



Naturalis

Repositorio Institucional
<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar>

Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo



Patrones demográficos en poblaciones naturales de Cyprididae [Crustacea: Ostracoda] del área rioplatense y sus respuestas vitales en bioensayos de toxicidad

Liberto, Romina

Doctor en Ciencias Naturales

Dirección: César, Inés I.

Co-dirección: Rumi, Alejandra

Facultad de Ciencias Naturales y Museo
2010

Acceso en:

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20120126001033>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional



Naturalis

Repositorio Institucional
FCNyM - UNLP



**Patrones demográficos en poblaciones naturales de Cyprididae
(Crustacea: Ostracoda) del área rioplatense y sus respuestas vitales en
bioensayos de toxicidad.**

Strandesia bicuspis (Claus, 1892)



Chlamydotheca incisa (Claus, 1892)

Licenciada Romina Liberto

2010

Directora: Dra. Inés I. César

Co-directora: Dra. Alejandra Rumi

Facultad de Ciencias Naturales y Museo.

Universidad Nacional de La Plata

Tesis presentada por Romina Liberto para optar al grado de Doctor en Ciencias Naturales por la Universidad Nacional de La Plata.

Bajo la dirección de Inés I. César, Doctora en Ciencias Naturales, División Zoología Invertebrados del Museo de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata y la co-dirección de Alejandra Rumi, Doctora en Ciencias Naturales, División Zoología Invertebrados del Museo de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.

La investigación presentada en esta tesis se realizó en la División Zoología Invertebrados del Museo de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, y fue financiada por una Beca Doctoral del CONICET.

Dedicada a «το 'Αλφα και το Ωμέγα»
y a la pequeña bailarina
que nunca dejará de soñar.

AGRADECIMIENTOS

Llegó el momento más esperado para mí: agradecer, lo que significa que la misión ha sido cumplida. Me resulta increíble estar viviendo este momento, parece que fue ayer que comencé este camino, y sin embargo pasaron 5 años y más. En todo este tiempo he vivido muchas cosas, lindas y feas, sola y acompañada, incluso en diferentes hogares y diferentes continentes, ha transcurrido mucha vida.

No todo resultó como esperaba, no sé en realidad que esperaba, pero sé que era algo distinto. Cuando empecé, tenía muchas dudas acerca de varias cosas y aún hoy varias de ellas siguen allí (pero creo que no tienen que ver sólo con la Biología). Aquellos que me conocen verdaderamente, saben qué significa este paso en mi vida, este nuevo peldaño en mi escalera. También saben, que esta tesis no es sólo obra mía, jamás lo hubiera logrado sola, este trabajo me lleva como autora pero necesité muchos co-autores para llegar hasta aquí.

Para muchos este momento es el fin de una etapa y el comienzo de otra, es la conquista del máximo título al que podemos aspirar en esta carrera: el de Doctor en Ciencias Naturales; éste es un título que hace que cada esfuerzo haya valido la pena. Para mí, significa un gran logro profesional y personal, pero lo más importante de haber llegado, es confirmar que casi nada es imposible si tenemos buena compañía. Que nada en esta vida es tan importante como el afecto de los seres que amamos y nos aman, porque nada podemos sin ellos.

Esta tesis representa una formación a mi persona, ya que por ella he conocido a gente que han cambiado mi vida para siempre y no representa sólo un objetivo cumplido, sino más bien un camino para aprender otras lecciones.

Por momentos fue difícil, agotador, muchas veces creí que lo mejor era seguir otros caminos, sin embargo seguí aún con todas mis dudas, y eso se lo debo a la gente que me quiere, que me quiso y que quiero, por ellos llegué al final del juego.

Deseo agradecer....en primer lugar:

- ❖ Al **CONICET**, por las becas otorgadas para realizar este trabajo doctoral.
- ❖ A **Inés César**, mi directora, por confiar en mí para desarrollar este tema, por tener la visión de iniciarme en el mundo de los ostrácodos, por alentarme siempre y brindarme lo necesario para realizar este trabajo, por permitirme contactar con investigadores especializados en ecología de ostrácodos del exterior y apoyarme a viajar, y por último por su calidez humana y buen humor en todo este tiempo.

- ❖ A **Alejandra Rumi**, mi co-directora por aceptar el desafío de serlo y brindarme su apoyo y excelentes sugerencias, observaciones y correcciones de la tesis.
- ❖ A mis compañeros de la División en general, en especial a **Stella Martín** por su apoyo y tantos momentos compartidos viajando a la “Isla”, a **Diego Gutierrez Gregoric** por ayudarme a resolver la “descomposición polimodal”, a **Romina Becerra** con quien compartimos los primeros pasos y **Laura Armendáriz (Laurita)** por sus consejos y muchos momentos agradables compartidos.
- ❖ A **Nicolás Bonel (Nico)**, **Analía Díaz (Pana)** y **Patricio Pereyra (Pato)**, por las charlas, desahogos y mates compartidos, además de brindarme su ayuda y amistad en cada momento que lo necesité, que fueron muchos, demasiados.
- ❖ Quiero agradecer especialmente a **Pato**, por todo su apoyo, ideas, contención, aportes y revisión de los capítulos de la tesis.
- ❖ A toda la gente del “**Inver**”, especialmente a Leticia (Leti) y Pablo (Pablito), por compartir su lugar y su tiempo sin recibir nada a cambio, por brindarme sus conocimientos, ideas, experiencias y también por esas tardes interminables de bioensayos (no siempre con resultados satisfactorios).
- ❖ A mis compañeros de cátedra, por apoyarme, cubrirme en mis ausencias y comprenderme, sobre todo a **Laura Férmán (Lauf)**, **Carolina Rosenberg (Caro)**, **Rita Santos** y **Eric Speranza** por hacer de los miércoles un día diferente e incluso divertido. A **Ana Clara Ferreira (Clari)** por su colaboración y sus oraciones.
- ❖ Quiero destacar muy especialmente a **Eric** por su increíble e irremplazable colaboración en el tramo final, sin la cual no hubiera terminado.
- ❖ A **Suani Pacheco**, por sus sugerencias muy valiosas para el capítulo cuatro.
- ❖ A **Pilar Álvarez (Pili)**, por su colaboración en la presentación de la tesis.
- ❖ A **Cármén Verón**, **César Rojas**, **Berenice Bernal (Bere)**, **Patricia Mercado (Paty)**, **Andrea Morgan**, **Guido** y **Saúl Aparicio** y a toda la banda de amigos entrañables del Colegio Luis Vives de Valencia (“El Vives”), que me alentaron y colaboraron en momentos decisivos, pero principalmente porque enriquecieron mi vida enormemente, y ésto como dije antes fue gracias a la tesis.
- ❖ A mis **Padres Juan** y **Graciela** y **mi hermano Mauro**, en por entender tantas ausencias, por apoyarme en todo momento, por alentarme en continuar, por soportar mis estados de ánimo cambiantes, mis estados de nerviosismo, pero sobre todo por sentirse orgullosos de mí (con o sin motivos verdaderos).

❖ A mi amado **G.U.S.P (Grupo Universitario San Ponciano)** y a **Daniel Astuti (Danielito)**, por representar mi oasis y mi refugio, para enfrentar un mundo hostil casi vacío de Valores y de Fe.

❖ A mis **amigos** en general....**Augusto Fantasía (Augus)**, **Rosina Baqué (Rosi)**, **Victoria Martínez Torino (Lady)**, **Mariano Ocampo (Marian)**, **Sara Rojas (Sarita)**, **Andrea Dellamea (Andu)**, **Silvana Rojo (Chilvy)**, **Wanda Luneli (Wandis)**, **Karina Morresi (Kari)**, **Laura Férman (Lauf)**, **Patricio Pereyra (Pato)** que son el motor de mi vida y creyeron en mí más que yo misma. Ellos me acompañaron en este largo camino y comprendieron siempre mis ausencias.

❖ Al Licenciado **Jerónimo Pan (Jero)**, que además de ser un gran amigo para siempre, colaboró con las traducciones al inglés.

❖ A la Doctora **Alejandra Marcoval (Alejo)**, mi amiga del alma, que me ayudó con la primera edición de este trabajo (ya con los melli auestas). Pero sobre todo, por ser una compañera de vida y amiga incondicional que tiene el don de ser mi alma gemela, de leer mi mirada y de estar a mi lado (desde cualquier sitio del mundo que se encuentre) cada vez que me caigo, por ayudarme a levantarme y volver a comenzar. Sin ella estaría muy sola y aburrida en este mundo.

❖ A **Juan Ignacio Fernández (Juani)**, por su colaboración desinteresada en la revisión y edición de la tesis, por regalarme momentos de alegría y esperanza y por ser una persona “para atesorar”.

❖ Deseo expresar un agradecimiento muy especial y sentido a mi amigo personal **Doctor Mario Saparrat (Marito)**, por brindarme bibliografía para confeccionar la lista de taxa referentes a macrófitas y algas. Por su afecto incondicional desde hace tantos años, por alentarme de manera permanente en comenzar, seguir y sobre todo terminar esta tesis, por tantas correcciones hasta altas horas de la madrugada, por donarme su tiempo, y su oído en cada momento de flaqueza; ya que sin él nada de esto hubiera sido posible; pero sobre todo por regalarme momentos de mucha alegría y felicidad.

❖ Al Licenciado **Gustavo Bulus**, por brindarme su tiempo, lugar de trabajo, conocimientos, correcciones, sugerencias y sobre todo por su paciencia inmensurable en la realización de los ensayos.

❖ A **Laia Zamora Sanchis (Colo)**, **Josep Antoni Aguilar Alberola (Pepin)**, **Andreu Escrivá**, **Javier Marco (Javi)** y **Olivier Schmit (Oli)** (también a **Nayeli**, **Sara**, **Charo** y **María**) de la Universitat de Valencia por llegar a mi vida en el

momento justo e indicado y brindarme su ayuda, tiempo, contención y amistad cuando estaba fuera de “casa”. Pero sobre todo, por hacerme sentir parte de sus vidas hasta el día de hoy.

❖ Al Doctor **Fransesc Mezquita, (Paco)**, de la Universitat de Valencia, por toda la ayuda que me ha brindado incluso sin conocerme, por sugerirme la posibilidad de realizar una estancia en el exterior bajo su tutoría, la cual fue un eslabón clave en la finalización de la tesis. Por brindarme todos los medios y colaboración necesarios para realizarla, por todas sus enseñanzas y viajes de campaña. Por ofrecerme participar en co-autoría, de congresos y artículos científicos (conociéndome ya), por estar siempre disponible desde el otro lado del Atlántico a responder cada duda que me ha surgido. Por venir a la Argentina y trabajar de manera incansable, por su paciencia eterna conmigo, por su don de gente, por transmitir amor por los ostrácodos y por ser ese científico dedicado que todos quisiéramos ser algún día. Y por animarse a ser mi co-director de beca postdoctoral.

❖ A **Aldo Kagel (Aldito)**, por sus maravillosas tablas dinámicas, por los fines de semana que pasó conmigo en el laboratorio, por darme aliento en forma permanente para no caer ante las frustraciones, por su paciencia, su incondicionalidad, su contención, su amor y por muchos momentos felices juntos. Me dio la esperanza de poder cambiar las cosas y de volver a creer en el amor. Empezamos la tesis juntos y hoy la termino sola, pero gran parte sigue siendo suya, ya que sin su apoyo constante hasta el día de hoy, nunca la habría concretado. Sobre todo, le agradezco que hoy, que está lejos de mí, celebre mis alegrías, mis pequeños y grandes logros con el mismo entusiasmo y sinceridad de ayer.

❖ Y por último pero el más importante le agradezco a **Dios**, por darme la fuerza de seguir a pesar de todo y todos para levantarme cada mañana a trabajar, por devolverme las ganas de sonreír y de creer puedo y debo ser feliz. Por bendecirme cada día poniendo en mi camino todas estas personas maravillosas que, ayer y aún hoy, obraron como ángeles de la guarda. Porque me ha mostrado por este camino, que muchas personas me quieren y esa es la marca más valiosa que dejó la tesis en mi vida...

