Tesis de Grado



Dinámica poblacional de la almeja asiática, Corbicula fluminea (Müller 1774), en el valle inferior del Río Negro

Hünicken, Leandro A.

Este documento forma parte de las colecciones digitales de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en bibliotecadigital.exactas.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the digital collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in bibliotecadigital.exactas.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.



Hünicken, Leandro A.. (2018). Dinámica poblacional de la almeja asiática, Corbicula fluminea (Müller 1774), en el valle inferior del Río Negro. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

https://hdl.handle.net/20.500.12110/seminario_nBIO001621_Hunicken Cita tipo Chicago:

Hünicken, Leandro A. "Dinámica poblacional de la almeja asiática, Corbicula fluminea (Müller 1774), en el valle inferior del Río Negro". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2018. https://hdl.handle.net/20.500.12110/seminario_nBIO001621_Hunicken





Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



Dinámica poblacional de la almeja asiática, *Corbicula fluminea* (Müller 1774), en el Valle Inferior del Río Negro



Leandro A. Hünicken

Buenos Aires, 2014



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Dinámica poblacional de la almeja asiática, *Corbicula fluminea* (Müller 1774), en el Valle Inferior del Río Negro

Leandro A. Hünicken

Tesis presentada como requisito parcial para obtener el grado de Licenciado en Ciencias Biológicas

Directora: Dra. Mariza A. Abrameto Codirector: Dr. Nicolás Bonel

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la UNRN por permitirme trabajar allí, pese a no poseer ningún vínculo previo con la universidad, especialmente a la Dra. Mariza Abrameto, por abrirme las puertas y ayudarme a conseguir equipo de campo, material de trabajo y espacio en el laboratorio de Química de la UNRN. También agradezco a Alejandro Aragón, Daniel Barrio y Martín Luna por la ayuda brindada para trabajar en la UNRN y conseguir materiales.

Agradezco al Dr. Nicolás Bonel, por guiarme en el mundo de la ciencia con pasión, infinita paciencia y mucha dedicación, siempre atento a mis dudas e inquietudes para resolverlas de modo que saque el mayor provecho en mi formación como biólogo.

Al laboratorio de Zoología de Invertebrados I de la UNS, dirigido por el Dr. Néstor Cazzaniga, por brindarme lugar y material de trabajo. En especial a Julia, Natalia, Vero y Michele por hacerme sentir como en casa.

A la Dra. María del Carmen Ríos del DQB y la Dra Ángela Juárez del DBBE de la FCEyN - UBA por permitirme y ayudarme a realizar los análisis de pigmentos fotosintéticos en el Laboratorio de Enzimología, Estrés oxidativo y Metabolismo.

A la Dra. Pilar Alda, por la movilidad y los equipos utilizados en el primer muestreo y la posibilidad de trabajar en el estuario de Bahía Blanca, mi primera experiencia con los moluscos, los cangrejos y las cercarias, envión necesario para hacer esta tesis.

A mis tías: Alicia por prestarme el auto y la conservadora para hacer los muestreos en Viedma; y Patricia, por darme hogar en Bahía Blanca durante el procesamiento de las muestras.

A mi abuela Judith, por prestarme la casa de Viedma para vivir un año y pico.

A mis herman@s de Viedma: Nico, Mauro, Lara, Santi, Marce, Manuela, Manu, Natalia y Lucía, que me ayudaron en los muestreos y me llenaron de preguntas sobre las almejas, indispensables para buscar respuestas.

A la gente de: Taller de Aguas, GUANO, IPPM, Comisión Interclaustro de Bienes Comunes, Colectivo desde el Pie, Lista Unidad y Cambio de Base, por ayudarme a formar una visión crítica del tipo de ciencia que se enseña en las aulas.

A Lula y Flor por revisar el manuscrito de esta tesis.

A Rulemanes San Pedrito.

A Ramón Ernesto y la bicicleta por sacarme a pasear siempre.

A mi familia por el amor incondicional que impulsa mis posibilidades.

ÍNDICE

Resumen	7
Introducción	8
• Hipótesis	9
 Objetivos 	10
La Cuenca del río Negro	10
Materiales y Métodos	12
 Área de estudio y sitios de muestreo 	12
 Variables Limnológicas 	12
Parámetros fisicoquímicos	12
• Pigmentos fotosintéticos y estado de madurez de la asociación algal.	13
• Dinámica poblacional de Corbicula fluminea	14
- Densidad poblacional	14
- Estructura de tallas y descomposición polimodal	16
- Crecimiento	17
- Alometría	18
 Concentración de cobre y zinc en el tejido blando 	19
Resultados	21
 Variables Limnológicas 	21
 Pigmentos fotosintéticos 	23
• Dinámica poblacional de Corbicula fluminea	24
- Densidad poblacional	24
- Estructura de tallas y descomposición polimodal	25
- Crecimiento	29
• Alometría	33
 Concentración de cobre y zinc en el tejido blando 	35
Discusión	37
Referencias bibliográficas	43
Anexo	46

RESUMEN

La almeja Asiática Corbicula fluminea (Müller, 1774) es considerada un componente principal de la fauna bentónica en los ecosistemas acuáticos que habita. El estudio bioecológico de la variabilidad temporal y espacial de las especies invasoras es fundamental para desarrollar mejores estrategias de prevención y control de estas poblaciones y analizar el potencial impacto de estas especies en el ecosistema invadido. La almeja Asiática fue introducida en la cuenca del río Negro entre los años 1997 y 1998. Sin embargo, hasta el momento no se han registrado estudios que analicen la biología y ecología de C. fluminea en su límite de distribución más austral. En esta tesis intentaremos comprender la plasticidad fenotípica de esta especie invasora analizando las diferentes respuestas bioecológicas a nivel intra e interpoblacional. El área de estudio abarcó una región del Valle Inferior del río Negro. Entre los meses de septiembre de 2012 y marzo de 2013 se recolectaron individuos en tres puntos de muestreo —sometidos a diferentes grados de impacto antropogénico— para analizar la densidad, el crecimiento, la alometría y la bioacumulación de metales pesados. Además, se midieron las variables fisicoquímicas en cada uno de los sitios de muestreo. En función de los diferentes grados de impacto antropogénico de cada punto de muestreo, esperábamos encontrar que los individuos de cada sitio mostraran diferencias en las variables ecológicas mencionadas. Asimismo, teniendo en cuenta otros estudios ecológicos sobre esta especie, esperábamos encontrar diferencias interpoblacionales. Nuestros resultados mostraron que no hubieron diferencias intrapoblacionales de densidad ni de crecimiento. Sin embargo encontramos que la densidad fue menor a la reportada en otros estudios. En cambio, observamos lo contrario cuando se comparó el crecimiento. Por otro lado, observamos diferencias intrapoblacionales en la alometría. Asimismo, encontramos que los individuos sometidos a una mayor exposición de metales pesados mostraron una mayor bioacumulación. Además, los individuos de diferentes clases de talla/edad mostraron diferencias de metales bioacumulados. Las diferencias a nivel intra e interpoblacional en cuanto a las variables ecológicas estudiadas ofrecen información básica para un mejor entendimiento de la bioecología de C. fluminea y evidencian la notable plasticidad fenotípica de esta especie invasora en diferentes ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

La historia de vida y las características poblacionales de los bivalvos varían ampliamente entre sitios separados geográficamente (Steffani y Branch, 2003) e incluso entre sitios muy cercanos (Stirling y Okumus, 1994). La dinámica poblacional de una misma especie en diferentes hábitats pone de manifiesto el rol del ambiente en la biología de los individuos (Fletcher, 1984). Las diferentes condiciones ambientales de cada sitio generan diferentes respuestas biológicas y ecológicas en los bivalvos (e. g. reproducción, período de desove, reclutamiento, crecimiento, alometría; Steffani y Branch, 2003). Uno de los factores determinantes en la dinámica poblacional es la tasa de crecimiento de los organismos (Alfaro et al., 2008), y su análisis en condiciones naturales es un primer paso para entender la dinámica poblacional y el balance energético de una población de bivalvos (Dorgelo, 1992).

Las variaciones en la densidad y biomasa 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 para evaluar los efectos de la contaminación (Cataldo, 2001). El estudio de los efectos de las condiciones ambientales sobre la biología y la ecología de los invertebrados sirve de base para predecir la capacidad de las poblaciones para expandirse y explotar nuevos hábitats (Garton y Johnson, 2000). Uno de los factores claves que determinan los efectos de una especie exótica en el ambiente es el tamaño de su población, que varía en el espacio y en el tiempo (Strayer y Malcom, 2006).

Corbicula fluminea es una almeja de agua dulce originaria del sudeste de Asia que comenzó a expandirse a principios del siglo pasado (Mouthon, 2001). Este bivalvo dulceacuícola es considerado una especie introducida relevante de la fauna bentónica en los sistemas acuáticos que habita (Sousa et al., 2008a). Varios estudios han destacado una considerable dispersión geográfica en diferentes ríos de América del Norte y del Sur como también de Europa (ver Schmidlin y Baur, 2007). En Argentina, se estima que fue introducida accidentalmente en el Río de la Plata entre 1965 y 1975 (Ituarte, 1994). Actualmente, la almeja asiática se encuentra ampliamente distribuida en los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay, y en la cuenca del río Carcarañá en la provincia de Córdoba (Cataldo, 2001). También se ha registrado la presencia de esta especie en tres ríos de la provincia de Buenos Aires (Martín y Estebenet, 2002), mientras que el límite sur de la distribución de la almeja asiática a nivel mundial ha sido reportado en el río Negro (Cazzaniga y Pérez, 1999).

Los estudios comparativos son esenciales en el campo de la ecología de invasiones ya que las poblaciones de especies no nativas y sus impactos no son homogéneos ni en tiempo ni

espacio (Boltovskoy *et al.*, 2009). Por eso, el estudio bioecológico de la variabilidad temporal y espacial de las especies invasoras es fundamental para desarrollar mejores estrategias de prevención y control de estas poblaciones. A pesar de la amplia distribución y relevancia de *Corbicula fluminea* como componente principal de la fauna bentónica, en Argentina son escasos los estudios sobre la dinámica poblacional de esta especie invasora y, en general, están restringidos a la zona inferior del delta del Paraná (Boltovskoy *et al.*, 1997; Cataldo y Boltovskoy, 1998; Cataldo *et al.*, 2001). En esos estudios se ha observado que la almeja asiática muestra una variación en sus tasas vitales (crecimiento, índice de condición, natalidad y mortalidad), en su estructura poblacional, en su color y en su morfología en ambientes con diferentes niveles de contaminación.

Hipótesis

En la actualidad no se han registrado estudios formales sobre la dinámica poblacional de *C. fluminea* en el río Negro. Los cambios en la biología y ecología de la almeja como resultado del impacto antropogénico (*e. g.*, descarga de efluentes cloacales, industriales y agroquímicos, y de actividades recreativas) y otros factores ambientales, podrían tener consecuencias significativas en la comunidad bentónica del río Negro. Con este trabajo de tesina intentaremos comprender la plasticidad fenotípica de esta especie invasora analizando las diferentes respuestas bioecológicas a nivel intra e interpoblacional en ambientes sometidos a diferentes niveles de contaminación.

En base a los antecedentes mencionados previamente, se plantean las siguientes **hipótesis de trabajo** (H) y sus respectivas **predicciones** (*P*):

H₁: los valores de las variables limnológicas son diferentes entre los sitios de muestreo expuestos a diferentes grados de contaminación.

P: en el sitio que recibe la descarga directa de efluentes agrícolas, la concentración de oxígeno disuelto, la transparencia y el pH van a ser menores, y la concentración de pigmentos fotosintéticos y de materia orgánica total van a ser mayores con respecto a los sitios que se encuentran alejados de la fuente directa de contaminación.

H₂: la densidad poblacional, la biomasa y el crecimiento de *C. fluminea* difieren entre los distintos puntos de muestreo definidos por diferentes niveles de contaminación.

P: la densidad poblacional, la biomasa, y el crecimiento individual van a ser menores en el sitio más contaminado.

H₃: la bioacumulación de metales pesados en los tejidos blandos de *C. fluminea* está asociada a la concentración de metales pesados en el ambiente, a los factores fisicoquímicos y al tamaño de los individuos.

 P_1 : los individuos expuestos a mayores niveles de concentración de metales pesados van a presentar una mayor concentración bioacumulada en los tejidos blandos.

 P_2 : los ejemplares con mayor talla van a presentar una mayor concentración de metales pesados en los tejidos que los individuos de menor tamaño.

