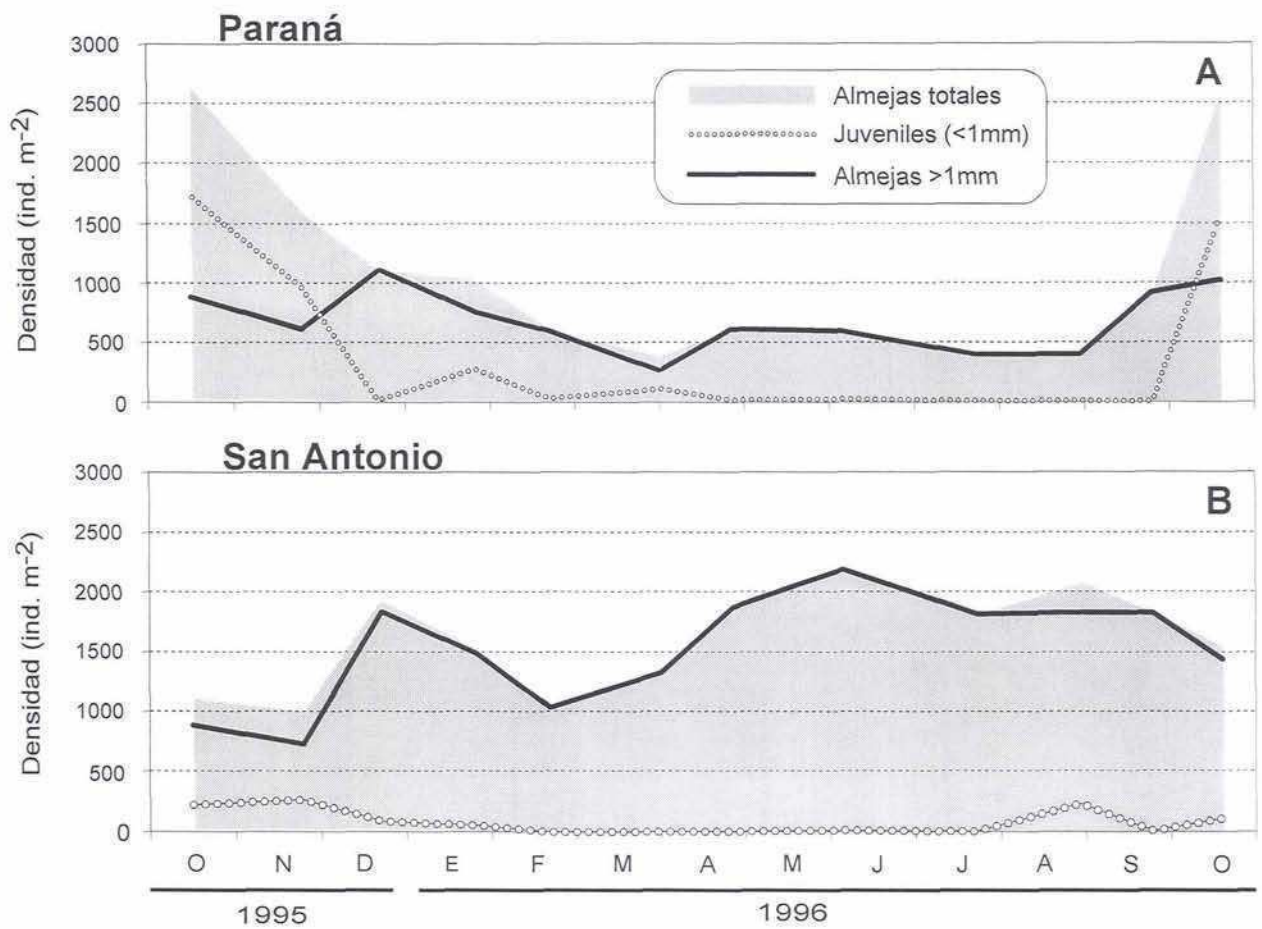
Los juveniles presentes en la columna de agua fueron colectados en ambos sitios (SA y PP) entre abril de 1995 y abril de 1996 mediante una red de plancton de 65 μm provista de flujómetro. Las muestras fueron obtenidas a 0.5 m de profundidad en lances de aproximadamente 30 minutos, y fijadas con una solución de formaldehído al 5%. Todos los juveniles presentes en estos materiales fueron contados y medidos (desde el umbo hasta el margen anterior) bajo microscopio binocular con ocular micrométrico.

V.3. Resultados y Discusión

V.3.1. Dinámica poblacional en el Paraná de las Palmas

Un total de 3459 almejas (excluyendo los juveniles presentes en la columna de agua) fueron colectadas y procesadas durante el período de estudio (octubre de 1995 a octubre de 1996). La densidad de animales en el sitio de muestreo presentó conspicuas variaciones estacionales, debidas principalmente a la oscilación en la abundancia de las almejas jóvenes (Fig. V.1A; Apéndice 4): las mayores densidades fueron registradas en octubre-noviembre (más de 2609 ± 648 ind. m^{-2}),

Figura V.1. Variación de la abundancia de las almejas en los sedimentos de las estaciones Paraná de las Palmas (A) y San Antonio (B) a lo largo del período de estudio.



y las menores entre febrero y agosto, con un mínimo de 379 ± 114 ind. m^{-2} durante el mes de marzo. El promedio anual fue de 1070 ± 797 ind. m^{-2} . Los especímenes mayores a 1 mm se encontraron presentes en los sedimentos a lo largo de todo el año oscilando entre aproximadamente 250 y 1000 ind. m^{-2} , pero los juveniles (<1 mm) estuvieron ausentes o fueron muy escasos entre los meses de febrero y septiembre, registrando los mayores valores de abundancia entre octubre y noviembre, con un máximo de 1722 ind. m^{-2} (Fig. V.1A; Apéndice 4).

La Fig. V.2A ilustra la distribución de las frecuencias de tallas de los individuos colectados a lo largo del período de muestreo y las curvas de crecimiento calculadas a partir del análisis de progresiones modales aplicando la ECEVB. La talla de las valvas medidas varió entre 0.2 y 33 mm (Fig. V.3). El 90% de todas las almejas de menos de 3 mm de largo fue colectado durante solamente dos meses: octubre y noviembre. Durante este período los jóvenes reclutas representaron más del 65% del total de animales capturados en cada muestreo. Estos resultados sugieren que la especie tiene un alto sincronismo reproductivo, una cohorte anual bien definida, y un período de reclutamiento poblacional centrado sobre los meses de octubre y noviembre.

La ECEVB derivada de estos datos es:

$$L_t = 32[1 - e^{(-0.65(t-t_0) - (0.7(0.65/2\pi)) \text{sen}(2\pi(t-0.5)))}]$$

La talla máxima de las almejas estimada por la ecuación de von Bertalanffy fue de 32 mm, valor que concuerda bien con los datos observados en el campo (33 mm). La constante de crecimiento (K) fue de 0.65. El valor estimado de C

Figura V.2. Distribución de frecuencias de tallas de almejas colectadas durante el período de muestreo en las estaciones Paraná (A) y San Antonio (B): las líneas denotan las curvas de crecimiento estimadas a partir del análisis de progresiones modales.

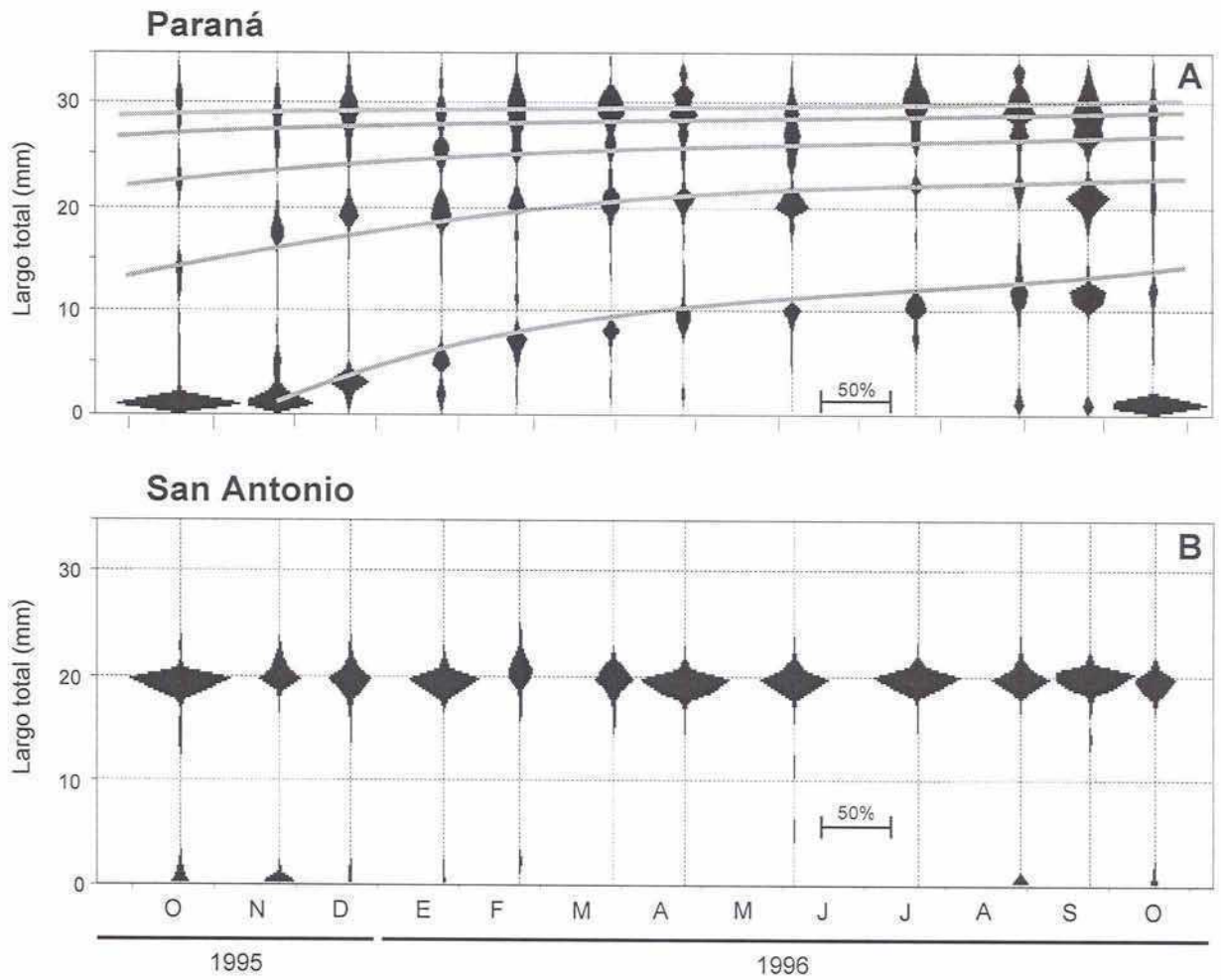


Figura V.3. Aspecto general de individuos de diferentes edades provenientes de la estación Paraná de las Palmas.



(amplitud) fue de 0.7, lo cual indica que existe una diferencia importante entre las tasas de crecimiento invernal y estival. Estos cambios estacionales en la velocidad de crecimiento pueden ser observados claramente en la Fig. V.4, donde la magnitud de la pendiente de la curva de crecimiento sufre una fuerte disminución a mediados de cada año (es decir, en el invierno), especialmente durante los dos primeros años de vida cuando el crecimiento es más rápido. El punto de invierno (PI) fue de 0.5, que indica que las menores tasas de crecimiento ocurren entre junio y julio, con un marcado incremento hacia la primavera y el verano. El rango de tallas estimadas para los individuos en el primer año de vida fue de 15.3-22.4 mm, para el segundo año 23.5-27 mm, y para el tercer año 27.5-29.3 mm.

La tasa de crecimiento mensual estimada varió con la edad de los individuos y con la época del año (Fig. V.5). El valor teórico más alto fue de 2.9 mm mes⁻¹, correspondiente a almejas jóvenes en el mes de noviembre. Durante este mismo mes los organismos de un año de vida crecieron 1.5 mm mes⁻¹, los de dos años 0.7 mm mes⁻¹, y los especímenes de tres años sólo 0.4 mm mes⁻¹.

La tasa de crecimiento estuvo íntimamente ligada con la temperatura del agua y con la edad de los animales. Durante la fase de enfriamiento (desde aproximadamente 20 °C, en noviembre, a unos 11°C, en mayo; ver Fig. II.3A) el crecimiento de *Corbicula* de un año decreció alrededor de siete veces (de 2.9 mm por mes, en diciembre, a 0.4 mm por mes, en junio), mientras que las almejas de tres años crecieron sólo cuatro veces más lentamente en junio (0.1 mm por mes) que en diciembre (0.4 mm mes) (Fig. II.3A y V.4).

Figura V.4. Curva de crecimiento de *Corbicula fluminea* estimada a partir de la ecuación de crecimiento estacionalizada de von Bertalanffy.

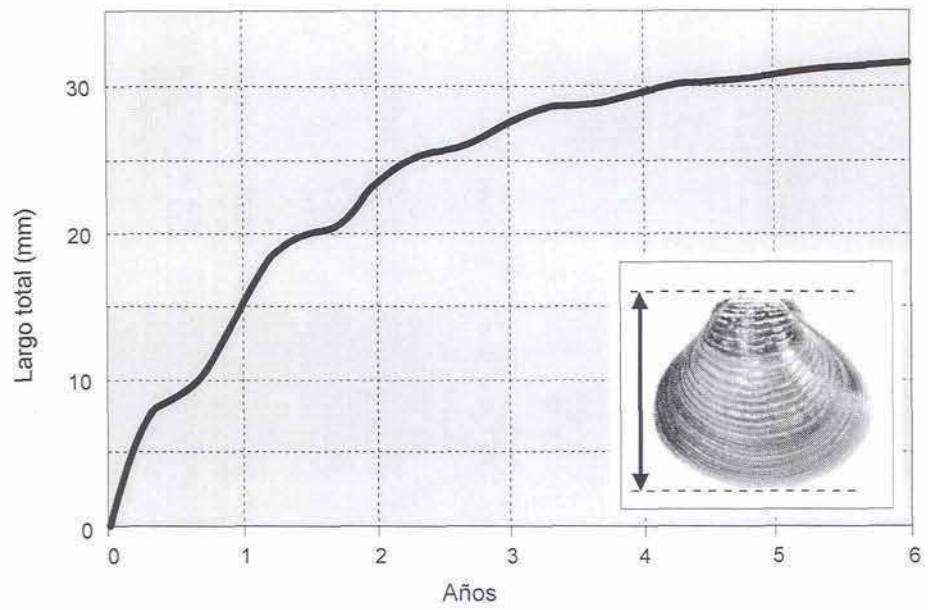
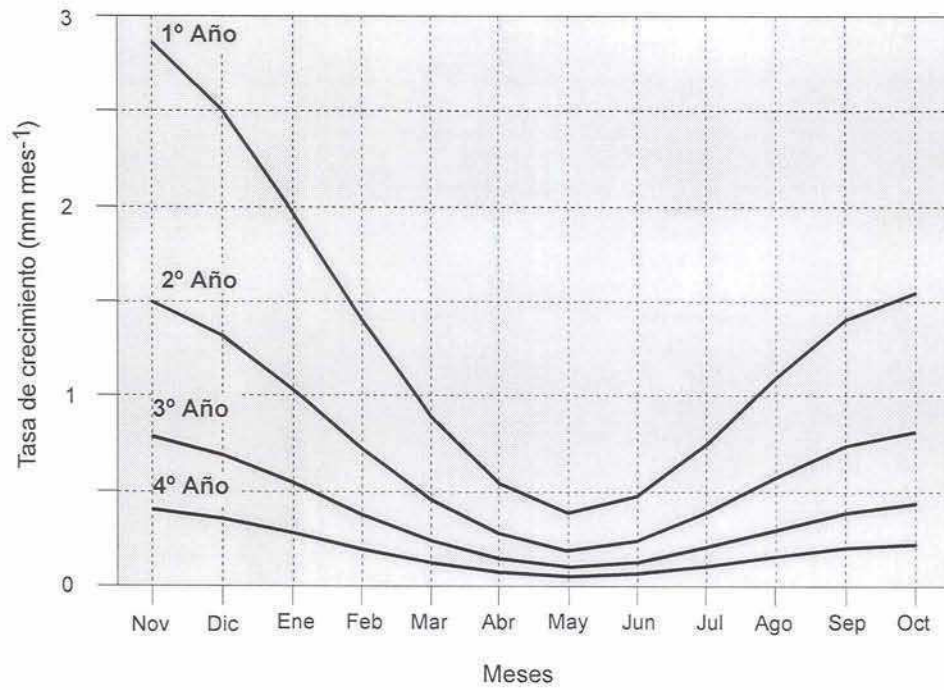


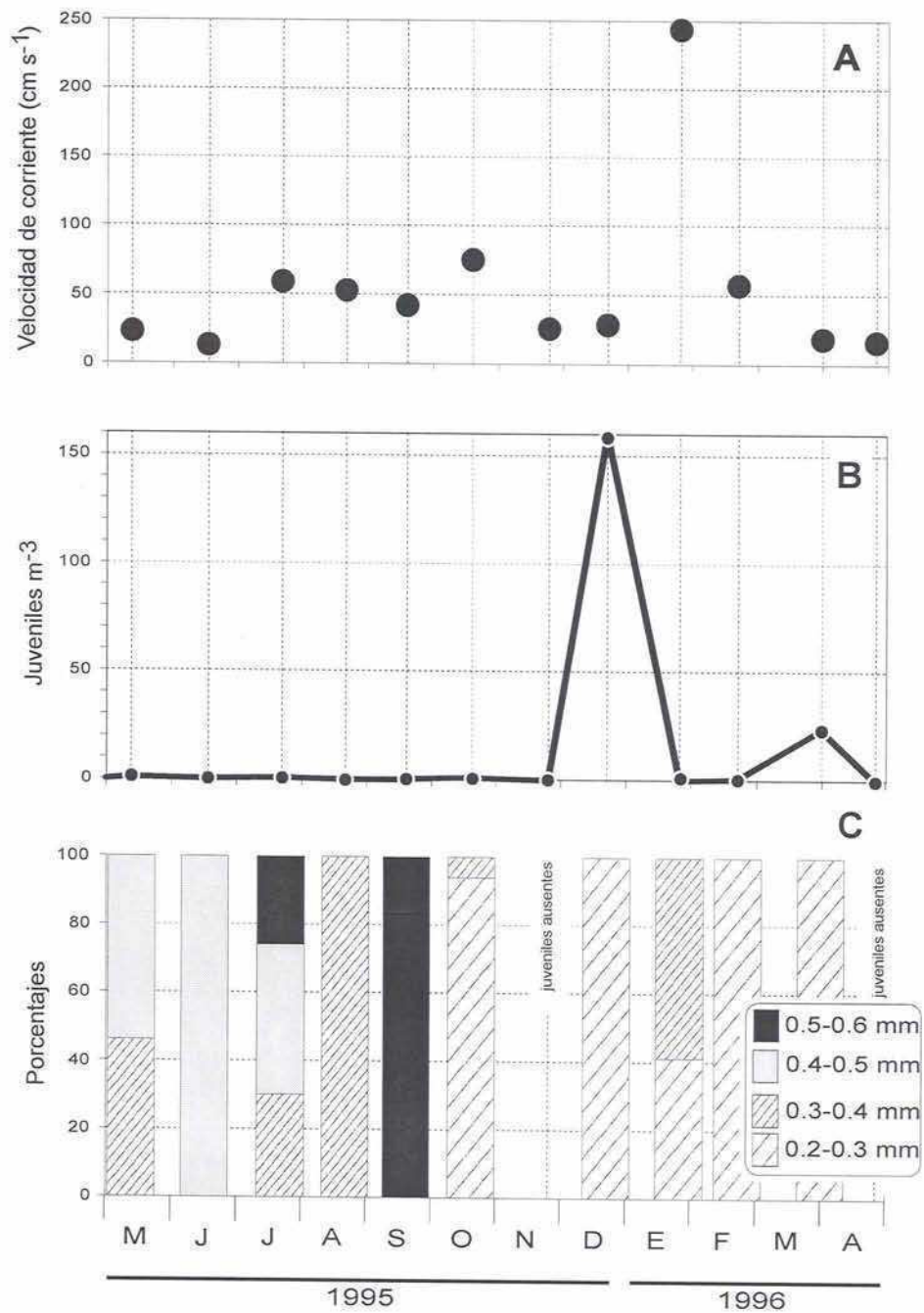
Figura V.5. Tasas de crecimiento de *Corbicula fluminea* durante el 1º, 2º, 3º y 4º años de vida, estimadas a partir de la ecuación de crecimiento estacionalizada de von Bertalanffy.



La deriva de los juveniles de *Cobricula fluminea* en el río Paraná fue monitoreada entre octubre de 1995 y mayo de 1996. Durante este período se observó un pico máximo de 160 ind. m⁻³ en diciembre de 1995, y otro de menor intensidad a fines de marzo de ese mismo año (24 ind. m⁻³, Fig. V.6 B; Apéndice 6). Si bien las tallas de los juveniles que derivan en la columna de agua variaron entre 0.2 y 0.6 mm, todos los colectados durante ambos picos estuvieron comprendidos entre 0.2 y 0.3 mm (Fig. V.6 C; Apéndice 6).

Los resultados del análisis de frecuencias de tallas a partir de los datos de campo fueron coherentes e indican claramente que los animales que habitan el Paraná de las Palmas presentan una estructura poblacional estable con un período reproductivo bien definido. Por otro lado, el análisis de los datos de abundancia de juveniles que derivan en la columna de agua es más complejo. En efecto, dados los resultados del análisis de las estructuras de tallas, el mayor número de especímenes derivantes en el plancton era de esperar antes que se registre la colonización masiva del sedimento por parte de juveniles (en octubre-noviembre, Fig. V.2A), y no después de ésta, como indican los datos obtenidos (comparar Fig. V.2A y V.6B). El hecho de que los resultados observados no se ajusten fielmente al comportamiento esperado puede estar relacionado con la circunstancia de que las variaciones temporales en la abundancia de juveniles planctónicos son obviamente mucho más pronunciadas que las que sufren las poblaciones del bentos. En efecto, el momento preciso de la liberación de los juveniles incubados en las cámaras branquiales de los adultos puede ser determinado por condiciones ambientales efímeras y localizadas, tales como la velocidad de la corriente, la turbidez del agua, etc. (Payne *et al.*, 1989), situación que genera pulsos intermitentes y probablemente no sincrónicos a lo largo del área ocupada por la población. Este

Figura V.6. Velocidad de la corriente en los momentos de los muestreos (A), abundancia de juveniles de *Corbicula fluminea* en la columna de agua (B), y proporción de las cuatro clases de tallas definidas en el recuadro (C) en la estación de muestreo del Paraná de las Palmas durante el período del estudio.



comportamiento puede enmascarar la tendencia temporal de largo plazo cuando se analiza mediante muestreos mensuales puntuales, muy acotados tanto en el tiempo como en el espacio. En consecuencia, es probable que los muestreos de plancton de octubre y noviembre de 1995 hayan sido realizados en momentos y lugares que, azarosamente, tenían densidades anormalmente bajas de animales en suspensión.

En vista de estas limitaciones, y teniendo en cuenta que la presencia masiva de juveniles en los sedimentos se registra a pocas semana del pico de juveniles en la columna de agua, consideramos que en líneas generales los resultados de los muestreos de plancton ilustrados en la Fig. V.6. confirman la suposición de que el período de reclutamiento poblacional está centrado entre los meses de octubre y noviembre.

Williams y McMahon (1986) encontraron que la presencia masiva de juveniles tardíos en la columna de agua puede ser debida a la resuspensión de individuos bentónicos por turbulencia más que a un fenómeno reproductivo reciente. En el material analizado, la talla de todos los individuos planctónicos colectados durante los dos picos de abundancia fue menor a 0.3 mm (Fig. V.6C); estos valores concuerdan con los tamaños de los estadíos de desarrollo más tempranos liberados por los adultos (McMahon, 1983), circunstancia que respalda la suposición que efectivamente se trata de animales recién liberados y no de organismos nacidos tiempo atrás y resuspendidos por efecto de las corrientes. Además, la asociación entre la velocidad de la corriente y la abundancia de juveniles fue nula (Fig. V.6A y B): las muestras colectadas durante períodos de velocidad de corriente relativamente alta contenían muy pocos especímenes

mayores a 0.4 mm (Fig. V.6C). Estas evidencias refuerzan la suposición de que la presencia masiva de juveniles planctónicos está efectivamente asociada a un evento reproductivo y no a fenómenos de resuspensión.

Debido a que *Corbicula fluminea* es una especie peste ampliamente distribuida que ha causado severos daños ecológicos y económicos (Kraemer, 1979; Morton, 1979; McMahon, 1983; Doherty *et al.*, 1986), ha sido objeto de numerosos estudios, incluyendo varios análisis poblacionales, principalmente en los Estados Unidos. La Tabla V.1, que resume una selección de estas investigaciones, muestra que existe amplia variación en los parámetros poblacionales estimados. El número de eventos reproductivos anuales reportados varía entre uno y dos, K entre 0.07 y 0.65, la longevidad entre 2 y 4 años, el crecimiento al cabo del primer año de vida entre 9 y 29 mm, etc. Aun cuando algunos de esos resultados puedan estar sesgados debido a muestreos inadecuados o interpretaciones defectuosas (ver más abajo), es obvio que las estrategias reproductivas de esta especie son muy variables. Algunas de las diferencias reportadas (Tabla V.1) pueden ser debidas a disimilitudes genéticas, pero también es muy probable que los factores ambientales desempeñen un rol preponderante.