A todos en su medida...GRACIAS !!!

Índice

Resumen	I
Summary	V
<hr/>	
Capítulo 1: Introducción a los Ostracoda	
<hr/>	
1.1 Caracterización general de los Ostracoda	1
1.1.1 Morfología	2
1.1.1.1 Caparazón	2
1.1.1.2 Cuerpo	3
1.2 Ostracoda en relación al hábitat	11
1.3 Situación de los Ostracoda en la Argentina. Utilidad de los ostrácodos	13
1.4 Objetivos e hipótesis de la investigación	15
1.4.1 Objetivo general	15
1.4.2 Objetivos particulares	15
1.4.3 Hipótesis	15
1.5 Referencias	16
<hr/>	
Capítulo 2: Patrones demográficos en poblaciones naturales de Cyprididae (Crustacea: Ostracoda) del área rioplatense	
<hr/>	
2.1 Introducción	23
2.2 Objetivos	27
2.3 Materiales y Métodos	27
2.3.1 Área de estudio	27
2.3.2 Obtención de muestras y datos físico-químicos	28
2.3.3 Análisis de datos	31
2.4 Resultados	33
2.5 Discusión	47
2.6 Referencias	55
<hr/>	

Capítulo 3: Crecimiento de <i>Chlamydotheca incisa</i> y <i>Strandesia bicupis</i> (Ostracoda, Cyprididae) en condiciones controladas de laboratorio	
3.1 Introducción	61
3.2 Objetivos	63
3.3 Materiales y Métodos	63
3.4 Resultados	66
3.5 Discusión	81
3.6 Referencias	86
<hr/>	
Capítulo 4: Efecto del Cd (II) y del detergente laurilsulfato sódico (SDS) sobre la supervivencia de <i>Chlamydotheca incisa</i> (Claus, 1892) y <i>Strandesia bicupis</i> (Claus, 1892) bajo condiciones controladas en laboratorio	
<hr/>	
4.1 Introducción	89
4.1.1. Agentes contaminantes de sistemas acuáticos	89
4.1.2. Ecotoxicología	93
4.2 Objetivos	97
4.3 Materiales y Métodos	97
4.3.1 Ensayo de toxicidad con Cadmio	98
4.3.2 Ensayo de toxicidad con SDS	98
4.3.3 Análisis de datos	99
4.4 Resultados	
4.4.1. Efecto del Cd (II) sobre <i>Chlamydotheca incisa</i> y <i>Strandesia bicupis</i>	99
4.4.2. Efecto del detergente SDS sobre <i>Chlamydotheca incisa</i> y <i>Strandesia bicupis</i>	102
4.5 Discusión	105
4.6 Referencias	116
<hr/>	
Conclusiones	123
<hr/>	
Anexo: Tabla A. Autor y año de los taxa citados	125
<hr/>	

RESUMEN

Los Ostracoda son microcrustáceos que se caracterizan por la presencia de un caparazón bivalvo de origen epidérmico y de cinco a ocho pares de apéndices. Su tamaño varía entre 0,3 - 5,0 mm promedio. Los ostrácodos son el grupo de artrópodos con el más completo registro fósil ya que datan del Ordovícico, debido a que la calcificación de sus caparazones les confiere una buena preservación como fósiles. Presentan un ciclo de vida que incluye varios estadios juveniles además del adulto. Existen especies “asexuales antiguas” de las que no se conoce el macho, otras presentan una alternancia entre la reproducción partenogenética y sexual, y otras sólo tienen reproducción sexual. Se los halla en una amplia diversidad de ambientes: aguas marinas y continentales, algunas especies son semiterrestres y su presencia está condicionada por las características físicas y químicas del ambiente, la como salinidad y la temperatura, siendo éstos factores claves en su distribución y abundancia.

Los ostrácodos constituyen organismos de utilidad en diferentes áreas, siendo especialmente sus representantes fósiles indicadores claves en estudios de estratigrafía y en la evaluación de depósitos de petróleo y otros minerales. También se los ha considerado indicadores útiles de calidad del agua, gracias a su respuesta específica frente a factores abióticos como la salinidad, y a la persistencia del caparazón bivalvo.

En la Argentina las investigaciones sobre Ostracoda actuales pueden calificarse de esporádicas y los estudios realizados acerca de la estacionalidad, historia de vida y la distribución de ostrácodos de aguas continentales son escasos.

Es sabido que factores como la química del agua, calidad del alimento disponible, la estabilidad del ambiente, modo reproductivo, y posible depredación influyen en la distribución de los ostrácodos. Aquí se pretendió establecer patrones de variación

estacional de los taxa de Cyprididae en ambientes acuáticos de la Isla Martín García y estudiar patrones poblacionales de taxa de Cyprididae, analizando parámetros tales como variación en la densidad a lo largo del año y la estructura de edades.

De los resultados obtenidos se desprende que las especies de ostrácodos que habitan la Isla Martín García durante 2005-2007 fueron *Cypridopsis vidua* (Müller, 1776); *Chlamydotheca incisa* (Claus, 1892), *Strandesia bicuspis* (Claus, 1892) y *Bradleystrandesia trispinosa* (Pinto & Purper, 1965); aunque las especies dominantes en densidad y ocurrencia fueron: *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis*.

Del Análisis de Componentes Principales (ACP) se concluye que las Estaciones 6, 7 y 8 se asociaron con valores de conductividad y pH bajos mientras que, las Estaciones 2, 3, 4, 5, se asociaron con los valores más altos de conductividad y pH. la Estación 1 presentó valores intermedios para dichas variables. De las variables, temperatura del agua, oxígeno disuelto y peso seco de las plantas acuáticas, se concluye que las muestras asociadas al sector positivo correspondieron a los meses más cálidos del año; mientras las asociadas al sector negativo del diagrama de ordenamiento, presentaron mayor contenido de oxígeno disuelto, de cobertura vegetal y menores temperaturas correspondientes a los meses más fríos.

Las densidades totales de ostrácodos máximas ocurrieron entre febrero-abril de 2006 y de 2007, es decir, verano y otoño aunque *C. incisa* perduró hasta principios del invierno, tal vez porque esta especie prefiere hidroperíodos más prolongados que *S. bicuspis* o incluso tolera temperaturas menores. Las poblaciones de *S. bicuspis* se desarrollaron densamente luego las lluvias, incluso antes que *C. incisa*. Los individuos juveniles proliferan inmediatamente después de las lluvias en ambas especies. De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio, la ocurrencia de ostrácodos se relaciona significativamente con mayores contenidos de oxígeno disuelto, de temperatura del agua y

con la ausencia de *Azolla filiculoides*. A partir de los resultados de la regresión múltiple, surge que la variable ambiental relacionada con la mayor o menor abundancia de ostrácodos fue el peso seco de la vegetación flotante (pleuston).

En este trabajo doctoral encontramos que *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis* presentan diferentes requerimientos ambientales, dado que *Chlamydotheca incisa*, tolera menor temperatura del agua y mayores valores de pH y conductividad y requiere mayor concentración de oxígeno disuelto; mientras que *Strandesia bicuspis*, tolera mayor temperatura del agua, menor pH, conductividad y requiere menor concentración de oxígeno disuelto.

Los ostrácodos crecen por ecdisis y el número de mudas es fijo por lo que, cada ecdisis puede ser asignada a una determinada etapa ontogenética. En este sentido el objetivo fue dilucidar algunos aspectos del ciclo de vida, como el número de estadios en el desarrollo ontogenético, el tamaño y duración de los mismos, el porcentaje de incremento en el tamaño de la especie durante el crecimiento y evaluar modelos de crecimiento en *C. incisa* y *S. bicuspis*. Para ello se realizaron cultivos en laboratorio de ambas especies, en placas multipocillos bajo condiciones físico-químicas controladas; los individuos se alimentaron con placas de perifiton y fueron controlados periódicamente a fin de obtener las ecdisis al mudar, para luego ser medidas bajo lupa binocular y obtener la talla de cada estadio del ciclo de vida. En este sentido, el ciclo de vida de *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis* consta de 8 estadios juveniles y el adulto y en ambas no se halló un factor de crecimiento fijo entre estadios sucesivos de desarrollo, sino que cada estadio experimenta un factor diferente.

Chlamydotheca incisa tiene un ciclo que abarca casi 40 días y le insume 27 días llegar al estado adulto y el de *Strandesia bicuspis* abarca casi 38 días pero le insume 22,5

días llegar al estado adulto. En ambas especies el modelo de crecimiento que mejor ajustó a nuestros datos fue el de tipo sigmoïdal con tres parámetros.

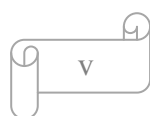
La contaminación de las reservas de agua dulce, como es el caso de las del área Rioplatense, por agentes químicos tales como los metales pesados y otros compuestos orgánicos con efectos tóxicos, carcinógenos y mutagénicos constituye una problemática de alto impacto para la población. La toxicidad es la capacidad que tiene una sustancia de ejercer un efecto adverso sobre un organismo dado. Las pruebas de toxicidad, agudas o crónicas, son herramientas de diagnóstico, cuyo objetivo es determinar el efecto que causa una determinada sustancia sobre los organismos de prueba bajo condiciones experimentales controladas y los ostrácodos han demostrado ser tan útiles como otros microcrustáceos en estudios de calidad de aguas de ríos y arroyos. El objetivo de este trabajo fue realizar bioensayos de toxicidad aguda con las especies *C. incisa* y *S. bicuspis* halladas en la Reserva de Usos Múltiples Isla Martín García, a fin de evaluar su tolerancia frente a químicos contaminantes modelos del agua como el Cd (II), y al SDS indagando en su potencial utilidad como indicadores biológicos de calidad del agua. Los resultados obtenidos de los ensayos agudos con Cd en *Chlamydotheca incisa* en términos de LC₅₀ fue de 0,307mg/L y en *Strandesia bicuspis* fue de 0,039 m/L. Mientras que los resultados obtenidos de los ensayos agudos con SDS en *Chlamydotheca incisa* en términos de LC₅₀ fue de 48,888 mg/L y en *Strandesia bicuspis* de 40,238 mg/L. A partir de comparar nuestros resultados con otras especies de crustáceos considerados estándares, se concluye que con respecto al SDS ambas especies aquí estudiadas resultaron más tolerantes al dicho tóxico orgánico. Mientras que, con respecto al Cd, *C. incisa* y *S. bicuspis* resultaron en más de una ocasión tan o más sensibles a este metal que dichas especies de crustáceos estándares utilizadas ampliamente en bioensayos de toxicidad. Por lo que tanto *C. incisa* como *S. bicuspis*, podrían ser utilizados como potenciales indicadores ambientales.

Summary

Ostracods are microcrustaceans with a body contained within a bivalve carapace, and five to eight pairs of appendices. Body size ranges between 0.3 to 5 mm. Among arthropods, ostracods have the most complete fossil record due to the calcification of their carapace, dating back to the Ordovician. The life cycle includes several juvenile stages preceding the adult. Some species are deemed “primitive asexual” for lack of a male; others alternate between parthenogenesis and sexual reproduction; while others just exhibit sexual reproduction. Ostracods are found in a wide variety of environments (e.g. marine and continental waters, some are semi-terrestrial species), and their distribution and abundance is determined by key physico-chemical characteristics (e.g. salinity, temperature).

Fossil ostracods are important indicators in stratigraphy, and oil and mineral exploration. Extant ostracods are useful indicators of water quality, in relation to their specific responses to abiotic factors.

For Argentina specifically, research on extant ostracods has been sporadic, with a few studies on the seasonality, life history and distribution of representatives from continental waters. Water chemistry, food quality, habitat stability, mode of reproduction and predation pressure, all have an influence on the distribution of ostracods. The objectives of this thesis were to establish demographic patterns in representative taxa of the Cyprididae from the Río de la Plata area, analyzing parameters such as population density and age structure throughout the year; and the sensibility of these organisms to inorganic



and organic toxic compounds. These studies were mostly conducted in aquatic environments of the Isla Martín García Reserve.