Objetivos

A partir de las hipótesis expuestas se planteó como objetivo general de esta tesis de licenciatura analizar y comparar la dinámica poblacional de *C. fluminea* en ambientes sometidos a diferentes niveles de contaminación en el Valle Inferior del río Negro. Los objetivos específicos fueron:

- a) Medir los parámetros físico-químicos del agua *in situ*: temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad, transparencia, sólidos totales, materia orgánica total, concentración de pigmentos fotosintéticos.
- b) Estimar y comparar la densidad poblacional de *C. fluminea* entre los puntos de muestreo con diferentes grados de contaminación.
- c) Estimar y comparar el crecimiento individual de los ejemplares muestreados en cada punto de muestreo.
- d) Estimar la alometría y la biomasa poblacional e individual, y evaluar si existen diferencias significativas entre los individuos muestreados en los diferentes sitios de muestreo.
- e) Analizar y comparar la concentración de metales pesados en tejidos blandos de *C. fluminea* entre los sitios de muestreo y los diferentes grupos de tallas de los individuos muestreados.

La cuenca del río Negro

El río Negro nace de la confluencia de los ríos Neuquén y Limay y recorre 720 km en sentido Oeste-Este a través de la meseta patagónica hasta su desembocadura en el Océano Atlántico (Alvear *et al.*, 2007). Es el río patagónico más importante tanto en el aspecto hidrológico como económico (Piccolo y Perillo, 1997). El caudal, actualmente regulado por represas

hidroeléctricas, es de 1.000 m³ s⁻¹ (Piccolo y Perillo, 1997), lo que lo convierte en uno de los ríos más caudalosos de Argentina, luego de los ríos Paraná, Paraguay y Uruguay (Natale *et al.*, 1995).

El área de la cuenca que corresponde al río Negro propiamente dicho es de 95.000 km² (Natale et al., 1995) y sus aguas irrigan una superficie productiva total de 1.100 km². Esta superficie se encuentra dedicada fundamentalmente a la producción de bienes agroindustriales de exportación, siendo la actividad agrícola bajo riego, y dentro de ésta la fruticultura, una de las principales actividades económicas (Gil et al., 2005, Alvear et al., 2007). La zona bajo riego del Valle Inferior corresponde al sistema del IDEVI (Instituto de desarrollo del Valle Inferior del río Negro), que se sirve por el canal principal que nace en la Primera Angostura (40° 27′ 20.05′′ S 63° 47′11.22′′O) y mediante una extensa red riega 18.000 hectáreas en explotación (Peri, 2004). En la época de producción se aplican compuestos químicos tales como fertilizantes y plaguicidas (insecticidas, acaricidas, fungicidas y herbicidas) que se incorporan al medio ambiente, produciendo, según su naturaleza química, un impacto negativo sobre el mismo (Gil et al., 2005; Natale et al., 2005; AIC, 2006). El excedente de riego del Valle Inferior se vuelca al río Negro a través de tres drenajes (Peri, 2004; Natale et al., 2005) en los cuales se ha detectado la presencia de estos agroquímicos (AIC, 2010) al igual que en sus zonas de influencia directa (Gil et al., 2005; AIC, 2006). A su vez, la aplicación de estos pesticidas y fertilizantes se relaciona con la variación temporal en la presencia de metales pesados, en particular zinc (Zn) y cobre (Cu), en este cuerpo de agua (Gaiero et al., 2002).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y sitios de muestreo

El área de estudio es el sector del Valle Inferior de la cuenca del río Negro comprendido entre el drenaje agrícola "El Molino" de IDEVI (el último de tres drenajes en el sentido que corre el río) y el Balneario de la ciudad de Viedma. Se definieron, *a priori*, tres sitios de muestreo: Sitio 1 (40°47′51" S – 63°1′41" O), Sitio 2 (40°47′45" S – 63°0′8" O) y Sitio 3 (40°48′12" S – 63°59′28" O). El Sitio 1 está próximo al desagüe del drenaje agrícola El Molino correspondiente a parcelas cercanas a la localidad de Viedma, el Sitio 2 no recibe descargas directas de ningún tipo, mientras que el Sitio 3 se encuentra próximo a un desagüe pluvial de la ciudad (Fig. 1).

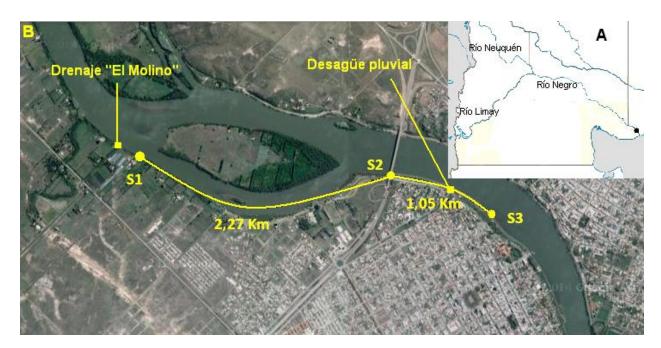


Figura 1. Área de estudio en el Valle Inferior del río Negro. A) Cuenca de los ríos Limay, Neuquén y Negro, el punto negro indica la ubicación de la localidad de Viedma; B) sitios de muestreo (S1, S2 y S3) y la distancia, en kilómetros (km), entre cada sitio. Drenaje "el Molino", lugar de descarga de efluentes agrícolas.

Variables limnológicas

• Parámetros fisicoquímicos

Durante el período de estudio que abarcó desde septiembre 2012 a marzo 2013 se midieron, para cada uno de los tres sitios, los siguientes parámetros fisicoquímicos: temperatura del agua (°C), oxígeno disuelto (mg l⁻¹), pH, transparencia (m, disco de Secchi), conductividad (μS m⁻¹), sólidos totales (mg l⁻¹) y materia orgánica total (mg l⁻¹). La concentración de oxígeno disuelto y

la temperatura del agua se midieron con un oxímetro digital (ADWA AD610). La medición del pH se realizó con un pHímetro digital (ADWA 110). El resto de las variables se midieron en el laboratorio, para lo cual se recolectaron muestras de agua en botellas plásticas oscuras de 500 ml. Se muestrearon tres réplicas por sitio para el análisis del contenido de sólidos totales, materia orgánica y conductividad. Esta última variable se midió con un conductímetro digital (Bench top Meters 860031). El contenido de materia orgánica se estimó a partir de la diferencia de peso entre sólidos totales secos y volátiles (APHA, 2005). El peso seco se obtuvo luego de la evaporación en planchas de calentamiento a 100 °C, de 100 ml de agua de río en cápsulas de porcelana. Luego, las mismas cápsulas fueron llevadas a 500 °C en horno mufla durante media hora obteniéndose así el peso seco de cenizas. Por diferencia entre ambos pesos se obtuvo el peso seco libre de cenizas que es un estimativo del contenido de materia orgánica total, disuelta y particulada.

Pigmentos fotosintéticos y estado de madurez de la asociación algal

Para estimar la concentración de pigmentos fotosintéticos utilizamos el método tricromático (APHA, 2005) y el análisis de carotenoides para calcular el índice de Margalef. Se recolectaron tres réplicas de 500 ml de agua en botellas de plástico de color negro —para evitar la foto oxidación de los pigmentos— e inmediatamente se colocaron en hielo y se transportaron al laboratorio. Dentro de las 48 horas se procedió al filtrado de los 500 ml utilizando filtros de acetato de celulosa Whatman de 4,7 cm de diámetro y 0,45 µm de tamaño de poro. Los filtros se envolvieron en papel de aluminio y se conservaron a -18 °C hasta su posterior procesamiento. Para la extracción de los pigmentos fotosintéticos se colocaron los filtros en tubos de ensayo con 2 a 3 ml de acetona al 90% y se trituraron con varilla de vidrio. Los tubos se guardaron a -18 °C envueltos en papel de aluminio durante 24 horas para facilitar la ruptura de las paredes celulares y la liberación del pigmento. Luego, los tubos se centrifugaron a 3.000 rpm durante 10 minutos y el sobrenadante se colocó en tubos Eppendorf de 1,5 ml que, posteriormente, se trasvasaron a celdas de 1 cm de recorrido óptico para leer las absorbancias a diferentes longitudes de onda en espectrofotómetro (UV/vis, Shimadzu, doble haz):

- 750 nm: turbidez de la muestra

- 664 nm: clorofila a

- 647 nm: clorofila b

- 630 nm: clorofila c

- 430 nm: carotenoides

Luego de realizar estas lecturas se acidificó el extracto con 1,25 µl de HCL 1N para que la clorofila se degradara y se transformara en feofitina. Se volvió a leer la absorbancia a 665 y 750 nm. A las lecturas de absorbancia a 664, 647 y 630 nm se les restó la lectura a 750 nm, obteniéndose las lecturas corregidas.

Para determinar la concentración de clorofila a, b y c que había en el extracto, se utilizaron las siguientes ecuaciones propuestas del método tricromático (APHA, 2005):

donde DO₆₆₄, 647, 630 son las densidades ópticas corregidas (para una celda de 1 cm de paso de luz) a las correspondientes longitudes de onda; Cl a, b, c son las concentraciones de clorofila a, b, c, respectivamente, expresadas en mg m⁻³. Luego de determinar la concentración de estos pigmentos en el extracto (para celda de 1 cm de paso de luz) se calculó su concentración en la muestra de agua con la siguiente fórmula:

Clorofila a, b, c,
$$mg,m^3 = [(Cl a, b o c) * V1] / V2$$

Para conocer el estado de madurez de la asociación algal se calculó el índice de Margalef (DO₄₃₀/DO₆₆₅; Margalef, 1983). El valor de este índice es bajo (alrededor de 2) cuando se trata de una asociación joven con alta productividad por unidad de biomasa y alto (de 5 a 7) cuando se trata de una comunidad madura con baja tasa de renovación.

Para cada variable medida, se realizaron ANOVAs simples para determinar si existían diferencias entre los sitios de estudio y se aplicó el test de Tukey HSD en los casos en que las diferencias fueron significativas. Las variables fueron transformadas aplicando el logaritmo natural para aproximarlos a condiciones de normalidad y homocedasticidad.

Dinámica poblacional de Corbicula fluminea

• Densidad poblacional

En muestreos preliminares se pudo detectar la presencia de bancos de *Corbicula fluminea* en cada una de los sitios sobre las cuales se definieron los puntos de muestreo. Todos los muestreos fueron realizados durante la marea baja, momento en el cual estos agrupamientos de almejas quedan al descubierto.

Para estimar la densidad poblacional de *C. fluminea* en el área de estudio se utilizaron muestreadores circulares de 65 cm de diámetro y con una pala de plástico se extrajo el sedimento hasta 5 cm de profundidad (área del muestreador = 0,33 m²). Entre septiembre de 2012 y marzo de 2013, en cada sitio de muestreo se recolectaron mensualmente cinco réplicas al azar. Las muestras se lavaron *in situ* utilizando un tamiz con una abertura de malla de 1 mm (Fig. 2).

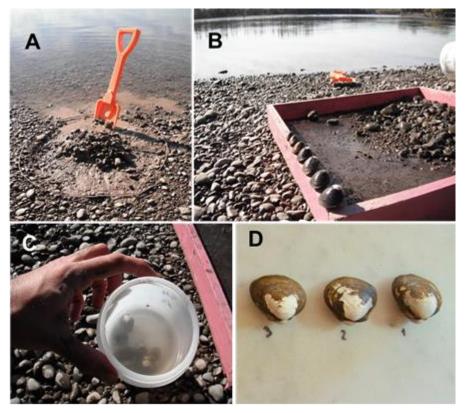


Figura 2. Elementos utilizados en el muestreo de ejemplares de *Corbicula fluminea*. A: Muestreador circular (diámetro = 0,65 cm; área 0,33 m²); B: tamiz con una abertura de malla de 1 mm; C: recipientes plásticos de 0,5 l.; D: conteo de individuos en el laboratorio (ZII-UNS, Bahía Blanca).

Los individuos fueron transportados vivos al laboratorio (Laboratorio de Zoología de Invertebrados I, ZII-UNS, Bahía Blanca) en recipientes plásticos de 0,5 litros con agua del lugar. En el laboratorio se realizó el conteo de los individuos. La densidad poblacional media de cada sitio fue calculada como el promedio de almejas contabilizadas en las cinco réplicas en función del área del muestreador circular (0,33 m²) y luego extrapolada a 1 m². Se aplicó un ANOVA de dos vías y un test post-hoc de Tukey HSD para comparar la densidad de *C. fluminea* entre los diferentes sitios y meses. Los datos de densidad se transformaron aplicando raíz cuadrada para aproximarlos a condiciones de normalidad y homocedasticidad.

• Estructura de tallas y descomposición polimodal

A todos los individuos recolectados se les midió el largo total (LT: eje antero-posterior), el alto total (AL: desde el umbo hasta el margen ventral) y el ancho total (AT: distancia máxima perpendicular al plano formado por el LT y el AT) de la valva (Fig. 3) con un calibre digital ESSEX de 0,01 mm de precisión.