La Fig. V.7 muestra que las tallas de las valvas al cabo del primer año de vida están ligadas a las temperaturas anuales medias y máximas de los sitios correspondientes. Si bien la dispersión entre estas observaciones es muy grande, en líneas generales las tallas aumentan hasta una media anual de 18-22°C, y tienden a disminuir a temperaturas más altas. Esta conclusión concuerda con varias investigaciones previas que sugieren que la temperatura es el factor que más afecta a la tasa de crecimiento de *Corbicula fluminea* y, en consecuencia a la talla

Tabla V.1. Parámetros poblacionales de *Corbicula fluminea* reportados por diversos autores.

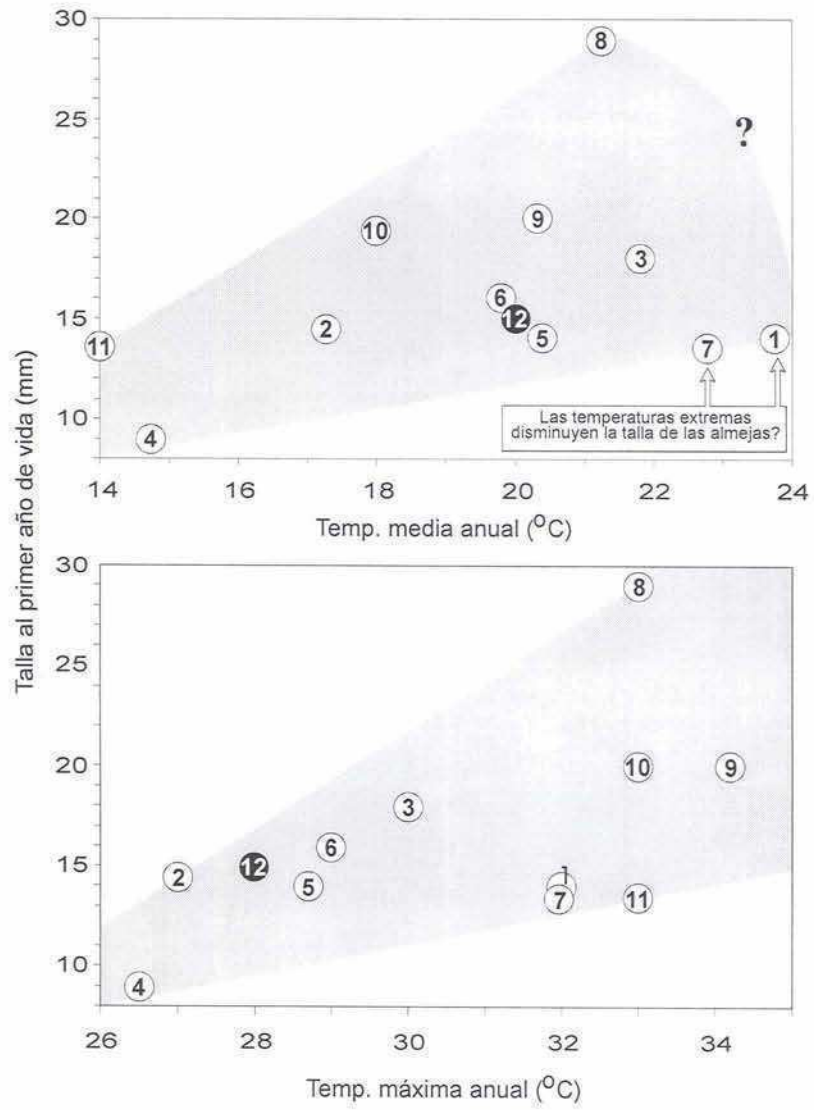
Referencia	Números en Fig. V.7	Temperatura media anual (°C)	Rango de temp. (°C)	Nº de eventos reproductivos por año	K	L _∞ (mm)	Longevidad (años)	Talla (mm)		
								1º año	2º año	3º año
Morton (1977)	1	23.75	15-32	2	0.34	35	3-4	14	21	24
Eng (1979)	2	17.25	6-27	2	0.386	37.75	4	10-19	22-25	28.6
Dreier y Tranquilli (1981)*	3	21.8	8-30 (10-40)	2 (2)		36 (40)	4 (4)	18 (21)	28 (31)	32 (36)
Hornbach (1992)	4	14.725	0-26.5	1		37.7	2	9		
Sickel (1979)	5	20.4	12-28.7	2		30	2	14	22	
Ituarte (1985)**	6	19.79	11-29	1	0.13 (0.07)	31.6	4	15-17	24-25	30
Britton y Morton (1986)	7	22.79	10-32	2		33	3	11-16	18-27	28-32
Aldridge y McMahon (1978)	8	21.25	11-33	2		45	2	29		
McMahon y Williams (1986b)	9	20.33	2.6-34.2	2		45	3-4	20		
Williams y McMahon (1986)	10	18	6.7-33	2		46	3	19-21	35.7	46
Rodgers <i>et al.</i> (1979)	11	14	0-33			>28	2+	13.5		
Este estudio	12	20	11-28	1	0.65	32	4	15	24	28
Bickel (1966)				1		22		10-12		
Sinclair e Isom (1961)						30		10		

K: constante de crecimiento; L_∞: talla máxima o largo asintótico.

* Los valores entre paréntesis se encuentran influenciados por contaminación térmica.

** Los valores de K sin paréntesis se refieren a datos de primavera-verano, con paréntesis a otoño-invierno.

Figura V.7. Tallas de *Corbicula fluminea* al cabo del primer año de vida en función de la temperatura media y máxima anual, en base a diversos estudios (ver referencias numeradas en la Tabla V.1).



alcanzada al cabo del primer año de vida (Mattice, 1979; Buttner y Heidinger, 1980; Dreier y Tranquilli, 1981; Mattice y Wright, 1986; McMahon y Williams, 1986b).

A diferencia de nuestro análisis, la mayor parte de los estudios (Tabla V.1) no toman en cuenta las variaciones estacionales de temperatura y las diferencias en tasa de crecimiento concomitantes. Debido a limitaciones en los procedimientos analíticos aplicados, la mayor parte de estos modelos están basados en relaciones lineales (Eng, 1977; Morton, 1977; Ituarte, 1985; Hornbach, 1992) o exponenciales (Britton, *et al.*, 1979) entre la talla y la edad de los organismos. El ploteo de Ford-Walford (Walford, 1946) fue un método frecuentemente escogido para estas estimaciones, produciendo resultados biológicamente incongruentes. Por ejemplo, Eng (1977), para una población del canal Delta-Mendota (California), calculó un K de 0.386 y una talla máxima de 37.5 mm; mientras que Morton (1977), para animales de Hong Kong, estimó un K de 0.340 y una talla máxima de 35 mm. A estos valores de K tan bajos, según la ecuación de von Bertalanffy, la talla máxima indicada en estos estudios sería alcanzada recién después de aproximadamente 10 años de vida, mientras que en estos mismos trabajos se informa una longevidad de 3-4 años!

Otro de los enfoques metodológicos empleados fue la estimación de curvas de crecimiento independientes para el verano y el invierno (*e.g.*, Ituarte, 1985), si bien este tipo de análisis refleja la fuerte influencia de la temperatura del agua sobre el crecimiento de esta especie, dificulta la estimación de los parámetros poblacionales en su conjunto.

En el presente estudio, la mayor tasa de crecimiento en el Paraná de las Palmas fue de alrededor de 2.9 mm mes^{-1} (juveniles durante el primer mes de vida). Este valor concuerda con datos de campo previos, y también con estimaciones de la tasa de crecimiento en cautiverio (entre 2 y 6.5 mm mes^{-1} para almejas de 10 mm : O'Kane, 1976; Mattice, 1979; Dreier y Tranquilli, 1981; McMahon, 1983; ver datos de crecimiento en cautiverio en el Capítulo VI).

Los resultados reportados en la literatura sugieren que, además de la tasa de crecimiento, también varía el número de eventos reproductivos anuales de la especie. La mayoría de los estudios concluyen que *Corbicula fluminea* se reproduce dos veces al año: en primavera y en otoño, con una fuerte reducción o una total interrupción de liberación de juveniles durante el verano y el invierno (Morton, 1977; Aldridge y McMahon, 1978; Eng, 1979; Sickel, 1979; Dreier y Tranquilli, 1981; McMahon, 1983; Britton y Morton, 1986). Sin embargo, en algunos casos sólo fue detectado un único evento reproductivo anual (Tabla V.1), y en al menos un estudio fueron identificados tres períodos (Doherty *et al.*, 1987). Además, en ese mismo sitio también se reportaron diferencias en el número de eventos reproductivos anuales (McMahon y Willams, 1986a). Varios estudios sugieren que la temperatura del agua juega un rol clave en el número de eventos reproductivos anuales en esta especie (McMahon y Willams 1986a; Hornbach, 1992). La liberación de juveniles al medio ambiente ocurre a $19\text{-}26^{\circ}\text{C}$, y cesa completamente por encima de los 30°C (Aldridge, 1976; Aldridge y McMahon, 1978). Sin embargo, la información resumida en la Tabla V.1 muestra que en regímenes térmicos similares se detectaron uno o dos eventos reproductivos, lo que sugiere que la temperatura del agua puede no ser el único factor determinante. En el presente estudio, por ejemplo, el pico de reclutamiento ocurre en primavera,

entre aproximadamente 16 y 24°C; sin embargo, durante el otoño, cuando también prevalecieron temperaturas del agua similares a las registradas en primavera, no existió reclutamiento masivo de juveniles.

Algunos estudios consideran que el reclutamiento poblacional también está relacionado con la disponibilidad de alimento en el medio ambiente, representado principalmente por los picos de abundancia del fitoplancton (Kalff y Knoechel, 1978; Williams y McMahon, 1986). Esta relación podría ser la consecuencia del alto requerimiento energético de las almejas grávidas (Doherty *et al.*, 1987), como así también de la necesidad de asegurar una adecuada alimentación para los juveniles recién nacidos. En las áreas investigadas la abundancia del fitoplancton a lo largo del año es relativamente baja, y rara vez excede las 1000-1500 células por mililitro (Bonetto *et al.*, 1983, 1994; O' Farrell, 1994; Boltovskoy *et al.*, 1995; O' Farrell *et al.*, 1996; de Cabo *et al.*, 1998). De acuerdo a de Cabo *et al.* (1998), en el delta inferior del río Paraná la abundancia de plancton presenta un único pico durante el mes de diciembre (hasta 1720 células fitoplanctónicas ml⁻¹, y hasta 70 individuos de zooplancton ml⁻¹). También nuestros datos muestran que existe un único pico de carbono orgánico particulado alrededor del mes de diciembre de 1996 (ver Capítulo II). Estas evidencias sugieren que la escasez de alimento durante fines del verano y el otoño podría ser responsable de la ausencia de una segunda cohorte anual. Sin embargo, esta interpretación es aún muy especulativa, ya que la disponibilidad de alimento planctónico para *Corbicula fluminea* parece ser un factor limitante de importancia aún a las concentraciones máximas registradas en el área. En efecto, Boltovskoy *et al.* (1995) concluyeron que los niveles de la abundancia de fitoplancton monitoreados entre 1992-1993 sólo cubren entre el 2 y el 51% (promedio: 15%) de la materia orgánica requerida sólo

para el proceso de respiración de *Corbicula*. Foe y Knight (1985) reportaron que 1.4 mg C l⁻¹ es el umbral requerido para el crecimiento de las almejas; cantidad superior a la mayoría de los valores detectados en el presente estudio entre 1995 y 1996 (ver Capítulo II; Fig. II.4). Boltovskoy *et al.* (1995) hipotetizaron, además, que *Corbicula* no puede cubrir sus necesidades energéticas por medio de filtración branquial exclusivamente, y que por ende debe recurrir a la ingestión de materia orgánica depositada en el sedimento. Este tipo de alimentación también fue sugerido por otros autores (Aldridge y McMahon, 1978; Way *et al.*, 1990; Reid *et al.*, 1992)

En el presente estudio la longevidad de los organismos ha sido estimada en por lo menos 4 años. Este resultado concuerda con la mayoría de los datos previos, aunque también se han reportado valores de solamente 1 ó 2 años (ver Tabla V.1). Sin embargo, las estimaciones de longevidad derivadas del análisis de frecuencias de tallas son de valor limitado debido a que las modas comienzan a superponerse a partir del tercer año de vida (Fig. V.2A). Para este propósito, el análisis de crecimiento basado en las marcas de crecimiento en las valvas de los moluscos puede arrojar resultados más realistas (Clark, 1980), aunque en el caso particular de *Corbicula fluminea* la interpretación de las marcas de crecimiento está sujeta a controversias (Fritz y Lutz, 1986).

V.3 2. Dinámica poblacional en el río San Antonio

La densidad de almejas en el estación San Antonio fue relativamente alta (promedio: 1604±409 ind. m⁻²), con variaciones moderadas a lo largo del período de estudio (Fig. V.1B; Apéndice 5). La densidad más alta fue registrada en junio de

1996 (2207 ind. m⁻²), mientras que el valor mínimo (1003 ind. m⁻²) correspondió a noviembre de 1995. A lo largo del período de muestreo más del 90% de los individuos obtenidos fueron organismos adultos (>1 mm); los juveniles (<1 mm) estuvieron prácticamente ausentes entre enero y julio y representaron, en promedio, solo el 6% del total de almejas capturadas. La mayor densidad de juveniles (267 ind. m⁻²) fue registrada durante noviembre de 1995 (Fig. V.1B).

La Fig. V.2B ilustra la distribución de las frecuencias de tallas de las almejas capturadas en SA. Alrededor del 90% de los animales variaron entre 16 y 23 mm, y los ejemplares más grandes no excedieron los 25 mm de largo (Fig. V.8). Las almejas inferiores a 3 mm fueron colectadas principalmente entre octubre y noviembre de 1995, reapareciendo, en menor proporción, en agosto y octubre de 1996. Prácticamente nunca se obtuvieron individuos de entre 3 y 15 mm.

Esta estructura de tamaños no permite distinguir cohortes anuales, ni estimar los parámetros de crecimiento poblacional en este sitio. Si bien la presencia de juveniles en los sedimentos coincide con la época reproductiva de esta especie observada en la estación Paraná de las Palmas (octubre-noviembre), los muy escasos especímenes jóvenes no permanecen en los sedimentos más allá de este período. Por otro lado, la masiva presencia de adultos de entre 16 y 23 mm no experimentó variaciones significativas durante el lapso del estudio.

Resultados similares fueron obtenidos durante 22 meses de muestreo (noviembre de 1991 a junio de 1993) en este mismo sitio por Boltovskoy *et al.* (1997). De los 4716 especímenes colectados para este trabajo, más del 90% de los

Figura V.8. Aspecto general de la población de tallas homogéneas proveniente de la estación San Antonio.



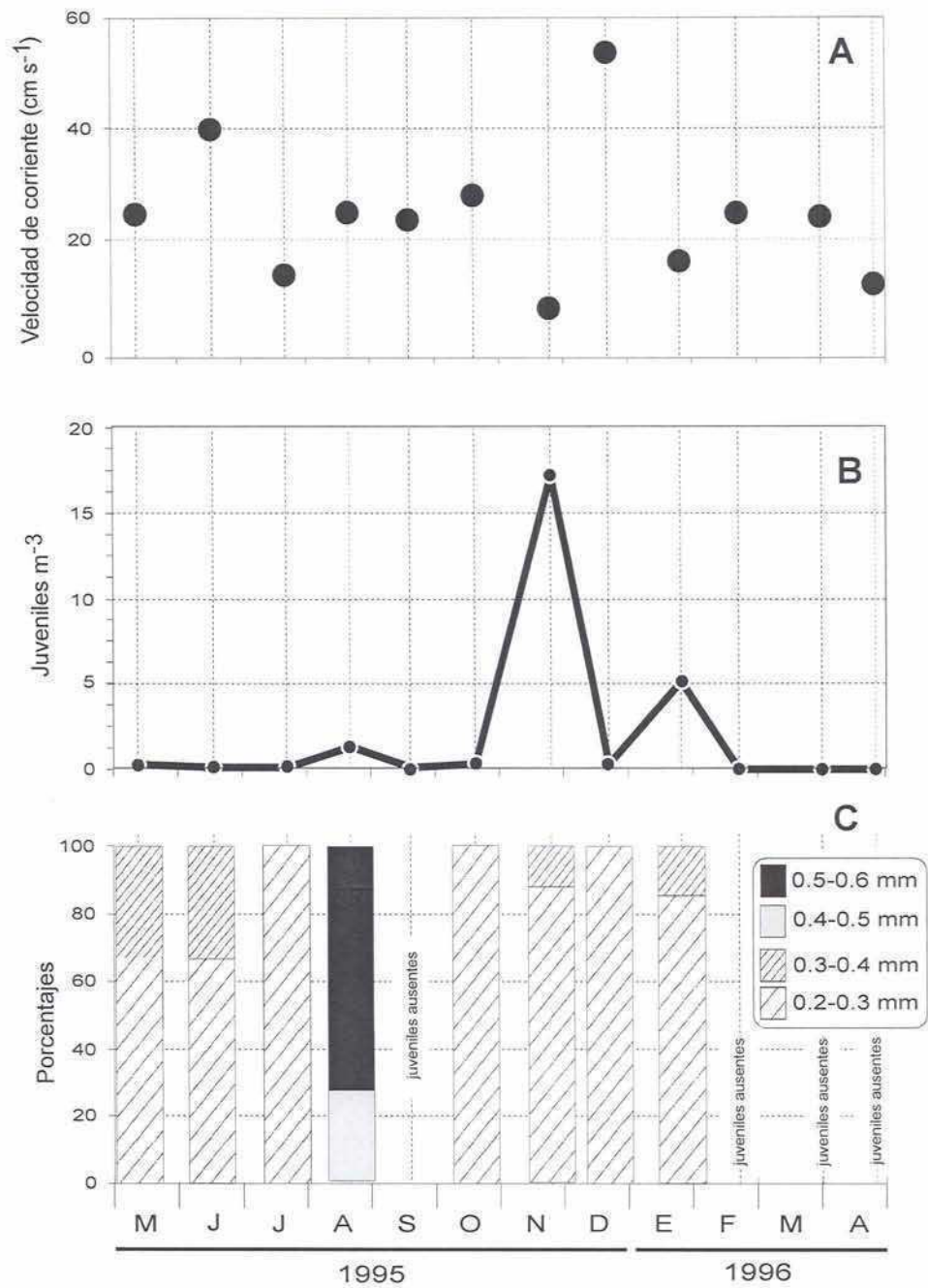
animales tenían entre 16 y 22.5 mm, y en ningún momento se observaron almejas de menos de 5 mm en los sedimentos.

En las muestras de plancton colectadas entre mayo de 1995 y abril de 1996 en SA, la abundancia de juveniles de *Corbicula fluminea* en la columna de agua fue siempre muy baja (Fig. V.9B; Apéndice 6). El pico máximo observado en noviembre de 1995 no llegó a los 20 ind. m⁻³. El tamaño dominante de estos juveniles planctónicos fue de menos de 0.4 mm (Fig. V.9C). El hecho de que tanto el máximo de abundancia de juveniles derivantes (Fig. V.9B) como el de juveniles (< 3 mm) en los sedimentos (Fig. V.2B) se den en octubre-noviembre confirma la conclusión de que el período reproductivo de esta especie en el delta del río Paraná es la primavera.

Como se describiera anteriormente, los organismos colectados en el Paraná de las Palmas presentaron una estructura poblacional dinámica con cohortes anuales claramente definidas y una alta abundancia de reclutas jóvenes durante el único período reproductivo centrado sobre los meses de octubre y noviembre. En contraste, los datos de la estación San Antonio no mostraron cohortes discernibles a lo largo del período del estudio. Las tallas de casi todos los organismos colectados variaron entre 16 y 22 mm, y los reclutas jóvenes estuvieron virtualmente ausentes durante todo el ciclo anual; las muy bajas densidades detectadas en los meses de octubre y noviembre son claramente insuficientes para mantener la elevada densidad de adultos en el área.

Observaciones de las cámaras branquiales de los adultos llevadas a cabo en laboratorio (ver Capítulo IV), mostraron que existe incubación branquial de los

Figura V.9. Velocidad de la corriente en los momentos de los muestreos (A), abundancia de juveniles de *Corbicula fluminea* en la columna de agua (B), y proporción de las cuatro clases de tallas definidas en el recuadro (C) en la estación de muestreo del San Antonio durante el período del estudio.



juveniles durante los meses de noviembre y diciembre de 1995 en ambas estaciones. En estudios anteriores en SA, Boltovskoy *et al.* (1997) también reportaron la presencia masiva de almejas grávidas entre los meses de noviembre y diciembre. Esto indica que las almejas de SA no dejan de desarrollar actividad reproductiva; en consecuencia, la ausencia de juveniles en los sedimentos de este lugar no se debería a la ausencia de reclutamiento local, sino que estaría relacionada con la supervivencia de los juveniles en los sedimentos. Los ensayos de toxicidad en el laboratorio (Fig. IV.2; Capítulo IV) indican claramente que los sedimentos de la estación SA son significativamente más tóxicos para los juveniles de charnela recta que los del sitio PP, confirmando de esta manera que la ausencia de reclutas en el sedimento de SA se podría deber a sus altas tasas de mortalidad prematura.

La hipótesis de que la ausencia de reclutamiento local en SA se deba a los efectos de la polución genera algunos interrogantes y reflexiones de interés. Por ejemplo, el hecho de que los juveniles se encuentren presentes en las branquias de las almejas colectadas en SA, pero casi no aparezcan en los sedimentos podría indicar que existen diferencias en la biodisponibilidad de contaminantes entre las crías y los individuos de vida libre. En las cámaras branquiales de los adultos grávidos las jóvenes almejas se encuentran rodeadas por un mucílago secretado por el epitelio branquial (Morton, 1977). La aislación del medio externo que esta barrera provee es probablemente muy eficiente, ya que las trocóforas y pedivelígeras liberadas accidentalmente parecen incapaces de controlar su osmoregulación (Kraemer y Galloway, 1986). Por lo tanto, la protección de las larvas incubadas que evita su contacto con los contaminantes, y su falta de incorporación de sustancia tóxicas con el alimento (ya que estos estadíos no se

alimentan, King *et al.*, 1986; Kraemer y Galloway, 1986), podrían explicar su presencia en las cámaras branquiales de las almejas grávidas, y su rápida muerte una vez liberadas al medio.

Otro de los interrogantes planteados por nuestros resultados es cómo se mantiene la población de almejas en SA. Por un lado, los organismos que habitan esta área (y probablemente muchas otras con condiciones ambientales similares) nacieron y crecieron en aguas con menores niveles de polución, y eventualmente fueron dispersados por la corriente hacia zonas más contaminadas. Un mecanismo que permite explicar la dispersión de la almeja asiática fue propuesto por Prezant y Chalermwat (1984): estimuladas aparentemente por la velocidad de la corriente, las almejas pequeñas (7-14 mm) distienden el pie y el sifón exhalante y comienzan a secretar largos filamentos de sustancia mucosa. Los filamentos mucosos, que permanecen unidos al animal, son arrastrados por la corriente de agua y actúan de vela, permitiendo que el animal se desprege de la superficie y derive aguas abajo. La resedimentación de estos organismos podría ser regulada presumiblemente por cambios en la velocidad de la corriente; de esta manera, las áreas que por sus características físicas son capaces de producir una reducción en la velocidad de la corriente del agua podrían actuar como trampas naturales para las almejas derivantes. El gran banco de arena donde se encuentra ubicada la estación SA (Fig. II.2), y las significativamente menores velocidades de corriente detectadas en esta estación respecto al sitio PP (SA: 24.5 ± 12.5 cm seg^{-1} ; PP: 54.82 ± 62.1 cm seg^{-1} ; Fig. V.6A y V.9A) sugieren que este sitio actuaría como una trampa natural de los organismos producidos aguas arriba. La subsistencia de comunidades de bivalvos bentónicos en ambientes con altos niveles de contaminación (tóxicos para los procesos vitales más sensibles, incluida la reproducción) a expensas de una

fuente poblacional localizada en zonas menos perturbadas es conocida en varios ambientes marinos y estuariales (Bryan y Gibbs, 1983; Langston, 1990). Estas observaciones brindan soporte a la hipótesis de que la población de almejas que habita el sitio SA no es mantenida a través de reclutamiento local.

La inmigración de almejas que derivan en la columna de agua puede verse reflejada en la estructura de tallas de las poblaciones apartándose significativamente de la estructura "normal", debida sólo al crecimiento y a la reproducción local de los organismos (Prezant y Chalermwat, 1984). De este modo, la ausencia total de cohortes anuales en SA representaría un caso extremo en el cual prácticamente todos los organismos que habitan este sitio fueron transportados desde otras zonas. El hecho de que las clases de tamaño dominantes varíen entre los 17 y 21 mm, y que los especímenes de menos de 17 mm representen en promedio menos del 10% del total registrado en las muestras, es probablemente un indicador de la baja tolerancia de las almejas más pequeñas a las condiciones ambientales adversas, más que una evidencia de que las almejas de entre 17 y 21 mm de talla son más propensas a derivar en la columna de agua que los especímenes más pequeños. El mecanismo de deriva descrito puede ocurrir en un rango de tallas amplio (Prezant y Chalermwat, 1984; Williams y McMahon, 1986, 1989), pero sólo los especímenes de 17 mm o más podrían sobrevivir en los sedimentos del sitio SA, mientras que las almejas más pequeñas perecerían rápidamente al ser depositadas en este lugar. La ausencia de valvas vacías de estos pequeños organismos se debe, probablemente, a la baja preservación de las mismas en los sedimentos.