The ostracod representatives found in that area throughout the 2005-2007 sampling seasons were: *Cypridopsis vidua* (Müller, 1776); *Chlamydotheca incisa* (Claus, 1892); *Strandesia bicuspis* (Claus, 1892) and *Bradleystrandesia trispinosa* (Pinto & Purper, 1965). Among these, the dominant species in density and occurrence were *C. incisa* and *S. bicuspis*. In order to examine the relationship between the environmental variables and sampling stations, a principal component analysis (PCA) was performed. It was concluded that stations 6, 7 and 8 are related to low conductivity and pH, while stations 2, 3, 4 and 5 are related to higher values. Station 1 showed intermediate values. From the study of water temperature, dissolved oxygen (DO) and dry weight of aquatic vegetation, it was concluded that those samples associated to the positive sector of the PCA diagram correspond to the warmer months, while those associated to the negative sector (i.e. higher DO, vegetation biomass and lower temperature) correspond to the colder months.

Maximum densities of ostracods were found on February-April 2006 and 2007 (i.e. late summer and early fall); but *C. incisa* lasted until the beginning of winter, probably because this species prefers longer wet seasons than *S. bicuspis* and it can tolerate lower temperatures. Dense population blooms of *S. bicuspis* occurred after rain episodes, before the occurrence of *C. incisa*. According to a logistic regression analysis, it was demonstrated that the occurrence of ostracods is significantly related to higher DO and temperature, in the absence of the fern *Azolla filiculoides*. The environmental parameter more closely related to the abundance of ostracods was the dry weight of floating vegetation (pleuston).

C. incisa and *S. bicuspis* showed differential environmental requirements: *C. incisa* tolerates lower water temperature and higher pH and conductivity, and requires higher DO

levels; while *S. bicuspis* tolerates higher water temperature, lower pH and conductivity and requires lower DO.

Another objective of this thesis was the determination of certain aspects of the life cycle of *C. incisa* and *S. bicuspis*. Ostracods have determined growth, following a series of ecdysis with a fixed number of molts, which helps in the determination of their ontogenetic stage by studying the carapace. With regards to that, I studied the number of stages in the ontogenetic development, their size, duration and the percentual size increment, fitting these parameters to a growth model. Laboratory cultures were performed for both species, in multi-well culture plates, under controlled physico-chemical conditions; specimens were fed components of the periphyton, and surveyed periodically, in order to obtain the carapaces after ecdysis, which were measured using a dissecting scope to discriminate each stages size of the cycle life. It was concluded that the life cycle of *C. incisa* and *S. bicuspis* comprises 8 juvenile stages and the adult and it was found that each developmental stage exhibits a different growth factor. The life cycle of *C. incisa* lasted 40 days in total, taking 27 days to reach adult stage, while *S. bicuspis* life cycle lasted 38 days, reaching the adult stage at 22.5 days. Both species best fitted to a sigmoidal growth model with three parameters.

Freshwater pollution by chemicals such as heavy metals or organic compounds with toxic, carcinogenic or mutagenic effects, constitutes a serious threat to human populations. Toxicity is defined as the capacity of a substance to exert an adverse effect on a certain organism. Acute or chronic toxicity tests are routinely performed with freshwater organisms, of which ostracods are as useful as other microcrustaceans, to determine water quality in streams and rivers. The last objective of this thesis was to carry out acute toxicity bioassays with *C. incisa* and *S. bicuspis*, in order to evaluate their tolerance to pollutants

such as Cd(II) and sodium lauryl sulfate (SDS), and assess their importance as water quality indicators.

Acute toxicity bioassays with Cd(II) showed a LC50= 0.307 mg/L for *C. incisa* and LC50= 0.307 mg/L for *S. bicuspis*. Acute toxicity bioassays using SDS showed a LC50= 48,888 mg/L for *C. incisa* and LC50= 40,238 mg/L for *S. bicuspis*. Comparing these results with other crustaceans species commonly used in bioassays and considered as standard, both species of ostracods were more tolerant to SDS, while being equally or more sensitive to Cd(II). It is concluded that *C. incisa* as well as *S. bicuspis*, could be used as potential water quality indicators.

CAPÍTULO 1

Introducción a los Ostracoda

1.1 Caracterización general de los Ostracoda

Los ostrácodos (Clase Ostracoda, del griego óstrakon, "concha" y eidés, "con aspecto de") son crustáceos cuyo cuerpo está protegido por un caparazón bivalvo (Figura 1.1). Se los halla en una amplia diversidad de ambientes: aguas marinas y continentales, algunas especies son semiterrestres y otras habitan en las axilas de plantas bromeliáceas epífitas que retienen agua (Moguilevsky & Whatley, 1995; Meish, 2000; Martins *et al.*, 2009). El tamaño de los ostrácodos, varía entre los 0,3 - 5,0 mm (Meish, 2000; Victor, 2002). Hasta la actualidad se han descrito aproximadamente 13.000 especies, no obstante hay estimaciones que indican más de 20.000 vivientes (Cohen *et al.*, 1998; Morin & Cohen, 1991; Pinto, 2007). Los ostrácodos son el grupo de artrópodos más comunes existentes con el más completo registro fósil (Martens *et al.*, 2008). La calcificación de sus caparazones les confiere una buena preservación como fósiles y su registro es muy amplio ya que data del Ordovícico (500 millones de años) (Moguilevsky & Whatley, 1995; Martens *et al.*, 1998; Delorme, 2001).

Los ostrácodos se ordenan en dos subclases, Myodocopa y Podocopa (Horne *et al.*, 2002). Los Myodocopa abarcan taxa asociados a ambientes marinos, mientras que la subclase Podocopa incluye especies marinas, de aguas salobres y dulceacuícolas que se incluyen en tres órdenes actuales: Myodocopida (exclusivamente marinos), Podocopida (de aguas marinas, salobres y dulces y también especies terrestres), y Platycopida (exclusivamente marinos). Los Leperditicopida se extinguieron al final del Devónico (360 millones de años) y los Paleocopida, a fines del Triásico (200 millones de años) (Martens *et al.*, 1998).

Cabe destacar que se han detectado tres linajes principales de ostrácodos no-marinos recientes, todos pertenecientes a Podocopida y originados en el Paleozoico (entre 450 y

360 millones de años): los Cytheroidea, mayormente marinos, aunque varios de sus taxa han incursionado en otros ambientes acuáticos entre ellos los pertenecientes a Limnocytheridae son los más comunes. Los Darwinuloidea, con una familia y unas 30 especies existentes, no son marinos. El mayor grupo, los Cypridoidea consta de cuatro familias (Martens *et al.*, 2008).

1.1.1 Morfología

1.1.1.1 Caparazón

El caparazón de los ostrácodos está constituida por dos valvas (derecha e izquierda) de manera que, el cuerpo queda incluido entre ellas. En cada valva puede distinguirse la lamela externa, formada por una capa de calcita incluida en dos capas de quitina. La capa quitinosa externa es delgada y la secreta la epidermis luego de cada muda. La capa mediana es calcárea, se secreta en segunda instancia y es la que se preserva en los fósiles. Esta capa presenta calcita (CaCO_3) y carbonatos con otros cationes como Mg^{+2} , Sr^{+2} y Ba^{2+} (Ito *et al.*, 2003). En este sentido, de acuerdo a Rosenfeld (1982), existe una capa de “gránulos de pigmentos” secretados por las células de la epidermis que reviste la valva calcárea, cuya función principal sería la de construirla a partir de la recristalización de estos gránulos, que forman cristales de calcita. La tercera capa interna y de naturaleza quitinosa es secretada también por la epidermis. Esta lamela interna está formada por una fina capa de quitina, y entre ésta y la lamela externa se ubica la duplicatura, de composición similar a la lamela externa. La duplicatura suele tener estructuras consideradas de valor en la taxonomía (Sylvester-Bradley, 1941). El límite entre la duplicatura y la lamela interna está dado por el margen interno que marca el fin de la zona calcificada del caparazón (Figura 1.2).

Ambas valvas se articulan dorsalmente y poseen un mecanismo de cierre integrado por los músculos aductores (Figura 1.3). El cruce de los músculos aductores y la presión que ejercen imprimen las llamadas marcas musculares en las valvas. Éstas suelen presentar variaciones morfológicas y su disposición, determina modelos a los que se han asignado valor taxonómico (Martens, 1995; Meish, 2000).

En el margen externo pueden aparecer dientes, pústulas u ondulaciones. Las zonas elevadas pueden terminar en alas, pústulas, dependiendo de la forma, tamaño y orientación de las mismas (Delorme, 1991). La forma y ornamentación del caparazón es muy variable, lisa o con accidentes, éstos caracteres también se utilizan como elementos de diagnóstico.

Dichos accidentes pueden ser áreas elevadas en las valvas o lóbulos o áreas deprimidas, denominadas surcos. Con frecuencia se presentan protuberancias papiliformes y tubérculos (de mayor tamaño que las papilas) o también, pequeñas verrucosidades que le dan al caparazón una ornamentación particular. El caparazón está atravesado por canales que constituyen una conexión entre los pelos sensoriales o ciliias y los nervios de la capa quitinosa interna.

La estructura de la superficie interna del caparazón también puede tener valor en la diagnosis. Además de las marcas de los músculos aductores que determinan un patrón o diseño distintivo, se hallan otras marcas correspondientes a los músculos mandibulares. Ovarios y testículos también dejan huellas observables en la región póstero interna del caparazón (Ramírez, 1967; Delorme, 1991; Meish, 2000).

En cuanto al CO_3Ca y magnesio que se integran al caparazón, hay distintas opiniones sobre su origen, lo obtendrían directamente del medio ya que ni lo reabsorben de las valvas que dejan ni lo almacenan en los tejidos. Se ha visto que los eventos de muda no ocurren al azar, muchas especies viven en aguas con variaciones estacionales de la temperatura y evidencian un patrón distintivo de muda (Ito *et al.*, 2003). La secreción del caparazón se manifiesta a las pocas horas de la muda (Rosenfeld, 1982).

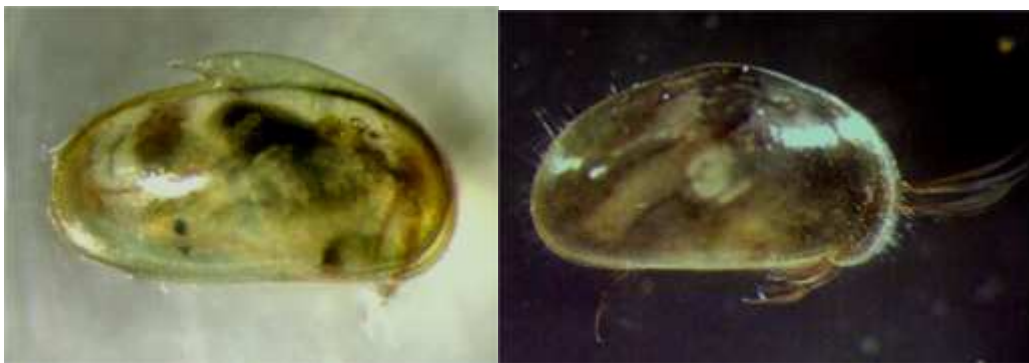


Figura 1.1. *Strandesia bicuspis* y *Chlamydotheca incisa* respectivamente Fuente: observación personal.

1.1.1.2 Cuerpo

El cuerpo de los ostrácodos tiene una segmentación reducida, presentan cabeza separada del tórax y no se distingue abdomen. La región de la cabeza posee cuatro pares de apéndices, utilizados para nadar, caminar y alimentarse. La región torácica presenta tres pares de apéndices adaptados a funciones como la alimentación, traslación y limpieza del

caparazón. En los apéndices hay estructuras cuticulares auxiliares como las setas que tienen importancia en la morfología funcional y en la sistemática del grupo (Delorme, 1991; Griffiths & Holmes, 2000).

Los apéndices de los ostrácodos varían considerablemente en cuanto a su morfología y función y están adaptados de acuerdo al hábitat y modo de vida. Como ocurre con otros artrópodos, los apéndices están constituidos por un número de segmentos articulados, a veces fusionados, denominados podómeros. Estos últimos pueden llevar setas de variado tamaño y morfología y también pueden tener excrescencias secundarias o sétulas que le imparten un aspecto plumoso a la seta. El número y proporciones relativas de podómeros y setas son frecuentemente utilizados en la clasificación (Griffiths & Holmes, 2000).