Para la estimación de las estructuras de tallas se usó el largo total de la valva. Análisis preliminares indicaron que un ancho de clases de 2 mm es el que permite una mejor visualización para diferenciar las cohortes. Para cada intervalo de clase se calculó la frecuencia absoluta y se realizaron los histogramas de frecuencia de tallas. Luego, las distribuciones de frecuencia de tallas fueron descompuestas en sus componentes modales según el método de Bhattacharya (1967) incorporado en el programa FISAT II (Versión 1.1.2, FAO-ICLARM Fish Assessment Tools; Gayanilo *et al.*, 2002). Cada progresión modal se confirmó mediante la aplicación NORMSEP (Pauly y Caddy, 1985) presente también en FISAT II. El grado de separación entre las modas de las distribuciones de frecuencias de talla fue testeado 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 identificadas son virtualmente iguales (Sparre y Venema, 1998).



Figura 3. Variables morfométricas medidas a los individuos de *Corbicula fluminea* recolectados en el Valle Inferior del río Negro. LT: largo total; AL: alto total; AT: ancho total.

Contribución porcentual de cada cohorte a la densidad total

Para cada sitio y mes se calculó la contribución porcentual (CP) de cada cohorte a la densidad total estimada para cada sitio de muestreo como el cociente entre el número de individuos de cada cohorte (nc) y el número total de individuos muestreados (N):

$$CP = (nc / N)*100$$

Este análisis nos permitió observar la dinámica de incorporación y extinción de las diferentes cohortes así como su contribución al conjunto de la población.

Crecimiento

Para describir y comparar el crecimiento de las diferentes cohortes en cada sitio, se ajustó el modelo de crecimiento estacionalizado de von Bertalanffy (MCEVB). De acuerdo con Pauly y Gaschütz (1979), Hoenig y Choudary Hanumara (1982), y Somers (1988), la ecuación se expresa de la siguiente manera:

$$L_{t} = L_{\infty} (1 - exp^{-K[(t-t\theta) + TI - T2]}),$$

$$T_{1} = C \sin (2\pi (t - t_{s})) / 2\pi,$$

$$T_{2} = C \sin (2\pi (t_{0} - t_{s})) / 2\pi,$$

donde L_t es el largo estimado de un organismo a la edad t; L_{∞} es el largo asintótico; K es la constante de crecimiento anual que determina la rapidez con que un organismo alcanza el L_{∞} (año⁻¹ en la mayoría de las curvas de crecimiento estacionalizado); t_0 es la edad teórica a la cual el organismo tendría largo cero; 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); y t_s indica el punto al cual comienza la oscilación. El "punto de invierno", PI, indica el momento del año (expresado como una fracción decimal) cuando el crecimiento alcanza su valor mínimo (PI = t_s + 0,5). Los parámetros de la función fueron estimados por el método de modelado disponible en el software de estadística JMP (v9,0 SAS Institute) que aplica múltiples iteraciones no lineales del algoritmo de Gauss-Newton. Debido a que resultados preliminares del MCEVB arrojaron valores no satisfactorios del L_{∞} , se usó la talla máxima observada en cada sitio ($L1_{\text{max}} = 34,45$ mm; $L2_{\text{max}} = 31,25$ mm; $L3_{\text{max}} = 32,77$ mm) para calcular el largo asintótico según la ecuación sugerida por Taylor (1958):

$$L_{max} / 0.95 = L_{\infty}$$

Los largos asintóticos obtenidos fueron 36,26 mm, 32,89 mm, y 34,39 mm, para los sitios 1, 2 y 3, respectivamente. Como t_0 es la edad teórica a la que la almeja tiene longitud cero, podemos definir t_{max} como la edad teórica a la cual el organismo alcanzaría la talla máxima (L_{max}). Debido a que L_{max} está directamente relacionada con el punto máximo en el tiempo (años), podemos asumir que L_{max} implica t_{max} ($L_{max} \rightarrow t_{max}$). Por lo tanto, podemos expresar aproximadamente la longevidad teórica de una cohorte de almejas (en años) como:

longevidad =
$$t_{max}$$
 - t_0

Para comparar el crecimiento entre los sitios de muestreo y con otros estudios, usamos el índice de crecimiento (IC, *Growth performance index*) fi prima (φ') porque la correlación negativa que existe entre los parámetros de crecimiento (K y L_{∞}) invalida las comparaciones que consideren a cada parámetro individualmente (Vakily, 1992; Ramón *et al.*, 2007). La ecuación definida por Pauly y Munro (1984) es:

$$\varphi' = 2 \log_{10} L_{\infty} + \log_{10} K$$

Calculamos el índice de crecimiento usando la aplicación *Growth Performance Indices* disponible en el programa FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2002). Luego, realizamos un test de t para comparar los índices de las poblaciones pertenecientes a los diferentes sitios de estudio. Paralelamente, con el objetivo de comparar nuestros resultados con aquellos obtenidos en otros estudios estimamos los índices de crecimiento a partir de los parámetros de crecimiento reportados en diferentes estudios ecológicos de *C. fluminea* que hubieran usado el modelo de crecimiento de von Bertalanffy (ver Cataldo y Boltovskoy, 1998; Sousa *et al.*, 2008). Usamos el test de t para la media de una muestra para determinar si la media general del IC en este estudio — obtenido al promediar los valores de IC obtenidos para cada cohorte y sitio de muestreo— difiere significativamente de aquellos calculados a partir de los valores de K y L_{∞} reportados en los trabajos previamente mencionados.

• Alometría

Relación alométrica entre las variables morfométricas de la valva

Para cada fecha y sitio de muestreo calculamos el promedio de las variables morfométricas para cada intervalo de clase. Estudiamos las relaciones alométricas del alto y ancho en función del largo de la valva mediante regresiones lineales de las variables transformadas a logaritmo natural: ln(y) = a + b.ln(x); donde b es el coeficiente de alometría, x es el largo e y es el ancho o el alto según cada caso. Para determinar si los valores estimados de alometría difieren significativamente del valor teórico de isometría (b = 1), realizamos diferentes test de t para la media de una muestra. Para analizar la variación espacial de las medidas morfométricas realizamos dos ANCOVAs independientes, donde se usaron el alto y el ancho como las variables dependientes, el largo como covariable, y los sitios de muestreo como factores. Todas las

dimensiones de las valvas fueron transformadas usando el logaritmo natural para aproximarlas a condiciones de normalidad y homocedasticidad.

Relación alométrica entre el peso y el largo de la valva

Se utilizaron submuestras de 70 ejemplares seleccionados al azar de cada fecha y sitio de muestreo, pero respetando las estructuras de tallas obtenidas considerando la muestra completa. Con una balanza digital de 0,1 mg de precisión se midió el peso total (concha + tejido) húmedo (PH), peso total seco (PS) y peso seco de cenizas (PSC). Para medir el PS individual, cada ejemplar se colocó en crisoles de porcelana dentro de una estufa a 60 °C durante 48 horas. Luego, los crisoles fueron colocados en un horno mufla a 500 °C durante cinco horas para medir el peso seco de cenizas (Herrmann *et al.*, 2009). El peso seco libre de cenizas (PSLC) se estimó como la diferencia entre PS y PSC.

Para analizar la relación alométrica de la biomasa (PSLC) en función del largo total (L), se linearizaron las variables aplicando el logaritmo natural y se ajustó una regresión lineal al conjunto de datos obtenidos para cada fecha y sitio (Vohmann $et\ al.$, 2010). A partir de la ecuación lineal obtenida [ln(PSLC) = a + b.lnL] realizamos diferentes test de t para la media de una muestra para determinar si los valores estimados de alometría (b) difieren significativamente del valor teórico de isometría (b = 3). Para evaluar si existen diferencias significativas en el peso entre los sitios de muestreo, se realizó un ANCOVA donde el peso seco libre de cenizas se consideró como variable dependiente, el largo como covariable y los ambientes como factor (Vohmann $et\ al.$, 2010).

Contenido de metales en tejidos blandos de Corbicula fluminea

Los individuos recolectados se conservaron en *freezer* a –18 °C hasta su posterior procesamiento. Para el análisis de contenido de metales se seleccionaron ejemplares de cada sitio de muestreo, de los diferentes meses y de los 2 grupos de talla mejor representados en la población (tallas de 16 y 25 mm). Para las cohortes con tallas intermedias (aproximadamente 16 mm) y grandes (aproximadamente 25 mm) se seleccionaron entre tres y cuatro individuos al azar de cada sitio y fecha. Con un bisturí se extrajo el tejido blando de las almejas y se realizó un homogenato sobre vidrio reloj. Se pesaron entre 1 y 1,5 g del homogenato y se colocó en tubos de ensayo a los cuales se les agregó 3 ml de HNO₃ concentrado. Se colocaron series de 12 tubos en vasos de precipitado con parafina líquida y se mantuvieron a 100 °C sobre plancha de

calentamiento durante 4 horas hasta que se produjo la digestión completa del tejido blando. Luego se volcó el contenido en tubos de centrífuga y se llevó a un volumen final de 5 ml con HNO₃ al 1%. Las lecturas de metales pesados totales se realizaron con un espectrofotómetro de absorción atómica por llama (EAA), UNicam 969 (FunBaPa). La digestión del tejido blando de las almejas se realizó en el Laboratorio de Química del INTA (Estación Experimental Agropecuaria Valle Inferior del río Negro) según los métodos especificados por Lombardi *et al.* (2008).

Para evaluar si existieron efectos significativos los sitios de muestreo y de las tallas sobre la concentración de metales pesados, se realizaron dos ANOVAs de dos vías —uno para cada metal— considerando los sitios y las tallas como variables clasificatorias y la concentración de los metales como variable dependiente. Todas las medidas fueron transformadas a logaritmo natural para aproximarlas a condiciones de normalidad y homocedasticidad.

RESULTADOS

Variables limnológicas

• Parámetros fisicoquímicos

La temperatura media del agua (± DE) fue de 21 ± 4 °C, y se registró una amplitud térmica de aproximadamente 12 °C, con un valor mínimo de 14 °C a fines del invierno y un valor máximo de 26 °C en verano. No se encontraron diferencias significativas entre los tres sitios de muestreo $(F_{(2,15)} = 0.003; P = 0.9969)$. La concentración de oxígeno promedio fue de 9.23 ± 0.86 mg l⁻¹ y no se registraron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F_{(2,12)} = 0.74$; P =0,4997). El pH del agua fue levemente alcalino, registrándose un valor promedio de 7,46 \pm 0,43 y no se encontraron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($F_{(2,15)} = 0.03$; P =0,9752). La transparencia del agua fue baja con un rango de valores entre 0,40 y 1 m. Aunque no encontramos diferencias significativas entre los sitios ($F_{(2,13)} = 0,49$; P = 0,6256) los valores de mayor transparencia se registraron en noviembre $(0.89 \pm 0.13 \text{ m})$, mientras que los de mayor turbidez se observaron en enero $(0.43 \pm 0.03 \text{ m})$. Los valores de conductividad difirieron significativamente entre los ambientes ($F_{(2,15)} = 13,60$; P = 0,0004). El Sitio 1 presentó los valores más elevados durante todo el período en estudio (398 ± 80 μS m⁻¹) con respecto a los sitios 2 y 3 (263 \pm 46 y 252 \pm 26 μ S m⁻¹, respectivamente). La concentración de sólidos totales $(268 \pm 53 \text{ mg } 1^{-1})$ y de materia orgánica total $(57 \pm 24 \text{ mg } 1^{-1})$ no fueron significativamente diferentes entre los sitios ($F_{(2.6)} = 0.90$; P = 0.4550 y $F_{(2.6)} = 0.51$; P = 0.6249, respectivamente).

Aunque se observan variaciones temporales de las variables, el número de mediciones en cada mes fue insuficiente para incorporar la variabilidad temporal como un segundo factor en el análisis de la varianza. La distribución de los valores promedios de cada una de las variables y estimados para cada mes y sitio de muestreo se muestran en la figura 4.