Este mecanismo de deriva también podría explicar la ausencia de ciclicidad anual en las fluctuaciones de la abundancia de *C. fluminea* en SA, ya que el ingreso de organismos a esta población dependería de episodios de corrientes fuertes asociados a las condiciones del viento y la marea, y no del ciclo reproductivo.

Estas interpretaciones, sin embargo, no agotan los interrogantes planteados por la información presentada. En particular, subsisten aparentes incongruencias que no pueden ser explicadas con los datos disponibles. Por ejemplo, las altas densidades de organismos detectadas en SA asociadas a condiciones adversas del medio ambiente son uno de los resultados contradictorios de este trabajo. En efecto, aunque en el sitio SA la población está compuesta principalmente por almejas "enanitas" que no superan los 25 mm y prácticamente no se observa reclutamiento local de individuos, la densidad de almejas (1604 ± 409 ind. m^{-2}) es sensiblemente superior a la observada en el Paraná de las Palmas (1070 ± 797 ind. m^{-2}). Si bien los cambios en la densidad de la población no dependen exclusivamente de los niveles de polución, el hecho de que las condiciones adversas en SA no afecten la densidad de almejas es llamativo, sobre todo teniendo en cuenta que varios estudios demostraron que numerosas sustancias químicas tienen efectos adversos sobre las densidades naturales de *Corbicula fluminea* (Belanger, 1991). La única explicación razonable de esta situación es que la concentración de almejas en el río San Antonio es el resultado de un fenómeno mecánico, debido principalmente a la reducción local de la velocidad de la corriente, favoreciendo la sedimentación de las almejas derivantes. Esta interpretación concuerda con la dinámica de la corriente que en este área genera un extenso y permanente banco de arena que ocupa aproximadamente la mitad

de la sección transversal del río Vinculación y un gran trecho de la margen derecha del río San Antonio (Fig. II.2). La profundidad en el sitio SA muestreado (alrededor de 1 m) es considerablemente menor que la del centro y la del margen opuesto del río San Antonio (normalmente entre 4 y 7 m); el flujo de agua en esta zona es inhibido, además, por la densa vegetación de macrófitas emergentes (*Scirpus californicus*) presente durante todo el año. La conclusión de que las altas densidades en este sitio son el resultado de un mecanismo hidrológico particular son respaldadas por el hecho de que las altas densidades encontradas en SA no son muy comunes y la distribución de la densidad de organismos en el delta del río Paraná es muy heterogénea (Fig. V.11).

Hay que destacar, sin embargo, que bajas velocidades de corriente y poblaciones densas de macrófitas no están restringidas al área en discusión (sitio SA). En efecto, en muchas intersecciones de ríos, así como en zonas donde los ríos cambian su dirección abruptamente, uno de los márgenes se caracteriza por la acumulación de sedimentos y frecuentemente por una densa cobertura de macrófitas, mientras que la otra costa es más escarpada y profunda. Varias de las 19 estaciones analizadas entre agosto y octubre de 1991 (Fig. V.10) son áreas poco profundas y cubiertas de vegetación, similares al sitio SA; sin embargo, las mayores densidades de especímenes no están asociadas con sitios poco profundos (Correa *et al.*, 1992). Además, ni en el sitio SA en los períodos 1991-1993 y 1995-1996, ni en las 19 muestras colectas en 1991 en distintas localidades del delta, la densidad de *C. fluminea* estuvo significativamente correlacionada con alguno de los parámetros físicos o químicos medidos (porcentaje de arena, limo y arcilla, porcentaje de materia orgánica en los sedimentos, profundidad y ancho del curso de agua, temperatura del agua, transparencia, oxígeno disuelto, pH, y

concentración de algas en el agua; Correa *et al.*, 1992; Boltovskoy *et al.*, 1995, 1997). Aunque la cobertura del área es limitada, estos resultados sugieren que la distribución de las densidades de almejas no está regulada de una manera simple por los factores que han sido identificados como limitantes del crecimiento de estos moluscos (ver McMahon, 1983).

Figura V.10. Ubicación de los sitios muestreados en agosto (sitios 1-8) y octubre (sitios 9-19) de 1991 en el delta inferior del río Paraná (datos de Correa *et al.*, 1992).

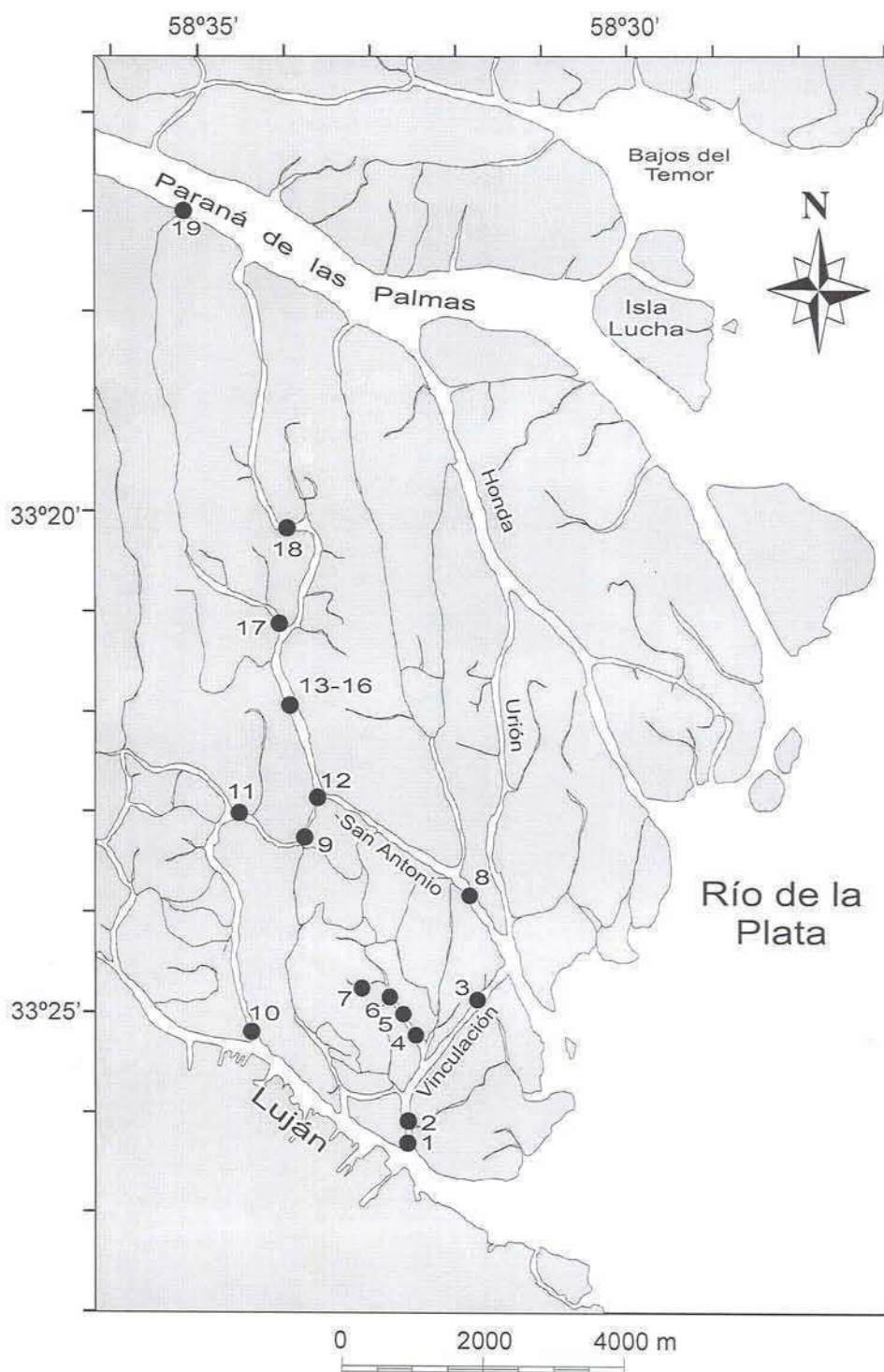
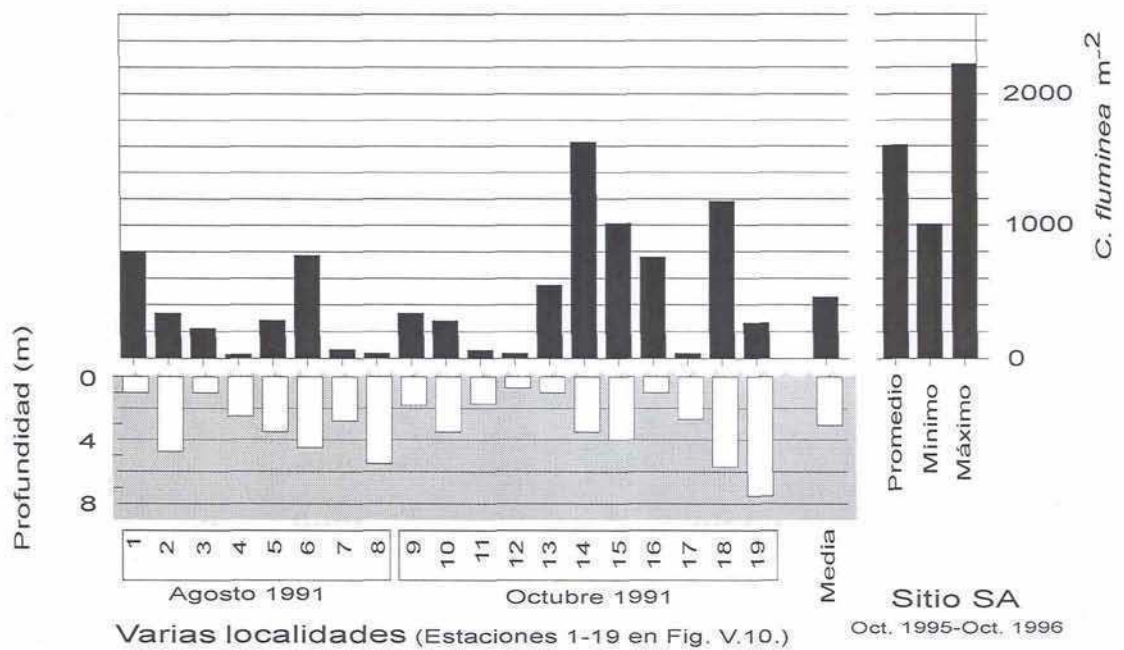


Figura V.11. Abundancias de *C. fluminea* colectadas en varios sitios en el delta del río Paraná (ver Fig. 5.8) en agosto y octubre de 1991, comparadas con las encontradas en la estación San Antonio entre octubre de 1995 y octubre de 1996 (datos de agosto y octubre de 1991 de Correa et al., 1992).



Capítulo VI
Bioacumulación, índice de condición y
tasa de crecimiento individual de *Corbicula*
***fluminea* como indicadores de**
contaminación ambiental

VI.1. Introducción

El análisis de los impactos subletales de la polución utilizando invertebrados bentónicos en general y moluscos bivalvos en particular es uno de los métodos que más atención ha recibido en las últimas décadas. Las evaluaciones de contaminación con moluscos bentónicos incluyen el análisis de las tasas de alimentación y respiración, procesos reproductivos, y análisis de cambios energéticos producidos en los organismos como consecuencia de la contaminación. Los efectos energéticos pueden ser evaluados analizando las variaciones en la eficiencia con que los alimentos son convertidos en tejido propio, o estudiando el incremento en peso o en talla de los animales a secas, sin atención a la cantidad y tipo de alimento ingerido cuando estos factores se mantienen constantes.

Los principales estudios utilizando este tipo de biomarcadores fueron llevados a cabo en los EEUU, en evaluaciones de polución marina utilizando el molusco *Mytilus edulis* (Bayne y Worrall, 1980; Widdows y Johnson, 1988; Luoma y Carter, 1991; Goldberg *et al.*, 1992). Para los ambientes de agua dulce, varios investigadores destacaron la utilidad de la almeja asiática *Corbicula fluminea* como biomonitor (Foe y Knight, 1986b; Farris *et al.*, 1988; Belanger, 1991). Los estudios utilizando un único metal o efluentes que contenían diversas sustancias han demostrado la relevancia de la tasa de crecimiento (Farris *et al.*, 1988; Cain y Luoma, 1990; Doherty, 1990) y el índice de condición (Belanger *et al.*, 1986b; Foe y Knight, 1986b; Luoma *et al.*, 1990) de las almejas como biomarcador de contaminación acuática.

El delta inferior del río Paraná está caracterizado por un gradiente de contaminación, con mayores niveles de polución en las zonas próximas a los centros urbanos e industriales, y un marcado descenso en áreas más alejadas de los

centros poblados (ver Capítulo II). En las secciones precedentes de este trabajo hemos estudiado diferentes respuestas de *Corbicula fluminea* a los niveles de polución, entre las que se incluyen la alteración de la estructura poblacional y la mortalidad de juveniles. El propósito de la presente sección es presentar una detallada comparación de las tasas de crecimiento en cautiverio de las almejas en dos sitios con diferentes niveles de polución y analizar las evidencias biológicas de estrés ambiental en el área.

VI.2. Materiales y métodos

Los trabajos de campo se llevaron a cabo a intervalos mensuales entre septiembre de 1995 y octubre de 1996 en dos sitios del delta del río Paraná con diferentes niveles de exposición industrial y domiciliaria a los contaminantes (ver Fig. II.2): San Antonio (SA) y Paraná de las Palmas (PP). Las muestras de sedimentos fueron colectadas con una draga tipo Petersen y los organismos retenidos (entre 150 y 260 por muestreo) fueron transportados vivos al laboratorio en recipientes plásticos con abundante agua de río dentro de las seis horas de su colección.

En el laboratorio se midió la talla de las almejas (desde el umbo hasta el margen ventral de la valva) con un calibre digital de 0.01 mm de precisión. Las almejas utilizadas en las determinaciones químicas fueron alojadas durante 24 hs en acuarios sin alimentación, con el propósito de eliminar el contenido de su tracto gastrointestinal. A continuación, los individuos fueron enjuagados con agua destilada retirando cuidadosamente las partículas de sedimento de las valvas, cámaras branquiales y manto; posteriormente el tejido blando total fue separado de las valvas y homogeneizado mediante un cuchillo de plástico. Los datos de la concentración de metales en el tejido de las almejas en cada estación están

basados en 20 grupos de entre 4 y 26 individuos cada uno (16.2-22.0 mm de longitud en PP; 18.0-21.4 mm en SA), un grupo por fecha de muestreo, mientras que para la evaluación de la concentración de metales en el tejido en función de la talla de los organismos se utilizaron 119 almejas agrupadas en 21 clases de tallas de entre 10.6 y 31.4 mm. Cada clase de talla estuvo representada por 4-13 (media 5.7) individuos. Las determinaciones de Cu, Cd, Zn y Pb fueron realizadas por espectrometría de absorción atómica con atomización electrónica en horno tubo de grafito pirolítico (Shimadzu AA6501) en los laboratorios del Instituto de Química-Física de los Materiales, Medio Ambiente y Energía (INQUIMAE, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires).

Alrededor de 50 especímenes (entre 45 y 50) de entre 6 y 33 mm fueron secados a 60°C hasta peso seco constante. El índice de condición (IC) de estas almejas fue calculado como el cociente entre el peso seco (PS) de los animales (en mg) y la talla (Lt) de la valva (en mm) (multiplicado por mil) (ver Luoma y Carter, 1991). Debido a que el valor del IC varía con la edad (y la talla) de los organismos (King *et al.*, 1986), y dado que las tallas dominantes de los animales de SA y PP fueron apreciablemente diferentes entre sí (ver Fig. V.2, V.3 y V.8), para su comparación entre sitios los valores del IC fueron estandarizados a una talla de 20 mm. Esta estandarización consistió en calcular, para cada mes, la relación funcional entre el IC y el Lt mediante una regresión lineal; el valor mensual del índice de condición correspondiente a una talla de 20 mm fue interpolado a partir de esta relación lineal estimada para cada fecha de muestreo.

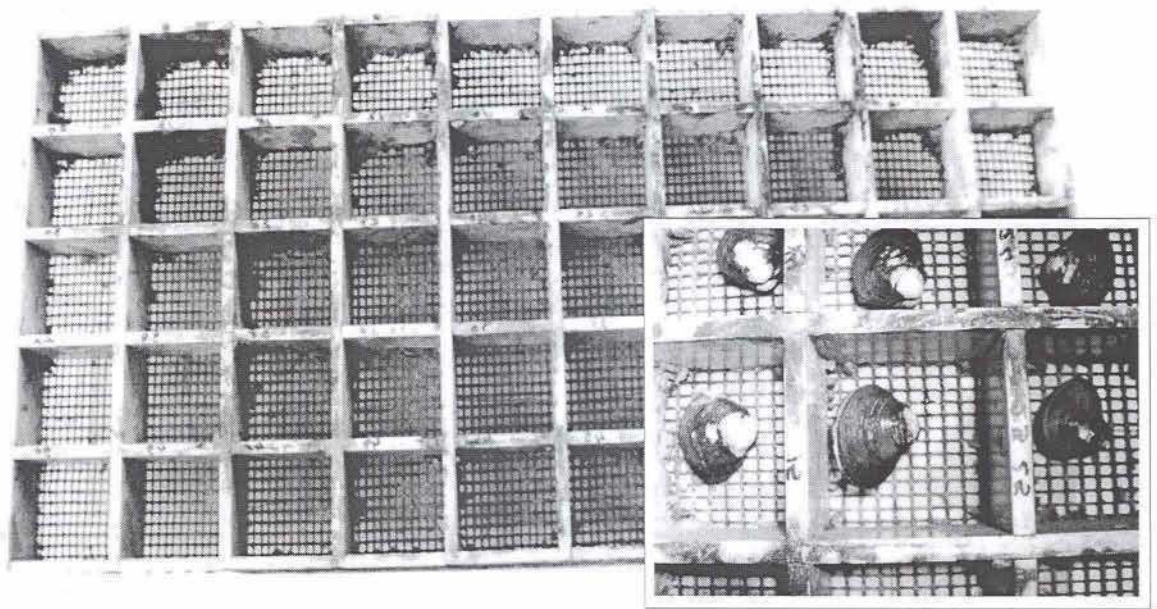
La tasa de crecimiento individual de las almejas fue estimada mediante experiencias de cautiverio en jaulas. Las medidas externas de éstas eran 70 x 35 x

5 cm y estaban provistas de divisiones internas por medio de listones entrecruzados de PVC, definiendo 50 celdas de 6 x 6 x 5 cm (Fig. VI.1). Uno de los lados de la jaula estaba cubierto con una reja plástica fija de 0.4 cm de malla, mientras que el lado desmontable era una placa perforada de PVC de 4 mm de espesor. Las celdas fueron numeradas y al comienzo de la experiencia se ubicaron en 45 de ellas individuos de *C. fluminea* de 6.9 a 25.7 mm de largo (un animal en cada celda; todos los especímenes fueron obtenidos ese mismo día en la estación PP). Las experiencias de cautiverio fueron llevadas a cabo en las estaciones SA y PP. Las jaulas (una en cada sitio) fueron fijadas, en posición horizontal a 50 cm del fondo, a un poste firmemente enterrado en el sustrato el 15 de septiembre de 1995, y de allí en adelante se monitoreó la talla de los especímenes a intervalos de aproximadamente 30 días.

El grado de separación entre las modas de ambos sitios en las distribuciones de frecuencias de talla fue testeada mediante el “índice de separación” (IS), definido como la diferencia entre las medias de ambas distribuciones, dividida por el promedio de los desvíos estándar correspondientes; valores de IS inferiores a 2 indican que las modas comparadas son virtualmente iguales (Sparre y Venema, 1991).

Las tasas de crecimiento de las almejas incubadas en las jaulas fueron estimadas aplicando el método de Gulland y Holt (1959). Esta técnica consiste en analizar la relación lineal entre el incremento anual en la longitud de los especímenes en función de sus tallas al inicio de la experiencia; las rectas de regresión (tiempo vs. talla) obtenidas para cada sitio fueron comparadas mediante el análisis de covarianza (ANCOVA).

Figura. VI.1. Vista general de las jaulas utilizadas en las experiencias de crecimiento.



VI.3. Resultados y discusión

VI.3.1. Concentración de metales en tejido blando de *Corbicula fluminea*

La Fig. VI.2 ilustra las concentraciones de los metales pesados analizados en el tejido blando total de las almejas colectadas en el delta del río Paraná entre noviembre de 1995 y septiembre de 1996 (Apéndice 7). Los metales más abundantes fueron el cinc (promedio: 187.03 mg kg⁻¹ ps) y el cobre (69.7 mg kg⁻¹ ps), seguidos en menor concentración por el plomo (3.67 mg kg⁻¹ ps) y el cadmio (1.36 mg kg⁻¹ ps). Los niveles medios de cobre y cadmio bioacumulados en el tejido total de *Corbicula fluminea* fueron significativamente mayores en el río San Antonio (104.42 mg Cu kg⁻¹ ps; 2.03 mg Cd kg⁻¹ ps) que en el Paraná (34.6 mg Cu kg⁻¹ ps; 0.96 mg Cd kg⁻¹ ps) (en ambos casos p=0.00; Tabla III.1). Las concentraciones de Pb y Zn en el tejido de las almejas no presentaron diferencias significativas entre las dos estaciones (p=0.763 y p=0.275, respectivamente), observándose mayor variabilidad a lo largo del año en los niveles bioacumulados de Pb que de Zn (Fig. VI.2).

La comparación de los valores de bioacumulación con la talla de los animales de PP indica que las concentraciones de cobre y cadmio aumentan significativamente con el tamaño de las almejas (p=0.000 y p=0.001, respectivamente; Fig. VI.3; Apéndice 8); de este modo, las almejas adultas de 30-31 mm de talla tienen aproximadamente 25 veces más cobre, y aproximadamente 4-5 veces más cadmio, por unidad de peso que los juveniles de 10 mm (ca. 10 mg Cu kg⁻¹ ps para 10-11 mm, vs. 250 mg Cu kg⁻¹ ps para 30-31 mm; ca. 0.4 mg Cd kg⁻¹ ps para 10-11 mm vs. 1.8 mg Cd kg⁻¹ ps para 30-31 mm).

Figura VI.2. Concentraciones de metales pesados en el tejido blando de la almeja asiática en las estaciones Paraná (línea continua) y San Antonio (línea cortada), durante el período monitoreado.