En la cabeza se hallan cuatro pares de apéndices, a saber: primer y segundo par de antenas, mandíbulas y maxilas. El primer par de antenas o anténulas nace a ambos lados de la boca, constituido por hasta ocho podómeros y puede estar reducido a cinco por fusión. Su porción basal se denomina protopodito y a continuación se halla el endopodito cuyo número de artejos es variable, exopodito ausente. La anténula porta sedas suaves y flexuosas que en Cyprididae se utilizan para la natación (Athersuch *et al.*, 1989).

El segundo par de antenas tiene un protopodito, un endopodito y un exopodito que en Cyprididae se reduce a una escama con tres sedas, esta antena tiene sedas nadadoras, un órgano sensorial en Cyprididae y garras, de manera que tiene varias funciones, órgano de locomoción, captura del alimento, sujeción de la hembra durante la copulación, etc. (Ramírez, 1967). Uno o los dos pares de antenas son los principales apéndices locomotores y suelen estar modificados de acuerdo al hábito de vida del animal. Aunque muchos ostrácodos tienen capacidades natatorias debido principalmente a las antenas y anténulas en forma de largas flechas o también, por la forma de el caparazón redondeado u ovalado (Würdig & Freitas, 1988; Albertoni & Würdig, 1996), las antenas son fuertes y provistas de espinas para cavar en especies cavadoras.

Las mandíbulas situadas a ambos lados de la boca, están constituidas por una porción basal de dos podómeros de la cual, parte el palpo mandibular o endopodito y una placa branquial o exopodito. El palpo mandibular, formado por tres podómeros, se halla a continuación del segundo podómero de la parte basal; suele tener cerdas y garras de disposición y número muy variable. La mandíbula posee distalmente, una porción truncada que lleva dientes quitinosos (Ramírez, 1967).

A continuación de las mandíbulas se dispone la maxila I o maxílula (según los autores), en su base presenta tres procesos masticatorios digitiformes (interno, medio y

externo o tercer, segundo y primer proceso, respectivamente), todos ellos llevan lóbulos masticatorios con garras y la forma y el número de las garras del tercer proceso maxilar tienen valor sistemático. Además presenta un palpo maxilar de dos o tres podómeros.

La maxilla II, segunda maxilla, maxilípedos o primer par de apéndices torácicos (según los autores), puede funcionar como una estructura accesoria a la alimentación o maxilípedos o como un apéndice caminador, en cuyo caso presenta dimorfismo sexual y puede ser asimétrico en el macho. Este par de apéndices varía según las superfamilias, en la Cypridoidea, el endopodito pierde la segmentación durante el desarrollo ontogenético y en el adulto forma un proceso setífero, mientras que el protopodito suele llevar un epipodito pequeño o placa branquial. El endopodito es un palpo que en los machos de algunas especies se modifica posteriormente en claspers (Athersuch *et al.*, 1989).

El sexto par de apéndices (primer o segundo apéndice torácico de varios autores) puede servir como órgano respiratorio auxiliar o para la locomoción. En la mayoría de Podocopida éstos son simples, unirrámeos y llevan unas pocas setas marginales terminando en una seta larga y quelada. En algunos grupos puede haber dimorfismo sexual y asimetría en los machos.

El séptimo par de apéndices (segundo o tercer par torácico de varios autores) se halla sólo en Myodocopida y Podocopida. En los Cypridoidea es unirrámeo y consiste en un endopodito de cuatro o cinco podómeros reflejados hacia atrás y arriba y termina en una quela delgada o en una seta con forma de pinza, se considera que funciona como un órgano de limpieza interno del caparazón.

El par de furcas ha sido considerado por muchos autores como homólogo al telson de otros crustáceos y por lo tanto, no sería un verdadero apéndice. La posición de la furca es variable. En Myodocopida están localizadas dorsales al ano mientras que, en Platycopida y Podocopida, se sitúan centralmente a éste. Las furcas de los últimos dos grupos podrían considerarse como urópodos y por lo tanto, apéndices verdaderos. Las furcas nunca están articuladas sino, fusionadas en su base. En los Podocopida, los cypridoideos y bairdioideos tienen por lo general, furcas con el ramus largo y setas y garras terminales, aunque en algunos grupos están ausentes o reducidas y muy modificadas (Athersuch *et al.*, 1989).

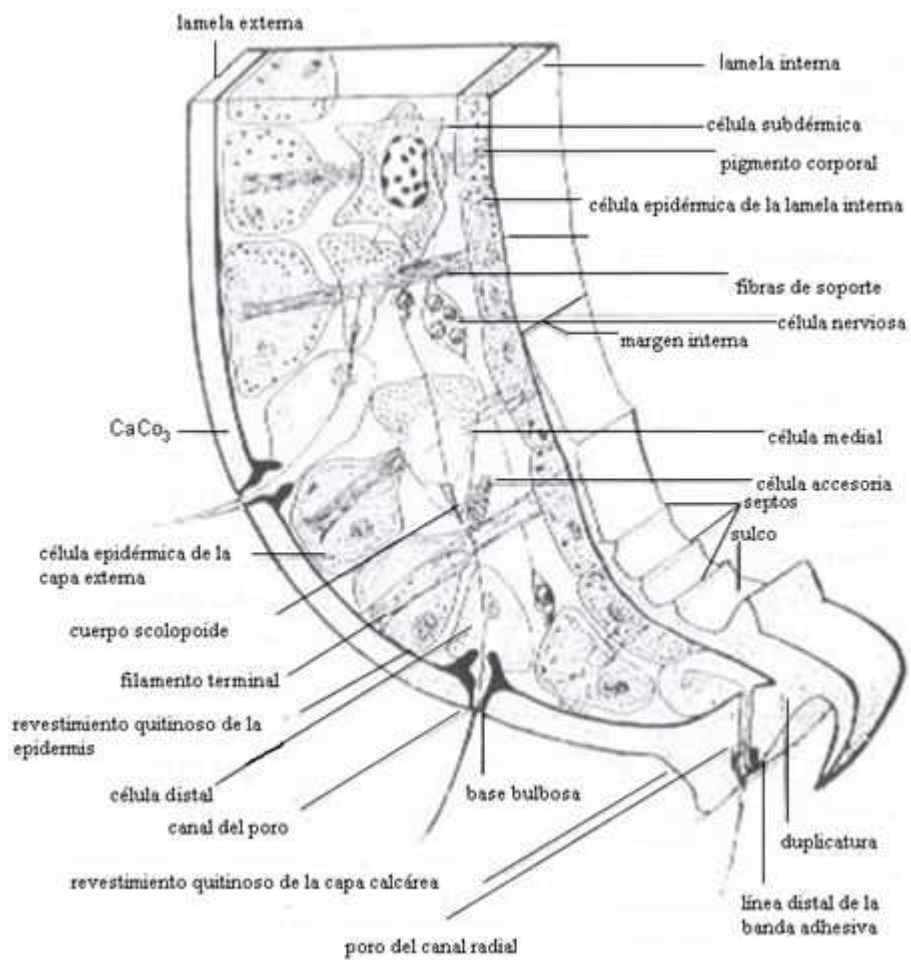


Figura 1.2. Corte transversal de de una valva, juntamente con capa dérmica, vestíbulo entre la lamela externa y parte de la lamela interna en la porción anterior da valva. Fuente: Delorme, 1991.

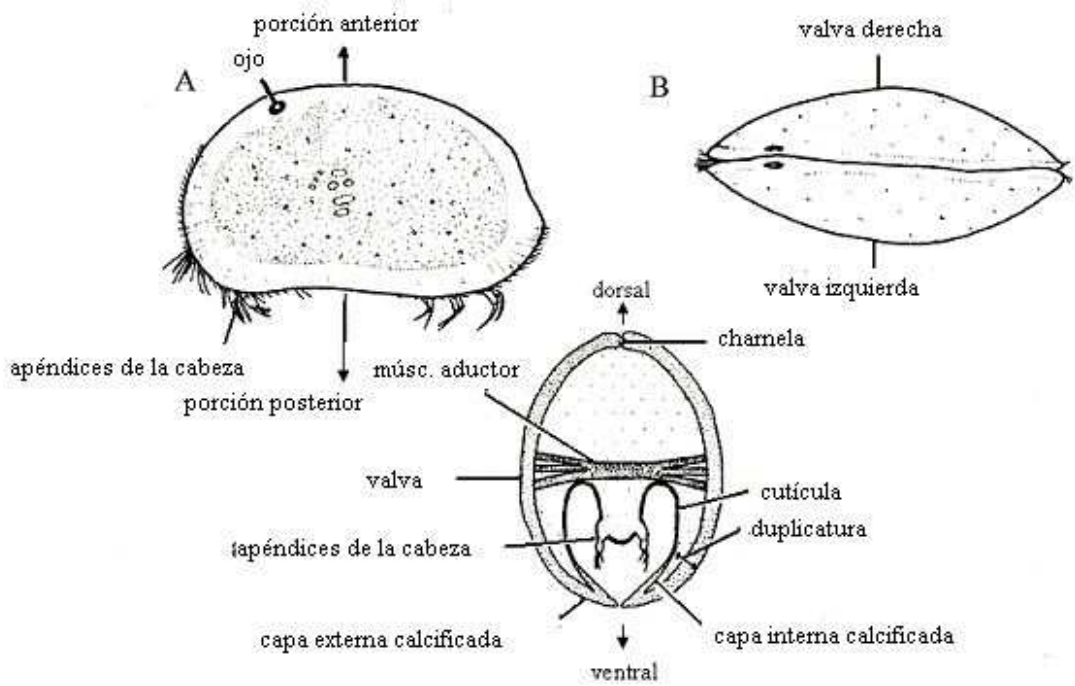


Figura 1.3. Anatomía general y morfología: vista lateral, dorsal y apical. Fuente: Ostracoda. Grupo de Estudio sobre Ostracoda.

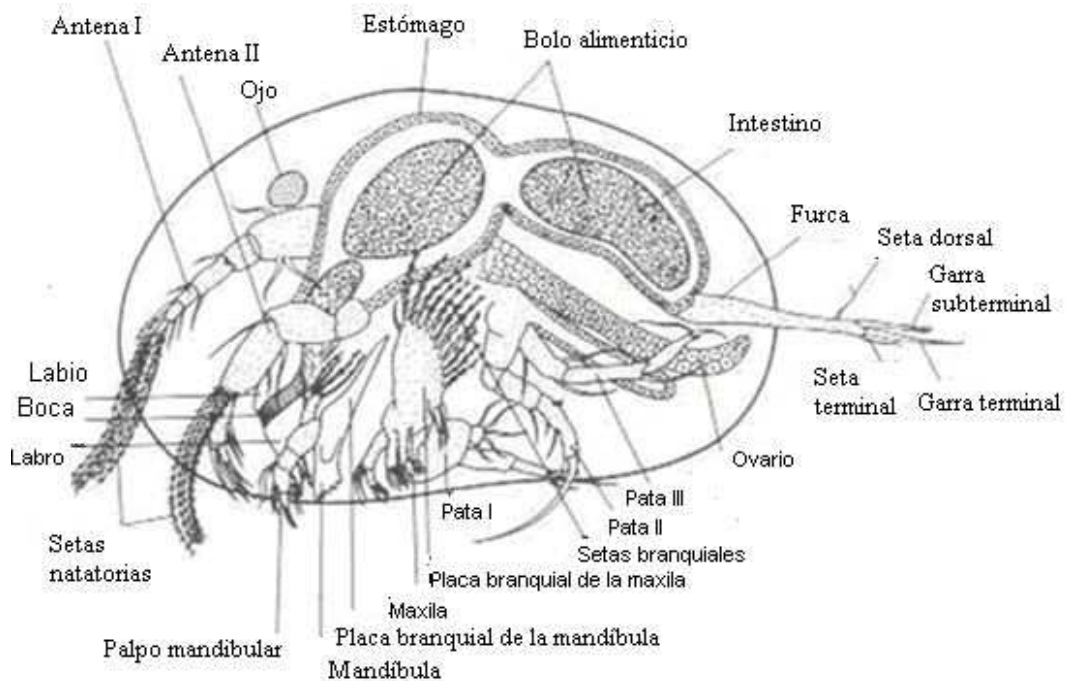


Figura 1.4. Anatomía de un Ostracoda hembra en vista lateral. Fuente: Tressler, 1959.