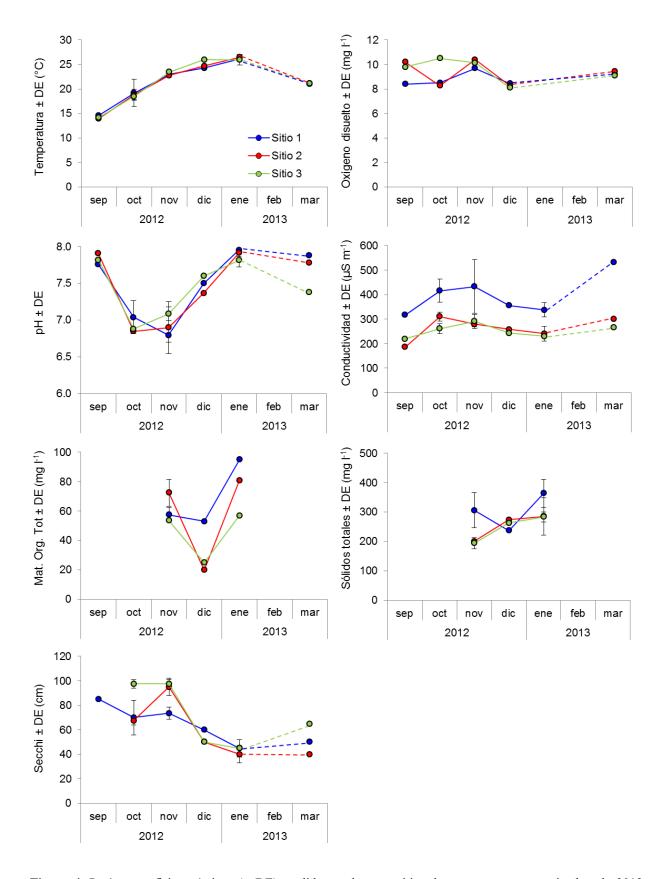


Figura 4. Parámetros físicoquímicos (± DE) medidos en los tres sitios de muestreo entre septiembre de 2012 a marzo de 2013.

Pigmentos fotosintéticos

No encontramos diferencias significativas en la concentración de pigmentos fotosintéticos (clorofilas a, b y c) entre los tres sitios ($F_{(2,9)} = 0.37$; P = 0.6031; $F_{(2,9)} = 0.11$; P = 0.9004; $F_{(2,9)} = 0.07$; P = 0.9363; respectivamente). La concentración media de clorofila a fue de 2.90 ± 0.91 mg m³; el valor mínimo se registró en diciembre (2.04 ± 0.12 mg m³) mientras que en enero se obtuvo el máximo (3.97 ± 0.43 mg m³). La clorofila b presentó una concentración promedio de 0.88 ± 0.44 mg m³; el mínimo se estimó en el mes de diciembre (0.34 ± 0.10 mg m³), mientras que el máximo ocurrió en el mes de febrero (1.35 ± 0.17 mg m³). Asimismo, la concentración de clorofila c fue de 1.29 ± 0.69 mg m³; el valor mínimo se observó en diciembre (0.54 ± 0.14 mg m³) mientras que el máximo (2.02 ± 0.28 mg m³) se estimó para enero. El valor medio del índice de Margalef para el área de estudio fue de 3.57 ± 0.20 . Este resultado estaría indicando que la productividad por unidad de biomasa de la asociación algal fue de intermedia a baja durante el período de estudio.

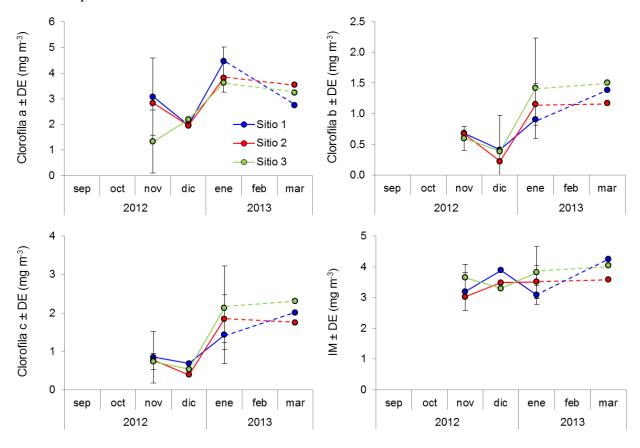


Figura 5. Concentración media (\pm DE) de pigmentos fotosintéticos (clorofilas a, b y c) e índice de Margalef (IM) estimados para cada uno de los tres sitios de muestreo en el Valle Inferior del río Negro para el periodo de estudio.

Dinámica poblacional de Corbicula fluminea

• Densidad poblacional

No se encontraron diferencias significativas en la densidad poblacional entre los meses de estudio ($F_{(6,104)} = 1,45$; P = 0,2047) ni entre los sitios de muestreo ($F_{(2,104)} = 1,67$; P = 0,1939). Sin embargo, la interacción entre estas dos variables fue significativa ($F_{(12,104)} = 3,09$; P = 0,0012) y explica un 29,8% de la varianza en la densidad de C. fluminea por lo que los efectos simples no pueden ser analizados independientemente. De todas formas, el factor espacial explica el 67,9% del total de la variabilidad observada, siendo el componente que más efecto tuvo sobre la densidad de las almejas en el área de estudio. El restante 2,3% correspondió a la variabilidad temporal. Esta interacción es significativa porque se observaron meses en los que la densidad en un sitio disminuyó mientras que en otro sitio aumentó (Fig. 6).

Al no encontrar diferencias significativas a nivel espacial, y siendo este factor el que explica el mayor porcentaje de la varianza, consideramos apropiado agrupar los valores de densidad estimados para cada mes. La densidad media general en el área de estudio fue de 94 \pm 10 ind. m⁻² entre septiembre 2012 y Marzo 2013. La máxima se registró en septiembre (109 \pm 35 ind. m²), mientras que la mínima se estimó en noviembre (84 \pm 57 ind. m²), febrero (84 \pm 31 ind. m²) y marzo (84 \pm 48 ind. m²; Fig. 6). La estadística descriptiva para la densidad de *C. fluminea* se muestra en la Tabla A (Anexo).

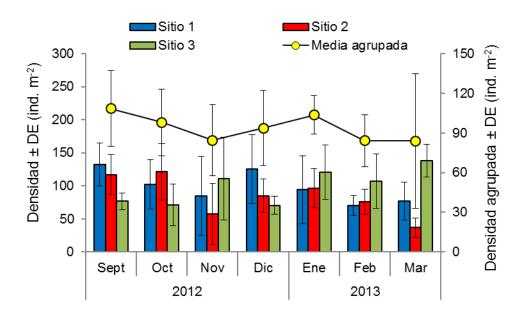


Figura 6. Variación temporal y espacial de la densidad de *Corbicula fluminea* en el Valle Inferior del río Negro entre septiembre 2012 y marzo 2013. Barras: densidad en cada sitio; línea sólida: densidad media a partir de los datos agrupados. DE, desvío estándar.

• Estructura de tallas y descomposición polimodal

Las distribuciones de frecuencia de tallas se realizaron a partir del largo de valva de 3.272 individuos (1.137, 983 y 1.152 individuos en los sitios 1, 2 y 3, respectivamente) recolectados en el río Negro entre septiembre de 2012 y marzo de 2013. En el Sitio 1 se lograron identificar siete cohortes, mientras que en los sitios 2 y 3 se identificaron seis cohortes (Fig. 7). En general, el Sitio 1 mostró una estructura pentamodal, el Sitio 2 una trimodal, mientras que en el Sitio 3 predominó una distribución tetramodal (Fig. 8). La estadística descriptiva de la descomposición polimodal está detallada en la Tabla B (Anexo).

Contribución porcentual de cada cohorte a la densidad total

El análisis de la contribución porcentual de cada cohorte a la densidad total estimada para cada sitio de muestreo presentó patrones diferentes a lo largo de los meses en los sitios estudiados (Fig. 9). En el Sitio 1 se observa la desaparición de las cohortes definidas por individuos más grandes. Por ejemplo, la cohorte 1 desaparece completamente de la estructura de tallas en octubre y la cohorte 2 lo hace en el mes noviembre. En el Sitio 2 la cohorte 1 compuesta por individuos con un largo de valva de 25,32 ± 1,67 mm también desapareció. En general, la estructura de tallas de este sitio estuvo definida por la cohorte 2 que representó el 71% del total de los individuos recolectados a lo largo de todo el período de estudio. En cambio, el aporte de individuos a la densidad de este sitio por parte de las cohortes 3, 4, 5 y 6 fue bajo. En el Sitio 3, la cohorte 1 que representaba el 30% de la población en septiembre desapareció en enero. Al igual que en el Sitio 2, la cohorte 2 representó un porcentaje elevado (62%) de los individuos recolectados durante todo el período de estudio.

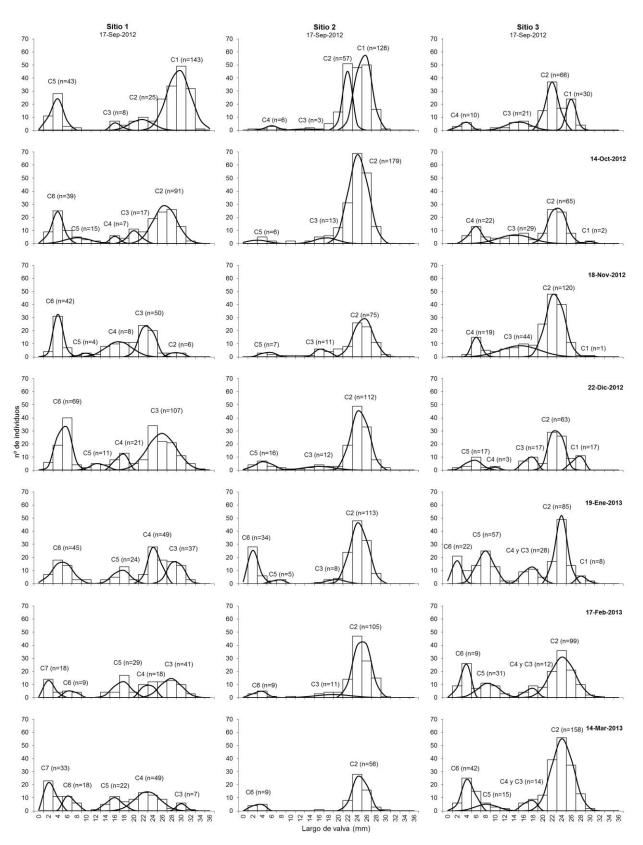


Figura 7. Descomposición polimodal de la distribución de frecuencias del largo de la valva de la almeja asiática, *Corbicula fluminea* para los tres sitios estudiados durante septiembre de 2012 y marzo de 2013 en el Valle Inferior del río Negro, Argentina. C, cohorte; n, número de individuos en cada cohorte.

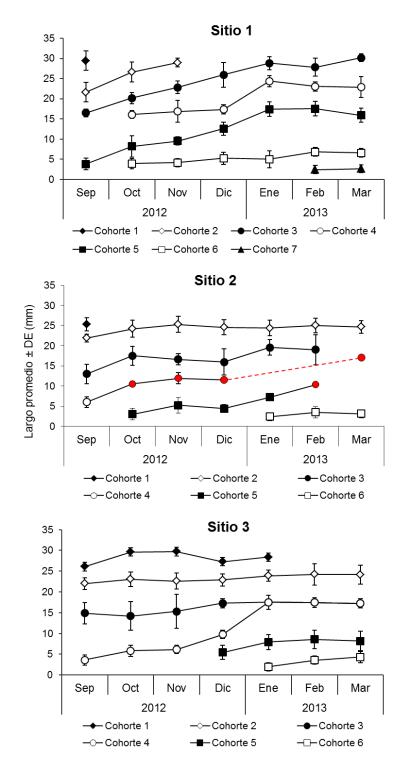


Figura 8. Progresión modal de las cohortes de individuos identificadas a partir de la descomposición polimodal de la distribución de frecuencias de largo de valva de *Corbicula fluminea* en los tres sitios de muestreo ubicados en el Valle Inferior del río Negro, Argentina. Los círculos rojos corresponden a valores de largo de valva cuya componente modal no se pudo identificar pero que podrían pertenecer a las cohortes 4 y 5 del Sitio 2.

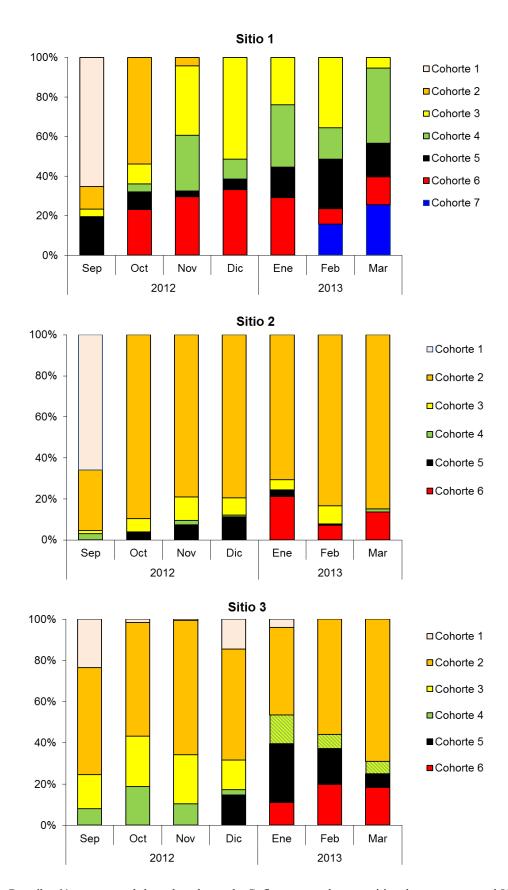


Figura 9. Contribución porcentual de cada cohorte de *C. fluminea* en los tres sitios de muestreo en el Valle Inferior del río Negro entre septiembre de 2012 y marzo de 2013.