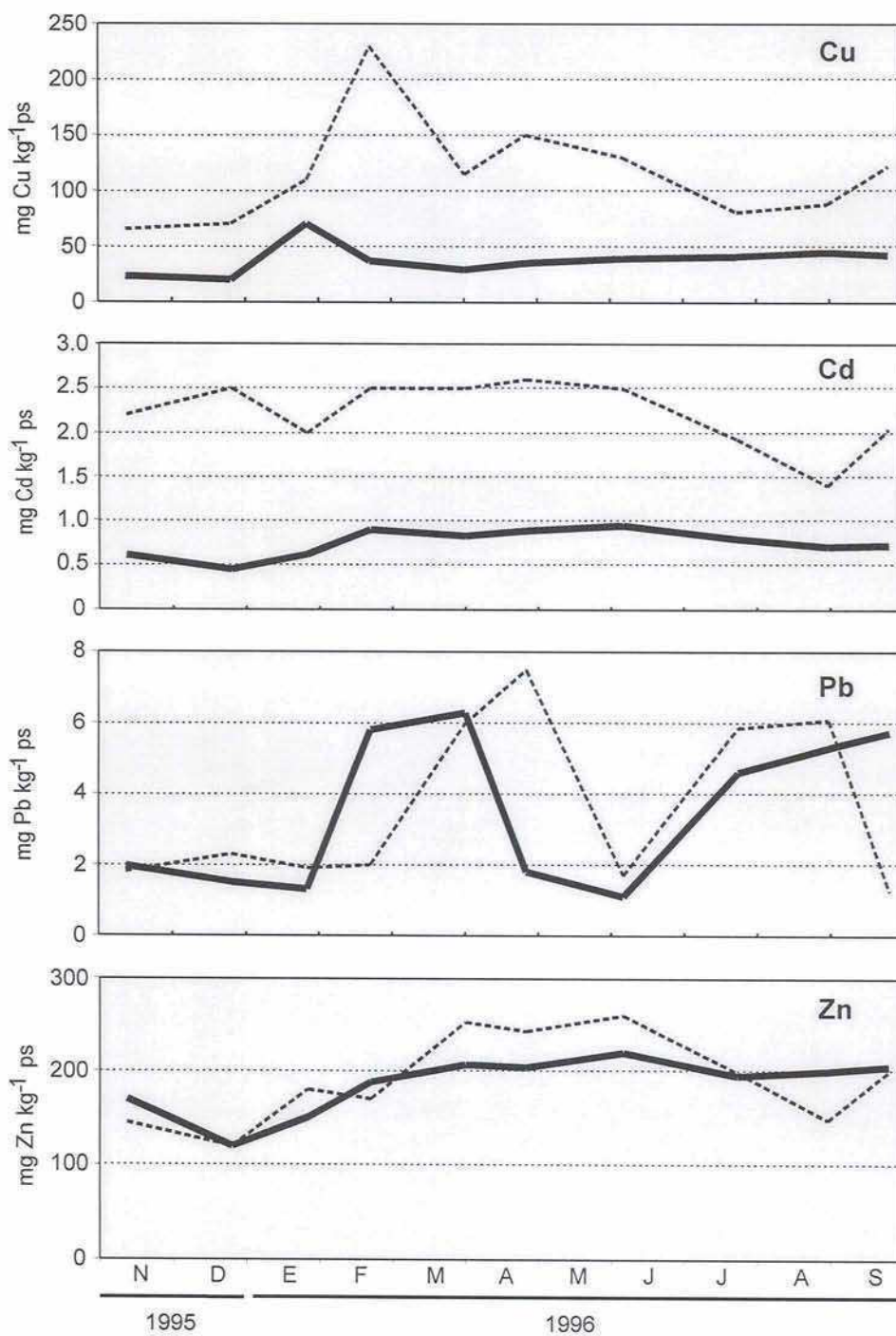
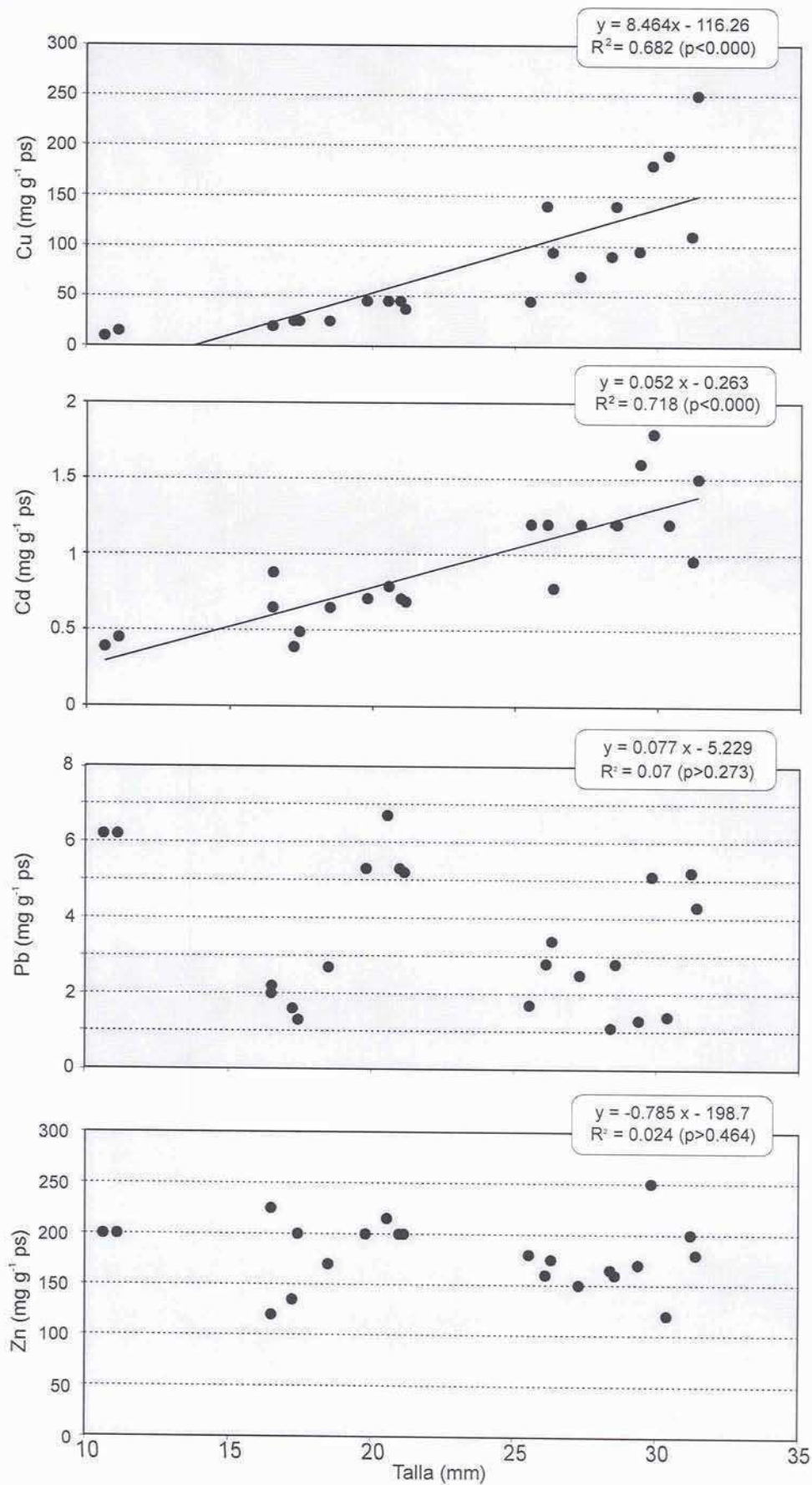


Figura VI.3. Concentración de Cu, Cd, Pb y Zn en el tejido blando de *Corbicula fluminea* en función de la talla de los organismos. Datos basados sobre 119 almejas agrupadas en 21 clases de talla de entre 10.6 y 31.4 mm. Cada clase de talla estuvo representada por 4 a 13 (media 5.7) individuos.



Otros autores también han observado relaciones positivas entre los niveles de cadmio y la tallas de los organismos, tanto para *Corbicula fluminea* (Abaychi y Mustafa, 1988; Bilos *et al.*, 1998) como para otras especies de moluscos como, por ejemplo, *Anodonta anatina* (Manly y George, 1977), *Amblema plicata* (Naimo *et al.*, 1992), *Perna viridis* (Cheung y Wong, 1992) y otras. Esto confirma que los bivalvos, al igual que algunas otras especies acuáticas, no poseen la capacidad de regular el Cd y por lo general acumulan este elemento no esencial (Kraak *et al.*, 1993, 1994; Tessier *et al.*, 1994).

Los mayores niveles de Cu y Cd en las almejas de SA podrían deberse a una mayor biodisponibilidad de estos metales en este sitio que en PP (ambos metales son algo más abundantes en los sedimentos de SA que en PP; ver tabla II.2; Capítulo II), pero también es probable que las diferencias en la edad de las almejas comparadas sean total o parcialmente responsables de esta tendencia. Los datos de bioacumulación de metales en los tejidos de las almejas fueron estandarizados en base a la talla, y no a la edad de los organismos. Este procedimiento es de rutina en la mayoría de los trabajos de este tipo, principalmente por las dificultades asociadas con la estimación de la edad absoluta de los organismos acuáticos en general, y de *Corbicula fluminea* en particular (Fritz y Lutz, 1986). Sin embargo, las observaciones en cautiverio indican que el crecimiento de las almejas en SA es significativamente más lento que en PP (ver más abajo), de manera tal que los animales de 20 mm en SA pueden ser mucho más viejos que las almejas de tallas similares provenientes de PP. En consecuencia, en la medida en que la bioacumulación está relacionada con la edad (y no con la talla) de los organismos (Cain y Luoma, 1990), los mayores niveles de metales en

el tejido en SA podrían deberse a que las almejas de este lugar eran más viejas que las de PP. Los datos ilustrados en la Fig. VI.3, basados en animales colectados en un único sitio (PP) y donde la talla de los organismos se encuentra presumiblemente bien correlacionada con la edad, apoyan esta hipótesis: las concentraciones de metal en almejas de 20 y 30 mm son comparables a aquéllas registradas en animales de PP y SA, respectivamente.

A diferencia del Cu y el Cd, los niveles de cinc y plomo bioacumulados en los tejidos no mostraron patrones definidos respecto de la talla de los organismos ($p=0.464$; $p=0.273$). Los niveles de plomo oscilaron en un amplio rango de valores (1.1 a 6.7 mg Pb kg⁻¹ ps), mientras que las concentraciones de cinc fueron más homogéneas (120-250 mg Zn.kg⁻¹ps), sugiriendo que el animal es capaz de regular las concentraciones de estos elementos en sus tejidos mediante mecanismos efectivos de detoxificación.

VI.3.2. Índice de condición y tasa de crecimiento de *Corbicula fluminea*

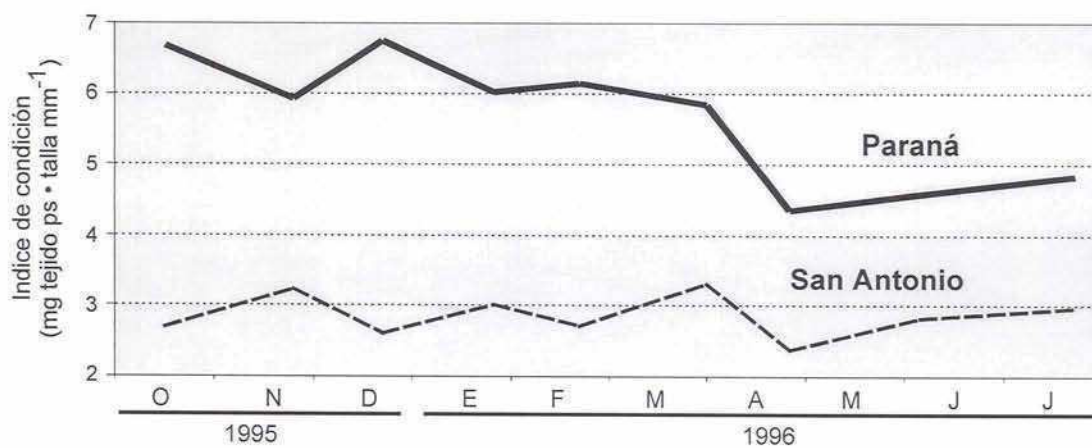
A juzgar por la morfología externa de los individuos incubados en las jaulas, que no mostró signo alguno de deterioro o de estrés, así como por las tasas de mortalidad que se mantuvieron por debajo del 11% al cabo de los primeros 8 meses del experimento (hasta abril de 1996), la adaptación a las condiciones de cautiverio fue excelente. Durante el invierno, sin embargo, la mortalidad aumentó sensiblemente, alcanzando valores de 36 y 47% (PP y SA, respectivamente) al final de la experiencia. Como era de esperar, los organismos de mayor talla y presumiblemente más viejos mostraron mayor mortalidad que las almejas pequeñas: de los 43 especímenes de menos de 10 mm al comienzo de la

experiencia sólo 7 (16%) murieron durante el ensayo; en oposición, el 59% de los 51 organismos de más de 10 mm no sobrevivió hasta el final del estudio (Apéndices 9 y 10).

La Fig. VI.4 ilustra los valores del IC de las almejas colectadas entre octubre de 1995 y julio de 1996 en ambos sitios de muestreo (Apéndices 11 y 12). Los organismos de PP tenían, invariablemente, al menos dos veces más tejido blando por unidad de talla ($5.69 \pm 0.89 \text{ mg mm}^{-1}$) que las almejas de SA ($2.85 \pm 0.30 \text{ mg mm}^{-1}$); estas diferencias entre los índices de condición en ambos sitios fueron altamente significativas ($p=0.000$, ANOVA). Las mayores diferencias, de alrededor de 3 mg mm^{-1} , fueron registradas entre los meses de octubre de 1995 y marzo de 1996, pero en abril de 1996 la disimilitud disminuyó a menos de 2 mg mm^{-1} (Fig. VI.4).

Las tasas de crecimiento fueron fuertemente dependientes del tamaño inicial de las almejas y del sitio donde se ubicaron las jaulas. Las mayores tasas de crecimiento (alrededor de 10 mm para los 13 meses del trabajo) fueron alcanzadas por las almejas pequeñas (7 a 8 mm) incubadas en aguas del Paraná de las Palmas (PP). En este mismo sitio, las almejas que al comienzo de la experiencia medían entre 17 y 26 mm crecieron solamente 6 a 2 mm (respectivamente). En SA, por otro lado, el incremento en la talla de las almejas tanto grandes como pequeñas fue considerablemente menor que en PP. Los especímenes pequeños (7-8 mm) crecieron entre 6 y 7 mm, mientras las de 17 a 25 mm crecieron entre menos de 1 y hasta 2 mm. De los 57 animales que sobrevivieron hasta el final del experimento, los que al inicio medían menos de 10 mm crecieron, en promedio, 8.2 mm en 13

Fig. VI.4. Variación del índice de condición (i.e., peso seco del tejido blando dividido por la talla) de las almejas colectadas en los dos sitios de muestreo entre octubre de 1995 y julio de 1996. Datos estandarizados a una talla de 20 mm.



meses, mientras que las almejas mayores a 10 mm crecieron sólo 4.2 mm. Finalmente, de las quince almejas de entre 15.1 y 22.2 mm incubadas en SA, sólo cinco sobrevivieron hasta el final de la experiencia; el crecimiento promedio de estos especímenes fue de solamente 1.7 mm (rango: 0.1 a 3.4 mm).

Las diferencias en la tasa de crecimiento entre los sitios SA y PP fueron muy significativas ($p=0.000$, ANCOVA). La Fig. VI.5 muestra la distribución de las frecuencias de tallas en los dos sitios durante el ensayo; aunque las oscilaciones de los valores al final de la serie (*i.e.*, en tallas superiores a 20 mm) no parecen indicar una tendencia definida, la mayor velocidad de crecimiento en PP es claramente visible por la separación gradual del primer pico de frecuencia en esta estación respecto del pico inicial en SA. De este modo, la clase más abundante en septiembre de 1995 (aproximadamente 8 mm) crece hasta 18 mm en PP, y solamente a 15 mm en SA (Fig. VI.5). La Fig. VI.6, que compara el crecimiento de los animales que al principio del ensayo tenían menos de 8.8 mm de largo, confirma los resultados de la ilustración anterior. El crecimiento fue muy veloz entre octubre y diciembre de 1995, disminuyendo paulatinamente hasta alcanzar valores cercanos a cero entre abril y julio, aumentando nuevamente entre agosto y octubre de 1996. Las diferencias entre SA y PP aparecen inmediatamente después de la instalación de las jaulas en el río; a partir de comienzos de 1996 el índice de separación fue claramente superior al valor crítico (igual a 2) (Sparre y Venema, 1991), aumentando paulatinamente desde 3.6 a 6.5 entre los meses de enero y octubre de ese mismo año. Las constantes de crecimiento calculadas al cabo de la experiencia fueron de 0.667 ($r=0.969$) para PP, y de 0.502 ($r=0.987$) para SA.

Figura VI.5. Cambios en la distribución de frecuencia de tallas de las almejas incubadas en el Paraná de las Palmas (línea continua), y en el río San Antonio (línea cortada) entre el 15 de septiembre de 1995 y el 19 de octubre de 1996.

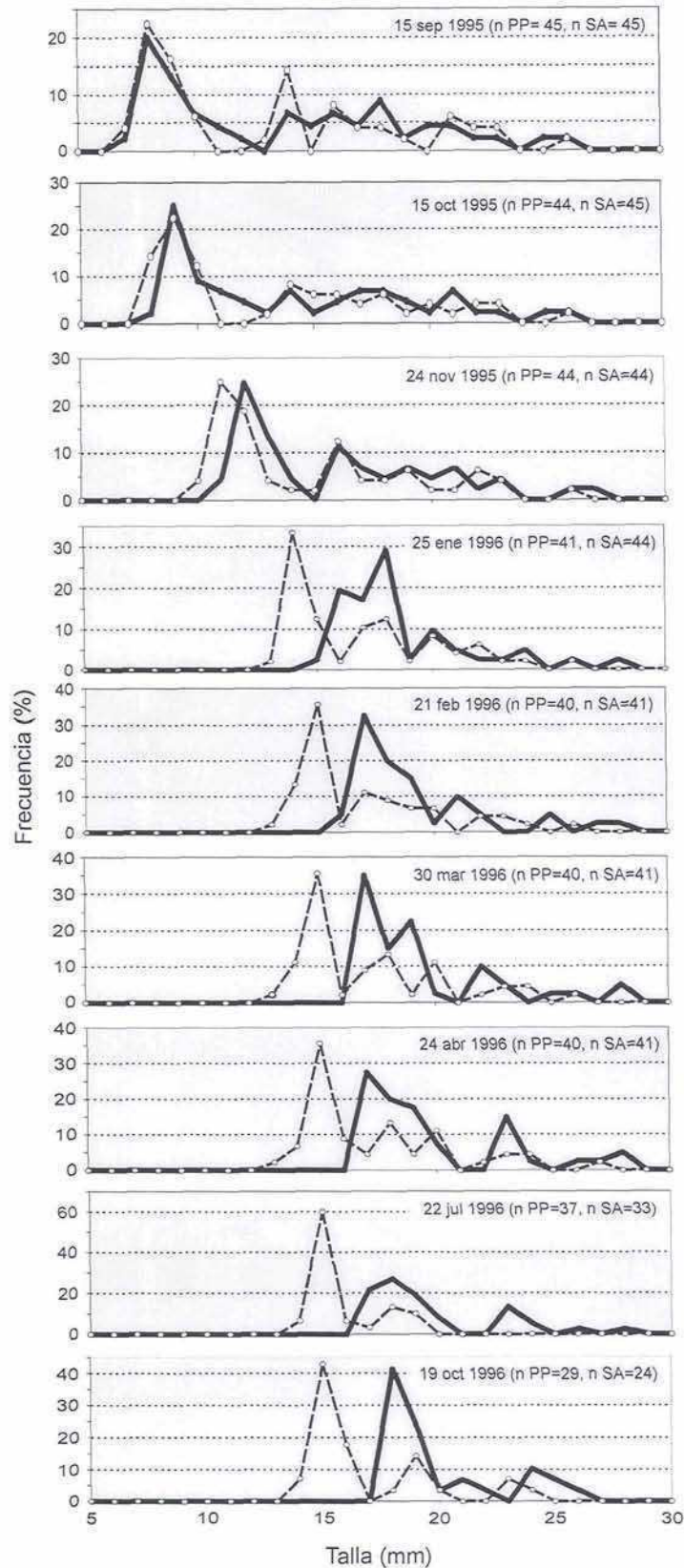
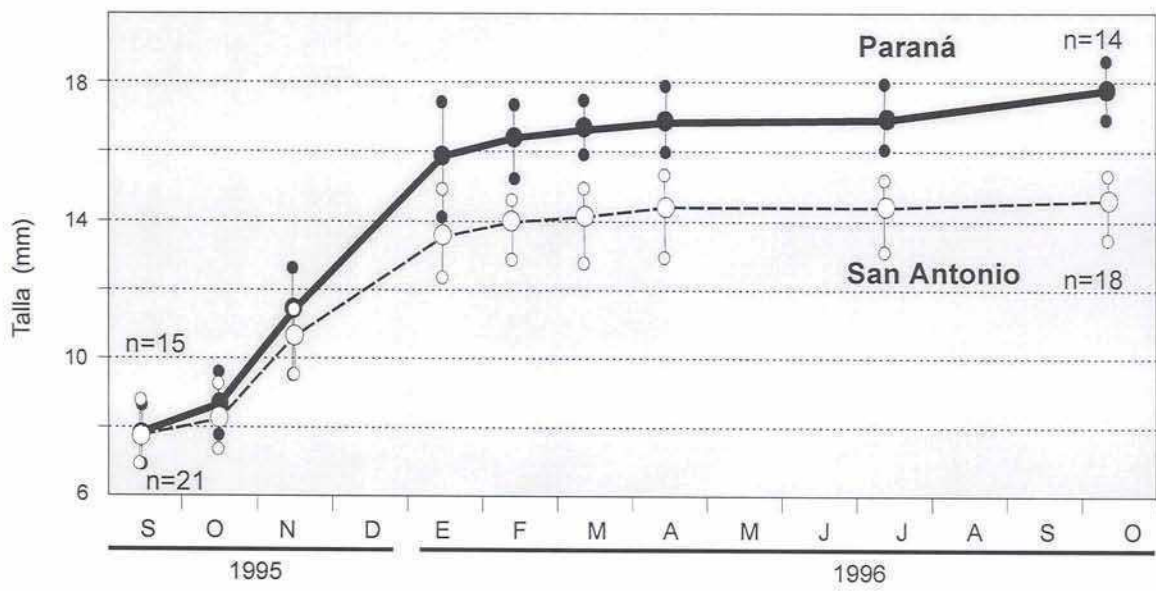


Figura VI.6. Crecimiento de las almejas de tallas inferiores a 8.8 mm al comienzo de la experiencia, incubadas en jaulas en ambos sitios de monitoreo entre el 15 de septiembre de 1995 y el 18 de octubre de 1996.



Si bien las experiencias con organismos en cautiverio constituyen una técnica de trabajo ampliamente difundida en organismos acuáticos, tanto de agua dulce como marinos (Foe y Knight, 1986b), es ampliamente reconocido que esta metodología puede producir resultados sesgados debido a la irreproducibilidad, en condiciones artificiales o semi-artificiales, de muchas de las variables naturales. En el caso particular de *Corbicula fluminea*, que vive semi-enterrada en el sedimento, no puede descartarse la posibilidad de que el confinamiento en jaulas suspendidas en la columna de agua haya afectado los parámetros de crecimiento estudiados. Las perturbaciones potencialmente significativas asociadas con el confinamiento de los moluscos pueden deberse a los golpes de la concha contra las paredes de la jaula, a la disminución de la cantidad de sedimento disponible para el animal en la jaula, a los movimientos ejercidos por las corrientes, etc.

Estos problemas son particularmente graves cuando el propósito de la investigación es comparar los efectos de alguna modificación ambiental (en los organismos en cautiverio) con respecto a la población natural, in situ. Sin embargo, en nuestro trabajo el propósito no fué éste, sino la comparación de los efectos de dos sitios geográficos diferentes, con niveles de contaminación acuática disímiles, sobre el crecimiento del animal. En consecuencia, el diseño experimental utilizado no compara moluscos enjaulados con moluscos in situ, sino dos conjuntos de moluscos sometidos a la misma perturbación artificial, de manera tal que, en principio, la única fuente de variación del sistema sería la ubicación geográfica de las jaulas. Creemos, por ende, que la metodología empleada es válida para los propósitos perseguidos.

Los resultados obtenidos en este trabajo parecen confirmar esta apreciación sugiriendo claramente que los efectos perturbadores del cautiverio sobre los animales experimentales no afectan de manera significativa los parámetros de crecimiento analizados cuando se los compara con aquéllos estimados sobre la base de poblaciones naturales. Por ejemplo, las tasas de crecimiento de las almejas en cautiverio en PP son muy parecidas a las calculadas a partir del análisis de progresiones modales en el mismo lugar (ver Capítulo V). De acuerdo al modelo de crecimiento estacionalizado de von Bertalanffy (Pauly, 1987), los especímenes que al cabo del primer año de vida median entre 15.3 y 22.4 mm, al finalizar el segundo año alcanzaron tallas de entre 23.5 y 27 mm; esto representa un incremento anual de 4.6 a 8.4 mm, valores que se asemejan mucho al crecimiento estimado para los organismos de 15.6-20.3 mm incubados en PP (entre 3.9 y 7.5 mm). También la constante de crecimiento (K) fue muy similar en ambos estudios: 0.667 (en jaulas), y 0.650 (crecimiento poblacional; ver Capítulo V). Estos resultados confirman las evaluaciones previas que validan los datos de crecimiento basados en estudios de almejas en cautiverio (*e.g.* McMahon y Williamns, 1986a).

Las diferencias en la tasa de crecimiento de las almejas en cautiverio también aportan evidencias indirectas para explicar las importantes disimilitudes en las estructuras de tallas poblacionales en PP y SA (ver Capítulo V). En el Paraná de las Palmas el tamaño de los animales colectados varió entre <1mm y aproximadamente 30 mm, y el análisis de la distribución de frecuencias de tallas indica claramente una estructura dinámica de la población con un período reproductivo bien definido centrado entre octubre y noviembre (ver Fig. V.2 en el Capítulo V). En SA, por otro lado, prácticamente todos los individuos colectados estuvieron representados por tallas pequeñas: alrededor del 90% de las almejas

tenían entre 16 y 22.5 mm, no registrándose jamás especímenes mayores a 26 mm (ver Capítulo V; Boltovskoy *et al.*, 1997). Esta distribución de frecuencias de tallas no permitió distinguir cohortes anuales ni calcular los parámetros de crecimiento (Fig. V.2B). Este resultado confirma las conclusiones de Boltovskoy *et al.* (1997), quienes monitorearon el mismo lugar mensualmente entre 1991 y 1993. En consecuencia, los resultados de las experiencias de crecimiento en cautiverio sugieren que es la demora en el crecimiento en SA, debida probablemente a las condiciones ambientales desfavorables, lo que condiciona la presencia, en ese lugar, de una población anormal.