A nivel interno, el intestino se divide en una boca, esófago, estómago, intestino medio, intestino posterior y ano que terminan en frente y detrás de la furca (Figura 1.4). La boca posee un labio superior y otro inferior, presenta dientes de los palpos mandibulares a cada lado. En la boca desemboca una glándula (probablemente salival). El esófago es muy muscular; en el estómago ocurre la mayor parte de la digestión, donde se forman “bolos” que pasan al intestino para que sean absorbidos los nutrientes y luego expeler por el ano las heces. El hígado o hepatopáncreas se ubica entre las lamelas de la valva y desemboca en la parte anterior del estómago (Ramírez, 1967; Keyser, 1988; Delorme 1991).

En los ostrácodos dulceacuícolas, el sistema circulatorio carece de corazón y vasos sanguíneos. La respiración se da por intercambio gaseoso a través del cuerpo y la lamela interna del caparazón también participa de ello. Las placas respiratorias de algunos apéndices intervienen en menor medida. Su actividad principal es por medio de su movimiento, activar la circulación del agua que baña el cuerpo (Ramírez, 1967).

Algunos ostrácodos poseen glándulas antenales o glándulas maxilares. Se han identificado ocho glándulas excretoras incluyendo el hígado o hepatopáncreas.

El sistema nervioso está compuesto por un cerebro, ganglio circumesofágico que inerva las piezas bucales y músculos aductores, y una cadena ventral de ganglios fusionados que inervan los apéndices y el aparato sexual. La mayoría de los ostrácodos posee un ojo naupliar simple y mediano en la region anterior. Si las valvas están abiertas, el animal detecta formas y movimientos y cuando las cierran sólo detectan la intensidad de la luz, excepto aquellos que son ciegos debido a las condiciones del hábitat donde proliferan (Ramírez, 1967; Delorme, 1991, Meish, 2000). Los órganos sensoriales más importantes son los pelos sensoriales que se encuentran en apéndices y valvas (Barnes, 1995).

En cuanto a los modos de reproducción, existen especies “asexuales antiguas” (“ancient asexuals”) de las que no se conoce el macho. Otras especies presentan una alternancia entre la reproducción partenogenética y sexual, y otras sólo tienen reproducción sexual (Figura 1.5). La reproducción asexual es más exitosa en hábitats dulceacuícolas de reciente origen mientras que, los ostrácodos con reproducción sexual, son más comunes en hábitats marinos y lagos post-glaciales (Chaplin *et al.*, 1994). Las poblaciones asexuales, si bien son colonizadoras efectivas, a largo plazo son susceptibles a ser desplazadas por poblaciones sexuales estrechamente relacionadas (Bell, 1982; Chaplin *et al.*, 1994). Con respecto a esto, Geiger (1998) observó que en los hábitats temporarios, que se caracterizan por tener altos grado de disturbio y baja interacción biótica y donde imperan los factores

ambientales, la partenogénesis debería ser una ventaja por favorecer la rápida colonización y las altas tasas de reproducción y densidades. Este último autor sugiere que la dinámica poblacional de los ostrácodos dulceacuícolas está determinada por las adaptaciones específicas de las especies más que por las características asociadas a un determinado modo reproductivo.

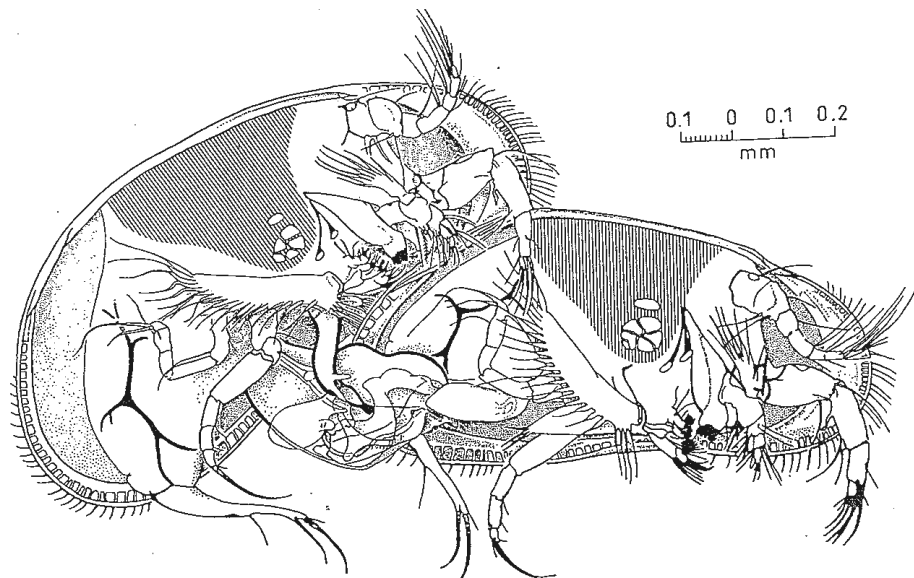


Figura 1.5. Cópula de la especie norteamericana *Candona suburbana*. Fuente: Meish, 2000 (adaptado).

En Cypripoidea las gónadas se ubican entre las lamelas interna y externa de las valvas, dejando marcas en la superficie interna. Las hembras presentan un par de ovarios y oviductos, un receptáculo seminal y la abertura genital. Los gonoporos femeninos se sitúan centralmente, entre el último par de apéndices y la extremidad caudal (Barnes, 1995). Los machos también tienen órganos sexuales pareados, formados por cuatro ramas testiculares, vaso deferente, ducto eyaculatorio y el pene (dos hemi-penes) entre el último toracópodo y la furca (Keyser, 1988). Presentan el órgano de Zenker que es un tubo quitinoso con anillos de espinas unidos por pequeños músculos y funciona como bomba expulsora de espermatozoides durante la cópula. El pene es una estructura muy compleja y con valor diagnóstico en la sistemática del grupo. Cada uno presenta tres lóbulos. Los espermatozoides son los de mayor tamaño del reino animal (Ramírez, 1967; Delorme 1991; Martens, 1995; Meish, 2000; (Figura 1.6).

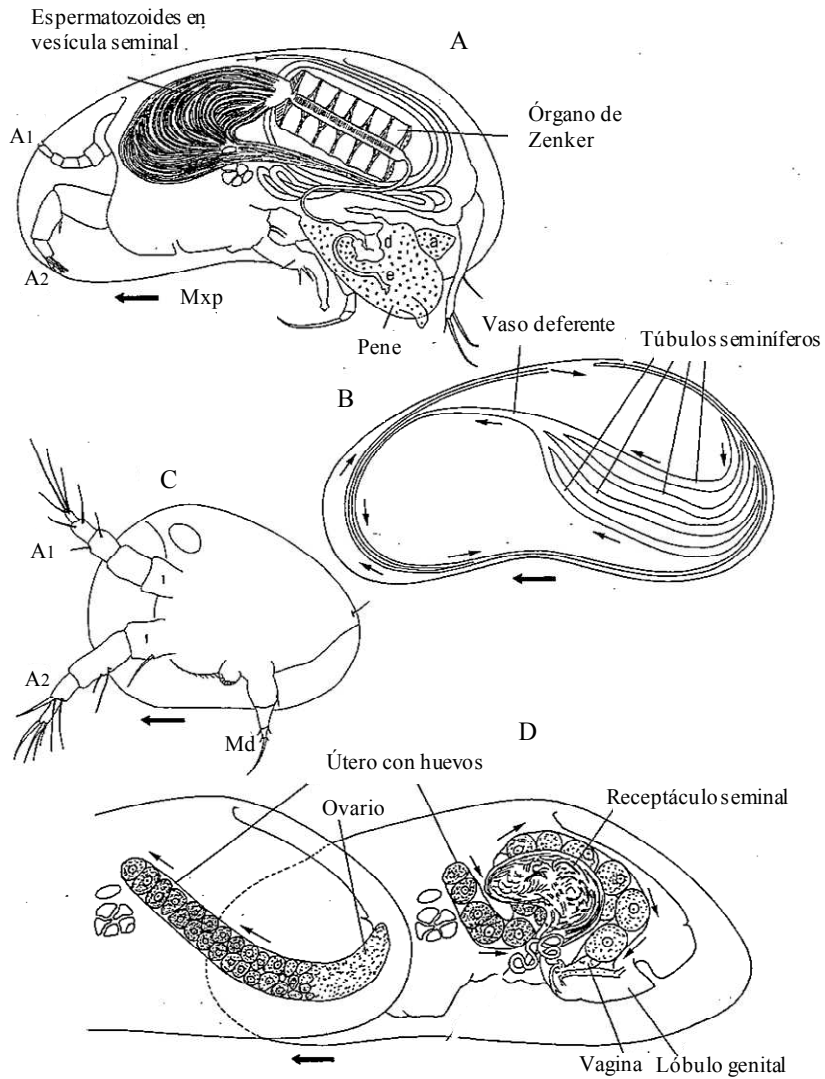


Figura 1.6. A) Macho de *Candona suburbana*. B) Vista interna del mismo macho. C) Nauplis de *Heterocypris incongruens*. D) Órgano sexual femenino de *C. suburbana*. Fuente: Meish, 2000 (adaptado).

Los ostrácodos se desarrollan a partir de huevos fertilizados o no, de acuerdo a que su reproducción sea sexual o asexual. En los dulceacuícolas, el huevo es esférico y su envoltura tiene una pared doble de quitina, impregnada de carbonato de calcio. En el espacio entre ambas esferas se halla un fluido. Ambas estructuras hacen que el huevo pueda resistir la desecación, la congelación, anoxia o polución de los ambientes acuáticos, condiciones ambientales desfavorables donde la larva nauplio no puede sobrevivir. (Delorme, 1991).

La eclosión del huevo puede ocurrir inmediatamente o estar diferida en el tiempo. El huevo eclosiona en una larva “nauplius” nadadora libre que es una versión simplificada del adulto. Luego de la eclosión, el crecimiento involucra varias mudas durante las cuales cambia el tamaño, la morfología y la funcionalidad de los apéndices, siendo en el período intermuda donde el cuerpo se hidrata antes del endurecimiento del exoesqueleto (Smith & Martens, 2000). Los ostrácodos alcanzan la madurez luego de la última muda (Martens, 1985).

1.2 Ostracoda en relación al hábitat

Los ambientes acuáticos temporarios son más sensibles a la degradación ambiental y a los cambios hidrológicos locales (Nicolet *et al.*, 2004). Debido a ello, las especies de ostrácodos que habitan en estos tipos de ambientes tienen ciclos de vida cortos. Suelen observarse más de una generación de ostrácodos juveniles antes que estos cuerpos de agua se sequen. Por el contrario, en los ambientes acuáticos permanentes, los juveniles aparecen en la primavera temprana y prosiguen hasta la primavera tardía, mientras que los adultos están presentes hasta finales de otoño y principios de invierno. La mayoría de los ostrácodos adecuan sus ciclos de vida a la estacionalidad del hábitat (Delorme, 1991).

La distribución y densidad de los ostrácodos es variable. En aguas poco profundas y con materia orgánica la densidad suele ser abundante. Si el sustrato del ambiente acuático es predominantemente mineral, la densidad puede ser menor. La distribución de ostrácodos en la interfase agua-sedimento es función de la disponibilidad de alimento.

Los ostrácodos se hallan entre los grupos de crustáceos vivientes más diversificados (Pinto, 2007) y son muy comunes en la mayoría de las aguas continentales, en los que abundan en las comunidades bentónicas y perifíticas, pero también se producen en ambientes marinos, intersticial e incluso semi-terrestres: algunos casos aislados en las regiones de Australia y Afro-tropical y recientemente se han registrado en América del Sur (Pinto *et al.*, 2005; Martens *et al.*, 2008).