• Crecimiento

El ajuste del modelo estacionalizado de crecimiento (MCEVB) fue realizado sobre las cohortes mejor representadas, es decir, definidas por un mayor número de modas (Fig. 10). La estadística descriptiva de los parámetros de crecimiento está indicada en la Tabla 1. El índice de crecimiento promedio para las cohortes del Sitio 1 fue de 3,05 \pm 0,09, para las del Sitio 2 de 2,93 \pm 0,12 y para las del Sitio 3 fue de 3,04 \pm 0,11. El ANOVA no mostró diferencias significativas entre los índices de crecimiento estimados para cada sitio de muestreo ($F_{(2,8)} = 0.923$; P = 0.4472). Por lo tanto, agrupamos los valores y calculamos un índice medio para el área de estudio (φ ' = 3,02 \pm 0,11). La longevidad de *Corbicula fluminea* varió entre 2,7 y 4,7 años con un promedio general de 3,4 \pm 0,7 años.

Los índices de crecimiento calculados a partir de los parámetros de crecimiento reportados en otros estudios que usaron el modelo de von Bertalanffy están resumidos en la Tabla 2. El índice de crecimiento promedio para los individuos del río Negro fue significativamente mayor que el estimado para especímenes estudiados: (i) en el embalse Plover Cove, Hong Kong ($t_{(8)} = 11.48$, P < 0.0001); (ii) en el Delta-Mendota Canal, California, USA ($t_{(8)} = 8.08$, P < 0.0001); (iii) en Punta Atalaya, río de la Plata, Argentina ($t_{(8)} = 16.51$, P < 0.0001); y (iv) en el Delta del río Paraná ($t_{(8)} = 5.82$, P = 0.0004). Por el contrario, el índice de crecimiento de C. fluminea en el río Negro fue significativamente menor al estimado para la población del estuario del río Minho, Península Ibérica ($t_{(8)} = -5.79$, P = 0.0004).

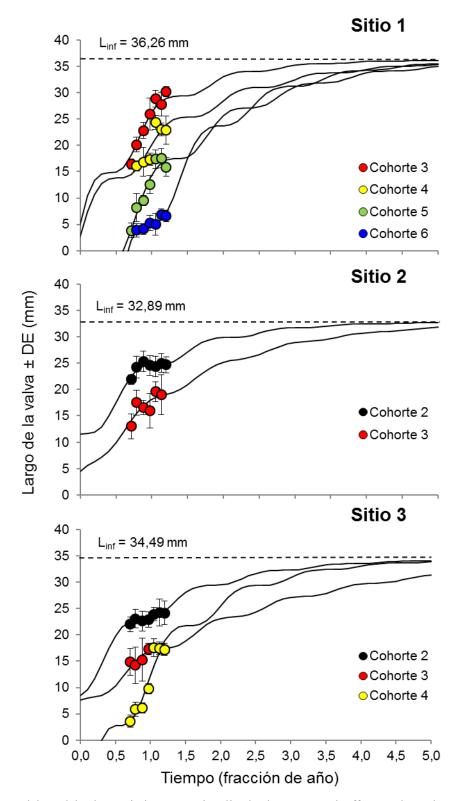


Figura 10. Ajuste del modelo de crecimiento estacionalizado de von Bertalanffy para las cohortes de *Corbicula fluminea* identificadas en los tres sitios de muestreo. El tiempo fue calculado como fracción del año comenzando desde enero de 2012. L_{inf}, Largo máximo teórico de valva estimado según Taylor (1958).

Tabla 1. Parámetros del modelo de crecimiento estacionalizado de von Bertalanffy para *Corbicula fluminea* en el río Negro. L_{∞} , largo asintótico (mm); K, constante de crecimiento $(a\tilde{n}o^{-1})$; t_0 , edad teórica a la cual el largo de la valva es cero (fracción del año); C, amplitud de la oscilación; PI, punto de invierno; ϕ' , índice de crecimiento; R^2 : bondad de ajuste del modelo de crecimiento; R^2 : número de modas de cada cohorte.

Sitio 1				Siti	o 2	Sitio 3			
Parámetros	Cohorte 3	Cohort 4	Cohorte 5	Cohorte 6	Cohorte 2	Cohort 3	Cohorte 2	Cohort 3	Cohorte 4
L _∞	36,26	36,26	36,26	36,26	32,89	32,89	34,49	34,49	34,49
K	1,14	0,73	0,72	0,91	0,97	0,65	0,83	0,43	0,91
t_0	-0,07	-0,06	0,60	0,66	-0,39	-0,20	-0,52	-0,39	0,30
Estación	Primavera	Primavera	Invierno	Invierno	Invierno	Primavera	Invierno	Invierno	Otoño
С	1,00	1,00	1,00	0,98	1,00	0,60	0,94	0,86	1,00
PI	2,4	2,5	1,3	1,0	3,1	3,2	0,9	2,2	2,6
ϕ'	3,18	2,98	2,98	3,08	3,02	2,85	3,18	2,98	2,98
Longevidad	2,8	4,1	4,1	3,6	3,0	4,7	3,0	2,7	3,0
R^2	0,95	0,77	0,94	0,75	0,75	0,63	0,81	0,77	0,92
n	7	6	7	6	7	6	7	7	7

Tabla 2. Parámetros de crecimiento (media ± DE) estimados para las diferentes poblaciones de *Corbicula fluminea*. *MCEVB*, modelo de crecimiento estacionalizado de von Bertalanffy; *MCVB*, modelo de crecimiento tradicional de von Bertalanffy; *S/D*, sin dato. El resto de las abreviaciones están indicadas en la Tabla 1.

País	Sitio de estudio	Modelo de crecimiento	L_{∞} (mm)	K (año ⁻¹)	С	arphi'	Longevidad (años)	Referencias
China	Plover Cove Reservoir, Hong Kong	MCVB	35	0,34	S/D	2,62	3	Morton (1977)
EEUU	Delta-Mendota Canal, California	MCVB	37,8	0,39	S/D	2,74	4	Eng (1979)
Argentina	Punta atalaya, Río de la Plata	MCVB	31,6	0,13	S/D	2,11	3	Ituarte (1985)
Argentina	Río Paraná	MCEVB	32	0,65	0,7	2,82	2 a 4	Cataldo y Boltovskoy (1998)
Portugal	Río Minho	MCEVB	49,8	0,68	S/D	3,23	2 a 3	Sousa et al. (2008 b)
Argentina	Río Negro	MCEVB	$34,55 \pm 1,41$	0.81 ± 0.20	$0,93 \pm 0,13$	$3,02 \pm 0,11$	$3,4 \pm 0,7$	Este estudio

Alometría

Relación alométrica entre las variables morfométricas de la valva

Se midieron las variables morfométricas de 3.272 almejas (1.137, 983 y 1.152 individuos en los sitios 1, 2 y 3, respectivamente) recolectadas en el río Negro entre septiembre de 2012 y marzo de 2013. Los coeficientes alométricos del alto y ancho en función del largo (Fig. 11) no difirieron significativamente del valor teórico de isometría (b = 1; Tabla C, ANEXO).

El análisis de la covarianza mostró un efecto significativo de los sitios en el alto de la valva de C. fluminea ($F_{(2, 287)} = 4,595$; P = 0,0109) y no hubo interacción significativa entre la covariable y el factor espacial ($F_{(2,287)} = 2,288$; P = 0,1033). Es decir que, para un valor medio de largo de valva, los individuos del Sitio 3 tienen un alto de valva 1,1% (i.e.0,15 mm) y 1,3% (i.e.0,17 mm) significativamente menor que los de los sitios 1 y 2, respectivamente. En cambio, al analizar el ancho observamos una interacción significativa marginal entre el factor espacial y la covariable ($F_{(2,287)} = 3,049$; P = 0,049), por lo que no podemos detectar el efecto espacial sobre la variable dependiente ya que la covariable también tiene un efecto significativo sobre la misma.

Relación alométrica entre el peso y el largo de la valva

Se midió el peso seco libre de cenizas de 481 individuos del Sitio 1, 451 del Sitio 2 y 489 ejemplares del Sitio 3. Los coeficientes de alometría de la regresión lineal entre el peso en función del largo de la valva (Fig. 12) no difirieron significativamente del valor teórico de isometría (b = 3; Tabla D, ANEXO).

El análisis de covarianza utilizado para evaluar si existen diferencias de peso entre los individuos de cada sitio de estudio mostró que no hubo un efecto de interacción significativo entre la covariable y el factor ($F_{(2,246)} = 1,3537$, P = 0,2602). En cambio, se observaron diferencias significativas de peso entre los individuos de cada sitio ($F_{(2,246)} = 7,328$, P = 0,0008). El peso de los individuos del Sitio 1 fue 6,6% significativamente menor que el del Sitio 3. No se encontraron diferencias significativas de peso entre los individuos de los sitios 1 y 2, ni entre los de los sitios 2 y 3.

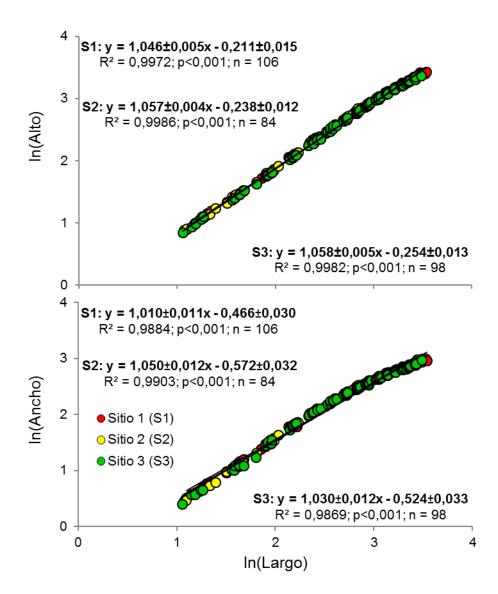


Figura 11. Regresiones alométricas entre las dimensiones lineales de las valva de *C. fluminea* en el Valle Inferior del río Negro. R², coeficiente de determinación; n, cantidad de datos utilizados en cada ajuste correspondientes a cada variable.

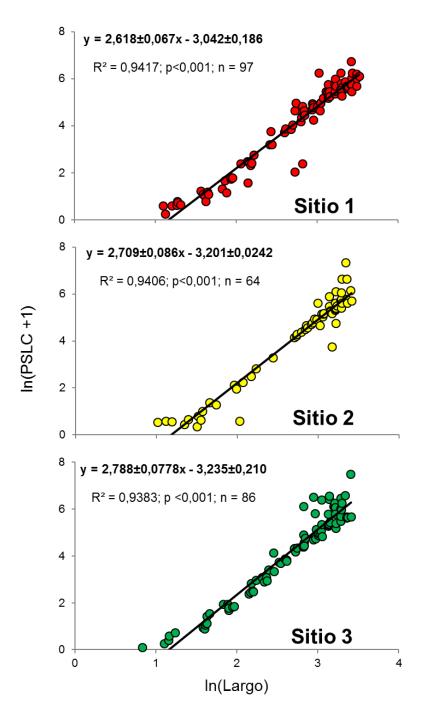


Figura 12. Regresiones alométricas entre peso y el largo de *C. fluminea* en los tres sitios de estudio en el Valle Inferior del río Negro. PSLC, peso seco libre de cenizas; R², coeficiente de determinación; n, cantidad de datos utilizados en cada ajuste correspondientes al largo y PSLC.

Contenido de metales en tejidos blandos de Corbicula fluminea

El ANOVA de dos vías para analizar la concentración de cobre mostró diferencias significativas entre los grupos de talla comparados ($F_{(1,35)} = 81,12$; P < 0,0001). El grupo de individuos con un largo de valva promedio de $25,7 \pm 0,1$ mm presentó una mayor concentración de cobre en tejido blando ($4,07 \pm 0,90 \,\mu g \,g^{-1}$) que las almejas de $18,5 \pm 0,2 \,mm$ las cuales tenían una concentración

de cobre promedio de 2,47 \pm 0,44 μ g g⁻¹ (Fig. 13 A). También se encontraron diferencias significativas entre los individuos provenientes de cada sitio de muestreo ($F_{(2,35)} = 5,91$; P = 0,0068). Los de los sitios 1 y 2 presentaron valores promedio de 3,68 \pm 1,26 y 3,60 \pm 0,99 μ g g⁻¹, respectivamente, mientras que en los individuos del Sitio 3 se observó un valor promedio de 3,00 \pm 0,93 μ g g⁻¹ (Fig. 13 C). La interacción entre los dos factores no fue significativa ($F_{(2,35)} = 0,4323$; P = 0,6530).