Las diferencias en el índice de condición entre las almejas de los dos sitios comparados también sugieren la presencia de condiciones de estrés en SA: durante 1995 y 1996 los organismos del Paraná (PP) poseen proporcionalmente mucho más tejido que los que habitan el río San Antonio (hasta dos veces o más; Fig. VI.4). El hecho de que la masiva aparición de juveniles de <1 mm en los sedimentos en octubre-noviembre (ver Fig. V.2 en el Capítulo V) no esté reflejada en los valores del índice de condición (como una disminución en el índice debida a la pérdida de peso, e.g., Williams y McMahon, 1989), probablemente se deba a que la liberación de las pedivelígeras de las cámaras branquiales de los adultos ocurrió antes de nuestro primer muestreo de 1995. Por otro lado, el segundo evento reproductivo, en marzo de 1996 (como revelan los picos de abundancia de juveniles presentes en el plancton; ver Fig. V.6, Capítulo V), se refleja claramente en la caída del índice de condición en abril (Fig. VI.4).

La hipótesis de que la contaminación es el factor responsable de estas diferencias es sugerida por los datos ambientales presentados en el Capítulo II, así como por investigaciones previas en el área. Como se mencionara en el Capítulo I, los principales factores abióticos (con excepción de aquellos vinculados con la contaminación antrópica) y la disponibilidad potencial de alimento (comparar los valores de carbono orgánico particulado en general y la de fitoplancton en particular) son muy similares en ambos sitios. Por otro lado, la influencia de la contaminación difiere mucho entre SA y PP (Capítulos III, IV y V), aun cuando esta diferencia no siempre se aprecie claramente en los análisis químicos. En efecto, si bien en términos generales el gradiente de contaminación muestra una clara tendencia decreciente desde el río Reconquista hasta el río Paraná de las Palmas (ver Fig. III.2; Capítulo III), varios contaminantes presentaron una mayor concentración en PP que en A. Por ejemplo, las concentraciones de Cr y Cu en agua, y de Cr, Cu y Zn en el agua de poro fueron más altas en PP que en SA (Tabla III.1). El agua de poro de PP contuvo mayores concentraciones de pesticidas organoclorados e hidrocarburos alifáticos que la de SA (Tabla. III.2). En los sedimentos, los pesticidas organoclorados, bifenilos policlorados e hidrocarburos aromáticos también fueron más abundantes en PP que en SA. En las determinaciones de metales en agua llevadas a cabo entre abril de 1995 y junio de 1996, los niveles de Cu y Zn fueron muy similares en los dos sitios, mientras que el Pb fue algo más abundante en PP (Fig. III.1). Sin embargo, los resultados de los bioensayos indican de manera tajante que la contaminación en SA es mucho más perjudicial para la biota que en PP: la tasa de mortalidad de los juveniles de *Corbicula fluminea* expuestos al agua, agua de poro y sedimentos de SA durante

144 hs fue de 45 a 68%, mientras que la exposición a los mismos medios de PP no arrojó mortalidades significativamente diferentes a las del control (ver Capítulo IV).

La mayoría de las investigaciones sobre la reducción del crecimiento de *Corbicula* como respuesta a un medio ambiente inadecuado concluyeron que esta característica biológica constituye un claro indicador de estrés ambiental (e.g. Britton, *et al.*, 1979; Harrison *et al.*, 1984; Belanger *et al.*, 1986a, 1986b, 1990; Belanger, 1991). Nuestros resultados confirman estas apreciaciones y muestran que el crecimiento y el estado de condición de los organismos están asociados con el aumento en los niveles de polución en el delta inferior del río Paraná. En este contexto, es particularmente relevante que los efectos negativos de la contaminación sobre la biota fueron mucho más claramente reflejados en estos indicadores biológicos que en las determinaciones de las sustancias químicas presentes en los distintos compartimientos del sistema.



Apéndices

Apéndice 1. Parámetros ambientales medidos en las estaciones San Antonio (A) y Paraná de las Palmas (B), y caudal medio mensual del río Paraná de las Palmas a la altura de Rosario (según datos del Instituto Nacional del Agua y el Ambiente) (C) entre abril de 1995 y abril de 1996. ND: no disponible; MPS: material particulado en suspensión; COP: carbono orgánico particulado.

Parámetros	Fechas de muestreo												
	13/04/95	01/05/95	16/06/95	19/07/95	18/08/95	15/09/95	15/10/95	24/11/95	21/12/95	26/01/96	21/02/96	30/03/96	25/04/96
A Estación San Antonio													
Temperatura (°C)	18.90	18.90	13.70	12.90	13.60	17.00	17.90	24.20	27.00	26.30	24.30	22.70	19.00
pH	7.05	7.33	6.60	7.31	6.62	7.48	7.62	7.76	7.21	6.79	7.37	6.83	7.16
Secchi (cm)	22.00	28.50	15.00	31.00	30.00	42.00	22.00	21.00	16.00	21.00	13.00	13.00	18.00
MPS(mg l ⁻¹)	75.00	46.00	123.00	35.00	43.00	29.00	97.00	60.00	76.00	136.00	140.00	166.50	76.00
COP (mg l ⁻¹)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.00	2.01	2.56	0.67	2.21	0.37
Oxígeno (mg l ⁻¹)	10.78	11.67	10.33	13.25	9.43	9.70	11.39	7.60	6.98	7.50	8.88	6.92	6.58
B Estación Paraná de las Palmas													
Temperatura (°C)	19.50	18.50	14.40	11.90	12.60	16.00	17.50	23.70	28.00	27.40	26.40	24.20	19.70
pH	7.23	7.20	6.97	7.24	7.58	7.26	7.27	7.37	7.14	7.51	7.58	7.38	7.51
Secchi (cm)	24.00	28.00	18.00	23.00	30.00	35.00	26.00	27.00	22.00	23.00	15.00	15.00	25.00
MPS(mg l ⁻¹)	54.00	43.00	76.00	41.00	43.00	39.00	62.00	37.00	62.00	94.00	161.00	147.00	51.00
COP (mg l ⁻¹)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.27	0.69	2.00	0.16	0.00	0.51
Oxígeno (mg l ⁻¹)	9.20	8.97	11.22	13.47	9.84	9.01	11.86	8.01	7.39	7.19	7.59	7.74	6.93
C Río Paraná de las Palmas (Rosario)													
Caudal (m ³ s ⁻¹)	22919	21066	18807	17078	16533	14784	16289	17796	15068	13322	17500	18984	19891

Apéndice 2. Abundancia del fitoplancton en las estaciones San Antonio (A) y Paraná de las Palmas (B) entre abril de 1995 y abril de 1996.

A Estación San Antonio

Abundancia (ind. ml ⁻¹)	Fechas de muestreo												
	13/04/95	01/05/95	16/06/95	19/07/95	18/08/95	15/09/95	15/10/95	24/11/95	21/12/95	26/01/96	21/02/96	30/03/96	25/04/96
Chlorophyceae	4	4	0	4	6	3	0	47	12	12	54	21	5
Zygophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Cyanophyceae	8	0	1	0	6	23	84	31	17	40	63	32	7
Bacillariophyceae	132	199	322	186	271	138	483	423	328	333	284	197	99
Chrysophyceae	0	0	0	0	0	0	64	16	0	12	0	0	5
Dinophyceae	4	0	0	0	0	0	0	0	4	0	41	0	0
Euglenophyceae	50	12	37	4	6	3	13	10	46	0	9	16	5
TOTAL	198	215	360	194	289	167	644	527	407	397	451	269	121

B Estación Paraná de las Palmas

Chlorophyceae	0	9	0	0	8	15	19	86	33	15	64	0	5
Zygophyceae	0	5	0	6	0	15	0	0	0	0	0	0	0
Cyanophyceae	99	5	10	0	12	44	31	78	59	106	25	49	3
Bacillariophyceae	166	203	210	312	190	273	318	698	519	576	210	217	49
Chrysophyceae	0	0	0	0	0	0	8	17	13	38	3	3	8
Dinophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	16	0	0
Euglenophyceae	17	9	41	12	12	22	8	9	33	30	3	0	3
TOTAL	282	231	261	330	222	369	384	888	664	765	321	269	68

Apéndice 3. Concentración de metales pesados en agua de las estaciones Paraná de las Palmas (A) y San Antonio (B) entre abril de 1995 y mayo de 1996. En ambas estaciones los niveles de Cd se mantuvieron por debajo del límite de detección ($1 \mu\text{g l}^{-1}$).

A Estación Paraná de las Palmas

Fecha	Concentración de metales en agua (mg l^{-1})		
	Plomo	Cobre	Zinc
13/04/95	0.005	0.017	0.010
11/05/95	0.005	0.014	0.050
16/06/95	0.005	0.012	0.060
19/07/95	0.005	0.010	0.102
18/08/95	0.005	0.007	0.035
15/09/95	0.014	0.007	0.037
15/10/95	0.005	0.024	0.063
21/12/95	0.005	0.021	0.069
25/01/96	0.005	0.012	0.025
21/02/96	0.008	0.009	0.080
21/03/96	0.005	0.008	0.030
25/04/96	0.005	0.006	0.021
05/06/96	0.013	0.013	0.037

B Estación San Antonio

Fecha	Concentración de metales en agua (mg l^{-1})		
	Plomo	Cobre	Zinc
13/04/95	0.005	0.016	0.030
11/05/95	0.005	0.013	0.055
16/06/95	0.005	0.017	0.060
19/07/95	0.005	0.010	0.034
18/08/95	0.005	0.006	0.032
15/09/95	0.005	0.009	0.024
15/10/95	0.005	0.025	0.097
21/12/95	0.005	0.020	0.055
25/01/96	0.005	0.011	0.031
21/02/96	0.005	0.010	0.038
21/03/96	0.001	0.013	0.077
25/04/96	0.005	0.010	0.031
05/06/96	0.007	0.013	0.047

Apéndice 4. Distribución de frecuencias de tallas de las almejas capturadas en la estación Paraná de las Palmas entre octubre de 1995 y octubre de 1996.

Límite superior del Intervalo (cm)	Fechas de muestreo											
	15/10/95	24/11/95	21/12/95	25/01/96	21/02/96	30/03/96	25/04/96	5/06/96	22/07/96	29/08/96	24/09/96	19/10/96
1	386	211	9	5	0	0	0	0	0	5	6	351
2	9	56	16	12	1	1	3	0	0	1	0	0
3	2	16	71	4	1	1	0	0	0	0	0	0
4	4	17	15	3	0	0	0	0	0	0	0	0
5	2	20	0	27	5	0	0	2	0	0	0	0
6	1	6	0	17	8	1	0	1	0	0	0	1
7	2	2	2	3	21	2	0	2	3	0	0	1
8	0	3	0	0	6	12	5	1	2	0	0	0
9	1	0	1	0	0	0	16	8	2	1	0	1
10	0	0	0	0	0	0	15	21	10	2	2	1
11	0	1	0	0	4	0	2	0	8	8	17	10
12	10	1	0	0	1	0	1	0	0	9	21	26
13	15	1	0	0	0	0	1	0	0	4	2	8
14	21	1	0	2	1	1	1	0	0	3	1	0
15	10	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0
16	0	4	1	2	1	1	0	0	0	1	0	1
17	0	34	2	1	4	1	1	1	1	0	0	1
18	0	33	6	7	2	1	0	5	0	0	1	1
19	0	11	37	28	2	4	2	4	0	0	4	7
20	0	7	23	27	19	13	10	39	1	0	10	15
21	7	1	6	15	10	12	25	20	1	4	25	16
22	20	0	1	2	1	3	4	3	6	7	10	13
23	15	0	1	2	0	3	1	2	1	1	1	2
24	7	3	3	9	1	1	2	9	0	1	0	3
25	1	5	7	19	11	4	6	10	0	1	1	11
26	0	15	9	23	10	8	6	17	4	3	7	14
27	0	11	14	5	8	4	10	19	4	11	17	19
28	9	21	22	10	18	8	7	12	4	5	15	17
29	15	31	35	17	19	19	31	18	9	19	20	35
30	18	14	32	13	19	18	16	9	13	12	13	21
31	18	13	15	3	12	11	24	4	11	9	10	11
32	6	2	9	5	6	1	4	1	5	3	6	7
33	6	0	4	1	2	0	7	2	3	7	2	3
34	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	585	541	342	263	194	131	200	210	89	119	191	596

Apéndice 5. Distribución de frecuencias de tallas de las almejas capturadas en la estación San Antonio entre octubre de 1995 y octubre de 1996.

Límite superior del Intervalo (cm)	Fechas de muestreo											
	15/10/95	24/11/95	21/12/95	25/01/96	21/02/96	30/03/96	25/04/96	5/06/96	22/07/96	29/08/96	24/09/96	19/10/96
1	25	44	2	2	0	0	0	0	0	23	0	3
2	9	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	2
3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
15	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	1	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0
17	0	0	2	0	1	2	1	1	0	0	2	2
18	8	1	7	9	2	5	13	8	4	2	7	7
19	77	6	34	56	6	21	86	48	65	27	81	34
20	153	64	63	109	33	58	132	103	131	90	136	63
21	9	29	27	20	38	38	23	36	28	30	17	27
22	0	12	6	2	17	5	1	6	1	4	0	7
23	1	3	3	0	4	0	0	2	0	1	0	4
24	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	286	162	147	199	103	131	257	206	230	177	244	149

Apéndice 6. Abundancia y composición porcentual de tallas de las almejas presentes en la columna de agua en las estaciones Paraná de las Palmas (A) y San Antonio (B).

A Estación Paraná de las Palmas

Fecha	N° de organismos observados	Volumen filtrado (m ³)	Densidad (ind. m ⁻³)	Composición porcentual de tallas (mm)			
				0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.5	>0.5
11/05/95	4	4.39	0.91	0	46	54	0
15/06/95	8	33.20	0.24	0	0	100	0
19/07/95	4	6.32	0.63	0	30	44	26
18/08/95	1	35.87	0.03	0	100	0	0
15/09/95	3	17.82	0.17	0	0	0	100
15/10/95	17	15.46	1.10	94	6	0	0
24/11/95	0	25.36	0.00	0	0	0	0
21/12/95	267	1.67	160.14	100	0	0	0
25/01/96	3	22.08	0.14	41	59	0	0
21/02/96	8	11.90	0.67	100	0	0	0
30/03/96	382	16.07	23.77	100	0	0	0
25/04/96	0	0.89	0.00	0	0	0	0

B Estación San Antonio

Fecha	N° de organismos observados	Volumen filtrado (m ³)	Densidad (ind. m ⁻³)	Composición porcentual de tallas (mm)			
				0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.5	>0.5
11/05/95	3	32.60	0.09	67	33	0	0
15/06/95	6	56.88	0.11	67	33	0	0
19/07/95	2	19.57	0.10	100	0	0	0
18/08/95	11	7.77	1.42	0	0	27	73
15/09/95	0	3.12	0.00	0	0	0	0
15/10/95	1	9.37	0.11	100	0	0	0
24/11/95	25	1.45	17.28	88	12	0	0
21/12/95	4	10.58	0.38	100	0	0	0
25/01/96	7	1.36	5.15	86	14	0	0
21/02/96	0	11.37	0.00	0	0	0	0
30/03/96	0	0.23	0.00	0	0	0	0
25/04/96	0	6.20	0.00	0	0	0	0

Apéndice 7. Concentración de metales pesados en el tejido blando de *Corbicula fluminea* de las estaciones San Antonio (A) y Paraná de las Palmas (B).

A Estación San Antonio

Fecha	Talla promedio (mm)	n	Concentración (mg kg ⁻¹ ps)			
			Cd	Pb	Cu	Zn
24/11/95	19.52	5	2.20	1.80	65.00	145.00
24/11/95	20.28	5	2.50	2.30	70.00	120.00
25/01/96	19.70	8	2.00	1.90	110.00	180.00
21/02/96	18.89	6	2.50	2.00	230.00	170.00
30/03/96	20.03	6	2.50	6.00	115.00	253.00
25/04/96	20.04	6	2.60	7.50	150.00	243.00
05/06/96	19.99	6	2.50	1.70	130.00	260.00
22/07/96	19.66	4	1.20	7.60	54.00	113.00
22/07/96	19.46	6	1.90	7.80	115.00	298.00
18/07/96	20.10	5	2.70	2.20	73.00	185.00
29/08/96	19.11	10	1.50	3.60	96.00	160.00
29/08/96	19.50	10	1.30	8.60	80.00	135.00
24/09/96	19.54	6	1.60	1.40	90.00	175.00
24/09/96	18.92	7	2.50	1.10	155.00	225.00

B Estación Paraná de las Palmas

Fecha	Talla promedio (mm)	n	Concentración (mg kg ⁻¹ ps)			
			Cd	Pb	Cu	Zn
21/11/95	17.43	5	0.49	1.30	25.00	200.00
21/11/95	18.50	5	0.65	2.70	25.00	170.00
21/11/95	17.23	5	0.39	1.60	25.00	135.00
21/11/95	16.49	5	0.65	2.00	20.00	225.00
21/11/95	16.50	5	0.88	2.20	20.00	120.00
24/12/95	18.78	6	0.45	1.50	20.00	120.00
25/01/96	19.60	5	0.62	1.30	70.00	150.00
21/02/96	19.66	6	0.90	5.80	37.00	188.00
30/03/96	20.01	8	0.83	6.30	29.00	207.00
25/04/96	20.19	6	0.89	1.80	35.00	204.00
05/06/96	19.53	6	0.95	1.10	39.00	220.00
22/07/96	21.55	5	0.80	4.60	41.00	195.00
29/08/96	20.99	4	0.71	5.30	45.00	200.00
24/09/96	19.81	7	0.71	5.30	45.00	200.00
24/09/96	20.56	7	0.79	6.70	45.00	215.00
24/09/96	21.15	7	0.69	5.20	37.00	200.00

Apéndice 8. Concentración de metales pesados en el tejido blando de las almejas presentes en los sedimentos de la estación Paraná de las Palmas. DS: desvío estándar; ps: peso seco.

Fecha	Talla de las almejas (mm)			Concentración de metales pesados (mg kg ⁻¹ ps)			
	promedio	DS	n	Cd	Pb	Cu	Zn
24/09/96	10.63	2.21	13.00	0.39	6.20	10.00	200.00
29/08/96	11.11	2.11	5.00	0.45	6.20	15.00	200.00
24/11/95	16.49	2.37	5.00	0.65	2.00	20.00	225.00
24/11/95	16.50	1.73	5.00	0.88	2.20	20.00	120.00
24/11/95	17.23	5.11	5.00	0.39	1.60	25.00	135.00
24/11/95	17.43	2.09	6.00	0.49	1.30	25.00	200.00
24/11/95	18.50	2.05	5.00	0.65	2.70	25.00	170.00
24/09/96	19.81	3.28	7.00	0.71	5.30	45.00	200.00
24/09/96	20.56	4.01	7.00	0.79	6.70	45.00	215.00
24/09/96	20.99	3.65	4.00	0.71	5.30	45.00	200.00
24/09/96	21.15	3.57	7.00	0.69	5.20	37.00	200.00
24/11/95	25.55	1.43	5.00	1.20	1.70	45.00	180.00
24/09/96	26.13	2.66	5.00	1.20	2.80	140.00	160.00
24/09/96	26.33	1.48	5.00	0.78	3.40	94.00	175.00
24/11/95	27.31	1.23	5.00	1.20	2.50	70.00	150.00
24/11/95	28.41	1.25	5.00	1.20	1.10	90.00	165.00
29/08/96	28.57	0.93	5.00	1.20	2.80	140.00	160.00
24/11/95	29.38	1.02	5.00	1.60	1.30	95.00	170.00
24/09/96	29.84	1.88	5.00	1.80	5.10	180.00	250.00
24/11/95	30.39	1.02	5.00	1.20	1.40	190.00	120.00
24/09/96	31.41	2.18	5.00	1.50	4.30	250.00	180.00

Apéndice 9. Crecimiento de las almejas en cautiverio en la estación San Antonio entre septiembre de 1995 (inicio de la experiencia) y octubre de 1996.

Almeja N °	Largo total (mm)								
	15/09/96	15/10/96	24/11/95	25/01/96	21/02/96	30/03/96	24/04/96	22/07/96	19/10/96
1	6.93	7.37	9.49	12.35	12.84	12.76	12.97	13.10	13.44
2	6.95	7.39	9.84	13.44	14.01	14.02	13.90	14.18	14.17
3	7.06	7.60	10.07	13.52	13.68	14.07	14.18	14.39	14.24
4	7.25	7.69	10.07	13.22	13.37	13.69	13.80	13.73	13.78
5	7.32	8.08	10.40	13.75	14.28	14.11	14.50	14.78	14.90
6	7.39	7.97	10.29	13.40	14.06	13.81	14.36	14.33	14.46
7	7.44	7.90	10.44	13.45	13.91	14.26	14.55	14.65	14.61
8	7.48	7.69	10.51	13.19	13.87	13.95	14.29	14.20	15.10
9	7.66	8.01	10.48	13.48	14.22	14.34	14.91	14.68	Muerta
10	7.71	8.25	10.81	13.84	13.95	14.12	14.55	14.43	14.72
11	7.82	8.29	10.72	13.58	14.19	13.80	14.41	14.35	14.29
12	8.00	8.59	11.17	14.93	14.56	14.55	15.37	15.22	15.38
13	8.00	8.65	10.89	13.82	14.12	14.59	14.57	14.91	Muerta
14	8.01	8.38	10.75	13.84	14.26	14.58	14.82	14.79	15.20
15	8.10	8.47	10.98	13.83	14.14	14.14	13.98	14.46	14.53
16	8.21	9.04	11.36	13.17	14.50	14.65	14.80	14.37	14.68
17	8.22	8.77	11.05	14.10	14.33	14.30	14.35	14.70	14.88
18	8.32	8.84	11.30	14.23	14.62	14.98	14.94	14.98	15.23
19	8.32	8.96	11.30	14.26	14.34	14.34	14.83	14.52	Muerta
20	8.68	9.29	11.25	13.53	13.71	14.05	14.74	14.88	14.90
21	8.78	9.22	11.23	13.55	14.22	13.64	14.65	14.58	14.77
22	9.22	9.52	12.05	14.74	15.00	14.90	15.51	Muerta	
23	9.61	9.86	12.36	15.26	15.32	15.52	15.82	15.78	15.97
24	9.78	9.99	11.32	14.77	14.88	15.39	15.53	Muerta	
25	12.47	12.40	14.00	16.23	16.50	16.86	16.98	17.01	Muerta
26	13.08	13.18	14.73	16.51	16.85	16.93	17.00	Muerta	
27	13.60	13.63	15.32	16.53	16.73	17.68	17.71	17.95	18.01
28	13.60	13.60	11.37	17.99	17.93	17.96	17.99	18.14	18.27
29	13.72	14.96	15.90	17.03	17.00	17.10	17.14	17.21	17.12
30	13.76	14.23	15.18	16.78	Muerta				
31	13.76	14.49	Muerta						
32	13.84	13.78	15.34	17.16	17.23	17.65	17.50	Muerta	
33	15.14	15.06	15.45	17.58	17.56	17.70	17.82	17.96	18.30
34	15.22	15.54	16.91	17.47	18.16	18.24	18.26	18.63	18.61
35	15.27	15.34	15.11	16.43	16.82	16.96	17.02	17.00	Muerta
36	15.83	16.10	17.00	17.44	17.63	17.96	18.33	18.42	Muerta
37	16.44	16.43	17.84	19.02	19.10	19.18	19.26	Muerta	
38	16.76	17.12	17.73	18.80	18.69	19.08	19.15	19.20	Muerta
39	17.17	17.64	18.46	19.13	18.57	19.70	19.69	19.60	Muerta
40	17.84	17.91	18.36	19.50	19.59	19.89	19.92	Muerta	
41	18.97	18.57	18.60	19.23	19.42	19.33	19.69	19.93	19.77
42	20.08	19.81	20.56	20.81	Muerta				
43	20.14	19.55	19.89	20.06	Muerta				
44	20.42	20.17	21.03	21.20	21.60	21.89	21.92	Muerta	
45	21.08	21.32	21.45	21.69	21.98	22.21	22.98	23.06	Muerta
46	21.61	21.55	21.65	21.88	22.01	22.12	22.63	22.76	22.86
47	22.18	22.19	22.21	22.56	22.98	23.14	23.12	22.16	22.30
48	22.70	22.48	22.86	23.06	23.10	23.21	23.25	23.22	23.68
49	25.04	25.23	25.40	25.90	25.96	25.90	26.12	Muerta	

Apéndice 10. Crecimiento de las almejas en cautiverio en la estación Paraná de las Palmas entre septiembre de 1995 (inicio de la experiencia) y octubre de 1996.