El orden Podocopida incluye a la superfamilia Cypridoidea, en la que se agrupan la mayoría de los ostrácodos de aguas continentales. Siendo los representantes de la familia Cyprididae los más abundantes y ampliamente distribuidos a nivel mundial y particularmente en América del Sur (Moguilevsky & Whatley, 1995). En este sentido Martens *et al.* (2008) afirman que existen cerca de 2.000 especies y alrededor de 200 géneros de ostrácodos recientes no-marinos. Juntas, Cyprididae (1.000 spp.) y Candonidae

(c. 550 spp.) representan más del 75 % de la diversidad de las especies existentes y las restantes 11 familias constituyen el otro 25 % de las especies (Martens *et al.*, 2008). Cyprididae en la región Neotropical está representada por 169 spp., de las cuales 137 son endémicas y en el mundo por 998 spp. de las cuales 926 son endémicas. Cyprididae y Candonidae tienen tasas de endemidad de alrededor del 90 %, lo que significa que sólo alrededor de la décima parte de todas las especies tienen distribuciones intercontinentales. La región Neotropical en general presenta 275 spp. de las cuales 232 son endémicas (Martens *et al.*, 2008).

De acuerdo a los hábitos alimentarios se distinguen los carroñeros (Martens, 1995), filtradores y carnívoros (Barnes, 1995). Se ubican en el mismo nivel trófico que los herbívoros y detritívoros y compiten con los Chironomidae (Diptera) en el ejercicio de "pastoreo" de algas (Takamura & Yasuno, 1986). Los ostrácodos pueden utilizar sus dientes para raspar la superficie de partículas orgánicas, plantas y algas vivas (Delorme, 1991).

Algunas especies de ostrácodos ofician de huéspedes intermediarios de ciertos Cestoda (Platyhelminthes) y Acanthocephala (Pennak, 1978), otros son depredadores activos de caracoles vectores de esquistosomiasis (Deschiens *et al.*, 1953; Deschiens, 1954; Lo, 1967; Sohn & Kornicker, 1972) o viven asociados a Bromeliaceae.

Su presencia en aguas continentales está condicionada por las características físicas y químicas del ambiente, como la salinidad y la temperatura, siendo éstos factores claves en su distribución y abundancia. En este sentido, se ha visto que en lagos temporarios de áreas secas al iniciarse el proceso de desecación, existe un proceso de aumento de la concentración iónica y las especies tolerantes a la salinidad comienzan a predominar en el ecosistema, mientras que las menos tolerantes desaparecen (Altınsoğlu & Mezquita, 2008). Delorme (2001) estableció que el nivel de bicarbonato, sulfato, cloro y carbonato interfiere en la biología de los ostrácodos. En este sentido, la valva calcárea se ve afectada por el pH del hábitat y la disponibilidad de carbonato. Otra variable importante para la supervivencia de estos organismos es el contenido de oxígeno disuelto. El promedio requerido de oxígeno disuelto para los ostrácodos varía entre 7,3-9,5 mg/L (Delorme, 2001). La temperatura del agua es otro de los factores ambientales importantes en el condicionamiento de la presencia, desarrollo y supervivencia de los ostrácodos en un hábitat determinado.

Según Kulköylüoğlu (2005a,b), la tolerancia de los ostrácodos a las grandes variaciones del medio ambiente y su capacidad de resistencia a la desecación, les confiere habilidad para recolonizar hábitats inundados. La mayoría de las especies se incuban

durante la primavera en zonas templadas y la duración de este proceso es controlado en parte por la temperatura y latitud. La superfamilia Cypridoidea ha desarrollado la capacidad de producir huevos resistentes a la desecación, permaneciendo viables durante un largo periodo de tiempo de entre 50 a 100 años (Martens, 1994).

1.3 Situación de los Ostracoda en la Argentina. Utilidad de los ostrácodos

Doscientas sesenta y cuatro especies se registraron para aguas continentales en América del Sur, siendo sólo 34 encontradas en la Argentina. Esta cifra es baja comparada a las reconocidas para África (460), un continente de tamaño similar al sudamericano, que muestra numerosas especies endémicas características de cuerpos de agua lenticos muy antiguos (Martens, 1997; Martens & Behen, 1994; Martens, 1998). En este sentido, en la Argentina las investigaciones sobre Ostracoda actuales pueden calificarse de esporádicas y sólo referentes a la taxonomía del grupo, por ejemplo, para la segunda mitad del siglo pasado pueden mencionarse los trabajos de Ramírez (1967), Ferguson (1967) y Angel (1981) en este último caso para ostrácodos del Atlántico Sudoccidental. En 1995, Moguevsky & Whatley (1995) dan una recopilación y claves para la identificación de las especies, sugiriendo su potencial como buenos indicadores medioambientales. Recientemente Fontana & Ballent (2005) describen una nueva especie en la costa sur de la provincia de Buenos Aires, *Amphicypris argentinensis*, y discuten brevemente sobre la distribución geográfica y la ecología del género. César *et al.* (2001) han realizado investigaciones sobre los ostrácodos de los ambientes acuáticos interiores de la Isla Martín García (IMG, Río de la Plata), aportando el panorama de la diversidad de los ostrácodos actuales de aguas continentales de Argentina. La diversidad de ambientes de la IMG, valorable en relación a su dimensión y colonizada por especies de ostrácodos, ofrece un área de estudio propicia para la obtención de información inédita sobre su biología.

Como se indicó más arriba, los ostrácodos constituyen organismos de utilidad en diferentes áreas, siendo especialmente sus representantes fósiles indicadores claves en estudios de estratigrafía y aprovechados desde el punto de vista comercial para la evaluación de depósitos de petróleo y otros minerales (Morkhoven, 1962; Delorme, 1969; De Deckker, 1982a, b). También se los ha considerado indicadores útiles de calidad del agua, gracias a su respuesta específica frente a factores abióticos como la salinidad, y a la persistencia del caparazón bivalvo (Külköylüoğlu & Vinyard, 1998; Mezquita *et al.*, 1999; Külköylüoğlu, 1999; Griffiths & Holmes, 2000). Además, esta sensibilidad que poseen los ostrácodos a las variables ambientales tiene utilidad potencial en la estimación de

alteraciones ecológicas en cuerpos de agua y su impacto en el ambiente (Thorp & Covich, 2001; Gió-Argáez, *et al.*, 2004; Dugel *et al.*, 2008). Thorp & Covich (2001) y Rossi *et al.* (2003) sugirieron una estrecha relación entre la diversidad de ostrácodos en cultivos de arroz y la aplicación de pesticidas fosforados. El efecto sobre la biota, de la contaminación antropogénica de cuerpos de agua, con agentes químicos como plaguicidas y detergentes, puede también estar relacionado con la eutrofización y consecuente disminución del oxígeno disuelto (Palacios-Fest *et al.*, 2003). Otro ejemplo de creciente alarma es la acumulación de metales pesados vertidos al agua en sedimentos y organismos, principalmente debido a los efectos adversos que ejercen sobre la salud ambiental. Características analizadas en las valvas de ostrácodos pueden ser de utilidad como herramientas diagnósticas para identificar fuentes de contaminación (Palacios-Fest *et al.*, 2003). Por todo ello, el conocimiento de los requerimientos de hábitat y preferencias ecológicas de las especies actuales puede utilizarse para la reconstrucción de condiciones ecológicas pasadas.

1.4 Objetivos e Hipótesis de la investigación

Objetivo general

Contribuir al estudio de los Cyprididae del área rioplatense y evaluar su potencialidad como indicadores locales de calidad de agua.

Objetivos Particulares

Estudiar patrones poblacionales en especies de la familia Cyprididae, tales como variación en densidad a lo largo del año, estructura de edades y crecimiento individual.

Evaluar como condicionan la temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto de los patrones demográficos de las especies de Cyprididae halladas.

Realizar bioensayos con las especies halladas que permitan evaluar la tolerancia de especies de Cyprididae de ambientes acuáticos del área rioplatense frente a químicos contaminantes del agua como metales pesados y químicos orgánicos.

Evaluar la posibilidad de utilizar especies de Cyprididae, como *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis*, como indicadores biológicos de calidad ambiental.

Hipótesis

- ❖ Los parámetros poblacionales de las especies de Cyprididae, como *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis*, varían de acuerdo a parámetros ambientales como temperatura, pH, conductividad y oxígeno.
- ❖ Los ciclos reproductivos ocurren estacionalmente en poblaciones naturales.
- ❖ Especies de la familia Cyprididae, como *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis* son útiles como potenciales indicadores para ser empleados como elementos de monitoreo de niveles de contaminación acuática.

1.5 Referencias

Albertoni, E. F. & Würdig, N. L., 1996. Comunidade de ostracodes associada à macrófitas aquáticas na Lagoa do Gentil, Tramandaí/RS. *Acta Limnologica Brasiliensa*, 8: 103-104.

Altınışli, S. & Mezquita, F., 2008. Ostracod fauna of salt Lake Acıgöl (Acı Tuz) (Turkey). *Journal of Natural History*, 42 (13–14): 1013–1025.

Angel, V. M., 1981. Ostracoda. En: Boltovskoy, D. (Ed.). *Atlas del Zooplankton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino*. Publicación especial del INIDEP Mar del Plata, Argentina, p 543-585.

Athersuch, J., Horne, D. J. & Whittaker, J. E., 1989. Marine and brackish water ostracods. *Synopses of the British Fauna (New Series)*, No. 43, 343 p. E. J. Brill, Leiden.

Barnes, R. D., 1995. *Zoología de Invertebrados*. 4ed. Ed. Roca. 1178 p.

Bell, G. 1982. *The masterpiece of nature: the evolution and genetics of sexuality*. University of California Press. Berkles. 635 p.

César, I. I., Armendáriz, L. C. & Damborenea, M. C., 2001. Ostrácodos (Crustacea) de la Isla Martín García, Río de la Plata, Argentina. *Natura Neotropicalis*, 32 (2): 147-151.

Chaplin, J. A., Havel, J. E. & Hebert, P. D. N., 1994. Sex and Ostracods. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 435-439.

Cohen, A. C., Martin, J. W. & Kornicker, L. S., 1998. Homology of Holocene ostracode biramous appendages with those of other crustaceans: the protopod, epipod, exopod and endopod. *Lethaia*, 31: 251-265.

De Deckker, P., 1982a. Non-marine ostracods from two Quaternary profiles at Pulbeena and Mowbray swamps, Tasmania. *Alcheringia*, 6: 249-274.

De Deckker, P., 1982b. Late Quaternary ostracods from Lake George, New South Wales. *Alcheringia*, 6: 305-318.

Delorme, L. D., 1969. Ostracodes as Quaternary paleocological indicators. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 6 (6): 1471-1476.

Delorme, L. D., 1991. Ostracoda. En: Thorp, J. H., Covich. A. P. (Eds). *Ecology and classification of north American freshwater invertebrates*. 2d. Ed. San Diego, California. Academic Press. p 691-722.

Delorme, L. D., 2001. Ostracoda. En: Thorp, J. H., Covich. A. P. (Eds). *Ecology and classification of north American freshwater invertebrates*. 2d. Ed. San Diego, California. Academic Press. 1056 p.

Deschiens, R., Lamy, L. et Lamy, H., 1953. Sur un Ostracode Prèdateur de Bullins et de Planorbis. *Bulletin de la Societe de Pathologie exotique*, 6: 956-958.

Deschiens, R., 1954. Mecanisme de L'Action Léthale de *Cypridopsis hartwigi* sur les Mollusques Vecteurs des Bilharzioses. *Bulletin de la Societe de Pathologie exotique*, 47: 399-401.

Dügel, M., Külköylüoğlu, O. & Kılıç, M., 2008. Species assemblages and habitat preferences of Ostracoda (Crustacea) in Lake Abant (Bolu, Turkey). *Belgian Journal of Zoology*, 138 (1): 50-59.

Ferguson, E., Jr., 1967. Three new species of freshwater ostracods (Crustacea) from Argentina. *Notulae Naturae Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 405: 1-7.