La concentración del zinc también difirió significativamente entre los grupos de talla comparados ($F_{(1,35)} = 30,20$; P < 0,0001). Al contrario de lo que observamos con el cobre, el zinc bioacumulado fue mayor en los individuos de menor largo de valva (13,01 ± 1,60 y 9,82 ± 1,59 µg g⁻¹, respectivamente; Fig. 13 B). Por otro lado, no encontramos diferencias significativas de concentración entre los sitios de muestreo ($F_{(2,35)} = 2,71$; P = 0,0827). El Sitio 1 mostró una concentración promedio de 11,93 ± 2,13 µg g⁻¹, el Sitio 2 de 10,50 ± 2,49 µg g⁻¹ y el Sitio 3 de 11,40 ± 2,02 µg g⁻¹ (Fig. 13 D). En la Tabla E (ANEXO) se resumen los valores de concentración de metales y de largo de valva para cada grupo de individuo analizado.

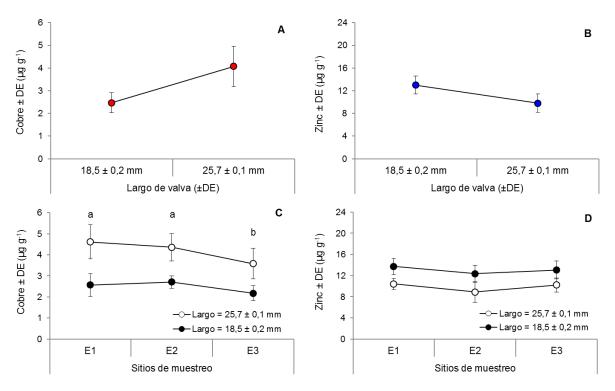


Figura 13. Concentraciones de cobre y zinc ($\pm DE$) en el tejido blando total de las almejas agrupadas en dos tallas representativas de la población muestreada en el Valle Inferior del río Negro entre septiembre de 2012 y marzo de 2013. A y B) Concentraciones de cobre y zinc para cada grupo de talla; C y D) concentraciones de cobre y zinc para los individuos provenientes de cada sitio de muestreo. Letras diferentes indican diferencias significativas (prueba *post hoc* de Tukey HSD, α = 0,05).

DISCUSIÓN

En esta tesis se analiza por primera vez la dinámica poblacional de *Corbicula fluminea* en su límite de distribución austral. El enfoque comparativo de este estudio mostró diferencias entre los índices de crecimiento estimados en el presente trabajo y aquellos calculados a partir de los estudios ecológicos realizados en otros ecosistemas. Contrario a nuestras predicciones, no encontramos diferencias de crecimiento ni de densidad entre los tres sitios de muestreo sometidos a diferentes efectos de descarga de efluentes. Sin embargo, observamos diferencias espaciales en las relaciones alométricas y en la dinámica demográfica de los sitios estudiados. También encontramos evidencias que apoyan nuestra predicción sobre diferencias de concentración de cobre y zinc entre los individuos con diferentes tallas y expuestos a mayores niveles de concentración de metales pesados.

La almeja asiática es considerada un componente principal de la fauna bentónica en ambientes lóticos y lénticos de diferentes regiones del mundo con un potencial relevante para modificar las condiciones ecológicas de los ambientes invadidos (Sousa et al., 2008, Chícharo et al., 2009). En el río Paraná se reportó una densidad anual promedio de 1.070 ± 797 ind. m⁻² con valores medios máximos de 2.609 ± 648 ind. m⁻² a finales de primavera (Cataldo y Boltovskoy, 1998). En el río Minho se observó una densidad máxima de 1.320 ind. m⁻² también en primavera (Sousa et al., 2008 b). En el río Mechums la densidad media anual fue de 677 ind. m⁻² —al igual que Sousa et al. (2008 b) no reportan los desvíos— pero la densidad mínima se registró en verano, 173 ind. m⁻², mientras que la máxima se observó al comienzo del invierno con 1.495 ind. m⁻² (Hornbach, 1992). En otros estudios las densidades halladas han sido menores. En Europa, Schmidlin y Baur (2006) reportan densidades entre 200 y 600 ind. m⁻² en el río Althrein mientras que en el Rhine encontraron densidades entre 1 y 200 ind. m⁻¹, y no reportan variaciones temporales. La densidad media poblacional de Corbicula fluminea en el Valle Inferior del río Negro (94 \pm 10 ind. m⁻²) fue menor a los valores mencionados en los estudios anteriores. Al comienzo de la primavera se observó el valor máximo de densidad (109 ± 35 ind. m⁻²). Múltiples factores bióticos y abióticos (como disponibilidad y calidad del alimento, depredación, tipo de sustrato, condiciones fisicoquímicas) afectan la abundancia de C. fluminea (Sousa et al., 2008 c). Sin embargo, creemos que la diferencia de densidad observada entre este estudio y los previamente mencionados estaría principalmente relacionada con la técnica de muestreo empleada. A diferencia del método empleado en los ríos Paraná, Minho y Mechums en este trabajo no usamos draga para recolectar las muestras. En el río Rhine utilizaron una red con forma de "D" para recolectar la capa superior del sedimento en un área de 1 m², obteniendo valores de densidad más próximos (aunque mayores) a los estimados en este trabajo. De todas maneras, en los trabajos mencionados, los muestreos se hicieron en el infralitoral. Por lo tanto, es esperable que la densidad en zona infralitoral del río Negro sea mayor a la del mesolitoral estimada en este estudio.

La dinámica demográfica en el río Negro presentó patrones diferentes en los distintos sitios de muestreo. En los sitios 1 y 2 observamos que el número de individuos disminuyó mientras que la densidad en el Sitio 3 aumentó. La dinámica de incorporación y de extinción de cohortes podría explicar la interacción significativa obtenida en el análisis estadístico entre la densidad y el tiempo. En el río Negro, el valor máximo de densidad coincide con el post-reclutamiento, es decir, el momento en que comienza la incorporación de una cohorte de juveniles coincide con la presencia de la cohorte de las almejas más grandes. Este mismo patrón se observó en otros ecosistemas (Hornbach, 1992; Cataldo y Boltovskoy, 1998; Sousa *et al.*, 2008 c). El descenso poblacional que observamos en los meses siguientes también coincide con lo reportado por estos autores. La desaparición de las almejas más grandes puede deberse a diferentes factores como la edad, depredación, estrés ambiental y/o migración activa o pasiva de los individuos (Prezant y Chalermwat, 1984; Sousa *et al.*, 2008 c).

Previo a este estudio, ningún trabajo había comparado el crecimiento intra e interpoblacional de Corbicula fluminea. Contrariamente a nuestra predicción, no encontramos diferencias significativas entre los índices de crecimiento estimados para los tres sitios estudiados del Valle Inferior del río Negro. Los individuos expuestos a las descargas de efluentes no mostraron un crecimiento menor como esperábamos. Por el contrario, el índice de crecimiento estimado en nuestra área de estudio fue significativamente mayor a los estimados para otras poblaciones de C. fluminea que habitan en otros ecosistemas (Morton, 1977; Eng, 1979; Ituarte, 1985; Cataldo y Boltovskoy, 1998) pero menor al estimado para la población del río Minho (Sousa et al., 2008 b). Sin embargo, este enfoque comparativo debe ser considerado con precaución porque la estimación de los parámetros de crecimiento por parte de Morton (1977), Eng (1979) e Ituarte (1985) fue hecha usando el modelo no estacionalizado de von Bertalanffy. En consecuencia, nuestro cálculo del índice de crecimiento a partir de los parámetros en esos estudios puede estar sobre o subestimado. Asimismo, Cataldo y Boltovskoy (1998) estimaron el crecimiento usando el alto total en vez del largo total, por lo que la estimación de índice de crecimiento a partir de esos parámetros puede diferir. Por otro lado, la longevidad estimada para nuestra área de estudio fue de 3.4 ± 0.7 años y coincide con los valores reportados en los trabajos previamente citados. Las cohortes consideradas para estudiar el crecimiento estuvieron constituidas por seis y siete componentes modales, es decir seis y siete meses lo que representa un 15 y un 17% del total de la longevidad estimada. Es por esto que, aunque los modelos de crecimiento ajustados a cada cohorte mostraron una bondad de ajuste significativa, consideramos necesario realizar estudios de crecimiento en condiciones más controladas —tanto en campo como en laboratorio— para realizar un seguimiento de las cohortes por un período de tiempo más prolongado y obtener una estimación más precisa del crecimiento. Sin embargo, nuestros resultados ponen en evidencia la variación espacial de crecimiento entre las diferentes poblaciones remarcando la plasticidad fenotípica de esta especie invasora.

Las condiciones ambientales (velocidad de corriente, sedimento, salinidad, disponibilidad de alimento, depredación) han sido reportadas como factores clave en la determinación de la forma de la valva de las almejas y otros moluscos (Steffani y Branch, 2003; Sousa *et al.*, 2007; Bonel *et al.*, 2013). Las relaciones alométricas entre las variables lineales de la valva de *C. fluminea* mostraron que los individuos del Sitio 3 tuvieron un alto de valva menor que el de los individuos de los otros sitios. Aunque no tenemos evidencias suficientes para explicar este fenómeno, creemos que la diferencia de alto observada estaría relacionada con diferencias en la velocidad de la corriente entre los sitios dada su distancia desigual al canal principal del río. Sin embargo, es necesario realizar un estudio más exhaustivo sobre la hidrología de esa área del río Negro para contrastar esta hipótesis.

Este es el primer estudio que analiza y compara la relación alométrica entre el peso y el largo de valva para esta especie invasora en la Región Neotropical. Por esta razón, no fue posible comparar nuestros valores a nivel interpoblacional. El coeficiente de alometría estimado para los individuos de cada sitio no difirió del valor teórico de isometría. Sin embargo, cuando incluimos el factor espacial observamos que los individuos del Sitio 1 —próximo al drenaje agrícola—tuvieron un peso menor con respecto a los individuos de los otros sitios más alejados. Es de amplio conocimiento que las concentraciones elevadas de metales pesados son causante de estrés y que las respuestas fisiológicas de la mayoría de los animales expuestos a ellos tienen efectos negativos en su dinámica poblacional (Widdows y Donkin, 1992). En general, los organismos filtradores responden al estrés cerrando las valvas y disminuyendo las tasas de respiración y filtración, dando como resultado una disminución del crecimiento y del peso corporal (Stirling y Okumus, 1994). Cataldo *et al.* (2001) reportaron que el crecimiento y el índice de condición (la razón entre el peso y el largo) son menores en ambientes más contaminados. Aunque no encontramos diferencias de crecimiento, la diferencia espacial en el peso apoya nuestra

predicción inicial de que los individuos que habitan en la zona más expuesta a la descarga de efluentes agrícolas (Sitio 1) presentan un menor peso.

Corbicula fluminea presenta una tasa elevada de filtración lo cual la convierte en una especie con un potencial biofiltrador excepcional capaz de acumular metales pesados y otros contaminantes en sus valvas y tejidos (McMahon, 2002; Sousa et al., 2008 b). Se ha reportado que en el Valle Inferior del río Negro, los sitios afectados por las descargas de efluentes agrícolas presentan concentraciones de zinc y cobre en los sedimentos que superan los valores críticos recomendados por organismos internacionales (Abrameto et al., 2012). Nuestros resultados muestran que la concentración de cobre fue mayor en los individuos que habitan en los sitios 1 y 2. En cambio, no encontramos diferencias espaciales significativas de concentración de zinc. Este resultado apoyaría parcialmente nuestra hipótesis de que los individuos que están expuestos a una mayor concentración metales pesados en los sedimentos y/o agua exhibirían una mayor bioacumulación.