Almeja N °	Largo total (mm)								
	15/09/96	15/10/96	24/11/95	25/01/96	21/02/96	30/03/96	24/04/96	22/07/96	19/10/96
1	7.00	7.86	10.81	14.23	16.37	17.16	17.17	17.10	17.89
2	7.27	8.03	11.06	16.09	16.58	16.71	16.90	16.90	17.45
3	7.44	8.30	11.37	15.73	16.72	16.91	16.88	16.91	17.68
4	7.49	8.99	10.95	15.25	16.16	16.20	16.20	16.31	17.06
5	7.56	8.47	11.14	15.28	15.28	16.05	16.10	16.17	17.23
6	7.69	8.35	11.52	15.96	16.08	16.47	17.00	17.01	17.89
7	7.77	8.76	11.33	15.52	16.43	16.74	16.98	17.05	17.87
8	7.81	8.82	11.23	15.96	16.31	16.35	16.58	16.59	17.56
9	7.84	8.74	11.15	16.36	16.29	16.40	16.96	16.94	17.85
10	7.99	8.68	11.72	15.84	16.43	16.45	17.17	17.22	18.32
11	8.11	9.57	12.24	17.40	17.30	17.43	17.91	17.98	18.35
12	8.21	8.68	11.35	16.30	16.72	16.75	16.75	16.94	17.45
13	8.22	9.00	11.64	15.50	15.56	16.58	16.60	16.74	18.51
14	8.34	9.10	11.82	16.21	17.34	17.35	17.35	17.41	Muerta
15	8.61	9.30	12.62	17.05	17.13	17.46	17.58	17.60	18.60
16	8.92	9.97	12.84	17.56	17.69	17.78	17.82	18.10	18.75
17	9.20	10.15	12.42	16.43	16.46	16.63	16.91	17.09	17.45
18	9.43	10.70	12.27	16.26	16.54	16.79	17.38	17.37	Muerta
19	9.53	10.41	12.44	16.33	16.84	17.00	17.14	17.12	17.65
20	10.49	11.39	14.00	17.70	18.01	18.20	18.20	18.08	18.31
21	10.63	11.58	13.89	17.96	18.36	18.40	18.64	18.71	18.95
22	11.83	12.52	15.01	17.89	18.23	18.45	18.86	18.92	Muerta
23	13.10	13.45	15.27	17.57	17.63	18.14	18.31	18.30	Muerta
24	13.48	14.00	16.10	Muerta					
25	13.50	13.97	15.73	17.77	18.13	18.61	18.76	Muerta	
26	14.17	14.14	15.84	Muerta					
27	14.50	15.11	16.16	17.07	17.32	18.62	19.01	19.16	Muerta
28	15.59	16.16	16.90	17.62	17.62	18.01	18.36	18.41	19.51
29	15.68	15.73	17.07	17.66	18.26	18.86	19.82	19.91	20.31
30	15.95	16.01	15.87	17.60	17.68	17.76	18.41	18.52	20.42
31	16.35	16.40	17.82	18.69	18.79	18.81	19.02	19.12	21.30
32	16.85	17.25	18.48	20.40	20.56	21.68	22.36	22.41	24.36
33	17.07	17.72	18.78	19.46	19.76	19.96	22.65	23.59	Muerta
34	17.31	17.41	18.67	19.92	20.55	21.60	22.32	22.30	Muerta
35	17.36	Muerta							
36	17.81	18.32	19.06	19.63	20.29	21.86	22.35	22.40	23.54
37	18.28	18.50	19.14	19.88	20.10	21.32	22.38	22.42	23.85
38	19.70	19.86	20.29	20.80	21.86	22.36	22.45	22.44	23.61
39	19.97	20.12	20.74	21.33	21.96	22.68	23.45	23.32	24.01
40	20.19	20.20	20.31	Muerta					
41	20.28	20.55	22.36	23.69	24.36	24.96	25.48	25.39	25.97
42	21.18	21.59	21.83	22.37	Muerta				
43	22.90	22.87	22.84	23.58	24.69	25.36	26.09	Muerta	
44	24.08	24.69	25.32	25.92	26.36	27.65	27.85	Muerta	
45	25.69	25.73	26.35	27.03	27.18	27.56	27.89	27.86	Muerta

Apéndice 11. Talla (mm) e índice de condición (IC; mg mm⁻¹) de las almejas capturadas en los sedimentos de la estación San Antonio entre octubre de 1995 y julio de 1996.

15/10/95		24/11/95		21/12/95		25/01/96		21/02/96		30/03/96		25/04/96		5/06/96		22/07/96	
Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC
16.65	2.38	15.70	2.61	16.59	2.94	17.36	1.69	17.59	1.86	17.71	2.86	16.97	1.65	11.43	1.21	5.80	0.50
17.66	2.51	16.62	2.76	17.58	1.76	17.78	3.33	18.60	2.82	18.00	3.25	17.28	2.70	16.77	2.50	7.13	0.95
17.87	2.48	16.78	3.12	17.71	2.14	18.57	3.20	18.75	2.05	18.02	3.05	18.08	1.92	16.92	1.77	7.99	0.45
18.21	2.62	17.14	2.61	18.36	2.70	18.64	2.63	18.77	2.70	18.17	2.64	18.10	1.67	17.45	2.83	17.52	4.08
18.59	2.59	17.34	3.94	18.40	2.41	18.69	2.27	18.82	2.60	18.18	2.78	18.20	2.55	17.50	2.13	17.59	2.27
18.63	2.56	18.36	3.20	18.41	2.21	18.79	2.79	18.85	2.51	18.38	2.27	18.26	1.74	17.67	1.96	17.77	1.99
18.74	2.90	18.38	3.02	18.59	2.27	18.84	1.97	18.91	2.35	18.40	2.84	18.38	2.47	17.83	2.24	17.79	2.45
18.92	2.79	18.40	3.00	18.72	2.26	18.90	2.80	18.96	2.57	18.72	2.56	18.42	2.27	17.91	2.81	17.83	2.64
19.01	2.82	18.40	2.96	18.73	3.10	18.93	2.67	18.98	2.67	19.13	2.86	18.45	1.99	18.00	1.88	17.85	2.44
19.04	2.43	19.26	2.58	18.77	2.70	19.00	3.34	18.98	2.13	19.23	3.38	18.57	1.89	18.34	2.98	18.12	3.50
19.18	3.75	19.31	3.32	18.81	2.53	19.20	3.01	19.04	2.55	19.31	2.61	18.60	2.41	18.35	2.82	18.61	1.82
19.20	3.22	19.39	2.91	18.86	2.97	19.23	2.85	19.04	2.51	19.32	4.10	18.77	2.83	18.44	1.93	18.79	2.63
19.23	2.77	19.58	2.81	18.93	2.18	19.26	2.34	19.05	2.57	19.33	4.08	18.79	1.96	18.46	2.80	18.80	2.20
19.33	2.38	19.62	3.14	18.95	2.53	19.28	3.03	19.17	2.43	19.40	3.06	18.79	2.82	18.47	2.71	18.82	2.90
19.34	2.47	19.63	3.27	19.02	2.51	19.32	3.11	19.17	2.66	19.42	2.36	18.85	2.39	18.49	2.63	18.82	2.56
19.48	2.68	19.67	2.84	19.04	2.80	19.34	2.57	19.21	2.51	19.45	3.08	18.85	2.33	18.52	2.73	18.94	2.65
19.55	2.65	19.73	3.06	19.09	2.14	19.35	2.95	19.26	2.48	19.50	3.22	18.89	1.75	18.61	2.92	18.96	2.38
19.61	2.36	19.74	3.36	19.12	2.48	19.36	2.91	19.27	2.71	19.51	4.32	18.92	2.27	18.63	3.07	18.99	1.95
19.66	2.62	19.78	3.17	19.14	2.58	19.36	3.04	19.30	2.95	19.54	2.49	19.00	2.32	18.67	2.89	19.02	3.25
19.69	2.85	19.79	3.08	19.14	2.66	19.39	2.80	19.37	2.82	19.60	3.86	19.11	2.21	18.69	2.62	19.02	3.85
19.70	2.59	19.80	3.20	19.20	5.10	19.48	3.26	19.45	2.99	19.60	2.97	19.15	2.55	18.70	2.53	19.02	2.86
19.71	2.45	19.88	2.84	19.26	2.78	19.50	3.15	19.50	2.65	19.63	2.99	19.19	2.27	18.71	2.13	19.04	3.49
19.79	2.30	19.91	3.93	19.27	2.44	19.52	2.99	19.51	2.63	19.65	3.91	19.20	2.89	18.72	2.50	19.06	4.80
19.84	2.58	19.97	3.64	19.28	2.57	19.52	3.61	19.51	2.74	19.70	2.80	19.22	2.34	18.73	2.77	19.10	3.58
19.96	2.61	20.01	2.93	19.29	2.47	19.56	2.85	19.52	2.81	19.74	2.89	19.23	2.62	18.77	2.14	19.11	2.54
19.99	2.83	20.05	3.05	19.30	2.18	19.57	2.93	19.58	2.91	19.74	3.28	19.25	1.90	18.78	2.48	19.13	2.81
20.06	2.81	20.13	3.18	19.31	2.25	19.62	2.65	19.62	3.05	19.88	2.45	19.29	2.42	18.81	2.37	19.14	2.60
20.09	2.19	20.17	3.31	19.39	2.53	19.64	2.92	19.65	2.36	19.92	4.60	19.31	2.54	18.81	2.47	19.15	2.77
20.09	2.74	20.24	3.11	19.41	2.43	19.74	2.66	19.65	2.56	19.96	2.97	19.32	2.65	18.82	2.37	19.17	2.44
20.24	2.36	20.28	3.17	19.41	2.38	19.75	2.68	19.70	3.11	19.97	3.12	19.33	2.55	18.83	2.54	19.20	2.95
20.29	3.11	20.32	3.27	19.51	2.72	19.80	2.87	19.70	2.65	19.97	3.78	19.34	2.65	18.85	2.34	19.28	2.95
20.32	2.38	20.35	3.83	19.53	2.25	19.82	3.08	19.74	3.42	20.08	2.56	19.35	2.65	18.86	2.72	19.28	2.73
20.34	3.00	20.44	2.91	19.58	2.49	19.84	2.38	19.75	2.63	20.14	2.75	19.36	2.15	18.93	2.65	19.29	3.31
20.34	2.84	20.44	3.18	19.58	2.46	19.88	2.75	19.77	2.96	20.14	1.79	19.39	2.58	18.94	2.41	19.33	2.80
20.41	2.79	20.49	3.27	19.62	2.43	20.05	3.81	19.82	2.74	20.22	3.11	19.46	2.58	19.02	2.33	19.33	2.60
20.54	2.98	20.53	2.99	19.65	2.81	20.05	3.03	19.83	2.56	20.22	2.76	19.53	1.88	19.13	2.41	19.33	2.31
20.56	2.64	20.58	3.12	19.80	2.46	20.12	3.53	19.85	2.54	20.23	3.04	19.55	1.77	19.17	2.67	19.35	2.74
20.60	2.76	20.62	3.02	19.83	2.63	20.17	3.18	19.87	2.36	20.36	2.14	19.61	2.47	19.21	2.71	19.35	2.10
20.64	2.98	20.63	3.12	19.84	2.66	20.22	3.16	19.88	2.43	20.37	4.62	19.64	2.05	19.24	2.99	19.42	2.98
20.67	2.77	20.67	3.13	19.85	2.30	20.29	2.91	19.90	2.52	20.37	5.18	19.66	2.44	19.25	2.89	19.47	2.92
20.72	2.66	20.83	3.55	20.00	2.71	20.33	3.15	19.93	2.65	20.39	3.36	19.77	2.34	19.29	2.69	19.51	2.85
20.73	2.64	20.87	3.06	20.10	2.76	20.34	3.65	19.94	2.60	20.40	4.72	19.82	2.45	19.34	2.30	19.60	2.42
21.03	2.65	20.88	3.18	20.13	2.75	20.42	2.94	20.05	2.58	20.40	4.52	19.86	2.60	19.37	3.62	19.62	3.04
21.03	2.73	20.90	3.50	20.23	2.54	20.44	3.51	20.16	2.86	20.62	3.45	19.96	2.30	19.46	2.46	19.69	2.24
21.04	2.65	20.94	3.35	20.25	2.54	20.46	2.70	20.16	2.57	20.94	3.67	20.21	2.28	19.48	2.64	19.71	2.91
21.8	2.633	21.10	3.82	20.28	2.62	20.54	2.45	20.18	2.76	20.95	3.10	20.38	1.98	19.73	2.39	19.74	2.62
21.84	2.72	21.21	4.21	20.31	2.72	20.62	2.91	20.20	2.51	21.06	3.20	20.42	2.50	19.76	3.65	19.77	2.53
22.42	2.551	21.41	2.70	20.49	2.67	20.83	3.25	20.31	2.52	21.30	3.69	20.48	2.51	19.78	2.72	19.80	2.64
22.62	2.70	21.63	3.49	20.72	2.69	21.05	3.59	20.38	2.67	21.42	4.70	20.62	2.45	19.90	2.39	19.98	2.98
22.90	2.74	21.86	4.22	21.03	2.31	22.25	2.97	21.16	2.62	22.09	2.71	20.73	1.89	19.90	2.67	20.22	3.46

Apéndice 12. Talla (mm) e índice de condición (IC; mg mm⁻¹) de las almejas capturadas en los sedimentos de la estación Paraná de las Palmas entre octubre de 1995 y julio de 1996. (-): dato no disponible.

15/10/95		24/11/95		21/12/95		25/01/96		21/02/96		30/03/96		25/04/96		5/06/96		22/07/96	
Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC	Talla	IC
5.99	0.85	10.83	1.96	16.78	4.09	15.34	2.59	17.48	3.32	15.29	2.32	8.12	1.01	9.02	1.04	9.11	0.45
6.10	0.77	13.07	2.10	17.12	4.92	15.53	2.40	18.16	3.82	16.17	3.61	8.84	1.61	9.35	1.40	9.55	0.41
6.40	0.75	16.12	4.08	17.73	5.54	17.77	4.00	18.69	4.84	18.84	3.80	9.12	0.89	9.42	1.08	9.61	0.15
8.84	1.11	16.26	3.87	17.78	5.12	18.33	5.24	19.12	5.60	18.91	4.06	9.66	1.04	9.44	1.13	9.68	0.55
15.62	4.70	17.00	5.53	17.81	5.80	18.35	5.39	19.18	5.49	19.15	4.55	9.86	0.78	9.74	1.06	9.88	0.92
15.65	4.75	17.02	4.46	17.96	6.01	18.57	5.67	19.32	5.81	19.32	5.73	10.65	1.06	19.23	4.41	10.05	0.35
15.84	4.76	17.04	5.03	18.04	5.12	18.87	5.84	19.35	5.77	19.46	9.79	10.82	1.18	19.32	4.16	10.35	0.76
15.91	5.00	17.16	4.50	18.09	6.67	18.95	5.32	19.44	5.87	19.49	7.79	12.76	2.28	19.42	4.50	10.43	0.81
16.20	4.22	17.17	5.65	18.12	5.57	18.95	4.90	19.48	5.60	19.78	4.87	13.43	1.85	19.46	3.79	10.50	0.93
16.24	4.55	17.32	5.44	18.25	6.10	19.16	5.67	19.50	4.94	19.80	4.37	18.25	3.27	19.47	3.84	16.63	1.90
16.44	5.34	17.33	5.34	18.37	6.20	19.30	4.73	19.65	6.09	19.83	4.56	19.12	3.62	19.64	4.22	19.21	2.80
16.50	5.19	17.37	4.61	18.47	5.85	19.31	5.30	19.75	6.14	19.88	4.11	19.45	3.65	19.65	4.44	20.74	5.06
16.58	5.45	17.59	5.20	18.49	5.80	19.34	5.14	19.78	6.25	20.00	5.01	19.69	4.20	19.65	4.52	21.51	5.98
16.92	5.31	18.18	5.88	18.66	5.20	19.68	6.04	19.79	6.26	20.11	8.23	20.00	3.77	19.66	4.09	22.16	6.34
17.11	5.62	18.20	5.76	18.73	6.06	19.74	5.67	19.82	5.69	20.18	4.65	20.16	4.19	19.67	3.51	25.08	4.67
17.18	5.90	18.82	6.18	18.83	5.45	19.79	5.47	19.91	5.48	20.22	4.97	20.24	1.98	19.73	3.80	25.38	10.77
17.30	5.99	18.97	4.86	18.84	6.26	19.87	5.43	19.99	5.66	20.22	5.31	20.26	4.41	20.26	5.37	25.87	5.58
17.37	5.52	19.11	6.46	18.91	6.52	20.24	6.37	20.02	5.71	20.57	5.38	20.26	4.67	20.42	4.32	27.51	7.00
17.37	6.30	19.30	4.77	19.28	6.54	20.36	10.44	20.22	8.42	20.76	4.84	20.39	4.38	20.44	7.17	27.55	6.92
18.04	6.38	19.51	5.74	19.30	6.28	20.38	6.58	20.30	6.45	21.39	5.45	20.43	4.09	20.47	4.86	27.68	7.02
18.13	5.95	19.59	7.15	19.41	6.36	20.65	6.37	20.80	6.15	22.15	8.93	20.44	4.35	20.59	4.29	27.71	5.61
22.64	9.10	20.89	6.16	19.50	6.84	20.77	6.83	20.92	6.59	22.26	6.00	20.68	4.27	20.71	4.88	28.30	9.09
23.66	9.24	23.64	11.05	19.80	7.27	20.81	6.73	20.97	7.25	24.15	12.66	20.69	2.87	20.72	4.22	28.67	10.94
24.74	6.45	23.97	6.19	19.88	7.57	21.44	6.70	21.00	6.64	25.40	7.35	20.73	4.17	20.75	5.24	28.68	8.29
25.11	9.81	24.23	9.57	19.93	6.90	22.93	8.54	21.30	6.58	25.47	8.44	20.74	4.39	20.86	4.48	28.82	7.61
26.47	11.95	24.79	8.39	20.23	6.90	23.47	7.52	24.05	8.56	25.49	7.30	21.51	4.95	20.92	4.72	28.88	6.69
27.06	13.43	24.87	6.60	20.66	7.23	23.54	8.76	24.22	9.13	25.53	16.58	24.45	6.44	20.96	4.78	28.91	7.89
27.53	9.41	24.88	7.99	20.77	7.26	24.28	8.90	24.25	7.53	25.65	7.56	24.92	4.31	20.98	4.69	29.20	7.55
27.95	12.71	25.53	7.87	20.80	7.82	24.55	9.87	24.61	8.44	25.95	7.56	26.94	6.74	21.27	5.37	29.23	8.24
29.54	9.84	25.71	7.67	21.91	9.15	25.27	8.99	25.03	10.00	26.46	17.88	28.24	7.52	21.35	4.99	29.33	6.61
29.90	7.70	25.72	7.59	23.10	5.63	27.66	11.03	25.50	9.10	26.48	7.57	28.28	6.86	23.61	4.86	29.33	8.85
30.51	9.98	25.78	8.99	23.97	10.15	27.84	9.38	25.76	9.34	26.81	8.25	28.44	7.91	23.68	5.65	29.37	10.17
32.30	11.90	25.81	8.04	24.51	10.42	27.88	9.95	25.79	10.18	27.55	7.10	28.47	7.04	24.29	6.60	29.60	9.35
32.70	8.10	25.87	7.61	24.84	9.32	27.91	9.49	25.88	10.83	27.85	12.12	28.64	7.12	25.89	6.98	29.61	10.72
-	-	26.29	7.69	24.94	9.44	28.07	11.54	25.97	15.06	28.09	9.32	28.69	5.35	26.36	7.49	29.67	8.66
-	-	26.60	7.64	25.32	9.96	28.19	10.26	26.32	10.91	28.17	5.39	28.95	6.46	26.55	7.07	29.91	9.38
-	-	27.16	7.46	25.34	8.25	28.24	8.54	26.37	8.97	28.30	14.85	29.23	8.56	26.65	6.54	29.94	8.33
-	-	28.10	8.98	26.21	9.33	28.33	10.58	27.96	11.06	28.32	7.88	29.27	4.96	26.67	6.18	30.05	9.00
-	-	28.23	8.13	27.88	9.41	28.82	8.98	28.21	9.29	28.39	8.03	29.38	7.19	27.26	6.93	30.15	9.06
-	-	28.47	9.56	27.99	10.83	29.26	9.89	28.44	9.86	29.03	7.59	30.04	6.54	27.72	10.50	30.20	11.31
-	-	28.61	8.17	28.27	12.78	29.35	11.42	28.49	9.14	29.05	7.07	30.15	7.40	28.16	7.08	30.32	28.38
-	-	28.77	7.61	28.68	11.23	29.47	10.36	29.58	12.94	29.35	7.75	30.20	8.80	28.50	7.64	30.59	9.31
-	-	28.83	7.73	29.58	9.60	29.55	10.78	29.80	11.09	29.45	6.89	30.30	27.51	28.86	6.73	30.71	11.05
-	-	-	-	29.66	10.65	29.75	10.01	29.80	8.29	29.58	7.89	30.38	8.84	29.55	6.84	30.76	6.90
-	-	-	-	29.67	11.13	29.79	12.46	30.04	14.86	29.77	8.23	30.79	7.78	29.58	8.05	30.80	9.27
-	-	-	-	30.33	11.68	30.56	9.19	30.45	11.44	29.82	9.26	30.86	7.28	30.12	8.23	31.17	11.10
-	-	-	-	30.97	10.77	31.03	10.34	30.82	8.35	29.93	7.50	31.7	8.85	30.42	7.17	31.46	7.01
-	-	-	-	31.79	12.71	31.11	12.15	30.94	8.97	30.40	8.61	31.98	7.42	30.57	9.17	31.46	6.93
-	-	-	-	33.22	10.41	31.25	11.59	31.42	11.33	33.08	9.91	32.51	7.78	31.50	7.52	31.77	9.10
-	-	-	-	-	-	31.98	14.32	31.55	11.93	-	-	32.82	8.19	32.94	9.43	32.26	9.15

Bibliografía

- Abaychi J. K. y Y. Z. Mustafa, 1988. The Asiatic clam, *Corbicula fluminea*: an indicator of trace metal pollution in Shatt al-Arab River, Iraq. *Environmental Pollution*, 54: 109-122.
- Abbott T. M., 1979. Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) vertical distributions in Delta Hollow Reservoir Tennessee. En J. C. Britton (ed.), *Proc. First Internat. Corbicula Simp.* Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 111-118.
- Aldridge D. W., 1976. Growth, reproduction and bioenergetics in a natural population of the Asiatic freshwater clam, *Corbicula manilensis* Philippi. M.S. Thesis, University of Texas, Arlington.
- Aldridge D. W. y R. F. McMahon, 1978. Growth, fecundity, and bioenergetics in a natural population of the freshwater clam, *Corbicula fluminea* Philippi, from north central Texas. *J. moll. Stud.*, 44: 49-70.
- Anónimo, 1992. Río de La Plata. Calidad de las aguas. Franja costera sur (San Isidro - Magdalena).- AGOSBA, OSN, SIHN: 1-115 + 1-53 pp.
- Araujo R., D. Moreno y M. A. Ramos, 1993. The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae). *Europe. Am. Malacol. Bull.*, 10(1): 39-49.
- Battelle J., 1986. Sediment quality criteria methodology validation: calculation of screening level concentrations from field data. Final report. U.S. Environmental Protection Agency, Criteria and Standards Division, Washington, D.C.: 60 pp.
- Bayne B. L., M. N. Moore, J. Widdows, D. R. Livingstone y P. Salked, 1979. Measurement of the responses of individuals to environmental stress and pollution: studies with bivalve mollusks. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, 286: 563-581.
- Bayne B. L. y C. M. Worrall, 1980. Growth and production of mussel *Mytilus edulis* from two populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 3: 317-328.
- Belanger S. E., 1991. The effect of dissolved oxygen, sediment, and sewage treatment plant discharges upon growth, survival and density of Asiatic clams. *Hydrobiologia*, 218: 113-126.

- Belanger S. E., D. S. Cherry y J. Cairns, 1986a. Uptake of chrysotile asbestos fibers alters growth and reproduction of Asiatic clams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 43-52.
- Belanger S. E., D. S. Cherry y J. Cairns, 1986b. Growth of Asiatic clams (*Corbicula* sp.) during and after long-term zinc exposure in field-located and laboratory artificial streams. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 15: 427-434.
- Belanger S. E., D. S. Cherry, J. L. Farris, K. G. Sappington y J. Cairns, 1991. Sensitivity of the Asiatic clam to various biocidal control agents. *J. Am. water works Assoc*: 79-87.
- Belanger S. E., J. L. Farris, D. S. Cherry y J. Cairns, 1985. Sediment preference of the freshwater Asiatic clam, *Corbicula fluminea*. *Nautilus*, 99: 66-73.
- Belanger S. E., J. L. Farris, D. S. Cherry y J. Cairns, 1990. Validation of *Corbicula* growth reductions induced by copper in artificial streams and natural rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 904-914.
- Bickel D., 1966. Ecology of *Corbicula manilensis* Philippi in the Ohio river at Louisville, Kentucky. *Sterkiana*, 23: 19-24.
- Bij de Vaate A., 1991. Colonization of German part of the river Rhine by the Asiatic clam, *Corbicula fluminea* Müller, 1774 (Pelecypoda, Corbiculidae). *Bull. Zool. Museum. Amsterdam*, 13(2): 13-16.
- Bij de Vaate A. y M. Greijdanus-Klass, 1990. The Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Pelecypoda, Corbiculidae), a new immigrant in the Netherlands). *Bull. Zol. Museum Amsterdam*, 12(12): 173-178.
- Bilos C., J. C. Colombo y M. J. Rodríguez Presa, 1998. Trace metals in suspended particles, sediments and Asiatic clams (*Corbicula fluminea*) of the Río de la Plata estuary, Argentina. *Environ. Poll.*, 99: 1-11.
- Boltovskoy D., N. Correa, D. Cataldo, J. Stripeikis y M. Tudino, 1997. Environmental stress on *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná river delta (Argentina): complex pollution-related disruption of population structures. *Arch. Hydrobiol.*, 138: 483-507.