Fontana, S. & Ballent, S., 2005. A new giant cypridid ostracod (Crustacea) from southern Buenos Aires Province, Argentina. *Hydrobiología*, 533: 187-197.

Geiger, W., 1998. Population dynamics, life histories and reproductive modes. En: Martens, K. (Ed.). *Sex and parthenogenesis: evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostracods*. Backhuys publishers, p 215-228.

Gío-Argáez, F. R., Machain C. M. & Gaytan C. A., 2004. Ostracoda. En: Llorente, B. J. E., Morrone, J. J. y Vargas, F. I. (Eds). Biodiversidad Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una Síntesis de su Conocimiento. Facultad de Ciencias de la UNAM. Instituto de Ciencias del mar y Limnología. UNAM. Vol. IV. Cap. 20: 513-539.

Griffiths, H. R. & Holmes, A., 2000. Non-marine Ostracods and Quaternary Paleoenvironments, 188 p. En Quaternary Research Association, Technical Guide No 8.

Horne, D. J., Cohen, A. & Martens, K., 2002. Taxonomy, morphology and biology of quaternary and living Ostracoda, p. 5-36. En: Chivas, A. R. & Holmes, J. A. (Eds.). The Ostracoda: applications in quaternary research. Geophysical Monograph Series. American Geophysical Union. Washington, D.C.

Ito, E., De Deckker, P. & Eggins, S. M. 2003. Ostracodes and their shell chemistry: implications for paleohydrologica and paleoclimatic applications. En: Park, L. E. & Smith, A. J. (Eds), Bridging the gap: trends in the ostracode biological and geological sciences, The Paleontological Society papers, 9: 119–151.

Keyser, D., 1988. Ostracoda. En: Higgins, R. P. & Thiel, H. (Eds), Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution/Washington, D.C., 35: 370-376.

Külköylüoğlu, O., 1999. Seasonal distribution of freshwater Ostracoda (Crustacea) in springs of Nevada. Science and Technology Bulletin on Earth Science, Geosound., 35: 85-91.

Külköylüoğlu, O. & Vinyard, G. L., 1998. New bisexual form of *Cavernocypris subterranea* (Wolf, 1920) (Crustacea, Ostracoda) from Idaho. Great Basin Naturalist, 58: 380-385.

Lo, C. T., 1967. The inhibiting action of ostracodes on snail cultures. American Microscopical Society Transaction, 86 (4): 402-405.

Martens, K., 1985. Effects of temperature and salinity on postembryonic growth in *Mytilocypris henricae* (Chapman) (Crustacea, Ostracoda). *Journal of Crustacean Biology*, 5 (2): 258-272.

Martens, K., 1994. Ostracoda speciation in ancient lakes: a review. *Archiv für Hydrobiologie*, 44: 203-222.

Martens, K., 1995. Recent non-marine Ostracoda. Workshop on Neotropical aquatic invertebrates University of São Paulo, Brazil, 31: 1-18.

Martens, K., 1997. Speciation in ancient lakes. *Tree*, 12 (5): 177-182.

Martens, K., 1998. Diversity and endemism of Recent non-marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) from Africa and South America: a faunal comparison. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26: 2093-2097.

Martens, K. & Behen, F., 1994. A Checklist of the Recent Non-Marine Ostracods (Crustacea, Ostracoda) from the Inland Waters of South America and Adjacent Islands. *Travaux Scientifiques du Musée national d'histoire naturelle de Luxembourg*, 22: 1-81.

Martens, K., Horne, D. J. & Griffiths, H. I. 1998. Age and diversity of non-marine ostracods. En Martens, K. (Ed.). *Sex and Parthenogenesis: evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostracods*. Backhuys publishers, 37-52 p.

Martens, K., Schön, I., Meisch, C. & Horne, D. J., 2008. Global diversity of ostracods (Ostracoda, Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 185–193.

Martins, M. J., Vandekerckhove, J., Mezquita, F., Schmit, O., Rueda, J., Rossetti, G. & Namiotko, T., 2009. Dynamics of sexual and parthenogenetic populations of *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda) in three temporary ponds. *Hydrobiologia*, 636: 219-232.

Meisch, C., 2000. Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe. En: Schwoerbel, J., Zwick, P., (Eds.). *Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/3*. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.: 1–522 p.

Mezquita, F., Hernandez, R. & Rueda, J., 1999. Ecology and distribution of ostracod in a polluted Mediterranean river. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 148: 87-103.

Moguilevsky, A. & Whatley, R., 1995. En: Lopreto, E. C. & Tell, G. (Directores). *Ecosistemas de Aguas Continentales. Bioensayos con organismos preseleccionados, Tomo I: 141-155. Ostrácodos Metodología para su estudio, Tomo III: 973-999. Ediciones Sur, La Plata.*

Morin, J. J. & Cohen, A. C., 1991. Bioluminescent displays, courtship and reproduction in ostracodes. En: Bauer, R.; Martin, J. (Eds). *Crustacean sexual biology. Columbia University Press. New York, 355 p.*

Morkhoven, F. P. C. M., van, 1962. *Postpaleozoic Ostracoda; their morphology, taxonomy and economic use. 2 vol. Elsevier, Amsterdam.*

Nicolet, P., J. Biggs, G. Fox, M. J. Hodson, C. Reynolds, M. Whitfield & P. Williams, 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation*, 120: 261-278.

Ostracoda. Grupo de Estudio sobre Ostracoda. Disponible en: <http://w3.gre.ac.uk/schools/nri/earth/ostracod/introduction.htm>

Palacios-Fest, M. R., Park, L. E., González-Porta, J. & Dix, G. R., 2003. Química de conchas de ostrácodos: una alternativa para medir la contaminación por metales en sistemas acuáticos. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 20 (2): 139-153.

Pennak, R. W., 1978. *Ostracoda. Freshwater invertebrates of the United States. 2da. Ed. Wiley, Nueva York, 421-435 p.*

Pinto, R. L., 2007. *Taxonomia e Biologia de Ostracoda terresres e semiterrestres do estado de São Paulo. Tese de Doutorado. USP. São Paulo, 78 p.*

Pinto, R. L., Rocha, C. E. F. & Martens, K 2005. On new terrestrial ostracods (Crustacea, Ostracoda) from Brazil, primarily from Sao Paulo State. Zoological Journal of the Linnean Society, 145: 145–173.

Ramírez, F. C., 1967. Ostrácodos de lagunas de la Provincia de Buenos Aires. Extracto de la Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) Secc. Zoología, Tomo X: 5-54.

Rosenfeld, A. 1982. The secretion process os ostracod carapace. En: Bate, R. H.; Robinson, L & Sheppard, L. H. (Eds) Fossil and recent ostracods, Ellis Howard, Chiedesta, 12-24 p.

Rossi, V., Benassi, G., Bellavere, C., Menozzi, P., Moroni, A. & McKenzie, K. G., 2003. Ostracoda of Italan ricefields thirty years on: new syntesis and hypothesis. Journal of Limnology, 62 (1): 1-8.

Smith, R. J. & Martens, K., 2000. The ontogeny of the cypridid ostracod *Eucypris virens* (Jurine, 1820) (Crustacea, Ostracoda). Hydrobiología, 419: 31-63.

Sohn, I. G. & L. S. Kornicker, 1972. Predation of schistosomiasis vector snails by Ostracoda (Crustacea). Science, 175: 1258-1259.

Sylvester-Bradley, P. C., 1941. The shell structure of the Ostracoda and its application on their paleontological investigation. The Annals and Magazine of Natural History Ser, 11: 1-33.

Takamura, K. & Yasuno, M., 1986. Effects of pesticide application chironomid larvae and ostracods in Rice fields. Applied Entomology and Zoology, 21 (3): 370-376.

Thorp, J. H. & Covich A. P., 2001. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. 2^a ed. ACADEMIC PRESS: 811-842, 851 and 915.

Tressler, W. L., 1959. Ostracoda. En: Edmonson, W. T. (Ed.) Freshwater Biology. USA. Copyright. P. 657-734.

Victor, R., 2002. Ostracoda. En: Fernando, C. H. (Ed.) A guide tropical freshwater zooplankton. Backhuys Publishers, 283 p.

Würdig, N. L. & Freitas, S. N. F., 1988. Distribuição espacial e temporal da comunidade de ostracodes na lagoa Emboaba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensa*, 11: 677-700.

CAPÍTULO 2

Patrones demográficos en poblaciones naturales de Cyprididae (Crustacea: Ostracoda) del área rioplatense.

2.1 Introducción

Los estudios realizados acerca de la estacionalidad, historia de vida y la distribución de ostrácodos de aguas continentales son escasos (Horne, 1983; Martens *et al.*, 1985; Geiger, 1990a,b; Martens & Tudorancea, 1991; Rieradevall & Roca, 1995). El escenario en nuestro país no es diferente, son contados los trabajos que consideran a la fauna actual con referencias a parámetros ambientales (César *et al.*, 2001; Schwalb *et al.*, 2002; César & Liberto, 2008).

En este sentido, es sabido que existen varios factores como la química del agua, calidad del alimento disponible, la estabilidad del ambiente, tipo de reproducción y posible depredación que influyen en la distribución de los ostrácodos. Los factores ecológicos afectan de diferentes modos la presencia o ausencia de cada especie (Geiger, 1998; Griffiths & Holmes, 2000; Smith & Horne, 2002; Laprida, 2006).

La mayoría de los ostrácodos puede hallarse en varios tipos de hábitats. Delorme (2001) menciona cuatro tipos de ambientes donde habría mayores probabilidades de que se presenten condiciones para la vida de muchas especies de ostrácodos, basadas en los equivalentes aniónicos presentes: sulfato, cloruro, bicarbonato y carbonato. En este sentido, Laprida (2006) en su estudio sobre ostrácodos en cuerpos de agua de la llanura pampeana reconoce ambientes: permanentes de aguas oligohalinos, Cl^-/Na^+ o $\text{HCO}_3^-/\text{Na}^+$, eutróficos a hipertróficos, como lagunas y arroyos, con variaciones graduales de la salinidad y composición iónica, en estos limnótopos dominan las especies bentónicas y vagantes; los no permanentes con aguas hipohalinas u oligohalinas, bicarbonatadas sódicas o cloruradas sódicas; bañados en los que dominan especies de ostrácodos infaunales estrictas y los estuariales con aguas oligomesohalinas a polihalinas, Cl^-/Na^+ , donde se dan

variaciones diarias pronunciadas en la salinidad, en estos últimos dominan también las especies de ostrácodos infaunales estrictas.

Los ambientes acuáticos temporarios se caracterizan por presentar rangos de sus variables físicas y químicas mucho mayores que los que se detectan en la mayoría de los cuerpos de agua permanentes. Los organismos que viven en estos hábitats suelen adaptarse muy bien a dichas condiciones y su supervivencia depende en gran medida, de una excepcional tolerancia fisiológica, de tener habilidad de migración, y/o de las modificaciones en su historia de vida (Williams, 2006).

En cuanto a las condiciones físico-químicas, existe amplio consenso en considerar que la salinidad, el pH, el oxígeno disuelto y la temperatura son parámetros importantes en la distribución y abundancia de los ostrácodos (Delorme, 1991; Roca & Wansard, 1997; Esteves, 1998; Kapusta *et al.*, 2005).

La temperatura se considera como el factor principal que condiciona la periodicidad e historia de vida de los ostrácodos de regiones templadas, determinando la eclosión del huevo y la muda (Horne, 1983). Las oscilaciones en el volumen de los cuerpos de agua también inciden en el desarrollo del ciclo vital de los ostrácodos. El aumento del volumen favorece la circulación de las aguas y de la materia orgánica y, en consecuencia, produce la proliferación de los organismos bénticos. Una fase de descenso en el volumen tendrá un efecto inverso. Así, el crecimiento de las poblaciones de ostrácodos se correlaciona por un lado con el aporte de materia orgánica fresca y por otro, con el contenido de oxígeno disuelto; factores ligados al ciclo metabólico del ambiente, inducido por la oposición entre los períodos de lluvia y de sequía (Mourguiart, 1991).