En una zona moderada de polución por metales pesados en el estuario del río de la Plata $C.\ fluminea$ presentó valores de concentración de cobre y de zinc iguales a $45 \pm 18\ \mu g\ g^{-1}$ y $197 \pm 54\ \mu g\ g^{-1}$, respectivamente (Bilos $el\ al.$, 1998). Por otro lado, en el lago Cazauxt-Sanguinet en Francia —un sitio con baja actividad agrícola e industrial— esta especie mostró concentraciones de cobre de $6,6 \pm 1,1\ \mu g\ g^{-1}$ y de zinc de $26,0 \pm 2,5\ \mu g\ g^{-1}$ (Baudrimont $et\ al.$, 1997). Las concentraciones medias obtenidas en este estudio (agrupando los valores estimados para cada sitio y grupo de talla) corresponden a bajos valores de acumulación de metales pesados (Cu: $3,3 \pm 1,1\ \mu g\ g^{-1}$; y Zn: $11,82 \pm 5,83\ \mu g\ g^{-1}$). Estos resultados indicarían $a\ priori$ que los niveles de cobre y zinc en agua y en el sedimento no serían tan elevados. Sin embargo, esta especulación deber ser considerada con cautela ya que la metodología empleada en este estudio para estimar la concentración de metales fue distinta a la que empleó Bilos $et\ al.$ (1998) aunque similar a la de Baudrimont $et\ al.$ (1997). Bilos y colaboradores estimaron las concentraciones a partir de tejido seco, mientras que Baudrimont $et\ al.$ (1997) usaron el peso húmedo del tejido al igual que nosotros. Por esta razón, creemos que los nuestros valores de concentración podrían estar subestimados.

Diferentes estudios han reportado que *Corbicula fluminea* presenta relaciones positivas entre la talla y la concentración de cobre (Belanger *et al.*, 1990; Bilos *et al.*, 1998; Cataldo, 2001), mientras que la concentración de zinc muestra una relación negativa con la talla (Bilos *et al.*, 1998). Nuestros resultados concuerdan con lo observado por estos autores. Los individuos con una talla promedio de $25,7 \pm 0,1$ mm tuvieron una concentración de cobre prácticamente 1,6

veces mayor que la de los de una talla de $18,5 \pm 0,2$ mm. En cambio, los individuos más chicos mostraron una bioacumulación de zinc 1,3 veces mayor a los individuos más grandes. Tanto el cobre como el zinc son metales esenciales en varios sistemas enzimáticos que exhiben una regulación parcial o total en los bivalvos (ver citas en Bilos *et al.*, 1998). Según Bilos *et al.* (1998), esta relación inversa entre las tallas y la concentración de cobre y zinc sugiere diferentes necesidades asociadas con la talla/edad. De esta manera, adherimos a la hipótesis propuesta por estos autores de que *C. fluminea* bioacumula cobre pasivamente con la edad y que ejerce una fuerte regulación del zinc. Asimismo, Cataldo (2001) también sugiere que esta especie es capaz de regular las concentraciones de zinc (y otros metales) en sus tejidos mediantes mecanismos efectivos de detoxificación.

En conclusión, en este estudio informamos y analizamos por primera vez la densidad, el crecimiento, la alometría y la bioacumulación diferencial de metales pesados de Corbicula fluminea en su límite de distribución austral. Encontramos que la densidad de la población del río Negro fue menor a la reportada para poblaciones pertenecientes a otros ambientes acuáticos. También observamos que el crecimiento fue significativamente mayor al estimado en otros estudios pero que la longevidad estuvo dentro de los rangos reportados para otras latitudes. Por otro lado, encontramos diferencias intrapoblaciones en la alometría que estarían asociadas con las condiciones hidrológicas del río Negro y con la influencia de la descarga de efluentes agrícolas. Por último, la mayor bioacumulación de metales pesados podría estar relacionada con un mayor nivel de exposición de los individuos que habitan en áreas próximas a los drenajes agrícolas. Asimismo, la diferencia en la bioacumulación de metales pesados en los grupos de tallas analizados indicaría que la concentración estaría regulada por los individuos de manera diferencial y directamente asociada a la talla/edad de los mismos. Las diferencias a nivel intra e interpoblacional en cuanto a las variables ecológicas estudiadas ofrecen información básica para un mejor entendimiento de la bioecología de C. fluminea y evidencian la notable plasticidad fenotípica de esta especie invasora en diferentes ecosistemas.

Este estudio genera nuevas interrogantes relacionadas con la interacción de esta especie y otros componentes de la fauna bentónica, especialmente la almeja autóctona *Diplodon chilensis* ya que es esperable que exista una superposición de nichos. Este tipo de estudios permitiría elaborar un panorama más amplio de la implicancia de esta especie introducida sobre el resto de las comunidades de la cuenca del río Negro. También, sería interesante profundizar en la caracterización limnológica del río Negro y de los sitios de influencia directa y difusa de descargas agrícolas y urbanas (pluviales y cloacales) y evaluar el efecto que tienen sobre

diferentes aspectos de la biología de <i>C. fluminea</i> , como la morfometría de la valva y la biomasa Por último, también son necesario estudios a largo plazo para evaluar, en una escala temporal, l dinámica poblacional y la plasticidad fenotípica de esta especie invasora.								

REFERENCIAS BILBIOGRÁFICAS

- Abrameto, M., Barrio, D., Banzato, L., Fellenz, N., Gibeli, T., Molina, L., 2012, Niveles de metales traza en invertebrados colectados en el Río Negro. II Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie, Editorial de la Universidad Nacional del Sur: 12-15.
- AIC, Autoridad Interjuridiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro, 2006, Calidad del agua del Río Negro, años 2001 a 2006, 97 pp.
- AIC, Autoridad Interjuridiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro, 2010, Calidad del agua del Río Negro, años 2007 a 2010, 33 pp.
- Aldridge, D. W., McMahon, R. F., 1978, Growth, fecundity, and bioenergetics in a natural population of the Asiatic freshwater clam, Corbicula manilensis Philippi, from North Central Texas. Journal of Molluscan Studies, 44: 49-70.
- Alfaro, A. C., Webb, S. C., Barnaby, C., 2008, Variability of growth, health, and population turnover within mussel beds of *Perna canaliculus* in northern New Zealand. Marine Biology Research, 4: 376-383.
- Alvear, P. A., Rechencq, M., Macchi, P. J., Alonso, M. F., Lippolt, G. E., Denegri, M. A., Vigliano, P. H., 2007, Composición, distribución y relaciones tróficas de la ictiofauna del río Negro, Patagonia Argentina. Ecología austral, 17(2): 231-246.
- APHA, A. WPCF, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21.
- Bhattacharya, C. G., 1967, A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. Biometrics, 23: 115-135.
- Baudrimont, M., Andres, S., Durrieu, G., Boudou, A., 2003, The key role of metallothioneins in the bivalve *Corbicula fluminea* during the depuration phase, after in situ exposure to Cd and Zn. Aquatic toxicology, 63(2): 89-102.
- Boltovskoy, D., Correa, N., Cataldo, D., Stripeikis, J., Tudino, M., 1997, Environmental stress on *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná River delta (Argentina): complex pollution-related disruption of population structures. Archiv für Hydrobiologie, 138: 483-507.
- Boltovskoy, D., Sylvester, F., Otaegui, A., Leites, V., Cataldo, D. H., 2009, Environmental modulation of reproductive activity of the invasive mussel Limnoperna fortunei: implications for antifouling strategies. Austral ecology, 34(7): 719-730.
- Bonel, N., Solari, L. C., Lorda, J., 2013, Differences in Density, Shell Allometry and Growth Between Two Populations of *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) from the Río De La Plata Basin, Argentina. Malacologia, 56(1-2): 43-58.
- Cataldo, D. H., Boltovskoy, D., 1998, Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná River delta (Argentina). Hydrobiologia, 380: 153-163.
- Cataldo, D. H., 2001, Dinámica poblacional y potencial bioindicador de contaminación acuática del molusco bivalvo en el delta del río Paraná. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Buenos Aires, 174 pp.
- Cataldo, D., Boltovskoy, D., Stripeikis, J., Pose, M., 2001, Condition index and growth rates of field caged *Corbicula fluminea* (Bivalvia) as biomarkers of pollution gradients in the Parana River delta (Argentina). Aquatic Ecosystem Health & Management, 4(2): 187-201.
- Cazzaniga, N. J., Pérez, C., 1999, Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, in Northwestern Patagonia (Argentina). Journal of Freshwater Ecology, 14: 551-552.
- Chícharo, L., Ben Hamadou, R., Amaral, A., Range, P., Mateus, C., Piló, D., Marques, R., Morais, P., Chícharo, A. M., 2009, Application and demonstration of the Ecohydrology approach for the sustainable functioning of the Guadiana estuary (South Portugal). Ecohydrology & Hydrobiology, 9(1): 55-71.
- Dorgelo, J., 1992, Growth and population structure of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Dutch Lakes differing in trophic state, en *Zebra mussels: Biology, impacts and control,* Lewis Publishers, Miami, Nalepa T. F. & Schloesser D. W., eds.: 129-142.
- 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. Simp. Texas Christian University, Fort Worth, Texas: 249-287.

- Fletcher, W. J., 1984, Intraspecific variation in the population dynamics and growth of the limpet. *Cellana tramoserica*. Oecologia, 63: 110-121.
- Gaiero, D., Probst, J., Depetris, P., Lelyter, L., Kempe, S., 2002, Riverine transfer of heavy metals from Patagonia to the southwestern Atlantic. Ocean. *Regional Environmental Change*, *3*(1-3): 51-64.
- Garton, D. W., Johnson, L. E., 2000, Variation in growth rates of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, within Lake Wawasee. Freshwater Biology, 45: 443-451.
- Gayanilo, F.C., Sparre, P., Pauly, D., 2002, FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT). Software version 1.2.0. FAO, Roma.
- Gil, M. I., Aschkar, G. A., Ardizzi, M. C., Pellejero, G., Abrameto, M., 2005, Evaluación de residuos de plaguicidas en aguas del río Negro en sítios estratégicos para la captación de agua potable. *Pilquen-Sección Agronomía*, 7: 3-21.
- Herrmann, M., Carstensen, D., Fischer, S., Laudien, J., Penchaszadeh, P. E., Arntz, W. E., 2009, Population structure, growth, and production of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) from northern argentinean beaches. Journal of Shellfish Research, 28: 511-526.
- Hoenig, N., Choudary Hanumara, R., 1982, A statistical study of a seasonal growth model for fishes. Tech. Rep. Dept. Comp. Sci. and Stat., University of Rhode Islan, 91 pp.
- Hornbach, D. J., 1992, Life history traits of a riverine population of the Asian clam *Corbicula fluminea*. Am. Midl. Nat., 127: 248-257.
- Ituarte, C. F., 1994, *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Parana, Uruguay and Río de La Plata Basins. The Nautilus 107: 129- 135.
- 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.
- Lombardi, P. E., Peri, S. I., Verrengia Guerrero, N. R., 2008, Trace metal levels in *Prochilodus lineatus* collected from the La Plata River, Argentina. Environmental monitoring and assessment, 160(1-4): 47-59.
- Margalef, R., 1983, Limnología. Barcelona, 1010 p.
- Martín, P. R., Estebenet, A. L., 2002, Spread of the Asiatic Clam *Corbicula fluminea* in Southern Pampas and Northern Patagonia, Argentina. Journal of Freshwater Ecology, 17: 331-333.
- McMahon, R. F., 2002, Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59(7): 1235-1244.
- Morton, B., 1977, The population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. J. Zool. Lond., 181: 21-42.
- Mouthon, J., 2001, Life cycle and population dynamics of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Saone River at Lyon (France). Hydrobiologia, 452: 109-119.
- Natale, O., Gomez, C., Vermeulen, J., Casamiquela, C., D'Angelo, A. M. P., Loewy, M., Alcalde, R. Verniere, B., Shultz, F, Cardot, L., 1995, Manual de Evaluación y Manejo de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales. Anexo 2. Estudio de Caso: Plaguicidas en el río Negro, Argentina.
- Pauly, D., Gaschiltz, G., 1979. A simple method for fitting oscillating length growth data, with a program for pocket calculators. ICES CM 1979/6:24, 26 pp.
- Pauly, D., Munro, J. L., 1984, Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. Fishbyte, 2.
- Pauly, D., Caddy, J., 1985, A modification of Bhattacharya's method for the analysis of mixtures of normal distributions. FAO Fisheries Circular 781, 16 pp.
- Peri, G., 2004, La agricultura irrigada en Río Negro y su contribución al desarrollo regional. Banco Mundial.
- Piccolo, M. C., Perillo, G. M., 1997, Geomorfología e hidrografía de los estuarios. El mar argentino y sus recursos pesqueros, Tomo I, Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación, Editor: Enrique E. Boschi.
- Prezant, R. E., Chalermwat, K., 1984, Flotation of the bivalve *Corbicula fluminea* as a means of dispersal. Science, 225: 1491-1493.
- Ramon, M., Fernandez, M., Galimany, E., 2007, Development of mussel (Mytilus galloprovincialis) seed from two different origins in a semi-enclosed Mediterranean Bay (N.E. Spain). Aquaculture, 264: 148-159.