- Boltovskoy D., I. Izaguirre y N. Correa, 1995. Feeding selectivity of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) on natural phytoplankton. *Hydrobiologia*, 312: 171-182.
- Bonetto A. A., 1986. The Paraná River system. En: *The ecology of river system* (Davies B. R. y K. F. Walker Eds.). Dr W. Junk publishers, Dordrecht. The Netherlands: 541-555.
- Bonetto A. A. y S. Hurtado, 1999. Región 1: Cuenca del Plata. En: *los Humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación.* Ed. Canevari P., D. E. Blanco, E. Bucher, G. Castro y I. Davidson. *Wetlands International Publicación N° 46*, Buenos Aires: 31-69.
- Bonetto A. A., Y. Zolocar y E. R. Vallejos, 1982. Contribución al conocimiento del fitoplancton del Paraná Medio. I. *Ecosur*, 9(18): 189-212.
- Bonetto C., L. de Cabo, N. Gabellone, A. Vinocur, J. Donadelli y F. Unrein, 1994. Nutrient dynamics in the deltaic floodplain of the Lower Paraná River. *Arch. Hydrobiol.*, 131: 227-295.
- Bonetto C. A., Y. Zolocar, P. M. Caro y E. R. Vallejos, 1979. Producción primaria del fitoplancton del río Paraná en el área de su confluencia con el río Paraguay. *Ecosur*, 6(12): 207-227.
- Bonetto C. A., Y. Zalocar De Domitrovic y E. R. Vallejos, 1983. Fitoplancton y producción primaria del río Alto Paraná (Argentina). *Physis*, 41: 81-93.
- Bonfinis C. G., 1962. *Revista de Investigación Agrícola*. 16(3): 257
- Britton J. C., D. R. Coldiron, L. P. Evans, C. Golightly, K. D. O'Kane. y J. R. Teneych, 1979. Reevaluation of the growth pattern In *Corbicula fluminea* (Müller). En: Britton, J.C. Britton (Ed.), *Proceedings of the First International Corbicula Symposium*, Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 177-192.
- Britton J. C. y B. Morton, 1979. *Corbicula* in North America: The Evidence Reviewed and Evaluated. En J. C. Britton (ed.), *Proc. First Internat. Corbicula Simp.* Texas Christian University, Fort Worth: 249-287

- Britton J. C. y B. Morton, 1986. Polymorphism in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculoidea) from North America. *Malacol. Rev.*, 19: 1-43.
- Britton J. C. y C. E. Murphy, 1977. Distribution of *Corbicula manilensis* in Texas with notes on certain aspects of its ecology. *Nautilus*, 9(1): 20-25.
- Bryan G. W. y P. E. Gibbs, 1983. Heavy Metals in the Fall Estuary, Cornwall: A study of long-term contamination by mining waste and its effects on estuarine organisms. *Mar. Biol. Ass. UK, Occasional Pub*: 1-122.
- Burch J. Q., 1944. Check list of West North American marine mollusca from San Diego Calif., to Alaska. *Min. Conchol. Club South. Calif.*, 38: 11-18.
- Burton G. A. y K. J. Scott, 1992. Sediment Toxicity Evaluations. Their niche in ecological assessments. *Environmental Science and Technology*, 26: 2068-2075.
- Buttner J. K. y R. C. Heidinger, 1980. Seasonal variation in growth of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, in a southern Illinois fish pond. *Nautilus*, 94: 8-10.
- Buttner J. K. y R. C. Heidinger, 1981. Filtration rate of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea*. *Transaction of the Illinois State Academy Science*, 74: 13-17.
- Cain D. J. y S. N. Luoma, 1990. Influence of seasonal growth, age, and environmental exposure on Cu and Ag in a bivalve indicator, *Macoma balthica*, in San Francisco bay. *Marine Ecology Progress. Series*, 60: 45-55.
- Carlton J. T., 1985. Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanography and Marine Biology, An Annual Review*, 23: 313-371.
- Carlton J. T. y J. B. Geller, 1993. Ecological roulette: the global transport and invasion no indigenous marine organisms. *Science*, 261: 78-82.
- Chengelis C. P., D. C. Dood, M. Means y F. N. Kotsonis, 1986. Protection by zinc against acetaminophen induced hepatotoxicity in mice. *Fundamental and Applied Toxicology*, 6: 278-284.

- Cherry D. S., J. H. Rodgers, R. L. Graney y J. Cairns, 1980. Dynamics y control of the Asiatic clam in the New Rivers, Virginia. Bull. Va. Water Resour. Res. Cent., 123: 1-72.
- Cheung Y. H. y M. H. Wong, 1992. Comparison of trace metals contents of sediments and mussels collected within and outside Tolo Harbour, Hong Kong. Environmental Management, 16: 743-751.
- Clark G. R., 1980. Study of molluscan shell structure and growth lines using thin sections. En: D. C. Rhoads & R. A. Lutz (eds.). Skeletal growth of aquatic organisms. Plenum Press, New York and London: 603-606.
- Clarke J. H., A. N. Clarke, D. J. Wilson y J. J. Friauf, 1977. On the use of *Corbicula fluminea* as indicators of heavy metal contamination. En J. C. Britton (ed.), Proc. First Internat. *Corbicula* Simp. Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 249-287.
- Coldiron D. R., 1975. Some aspects of the biology of the exotic mollusk *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculidae). M. S. Thesis Texas Christian University. Fort Worth, Texas. 92 pp.
- Colombo J. C., C. Bilos, M. Campanaro, M. J. Rodriguez Presa, y J. A. Catoggio, 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 y 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.
- Colombo J. C., M. F. Khalil, M. Arnac, A. C. Horth y J. A. Catoggio, 1990. Distribution of chlorinated pesticides and individual polychlorinated biphenyls in biotic and abiotic compartments of the Río de la Plata, Argentina. Environmental Science and Technology, 24: 498-505.

- Colombo J. C., E. Pelletier, C. Brochu, M. Khalil. y J. A. Catoggio, 1989.
 Determination of hydrocarbons sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science and Technology*, 23: 888-894.
- Correa N., C. Petracchi y P. Bordino, 1992. Datos preliminares sobre abundancia y estructuras de tallas de *Corbicula fluminea* (Mollusca, Bivalvia) en el delta inferior del río Paraná. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 7: 290-304.
- Counts C. L., 1980. The genus *Corbicula* Muhlfield (Bivalvia: Corbiculidae) in Africa and South America: zoogeographic and taxonomic problems. *Bull. Am. Malacol. Union*: 71-72.
- Counts C. L. 1981. *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in British Columbia. *Nautilus*, 95(1): 12-13.
- Counts C. L., 1986. The zoogeography and history of invasion of the United States by *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). En: R.S. Prezant (ed.), *Proc. Second Internat. Corbicula Symp. Am. Malacol. Bull., Special Edition*, 2: 7-39.
- Csirke J. B., 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, Doc. Téc. Pesca, 192: 88 pp.
- Cutter G. A., 1989. The estuarine behaviour of selenium in San Francisco Bay. *Estuarine, Coastal shelf Sci.*, 28: 13-34.
- Daling P. M., D. L. Stiles, S. A. Weakley y K. I. Johnson, 1989. Value/ Impact analysis for generic Issue 51: Improving the reliability of open-cycle service-water system. Division of safety issue resolution office of nuclear regulatory research U. S. Nuclear Regulatory Commission. Washington, DC 20555. NRC FIN B2977: 136 pp.
- Darrigan G. A. y A. Coppola, 1994. Los bivalvos invasores del Río de la Plata. Su potencial uso como bioindicadores ambientales. I Congreso y III Reunión Argentina de Limnología Tankay, 1: 10-13. Fac. de Cs. Nat. e Inst. Miguel Lillo, Univ. Nac. de Tucumán, Argentina.

- de Cabo L., S. Arreghini, A. Puig y H. F. Olguín, 1998. Caracterización físico-química y del plancton del bajo delta del río Paraná. Revista del Museo de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales, 8(1): 1-14.
- del Giorgio P., A. L. Vinocur, R. J. Lombardo y G. Tell, 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river. A multivariate approach. Hydrobiol., 224: 129-154.
- Descy J. P., 1987. Phytoplankton composition and dynamics in the river Meuse (Belgium). Archiv Fur Hydrobiologie. Supplement, 78 (2): 225-245.
- Díaz R. J., 1974. Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Philippi) in the tidal James River, Virginia. Chesapeake Sci., 15: 118-120.
- Doherty F. G., 1990. The Asiatic clam, *Corbicula* sp., as a biological monitor in freshwater environments. Environmental Monitoring and Assessment, 15: 143-181.
- Doherty F. G. y D. S. Cherry, 1988. Tolerance of the Asiatic clam, *Corbicula* sp. to lethal levels of toxic stressors- a review. Environmental Pollution, 51: 236-311.
- Doherty F. G., D. S. Cherry y J. Cairns, 1987. Spawning periodity of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* in the New River, Virginia. Am. Midl. Nat., 117: 71-82.
- Doherty F. G., J. L. Farris, D. S. Cherry y J. Cairns, 1986. Control of the freshwater fouling bivalve, *Corbicula fluminea* by halogenation. Arch. Envir. Contam. Toxicol., 15: 535-542.
- Dreher Mansur M. C., C. Schulz, M. G. Oliveira da Silva y N. M. Rodrigues , 1991. Moluscos Bivalves Límnicos da Estacao Ecológica do Taim e Areas Adjacentes, Rio Grande do Sur, Brasil. Iheringia, Ser. Zool. Porto Alegre, 71: 43-58.

- Dreier H., 1977. Study of *Corbicula* in Lake Sangehris. En: "The Annual Report for Fiscal Year 1976. Lake Sangehris Project" Section 7, 7.1-7.5. Illinois Nat. History Survey, Urbana.
- Dreier H. y J. A. Tranquilli, 1981. Reproduction, growth, distribution, and abundance of *Corbicula* in an Illinois cooling lake. Illinois Nat. History Survey Bull., 32: 378-393.
- Dudgeon D., 1980. A comparative study of the Corbiculidae of Southern China. En: Proceedings of the First International Workshop on the Malacofauna of Hong Kong and Southern China. (B. Morton ed.). Hong Kong Univ. Press. Hong Kong: 37-60.
- Dundee D. S. y H. A. Dundee, 1958. Extensions of known ranges of four mollusks. Nautilus, 72: 51-53.
- Eng L. L., 1977. Biology and population dynamics of the Asiatic clam, *Corbicula manilensis* (Philippi, 1841). En: the Delta-Mendota Canal, San Joaquin Valley, California Ph.D. Diss., Univ. California, Davis: 1-175.
- Eng L. L., 1979. Population dynamics of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Müller) in concrete-lined Delta-Mendota Canal of central California. En: J.C. Britton (ed.), Proc. First Internat. *Corbicula* Simp. Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 249-287.
- Evans L. P., C. E. Murphy, J. C. Britton y L. W. Newland, 1979. Salinity relationships in *Corbicula fluminea* (Müller). J.C. Britton (ed.), Proc. First Internat. *Corbicula* Simp. Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 193-214.
- Farris J. L., J. H. Van Hassel, S. E. Belanger, D. S. Cherry y J. Cairns, 1988. Application of cellulolytic activity of Asiatic clams (*Corbicula* sp.) to in-stream monitoring of power plant effluents.- Environm. Toxicol. Chem., 7: 701-713.
- Fast A. W., 1971. The invasion and distribution of the Asiatic clam (*Corbicula manilensis*) in the southern California reservoir. Bull. South. Calif. Acad. Sci., 70: 91-98.

- Ferm V. H. y S. J. Carpenter, 1967. Teratogenic effects of cadmium and its inhibition by zinc. *Nature*, 216-1123.
- Fich J. E., 1953. *Corbicula fluminea* in the Imperial Valley. *Min. Conchol. Club South Calif.*, 130: 9-10.
- Foe C. y A. W. Knight, 1985. The effect of phytoplankton and suspended sediment on the growth of *Corbicula fluminea* (Bivalvia). *Hydrobiologia*, 127: 105-115.
- Foe C. y A. W. Knight, 1986a. Growth of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) fed artificial and algal diets. *Hidrobiologia*, 133: 155-164.
- Foe C. y A. W. Knight, 1986b. A method for evaluating the sublethal impact of stress employing *Corbicula fluminea*. *American Malacological Bulletin*, Special Edition, 2: 133-142.
- Foster R. B., 1981. Use Asiatic clam larvae in aquatic hazard evaluations. *Ecological Assessments of Effluent Impacts on Communities of Indigenous Aquatic Organisms*. ASTM STP 730. J.M. Bates and C.L. Weber, Editors. American Society Test. Materials: 280-288.
- Fox R. O., 1970. *Corbicula* in Baja California. *Nautilus*, 83: 138-145.
- Fritz L. W. y R. A. Lutz, 1986. Environmental perturbations reflected in internal shell growth patterns of *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia). *Veliger*, 28: 401-417.
- Gainey L. F., 1978. The response of the Corbiculidae (Mollusca: Bivalvia) to osmotic stress: The organismal response. *Physiol. Zool.*, 51: 68-78.
- Gayanilo F. C., P. Sparre y D. Pauly, 1995. The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FISAT) User's Guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 7. Rome. 1995: 126 pp.
- Goldberg E. D., J. W. Farrington, R. Dawson, E. Schneider, A. B. Jernelov y L. D. Mee, 1992. The international mussel watch. A global assessment of environmental levels of chemical contaminants. UNESCO: Paris 1992: 332 pp.

- Gollasch S., 1996. Untersuchungen des Arteintrages durch den internationalen schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichtheimischer Arten. Dr. Kovac, Hamburg (Diss.): 314 pp.
- Gollasch S. y E. Leppakoski, 1999. Initial risk assessment of alien species in Nordic coastal waters. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 1999: 244 pp.
- Golterman H. L., 1969. Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters (IBP Handbook 8). Blackwell, Oxford: 167 pp.
- Goss L. B. y C. Cain, 1977. Power plant condenser and service water system fouling by *Corbicula*, the Asiatic clam. En "Biofouling Control Procedures" (L. D. Jensen Ed.). Dekker, New York: 11-17.
- Goss L. B., J. M. Jackson, H. B. Flora, B. G. Isom, C. Gooch, S. A. Murray, C. G. Burton y W. Brain, 1979. Control studies on *Corbicula* for steam-electric generating plants. En: J.C. Britton (ed.), Proc. First Internat. *Corbicula* Simp. Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 139-151.
- Gulland J. A., 1971. Science and fishery management. J. Cons. CIEM., 33(3): 417-477.
- Gulland J. A. y S. J. Holt, 1959. Estimation of grow parameters for data at unequal time intervals. J. Cons. CIEM, 25 (1): 9-47.
- Gunning G. E. y R. D. Suttkus, 1966. Occurrence and distribution of Asiatic clam, *Corbicula leana*, in Pearl River, Louisiana. Nautilus, 79: 113-116.
- Harrison F. L., J. P. Knezovich y D. W. Rice, 1984. The toxicity of copper to the adult and early life stages of the freshwater clam, *Corbicula manilensis*. Arch. Environm. Contam. Toxicol., 13: 85-92.
- Harvey R. S., 1981. Recolonization of reactor cooling water system by the Asiatic clam *Corbicula fuminea*. Nautilus , 95 (3): 131-136.
- Heard W. H., 1964. *Corbicula fluminea* in Florida. Nautilus, 77: 105-107.
- Heinsohn G. E., 1958. Life history and ecology of the freshwater clam, *Corbicula fluminea*. M.A. Thesis, University of California, Berkley: 64 pp.

- Hill W. y A. Knight, 1981. Food preference of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Estuaries*, 4: 238-245.
- Hornbach D. J., 1992. Life history traits of a riverine population of the Asian clam *Corbicula fluminea*. *Am. Midl. Nat.*, 127: 248-257
- Horne F. R. y S. McIntosh, 1979. Factors influencing distribution of mussels in the Blanco river of Central Texas. *Nautilus*, 93: 119-133.
- Horning W. B. y L. Keup, 1964. Decline of the Asiatic clam in Ohio River. *Nautilus*, 78: 29-30.
- Ingram W. M., 1959. Asiatic clam as potential pests in California water supplies. *J. Amer. Water Works Assoc.* March 1959: 363-370.
- Ingram W. M., L. Keup y C. Henderson, 1964. Asiatic clam at Parker Arizona. *Nautilus*, 77: 121-125.
- INTA, 1963. Proyectos de fomento agrícola del Delta del Paraná por los técnicos de NEDECO (Holanda). *Bol. Delta del Paraná*, 3(4): 3-112.
- Iriondo M. H., 1980. Esquema evolutivo del delta del Paraná durante el Holoceno. Simposio sobre problemas geológicos del litoral atlántico bonaerense. *Resúmenes*: 75-88.
- Isom B. G., C. Gooch, L. T. Neill y J. Mosses, 1978. Acute thermal effects on Asiatic clam (*Corbicula manilensis* Philippi) Rep. No 1-WQ-78-12. TVA Division of Environmental Planning. special Projects and Research Program. Water Quality Ecology Branch, Muscle Shoals, Alabama: 356 pp.
- Ituarte C. F., 1981. Primera noticia acerca de la presencia de pelecipodos asiáticos en el área rioplatense. *Neotropica*, 27: 79-82.
- Ituarte C. F., 1985. Growth dynamics in a natural population of *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Sphaeriacea) at Punta Atalaya, Río de la Plata, Argentina. *Stud. Neot. Fauna Envir.*, 20: 217-225.
- Ituarte C. F., 1994. *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Paraná, Uruguay, and Río de la Plata Basins. *Nautilus*, 107: 129-135.

- Izaguirre I. y I. O'Farrell, 1999. Temporal fluctuation of phytoplanktonic chlorophylla and primary production in a turbid floodplain lake of the river Paraná (Argentina). *Gayana Bot.*, 56(1): 39-51.
- Janiot L. J., J. L. Sericano y O. E. Roses, 1994. Chlorinated pesticide occurrence in the Uruguay river (Argentina - Uruguay). *Water, Air and Soil Pollution*, 76: 323-331.
- Kalff J. y R. Knoechel, 1978. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 9: 475-495.
- Keup L, W. B. Horning y W. M. Ingram, 1963. Extension of the Asiatic Clam to Cincinnati reach of the Ohio River. *Nautilus*, 77: 18-21.
- Kimbrough D. E. y J. Wakakuwa, 1992. A study of the linear ranges of several acid digestion procedures. *Environmental Science and Technology*, 26: 173-178.
- King C. A., C. J. Langdon y C. L. Counts, 1986. Spawning and early development of *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in laboratory culture. *Amer. Malacol. Bull.*, 4: 81-88.
- Kraak M. H. S., M. Toussaint, E. A. J. Bleeker y D. Lavy, 1993. Metal regulation in two species of freshwater bivalves. En: Dallinger R., P. S. Rainbow (Eds.). *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. SETAC Special Publication Series. Lewis, Boca Raton FL: 175-186.
- Kraak M. H. S., M. Toussaint, D. Lavy y C. Davids, 1994. Short-term effects of metals on the filtration rate of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Environmental Pollution*, 84: 139-143.
- Kraemer L. R., 1978. *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Sphaeriacea): the functional morphology of its hermaphroditism. *Bulletin of the American Malacological Union*, 1978: 25-31.
- Kraemer L. R., 1979. Juvenile *Corbicula*: their distribution in the Arkansas River benthos. En Britton, J. C. (ed.). *Proceedings, First International Corbicula Symposium*. Texas Christian University Research Foundation Publication, Fort Worth, Texas: 90-97.

- Kraemer L. R., 1984. Aspects of the functional morphology of some fresh-water bivalve nervous system: effects on reproductive processes and adaptation of sensory mechanisms in the Sphaeriacea and Unionacea. *Malacologia*, 25 (1): 221-239.
- Kraemer L. R., M. L. Galloway, 1986. Larval development of *Corbicula fluminea* (Müller) (Bivalvia: Corbiculolacea): an appraisal of its heterochrony. *American Malacological Bulletin*, 4: 61-79.
- Kraemer L. R. y S. Lott, 1977. Microscopic anatomy of the visceral mass of *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Sphaeriacea). *Bulletin of the American Malacological Union*, 1977: 48-56.
- Kraemer L. R., C. Swanson, M. Galloway y R. Kraemer, 1986. Biological basis of behavior in *Corbicula fluminea*, II. Functional morphology of reproduction and development and review of evidence for self-fertilization. *American Malacological Bulletin special edition*, 2: 193-201.
- Landis W. G. y M. Ho Yu, 1999. Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological system. Lewia Publishers. Boca Raton London New York Washington D.C.: 390 pp.
- Langston W. J., 1990. Toxic effects of metals and the incidence of metal pollution in marine ecosystem.- En: Heavy metals in the environment (R.W. Furness and P.S. Rainbow, eds.). CRC Press Boca Raton: 101-122.
- Lenat D. R. y C. M. Weiss, 1973. Distribution of benthic macroinvertebrates in Lakes Wylie North Carolina- South Carolina. Dep. Environ. Sci. Eng., Publ. No 331 School of Public Health, University of North Carolina at Chapel Hill. Chapel Hill: 269 pp.
- Loez C. R. y A. Salibian, 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du Río Reconquista (Buenos Aires, Argentine). Une rivière urbaine polluée. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 23: 283-296.
- Long E. R., M. F. Buchman, S. M. Bay, R. J. Breteler, R. S. Carr, P. M. Chapman, J. E. Hose, A. L. Lissner, J. Scott y D. A. Wolfe, 1990. Comparative

- evaluation of five toxicity tests with sediments from San Francisco Bay and Tomales Bay, California. *Environmental Toxicological Chemistry*, 9: 1193-1214.
- Luoma S. N. y G. W. Bryan, 1981. A statistical assessment of the form of metal in oxidized estuarine sediments employing chemical extractants. *Sci. Total Environ.*, 17: 165-196.
- Luoma, S. N. y J. L. Carter, 1991. Effects of trace metals on aquatic benthos. In: Newman, M.C., McIntosh, A.W. (Eds.), *Metal ecotoxicology: concepts and applications*. Lewis: 261-300.
- Luoma S. N., R. Dagovitz y E. Axtmann, 1990. Temporally intensive study of trace metals in sediment and bivalves from a large river-estuarine system: Suisun bay/ Delta in San Francisco bay. *The Science of Total Environment*, 97/98: 685-712.
- Manly R. y W. O George, 1977. The occurrence of some heavy metals in populations of the freshwater mussel *Anodonta anatina* from the River Thames. *Environmental pollution*, 14: 139-154.
- Marking, L. L. y W. L. Mauck, 1975. Toxicity of paired mixtures of candidate forest insecticides to rainbow trout. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 13: 518-523.
- Martínez E. R., 1987. *Corbicula manilensis* Asiatic mollusc introduced in Carpie and San Juan rivers, Monagas, Venezuela. *Acta Cient. Venez.*, 38(3): 384-385.
- Mattice J. S., 1979. Interactions of *Corbicula sp.* with power plants. En: J.C. Britton (ed.), *Proc. First Internat. Corbicula Simp.* Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 119-138.
- Mattice J. S. y L. L. Dye, 1976. Thermal tolerance of adult Asiatic clam. *ERDA Symp. Ser.*, 40: 130-135.
- Mattice J. S. y L. D. Wright, 1986. Aspects of growth of *Corbicula fluminea*. *Am. Malacol. Bull. Special Edition*: 167-178.

- McMahon R. F., 1979. Response to temperature and hypoxia in the oxygen consumption of the introduced Asiatic freshwater clam *Corbicula fluminea* (Müller). *Comp. Biochem. Physiol.*, 63: 383-388.
- McMahon R. F., 1982. The occurrence and spread of the introduced Asiatic freshwater bivalve. *Corbicula fluminea* (Müller) in North America: 1924-1981. *Nautilus*, 96: 134-141.
- McMahon R. F., 1983. Ecology of an invasive pest bivalve *Corbicula*. The Mollusca. Ecology. In W.D. Russell-Hunter (ed.), Academic Press, Inc., New York: 505-561.
- McMahon, R. F. y C. J. Williams, 1986a. A reassessment of growth rate, life span, life cycles and population dynamics in a natural population and field caged individuals of *Corbicula fluminea* (Müller) (Bivalvia: Corbiculacea). *Am. Malacol. Bull. Special Edition No. 2*: 151-166.
- McMahon, R. F. y C. J. Williams, 1986b. Growth, life cycle, upper thermal limit and downstream colonization rates in a natural population of the freshwater bivalve mollusc, *Corbicula fluminea*. En: R.S. Prezant (ed.), *Proc. Second. Internat. Corbicula Symp.*, *Am. Malacol. Bull. Special Edition No 2*: 231-239.
- Medcof J. C., 1975. Living marine animals in a ship's ballast water. *Proc. National Shellfish Association*, 65: 11-22.
- Metcalf A. L., 1966. *Corbicula manilensis* in the Mesilla Valley of Texas and New Mexico. *Nautilus*, 80: 16-20.
- Minckley W. L., J. E. Jonson, J. N. Rinne y S. E. Willoughby, 1970. Foods of buffalofishes, genus *Tctiobus*, in central Arizona reservoirs. *Trans. Am. Fish Soc.*, 99: 333-342.
- Morton B., 1977. The population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. *J. Zool. Lond.*, 181: 21-42.