- Schmidlin, S., Baur, B., 2007, Distribution and substrate preference of the invasive clam *Corbicula fluminea* in the river Rhine in the region of Basel (Switzerland, Germany, France). Aquatic Sciences, 69: 153–161.
- Somers, I. F., 1988, On a seasonally oscillation growth function. Fishbyte 6: 8–11.
- Sousa, R., Freire, R., Rufino, M., Méndez, J., Gaspar, M., Antunes, C., Guilhermino, L., 2007, Genetic and shell morphological variability of the invasive bivalve *Corbicula fluminea*(Müller, 1774) in two Portuguese estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 74(1): 166-174.
- Sousa, R., Antunes, C., Guilhermino, L., 2008a, Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. Annales de Limnologie. Int. J. Lim., 44: 85-94.
- Sousa, R., Nogueira, A. J., Gaspar, M. B., Antunes, C., Guilhermino, L., 2008b, Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 80(2): 289-295.
- Sousa, R., Rufino, M., Gaspar, M., Antunes, C., Guilhermino, L., 2008 c, Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Minho Estuary, Portugal. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18(1): 98-110.
- Sparre, P., Venema, S. C., 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Manual 1. FAO Fisheries Technical Paper, 306(1).
- Steffani, C. N., Branch, G. M., 2003, Growth rate, condition, and shell shape of *Mytilus galloprovincialis*: responses to wave exposure. Marine Ecology Progress Series, 246: 197-209.
- Stirling, H. P., Okumus, I., 1994, Growth, mortality and shell morphology of cultivated mussel (*Mytilus edulis*) stock cross-planted between two Scotish sea Lochs. Marine Biology, 119: 115-123.
- Strayer, D. L., Malcom, H. M., 2006, Long-term demography of a zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population. Freshwater Biology, 51: 117-130.
- Taylor, C. C., 1958, Cod growth and temperature. Journal du Conseil 23: 366–370.
- Vakily, J.M., 1992, Determination and comparison of bivalve growth, with emphasis on Thailand and other tropical areas. In: ICLARM Technical Report 36: p. 125.
- Vohmann, A., Borcherding, J., Kureck, A., Bij de Vaate, A., Arndt, H., Weitere, M., 2010, Strong body mass decrease of the invasive clam *Corbicula fluminea* during summer. Biological Invasions, 12: 53-64.
- Widdows, J., Donkin, P., Staff, F. J., Matthiessen, P., Law, R. J., Allen, Y. T., Thain, J.E., Alchin, C.R., Jones, B. R., 2002, Measurement of stress effects (scope for growth) and contaminant levels in mussels (*Mytilus edulis*) collected from the Irish Sea. Marine Environmental Research, 53(4): 327-356.

ANEXO

Tabla A. Estadística descriptiva de la densidad poblacional de *Corbicula fluminea* en el Valle Inferior del río Negro para cada fecha de muestreo. Densidades mínimas y máximas indicadas entre paréntesis.

Año	Mes	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	n° réplicas
2012	Sept	132 ± 33	117 ± 30	77 ± 13	5
		(84-157)	(84-148)	(66-93)	
	Oct	102 ± 37	121 ± 43	71 ± 31	5
		(51-145)	(51-169)	(39-112)	
	Nov	85 ± 59	57 ± 46	111 ± 63	5
		(18-154)	(12-127)	(12-184)	
	Dic	125 ± 52	85 ± 25	71 ± 13	5
		(63-202)	(60-121)	(57-87)	
2013	Ene	94 ± 51	96 ± 29	121 ± 41	5
		(39-166)	(60-142)	(72-175)	
	Feb	70 ± 15	76 ± 19	107 ± 41	5
		(45-84)	(45-93)	(60-160)	
	Mar	77 ± 29	37 ± 15	138 ± 24	5
		(36-118)	(21-51)	(96-160)	

Tabla B. Cohortes identificadas de las distribuciones de frecuencias de talla mensuales por descomposición polimodal. DE, desvío estándar; N, número de individuos de cada cohorte; IS, índice de separación

Citio 1	Cohorte 1	Cohorte 2	Cohorte 3	Cohorte 4	Cohorte 5	Cohorte 6	Cohorte 7	
Sitio 1	Media ± DE N IS	Media ± DE N IS	Media ± DE N IS	Media \pm DE N IS	Media \pm DE N IS	Media ± DE N IS	Media ± DE N IS	
2012 Sep	29,46 ± 2,45 143 3.2	$21,64 \pm 2,38$ 25 3.1	16,47 ± 1 8 11		3,82 ± 1,4 43 n.d.			
Oct		$26,59 \pm 2,46$ 90 3.4	$20,14 \pm 1,37$ 17 3.4	$16,1 \pm 1$ 7 4.3	$8,19 \pm 2,65$ 15 2.2	3.91 ± 1.27 39 n.d.		
Nov	•	$28,97 \pm 1,05$ 6 4.8	$22,82 \pm 1,53$ 50 2.8	$16,85 \pm 2,71$ 40 3.9	$9,54 \pm 1$ 4 5.4	$4,14 \pm 1,02$ 42 n.d.		
Dic			$25,92 \pm 3,03 107 4.1$	$17,35 \pm 1,17$ 21 3.4	$12,56 \pm 1,66$ 11 4.7	$5,23 \pm 1,47$ 69 n.d.		
2013 Ene			$28,84 \pm 1,61$ 37 3	$24,36 \pm 1,36$ 49 4.4	$17,4 \pm 1,79$ 24 6.4	$4,98 \pm 2,09$ 45 n.d.		
Feb			$27,82 \pm 2,23$ 41 2.8	$23,03 \pm 1,18$ 18 3.6	$17,54 \pm 1,85$ 29 7.4	$6,83 \pm 1,06$ 9 4.3	$2,43 \pm 1$ 18 n.d.	
Mar	r		$30,17 \pm 1$ 7 4	$22,89 \pm 2,63$ 49 3.2	$15,89 \pm 1,72$ 22 6.6	$6,6 \pm 1,08$ 18 3.8	$2,63 \pm 1$ 33 n.d.	

Sitio 2		Cohorte 1 Cohorte 2		Cohorte 3	Cohorte 4	Cohorte 5	Cohorte 6	
		Media ± DE N IS	Media ± DE N IS	Media \pm DE N IS	Media ± DE N IS	Media \pm DE N IS	Media ± DE N IS	
2012	Sep	$25,32 \pm 1,67$ 128 2.6	$21,89 \pm 1$ 57 5.2	$13 \pm 2,4$ 3 3.7	$6 \pm 1{,}35$ 6 n.d.		_	
	Oct		$24,23 \pm 2,09$ 179 3.1	$17,5 \pm 2,33$ 13 6.6	$10,51 \pm 0,59$ 2 n.d.	$3 \pm 2,09$ 7 n.d.		
	Nov		$25,31 \pm 1,97$ 75 5.2	$16,63 \pm 1,34$ 11 8.2	$11,92 \pm 1,41$ 2 n.d.	$5,23 \pm 1,45$ 7 n.d.		
	Dic		$24,58 \pm 1,9$ 112 3.4	$15,96 \pm 3,25$ 12 4.5	11.49 1 n.d.	$4,37 \pm 1,93$ 16 n.d.		
2013	Ene		$24,38 \pm 1,91$ 113 2.5	$19,56 \pm 1,92$ 8 8.5		$7,2 \pm 1$ 5 4.8	$2,36 \pm 1$ 34 n.d.	
	Feb		$25,03 \pm 1,78$ 105 2.2	$19 \pm 3{,}73$ 11 6.1		10.35 1 n.d.	$3,48 \pm 1,37$ 9 n.d.	
	Mar		$24,67 \pm 1,565$ 56 2		17.09 1 n.d.		$3,11 \pm 1$ 9 n.d.	

Sitio 3		Cohorte 1		Cohort	e 2		Cohorte 3		Cohorte 4		Cohor	Cohorte 5			Cohorte 6		
		Media ± DE	N	IS	Media ± DE	N	IS	Media ± DE	N	IS	Media ± DE	N IS	Media ± DE	N	IS	Media ± DE	N IS
2012	Sep	$26,08 \pm 1$	30	3.4	$22,01 \pm 1,42$	66	3.6	$14,89 \pm 2,56$	21	6	$3,6 \pm 1,2$	10 n.d					
	Oct	$29,61 \pm 1$	2	4.7	$23,06 \pm 1,77$	65	3.4	$14,22 \pm 3,45$	29	3.5	$5,82 \pm 1,33$	22 n.d					
	Nov	$29,7 \pm 1$	1	4.9	$22,62 \pm 1,92$	120	2.4	$15,28 \pm 4,09$	44	3.6	$6,13 \pm 1$	19 n.d					
	Dic	$27,3 \pm 1$	17	3.6	$22,89 \pm 1,43$	63	4.5	$17,26 \pm 1,08$	17	7.2	$9,78 \pm 1$	3 3.2	$5,43 \pm 1,7$	17	n.d.		
2013	Ene	$28,4 \pm 1,01$	8	3.9	$23,91 \pm 1,3$	85	4.3	$17,53 \pm 1,69$	28	5.5	$17,53 \pm 1,69$	28 5.5	$7,94 \pm 1,81$	57	4.2	2 ± 1	22 n.d.
	Feb				$24,23 \pm 2,54$	99	3.6	$17,45 \pm 1,21$	12	5.2	$17,45 \pm 1,21$	12 5.2	$8,58 \pm 2,23$	31	3.1	$3,58 \pm 1$	35 n.d.
	Mar				$24,16 \pm 2,28$	158	4.1	$17,23 \pm 1,11$	14	5.3	$17,23 \pm 1,11$	14 5.3	$8,19 \pm 2,31$	15	2.1	$4,34 \pm 1,34$	42 n.d.

Tabla C. Resultados del test t para la media de una muestra para analizar los valores estimados de coeficientes alométricos (b) difírieron significativamente del valor teórico de isometría (b = 1).

	Alto vs. Largo	Ancho vs. Largo
Sitio 1	$t_{(105)} = -1,668; P = 0,1719$	$t_{(105)} = -1,668; P = 0,1648$
Sitio 2	$t_{(83)} = -1,668; P = 0,1744$	$t_{(83)} = -1,668; P = 0,1745$
Sitio 3	$t_{(97)} = -1,668; P = 0,1745$	$t_{(97)} = -1,668; P = 0,1700$

Tabla D. Resultados del test t para la media de una muestra para analizar si los valores estimados de coeficientes alométricos (b) difírieron significativamente del valor teórico de isometría (b = 3).

	PSLC vs. Largo
Sitio 1	$t_{(96)} = -1,668; P = 0,1327$
Sitio 2	$t_{(63)} = -1,668; P = 0,1433$
Sitio 3	$t_{(85)} = -1,668; P = 0,1487$

Tabla E. Concentración de cobre y zinc en tejido blando de *Corbicula fluminea* para los diferentes grupos de tallas. Lecturas realizadas con espectrofotómetro de absorción atómica por llama, UNicam 969 (FunBaPa, 4/10/2013). S/D: sin dato.

		Largo promed	$io = 18,5 \pm 0$,2 mm	Largo promed	$io = 25,7 \pm 0$,1 mm		
Mes	Sitios	Largo (mm) Cob	re (μg g ⁻¹) Zir	nc (µg g ⁻¹)	Largo (mm) Cobre (μg g ⁻¹) Zinc (μg g ⁻¹				
Sep	S1	17,93	2,99	13,92	27,11	3,71	10,49		
Oct	S1	S/D	S/D	S/D	27,83	5,57	9,61		
Nov	S1	17,38	2,82	16,28	24,84	4,80	10,31		
Dic	S1	18,97	3,05	13,30	25,38	5,54	10,74		
Ene	S1	20,05	2,00	12,37	24,58	4,04	12,21		
Feb	S1	S/D	S/D	S/D	25,71	4,04	9,12		
Mar	S1	17,09	1,96	12,85	25,49	S/D	S/D		
Sep	S2	19,12	2,65	11,19	27,06	3,91	8,23		
Oct	S2	18,16	3,19	12,05	26,52	5,09	10,89		
Nov	S2	17,94	2,40	13,83	27,15	5,10	5,16		
Dic	S2	17,45	2,90	14,30	24,91	4,68	10,64		
Ene	S2	19,66	2,67	12,72	24,83	3,79	9,17		
Feb	S2	20,50	2,45	10,08	25,46	4,47	8,23		
Mar	S2	S/D	S/D	S/D	25,00	3,44	10,03		
Sep	S3	17,43	2,46	11,71	27,15	3,48	8,69		
Oct	S3	17,64	S/D	S/D	25,45	3,17	11,42		
Nov	S3	S/D	S/D	S/D	23,99	3,06	10,70		
Dic	S3	19,42	2,47	14,49	24,19	4,24	12,14		
Ene	S3	18,54	2,37	14,98	26,56	3,25	8,95		
Feb	S3	19,14	1,91	12,97	25,40	2,96	9,39		
Mar	S3	17,97	1,68	11,14	24,83	4,91	10,18		