- Morton B., 1979. Freshwater fouling bivalves. En: J.C. Britton (ed.), Proc. First Internat. *Corbicula* Simp. Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 13-15.
- Morton B., 1986. *Corbicula* in Asia – an update synthesis. American Malacological Bulletin, Special edition, 2: 113-124.
- Mouthon J., 1981. Sur la présence en Francia et en Portugal de *Corbicula* (Bivalvia Corbiculidae) originaire d'Asia. Basteria, 45: 109-116.
- Mujica F., 1986. Proyecto delta. serie: documentos de trabajos, estación experimental agropecuaria delta del Paraná. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA): 1-20.
- Müller O. F., 1774. Vermium terrestrium et fluviatillium, seu animalium infusiorum, helminthicorum, et testaceorum, non marinorum succincta historia. Testacea. Havnie et Lipsiae, 2: 1-124.
- Munro J. L., 1983. Caribbean coral reef fishery resources ICLARM Stud. Rev. 7: 276 pp.
- Naimo T. J., D. L. Waller y L. E. Holland Bartels, 1992. Heavy metals in the Threeridge mussel *Amblema plicata* (Say, 1817) in the upper Mississippi River. J. of Freshwater Ecology, 7(2): 209-217.
- O'Farrell I., 1994. Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). Hydrobiologia, 289: 109-117.
- O'Farrell I., I. Izaguirre y A. Vinocur, 1996. Phytoplankton ecology of the Lower Paraná River (Argentina). Arch. Hydrobiol., 115: 75-89.
- O' Farrell I., A. Vinocur y R. J. Lombardo, 1998. Cross-channel and vertical variation in diversity and abundance of phytoplankton in the Lower Paraná River, Argentina. Archiv fur Hydrobiologie, Supplement 115 (2): 103-123.

- O'Kane K. D., 1976. A population study of the exotic bivalve *Corbicula manilensis* (Phillipi, 1841) in selected Texas reservoirs. Ms Thesis, Dept. Biol., Texas Christian Univ.
- Olazarri J., 1986. Las almejas del género *Corbicula* en el río Uruguay. Resúmenes de Comunicaciones, Seminario " El río Uruguay y sus recursos" CARU-INAPE-INIDEP. Entre Ríos, Argentina.
- Pauly D., 1979. Theory and management of tropical multispecies stocks: a review with emphasis on the Southeast Asian demersal fisheries. ICLARM Stud. Rev. 1: 35 pp.
- Pauly D., 1980. A selection of simple method for the assessment of tropical fish stocks. FAO Fish. Circ. 729: 54 pp.
- Pauly D., 1981. Tropical stock assessment package for programmable calculators and micro-computers. ICLARM Newsl., 4 (3): 3-10.
- Pauly D., 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators ICLARM Stud. Rev. 8: 325 pp.
- Pauly D., 1987. A review the ELEFAN system for analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates. En: D. Pauly y G. R. Morgan (eds.). Length-based methods in fisheries research. ICLARM Conference Proceedings. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, and Kuwait Institute for Scientific Research, safat, Kuwait: 7-34 pp.
- Payne B. S., A. C. Miller, P. D. Hartfield y R. F. McMahon, 1989. Variation in size demography of lotic populations of *Corbicula fluminea* (Müller). Nautilus, 103: 78-82.
- Phelps H. L., 1993. Sediment toxicity of the Anacostia river estuary, Washington, DC. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 51: 582-587.
- Phelps H. L., 1994. The Asiatic Clam (*Corbicula fluminea*) Invasion and System-Level Ecological Change in the Potomac River Estuary Near Washington, D.C. Estuar., 17: 614-621.

- Phelps H. L. y K. A. Warner, 1990. Estuarine sediment bioassay with oyster pediveliger larvae (*Crassostrea gigas*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 197-204.
- Prezant R. E. y K. Chalermwat, 1984. Flotation of the bivalve *Corbicula fluminea* as a means of dispersal. *Science*, 225: 1491-1493.
- Prokopovich N. P., 1969. Deposition of clastic sediments by clams. *Sediment. Petrol.*, 39: 891-901.
- Reid R. G., R. F. McMahon, D. O. Foighil y R. Finnigan, 1992. Anterior inhalant current and pedal feeding in Bivalves. *Veliger*, 35 (2): 93-104.
- Remane A. y C. Schlieper, 1971. *Biology of brackish water*. Wiley Interscience New York: 236 pp.
- Reynolds C., 1984. *The Ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge Univ. Press., Cambridge:19-39.
- Reynoldson T. B., 1994. A field test of a sediment bioassay with the oligochaete worm *Tubifex tubifex* (Müller, 1774). *Hydrobiologia*, 278: 223-230.
- Rodgers J. H., D. S. Cherry, K. L. Dickson y J. Cairns, 1979. Invasion, population dynamics and elemental accumulation of *Corbicula fluminea* in the New Fiver at Glen Lyn, Virginia. In J. C. Britton (ed.) In J. C. Britton (ed.), *Proc. First Internat. Corbicula Simp.* Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 99-110.
- Russell F. S., 1931. Some theoretical considerations on the overfishing problem. *J. Cons. CIEM*, 6: 3-27.
- Schiaffino M., 1977. Fitoplancton del río Paraná I. Sus variaciones en relación al ciclo hidrológico en causas secundarios de la llanura aluvial. *Physis*, 35 (92): 115-125.
- Schubauer-Berigan M. K., J. R. Dierkes, P. D. Monson y G. T. Dierkes, 1993. pH dependent toxicity of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn to *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*, *Hyalella azteca* and *Lumbriculus variegatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12: 1261-1266.

- Sickel J. B., 1973. A new record of *Corbicula manilensis* (Philippi) in the southern Atlantic slope region of Georgia. *Nautilus*, 87 (1): 11-12.
- Sikel J. B., 1979. Population dynamics of *Corbicula* in the Altamaha River, Georgia. En: J. C. Britton (ed.), *Proc. First Internat. Corbicula Simp.* Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 13-15.
- Simonin H. A. y J. C. Skea, 1977. Toxicity of diaquat and cutrine to fingerling brown trout. *New York Fish and Game J.*, 24: 37-45.
- Sinclair R. M. y B. G. Isom, 1961. A preliminary report on the introduced clam *Corbicula* in Tennessee. Tennessee Stream Pollution Control Board, Tennessee Department of Public Health, Nashville: 31 pp.
- Sinclair R. M. y B. G. Isom, 1963. Further studies on the introduced Asiatic clam *Corbicula* in Tennessee. Tennessee Stream Pollution Control Board, Tennessee Department of Public Health, Nashville.
- Soldano F. A., 1947. Régimen y aprovechamiento de la red fluvial argentina. I. El río Paraná y sus tributarios. Ed. Cimera, Buenos Aires: 277 pp.
- Sparre P. y S. C. Venema, 1991. Introduction to tropical fish stock assessment. Part. 1 Manual FAO Fish. Tech. Paper No. 306.2, Rome: 94 pp.
- Strickland J. D. H. y T. R. Parsons, 1972. A practical handbook of sea water analysis. Fish. Res. Bd. Canada, Ottawa: 310 pp.
- Sunda W. G., D. W. Engel y R. M. Thuotte, 1978. Effect of chemical speciation on toxicity of cadmium to grass shrimp *Palaemonetes pugio*: Importance of free cadmium ion. *Environ. Sci. Technol.*, 12: 409-413.
- Tessier L., G. Vaillancourt y L. Pazdernik, 1994. Comparative study of the cadmium and mercury kinetics between the short-lived Gastropod *Viviparus georgianus* (Lea) and pelecypod *Elliptio complanata* (Lighfoot), under laboratory conditions. *Environmental pollution*, 85: 271-282.
- Thompson E. A., S. N. Luoma, C. E. Johansson y D. J. Cain, 1984. Comparison of sediments and organisms in identifying sources of biologically available trace metal contamination. *Water Res.*, 18: 755-766.

- Topalian M. L., C. R. Loez, A. Salibian, 1990. Metales pesados en el río Reconquista (Buenos Aires) resultados preliminares. *Acta Bioquímica et Clínica Latinoamericana*, 24: 171-176.
- Train S. y L. C. Rodrigues, 1997. Distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica. En: a planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá EDUEM: Nupélia: 105-115.
- Trevallion A. R., D. M. Johnston, A. Finlayson y N. T. Nicol, 1973. Studies in the bivalve *Tellina tenuis* Da Costa, 4. Further experiments in enriched seawater. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 11: 189-206.
- Utermöhl H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Internat. Verein. Theor. Ang. Limnol.*, 9: 1-38.
- Veitenheimer Mendez I. L. y J. Olazarri, 1983. Primeros registros de *Corbicula Megerle*, 1811 (*Bivalvia Corbiculidae*) para el río Uruguay, *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*, 1: 50-53.
- Verrengia Guerrero N. R., 1995. Contaminantes metálicos en el Río de la Plata: monitoreo de sistemas acuáticos y estudio de algunos efectos tóxicos en moluscos bivalvos por medio de bioensayos. M. D. Tesis N°2721 Departamento de Química Biológica. FCEy N. UBA: 320 pp.
- Verrengia Guerrero N. R. y E. M. Kesten, 1993. Levels of heavy metals in biota from the La Plata River. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 8: 335-344.
- Verrengia Guerrero N. R. y E. M. Kesten, 1994. Levels of heavy metals in waters from the La Plata River, Argentina: an approach to assess bioavailability. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 52: 254-260.
- Villar C., J. Stripeikis, M. Tudino, L. d'Huicque, O Tróccoli y C. Bonetto, 1997. Use of invasive bivalves as biomonitor organism for metal pollution at the Río de la Plata basin. 7° Conferencia Internacional sobre conservación y gestión de lagos. LACAR 97. San Martín de los Andes, 26-30 octubre de 1997.

- Villar C., M. Tudino, C. Bonetto, L. de Cabo, J. Stripeikis, L. d'Huicque y O Tróccoli, 1998. Heavy metal concentrations in the Lower Paraná River and right margin of the Río de la Plata Estuary. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 963-966.
- Waalkes M. P., T. P Coogan y R. A. Barter, 1992. Toxicological principles of metal carcinogenesis with special emphasis on cadmium. *Critical Reviews in Toxicology*, 22: 175-201.
- Wade R., 1992. Definitive evaluation of Wheeler reservoir sediments toxicity using juvenile freshwater mussels (*Anodonta imbecillis* Say). Tennessee Valley Authority Water Resources Division, TVA/WR- 92/25.
- Walford L. A., 1946. A new graphic method of describing growth of animals. *Biol. Bull. Mar. Biol. Lab., Woods Hole*, 90: 141-147.
- Waltz N., 1978. The energy balance of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha pallas* in laboratory experiments and Lake Constance 4. Growth in Lake Constance. *Arch. Hydrobiol, Suppl.*, 55: 142-156.
- Way C. M., D. J. Hornbach, C. A. Miller-Way, B. S. Payne y A. C. Miller, 1990. Dynamics of filter feeding in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). *Can. J. Zool.*, 68: 115-120.
- Weber C. I., 1991. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati, ORD, US Environmental Protection Agency, EPA-600/4-90-027: 284 pp.
- Weinstein N. L y P. D. Anderson, 1978. Lethal and sub-lethal toxicities of copper-nickel mixtures to the zebrafish (*Brachydanio rerio*). Fisheries Marine Service of Canada, Technical Report, 818: 75 pp.
- Widdows J. y D. Johnson, 1988. Physiological energetic of *Mytilus edulis*: scope for growth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46: 113-121.

- Williams R. J., F. B. Griffiths, E. J. Van der Wal y J. Kelly, 1988. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of non-indigenous marine species. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 26: 409-420.
- Williams C. J. y R. F. McMahon, 1986. Power station entrainment of *Corbicula fluminea* (Müller) in relation to population dynamics, reproductive cycle and biotic and abiotic variables. *Am. Malacol. Bull. Special Edition*, 2: 99-111.
- Williams C. J. y R. F. McMahon, 1989. Annual variation of tissue biomass and carbon and nitrogen content in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* relative to downstream dispersal. *Canadian J. Zool.*, 67: 82-90.
- Winer B. J., 1971. *Statistical principles in experimental design*. McGraw Hill, New York: 1-354
- Zolotar de Domitrovic Y. y E. R. Vallejos, 1982. Fitoplancton del río Alto Paraná. Variación estacional y distribución en relación a factores ambientales. *Ecosur*, 9 (17): 1-28.

Agradecimientos

A Demetrio Boltovskoy, mi Director de Tesis, por su continuo apoyo, su guía y su crítica constante y constructiva; por el tiempo dedicado en la revisión meticulosa de cada una de las versiones; por haber colaborado generosamente con su experiencia, su criterio y por haberme facilitado todos los medios a su alcance para la concreción de esta Tesis.

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA) y al Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia por permitirme desarrollar mis tareas de investigación en su ámbito.

A mis compañeros del laboratorio de Planctología: Viviana Alder, por su aliento permanente y sus buenos consejos durante estos años; Gustavo Thompson, porque fue un placer compartir las desventuras de nuestros trabajos paralelos de tesis; Hector Olguin, por su buena predisposición y cooperación. A mis compañeros del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Silvia Watanabe Aurora Matsubara, Violeta Totah y Valeria Marini por su calidez y colaboración. Al Lic. Ruben Lombardo por su supervisión y consejos en las cuestiones estadísticas.

A mis amigos y compañeros que colaboraron durante las campañas; Mónica Pose, Gustavo Thompson; Anahi Magdaleno, David Zylverstein, Gustavo Tesolin, Claudio Bilos. A la embarcación "Joindre" en la cual fueron realizados los muestreos y al motovelero "Haragán" por haber sido un fiel sustituto durante los desperfectos mecánicos de la nave insignia.

A Myriam, mi compañera inseparable, por su apoyo y comprensión durante estos años, con su pasión y sensibilidad, junto con el amor de nuestra hija Florencia me acompañan en los buenos y malos momentos de la vida.

Trabajos publicados relacionados con esta Tesis

Resultados parciales del presente trabajo de Tesis han sido publicados en las siguientes revistas:

- 1997- Environmental stress on *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná river delta (Argentina): complex pollution-related disruption of population structures. Boltovskoy D., N. Correa, D. Cataldo, J. Strpeikis y M. Tudino. *Archiv für Hydrobiologie*, 138 (4): 483-507.
- 1998- Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná River Delta (Argentina). Cataldo D. y D. Boltovskoy. *Hydrobiologia* 380: 153-163.
- 2001- Environmental toxicity assessment in the Paraná river delta (Argentina): simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles. Cataldo D., J. C. Colombo, D. Boltovskoy, C. Bilos y P. Landoni. *Environmental Pollution* 112 (3): 379-389.
- 2001- Condition index and growth rates of field cages *Corbicula fluminea* (Bivalvia) as biomarkers of pollution gradients in the Paraná river delta (Argentina). Cataldo D., D. Boltovskoy, J. Strpeikis y M. Pose. *Aquatic Ecosystem Health & Management* (en prensa).

Environmental stress on *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná River delta (Argentina): complex pollution-related disruption of population structures

Demetrio Boltovskoy^{1,2}, Nancy Correa^{1,3}, Daniel Cataldo^{1,2}, Jorge Stripeikis⁴ and Mabel Tudino⁴

With 9 figures and 2 tables in the text

Abstract: *Corbicula fluminea* was collected at monthly intervals in November 1991–June 1993, and in March, April 1995 at a site located in the vicinity of strong sources of industrial and sewage effluents (confluence of the Rivers San Antonio and Vinculación, SaV); and in November 1994 and March, April 1995 at a presumably less polluted one (Paraná de las Palmas River, PP), in the lower delta of the Paraná River (Argentina). Abundances at SaV ranged between 430 and 10,300 ind. m⁻², being noticeably higher than those at PP, as well as those at 19 stations between and around these two locales. Shell lengths at SaV were monotonous throughout the 19-months period, over 90 % of the clams varying between 16 and 22.5 mm in length; no discernible cohorts were recorded. At PP, on the other hand, juveniles below 5 mm were largely dominant, and shells above 25–30 mm in length were very common. Larvae retrieved from the gills of gravid clams showed much greater mortality rates in waters from SaV (up to 75 % after 120 hr), than in those from PP and in the control (approximately 10 % after 192 hr). The first internal growth-related mark in clams from SaV was closer to the umbo (mean: 14.2 mm), than that in clams from PP (mean: 24 mm). It is concluded that inadequate water quality at SaV is responsible for 100 % mortalities of newborns, for dwarfed adult clams, and for the lack of discernible cohorts.

¹ **Authors' addresses:** Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 1428 Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Buenos Aires, Argentina.

³ Servicio de Hidrografía Naval, Av. Montes de Oca 2124, 1271 Buenos Aires, Argentina.

⁴ Departamento de Química Inorgánica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 1428 Buenos Aires, Argentina.

0003-9136/97/0138-0483 \$ 6.25

© 1997 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart



Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná River Delta (Argentina)

Daniel Cataldo & Demetrio Boltovskoy

Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 1428 Buenos Aires; Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; and Museo Argentino de Ciencias Naturales 'Bernardino Rivadavia', Buenos Aires, Argentina

Received 24 November 1997; in revised form 15 July 1998; accepted 6 August 1998

Key words: *Corbicula fluminea*, population dynamics, reproduction, molluscs, growth.

Abstract

Benthic individuals and drifting planktonic juveniles of *Corbicula fluminea* were sampled in the Lower Delta of the Paraná River (Argentina) at monthly intervals between October 1995 and October 1996. Densities of settled clams above 1 mm, around 300–1000 ind. m⁻², varied little throughout the year. Below 1 mm benthic juveniles, on the other hand, showed a single conspicuous abundance peak in October–November (up to 1722 ind. m⁻²), and were practically absent during the rest of the year (overall annual mean: 1070 ± 797 ind. m⁻²). Drifting juveniles showed one major peak in December 1995 (160 ind. m⁻³), and a minor one at the end of March (24 ind. m⁻³). Length-frequency analyses of the monthly field data clearly indicate a highly structured population with a single well defined reproduction period centered on October–November. Population parameters derived from the seasonally oscillating version of von Bertalanffy's growth formula were as follows: maximum shell length: 32 mm (maximum observed shell length: 33 mm); growth constant: 0.65; growth seasonality (i.e., span of summer-to-winter growth-rate difference): 0.7; winter point (i.e., time of the year when growth is minimum): 0.5 (June–July); estimated size range for one year-old individuals: 15.3–22.4 mm; for two years: 23.5–27 mm, and three years: 27.5–29.3 mm. Comparison with previous data confirm the influence of water temperature on the clam's reproduction and growth and furnish additional evidence suggesting that food availability may be as important for recruitment as thermic regimes. Contrasts between traits of the population analyzed herein with those described previously from a nearby (ca. 10 km) site more influenced by industrial pollution point at the influence of water quality on *Corbicula*'s recruitment and growth.

Introduction

Corbicula fluminea has long been known as a very successful invasive species. In the United States it first appeared around 1924, spreading rapidly over most of the country (Counts, 1986; Sinclair & Isom, 1963). In Argentina it was introduced presumably around 1960–1970 in the Río de la Plata estuary (Ituarte, 1981). Although detailed data are unavailable, since then isolated records have been reported throughout most of the Paraná–Paraguay river system, including northern Argentina, Uruguay, Paraguay and southern Brazil. At present the mollusc is present throughout the entire Lower Delta of the Paraná River, occasionally

reaching densities in excess of 10 000 shells m⁻² (Boltovskoy et al., 1995; Correa et al., 1992). The impact of these populations on local biota and biogeochemical cycles has not been evaluated, but surveys in other areas suggest that it may be very significant (e.g., Phelps, 1994).

In spite of this widespread occurrence and high population densities, so far little is known on the population dynamics of *C. fluminea* in the Paraná–Río de la Plata system. Ituarte (1985) analyzed a yearly series of samples from the Río de la Plata describing some population parameters, yet the analytical methods employed hindered the results of his study



Environmental toxicity assessment in the Paraná river delta (Argentina): simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles

D. Cataldo^{a,b,c,*}, J.C. Colombo^{d,e}, D. Boltovskoy^{a,b,c}, C. Bilos^d, P. Landoni^d

^aDepartamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, 1428 Buenos Aires, Argentina

^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Buenos Aires, Argentina

^cMuseo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Buenos Aires, Argentina

^dLaboratorio de Química Ambiental y Biogeoquímica, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Paseo del Bosque s/n, 1900 La Plata, Argentina

^eComisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina

Received 24 November 1999; accepted 8 May 2000

"Capsule": *Corbicula fluminea* toxicity corresponded well with sediment pollutant levels in a river delta of Argentina.

Abstract

Water and sediment samples were collected in the lower Paraná delta at four sites with different levels of exposure to pollution to evaluate the anthropogenic impact through chemical analyses and mortality bioassays. Individual polychlorinated biphenyls, chlorinated pesticides, aliphatic hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, and heavy metals were measured in waters, porewaters and sediments. The same three phases were also subjected to toxicity assays with straight-hinged juveniles of *Corbicula fluminea*. Concentrations of several pollutants were above levels recommended for the protection of aquatic life: in waters, Zn, Cu and Cr were 1.6–4.9 times higher, whereas in the sediments Cr was 1.8–3.6, and benzo(a)pyrene was 2.8–5.6 times higher. Pollutant concentrations followed a clear geographic pattern with highest values in the densely populated area of the Reconquista and Luján rivers, lower levels in the San Antonio, and lowest loadings in the remote Paraná de las Palmas. This gradient was adequately matched by the pattern of mortality rates of *C. fluminea* early juveniles, which were highest in the Reconquista-Luján (40–93%) and lowest (and not significantly different from the control) in the Paraná (3.3–23%). Mortality rates also increased from surface waters (3.3–53%), to porewaters (12–73%), to sediments (23–93%). Although toxicity was probably mainly due to dissolved contaminants, agreement between chemical and biological evidence of pollution was best for the sediment compartment, whereas porewater and surface water showed a higher degree of variability. © 2000 Elsevier Science Ltd. All rights reserved.

Keywords: *Corbicula fluminea*; Toxicity; Contaminants; Paraná river; Molluscs

1. Introduction

Assessment and control of anthropogenic contaminants in freshwater systems is one of the most pressing problems of sustained development. Industrialized nations have long identified major environmental industry-related hazards and have successfully implemented monitoring programs to minimize the risks involved. The fact that Latin American countries lack such control measures or they are lagging behind, is at least partly due to the general paucity of information. In

Argentina, awareness of environmental concerns is increasing fast. In recent years, a growing number of surveys stressed the critical situation of some aquatic environments, including the main waterways of the huge Paraná-Uruguay drainage system. These investigations provided information on the levels, accumulation and distribution of hydrocarbons, heavy metals, and chlorinated compounds in water, sediment and aquatic organisms (Colombo et al., 1989, 1990, 1995, 1997; Topalian et al., 1990; Janiot et al., 1994; Bilos et al., 1998; Villar et al., 1998). However, while very useful as baseline studies, these works do not specifically address the ultimate concern: pollution impacts on the biota. This is particularly relevant in the case of large

* Corresponding author.

E-mail address: daniel@bg.fcen.uba.ar (D. Cataldo).

Condition index and growth rates of field caged *Corbicula fluminea* (Bivalvia) as biomarkers of pollution gradients in the Paraná river delta (Argentina)

*Daniel H. Cataldo^{1,2,3}, Demetrio Boltovskoy^{1,2,3}, Jorge Stripeikis⁴ and Mónica Pose

¹ Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, C1428EHA Buenos Aires, Argentina;

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas;

³ Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"

⁴ Departamento de Química Inorgánica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, C1428EHA Buenos Aires, Argentina;

* Corresponding author (daniel@bg.fcen.uba.ar; FAX: 054-11-4576-3384)

Abstract

In 1995-1996, *Corbicula fluminea* was collected at monthly intervals at two sites in the delta of the lower Paraná river (Argentina): at the confluence of the San Antonio and Vinculación rivers (SA site), and the Paraná de las Palmas river, close to its outlet into the Río de la Plata estuary (PP site). The SA site is located in the vicinity of strong sources of industrial and sewage effluents, whereas the more remote PP sampling location is considerably less polluted. Growth rates of caged individuals at the two sites were also monitored during the same period, and Cu, Cd, Pb and Zn were measured monthly in the water and in tissue of animals. Throughout the year concentrations of all metals in water, as well as Pb and Zn in tissue, varied irregularly and their levels at the two sites were roughly similar; on the other hand, Cu and Cd in tissue of animals from SA were consistently and significantly higher than in those from PP. Changes in the size-frequency of clams from PP throughout the period surveyed clearly indicated a highly structured population with a single well defined reproduction period in October-November. In contrast, shell lengths at SA changed very little throughout the 13-months period, with over 88% of the clams varying between 18 and 20 mm in length; no discernible cohorts were recorded. Growth rates of caged clams were very significantly lower at SA than at PP, with the latter yielding comparable values to those obtained from PP cohort analysis data. Highest growth rates (around 10 mm) were attained by the smallest (ca. 7-8 mm) clams reared in PP waters, whereas 23-25 mm organisms maintained in SA waters grew only 2-3 mm in the same period. Of the 57 animals which survived throughout the caging experiment, those below 10 mm at the outset increased, on average, 8.2 mm in length after 13 months, whereas clams >10 mm grew only 4.2 mm. The condition index (i.e., dry tissue weight divided by shell length) of clams from SA was consistently ca. 50% lower than that of clams from PP. It is concluded that delayed growth, poorer condition index, and the abnormal population structure at SA are due to enhanced pollution in this area as compared with PP, and that all three traits constitute a more useful biomarker of environmental stress than chemical analyses of contaminants.

Keywords: biomarkers, pollution, freshwater, *Corbicula fluminea*, Argentina