Las cuencas de regiones semiáridas o sub-húmedas son muy dependientes de las variaciones climáticas. Sus cuerpos de agua responden a los cambios climáticos en la relación precipitación/evaporación con variaciones de volumen, salinidad y solutos presentes. Las variaciones en la temperatura del aire producen cambios en la temperatura del agua. Mientras que, en ambientes acuáticos de regiones más húmedas o hidrológicamente abiertas y que presentan una relación precipitación/evaporación más elevada, hay menor evaporación y por ende baja concentración de solutos, con lo cual los valores de salinidad descienden.

Los ostrácodos también se hallan en aguas subterráneas y fuentes, las primeras presentan variaciones de la temperatura menores que las segundas; éstas tienen un registro sedimentario pobre y los ostrácodos que en ellas habitan, son sensibles a los cambios hidrogeológicos, temperatura y química del agua (Griffiths & Holmes, 2000).

Las aguas de carácter temporario representan tipos discretos de hábitat de aguas continentales, en las que la fase seca impone esta rigurosa condición ambiental de manera que, sólo un pequeño número de especies puede sobrevivir en ellos (baja diversidad). Por el contrario, durante períodos con agua, estos ambientes acuáticos temporarios son ricos en diversidad y riqueza de especies de invertebrados, dentro de ellos los Mollusca Gastropoda, Anelida Oligochaeta, los Insecta y Crustacea resultan las faunas dominantes. De los Crustacea podemos mencionar a los Ostracoda, Cladocera, Copepoda y también Anostraca, Notostraca, Spinicaudata y Laevicaudata (Williams, 2006). En dichos ambientes acuáticos temporarios, suelen hallarse ensamblajes particulares de especies de ostrácodos, las cuales pueden considerarse como indicadoras ambientales (Laprida, 2006).

Otro de los aspectos que suele influenciar la distribución de los ostrácodos es la actividad depredadora de larvas de insectos, peces y moluscos. Aunque no existe demasiada literatura sobre este tópico, se piensa que tendría un impacto considerable sobre las poblaciones (Benzie, 1989; Henderson, 1995).

De una manera general, el desarrollo y distribución de las poblaciones de ostrácodos estaría muy vinculado al ciclo de la vegetación presente en el cuerpo de agua y éste a su vez, ligado a la evolución hidrológica del mismo (Mourguiart, 1991; Ruiz *et al.*, 2000).

El agua es crucial para las comunidades de ambientes temporales, y un importante regulador de la población, de la estructura de la comunidad y su dinámica. La longitud del hidropériodo puede influir significativamente tanto en micro como en macrocrustáceos. Por otro lado, las plantas proporcionan tanto alimento como protección de los depredadores. Es probable, como en muchos otros hábitats acuáticos, que las macrófitas no sean ingeridas directamente sino cuando se convierten en parte de la reserva general de detritus (Williams, 2006). No se conoce demasiado acerca de la asociación ostrácodos-plantas pero, muchas especies viven entre ellas (Griffiths & Holmes, 2000).

Las algas epífitas sobre macrófitas *in-vivo*, conocido como bio-film que además de algas consta de invertebrados y bacterias, pueden constituir otra fuente importante de alimento. En regiones templadas, las altas temperaturas pueden producir un gran crecimiento en las algas que son fuente de alimento, pero también puede ocurrir que generen un descenso del oxígeno disuelto en el agua; sobre todo durante la noche (Williams, 2006).

Los ambientes límnicos permanentes como los relevados por Laprida (2006) en la pampasia, presentaron aguas turbias y abundante vegetación arraigada en sus orillas, proveyendo refugio y protección frente a los potenciales depredadores. Puesto que los

ambientes no permanentes de reciente llenado, suelen poseer aguas claras y presentar vegetación más escasa y flotante, las especies de ostrácodos de ambientes temporarios estarían más expuestas a la depredación que la de ambientes permanentes (Martens & de Moor, 1995).

Según Mourguiart (1991), en presencia de vegetación muy densa las especies nadadoras suelen ser muy abundantes, mientras que por el contrario, los organismos bénticos *sensu stricto* tendrían limitaciones de oxígeno y sólo algunas formas poco exigentes subsisten (por ejemplo, especies de los géneros *Limnocythere* y *Candonopsis* y más raramente *Darwinula*). Dicho autor afirma que, en caso que la vegetación se encontrara más dispersa, tanto ostrácodos bénticos como nadadores se hallan bien representados y aunque a primera vista, parecería que numerosas especies ocuparan un mismo biotopo, cada una se encuentra en un nicho determinado.

Los modos reproductivos también influyen en la distribución de los ostrácodos. De acuerdo a la hipótesis de la estabilidad del Holoceno (Horne & Martens, 1999), la estabilidad ecológica del hábitat determina las distribuciones actuales de los sexos en especies con linajes sexuales y partenogenéticos como *Eucypris virens*. Los linajes partenogenéticos prevalecen en la ausencia de cambio ambiental, mientras que la inestabilidad ecológica favorece la sexualidad (Martins *et al.*, 2008). Por otra parte, la estabilidad geológica proporciona a los organismos dioicos, el tiempo necesario para afinar sus respuestas al medio ambiente local (Kawecki & Ebert, 2004).

Los estudios realizados confirman que los organismos partenogenéticos tienen un mayor potencial de crecimiento poblacional. En particular, una respuesta más rápida para la eclosión del huevo, posiblemente una fecundidad mayor y la ausencia del costo de los machos, les permitiría dejar fuera de la competencia a los bisexuales en condiciones estables. Sin embargo, la comparación de las curvas de acumulación de eclosión de animales bisexuales y todas las poblaciones de hembras sugiere que los sexuales tienen una ventaja en ambientes muy impredecibles (Martins *et al.*, 2008).

Geiger (1998), en base a datos publicados sobre historia de vida de especies de ostrácodos de agua dulce (muchas de las cuales presentaron partenogénesis) llega a la conclusión que poblaciones partenogenéticas y sexuales, pertenecientes a diferentes especies y compartiendo un hábitat determinado, mostraron alto grado de similitud en relación a las abundancias y sus parámetros de historia de vida.

2.2 Objetivos

Establecer patrones de variación estacional de los taxa de Cyprididae en ambientes acuáticos de la Isla Martín García.

Estudiar patrones poblacionales de taxa de Cyprididae, analizando parámetros tales como variación en la densidad a lo largo del año y la estructura de edades.

2.3 Materiales y Métodos

2.3.1 Área de estudio

La selección de la Reserva de Usos Múltiples Isla Martín García como área de estudio se debió a dos motivos. En primer lugar ya existían referencias acerca de las especies de ostrácodos que podían hallarse (César *et al.*, 2001) y en segundo lugar, el hecho de tratarse de una reserva natural no demasiado extensa y sin embargo, rica en ambientes acuáticos interiores, algunos de ellos relativamente prístinos (con escasa intervención humana). Estas características posibilitaron su seguimiento a lo largo del período de muestreo (Figura 1).

Esta reserva natural se sitúa en el Río de la Plata superior a los 34° 11' S y 58° 15' O, tiene unas 184 Ha de superficie y constituye un bloque elevado y fracturado del basamento cristalino de Brasilia, cubierto posteriormente por depósitos pleistocenos y holocenos (Dalla Salda, 1981; González & Ravizza, 1987; Ravizza, 1982, 1984). Actualmente se halla bajo la administración del Gobierno de la provincia de Buenos Aires y si bien su población estable actual no sobrepasa los cien habitantes, recibe un gran flujo turístico principalmente en otoño, primavera y verano.

Climáticamente la isla se ubica bajo un patrón templado-húmedo (980 mm anuales de precipitación) y una temperatura media anual de 17,6° C, siendo enero el mes más cálido y julio el más frío. Las heladas son poco usuales y los meses más húmedos son junio y julio (81 %). Los vientos soplan principalmente de los sectores norte, noreste y sudeste (Lahitte & Hurrell, 1996). De acuerdo a las características geológicas de la isla, ésta no posee cuerpos de agua genéticamente propios, ni superficiales ni subterráneos. Existen dos tipos de cuerpos de agua leníticos, unos de origen antrópico que pueden ser lagunas permanentes o semipermanentes, formadas a partir del llenado de algunas canteras de rocas basálticas que se explotaron antiguamente en sectores alrededor de la meseta; otros

constituidos por pequeñas lagunas temporarias, formadas en depresiones del terreno, dentro de las selvas marginales o cercanas a los arenales interiores. En general, presentan distintos grados de colmatación y eutrofia, y en ellas se desarrollan carpetas de vegetación que albergan una variada fauna de invertebrados. El aporte de agua a estos cuerpos se da por las crecidas del río en algunos casos y por las precipitaciones o de ambas formas.

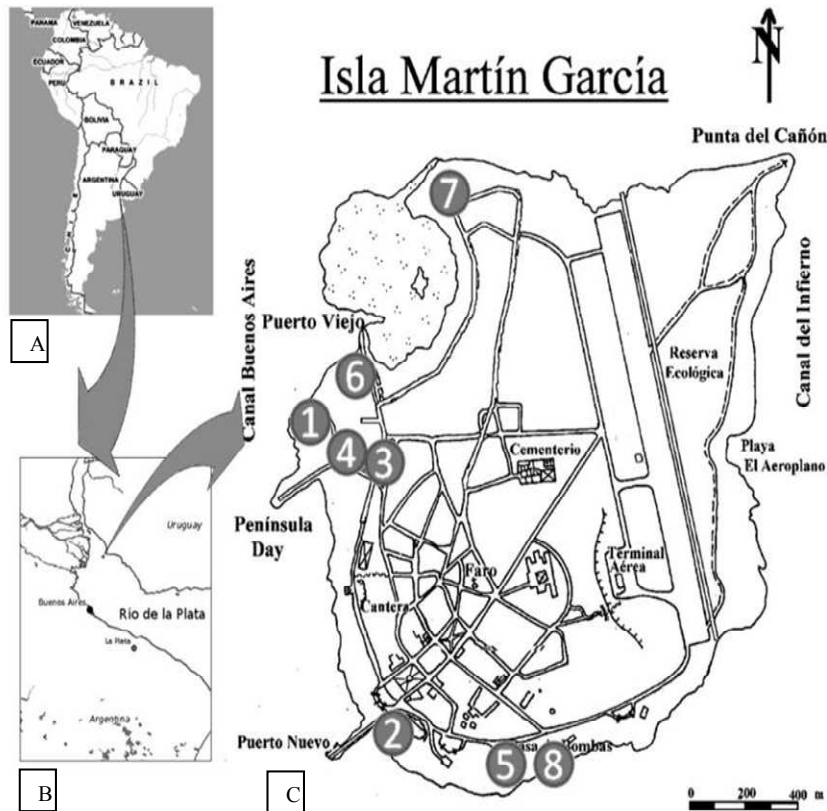


Figura 2.1. Ubicación de la Isla de Martín García en América del Sur y en el Río de la Plata. Vista general de la isla y ubicación de los sitios de muestreo (1-8).

2.3.2 Obtención de muestras y datos físico-químicos

El programa de muestreo fue realizado mensualmente en 8 estaciones de la Isla Martín García (Figuras 2.1, 2.2 y 2.3) entre junio 2005 y junio 2007. Las muestras (3 réplicas por estación) se tomaron con red estandarizada para la vegetación flotante de 150 μm de abertura de malla y sostenida por un marco de 30 cm de lado.



Figura. 2.2. Estaciones de muestreo, 1) C. Basural, 2) C. Grande, 3) C. Gruta, 4) C. Tanque.



Figura. 2.3. Estaciones de muestreo, 5) C. Boya 45, 6) L. Arenalcito, 7) C. La Gata, 8) C. Polvorín.

El material recolectado se fijó en campo con formol al 10 %. En el laboratorio SERByDE (Unidad de Servicios en Bioensayos y Diagnósticos Ecotoxicológicos, Facultad de Ciencias Naturales y Museo) las muestras se lavaron con tamiz de 125 μm de abertura, fueron teñidas con Eritrosina B y preservadas en alcohol 70°. El material se disecó y observó con microscopía convencional para su identificación específica (Ramírez, 1967; Moguilevsky & Whatley, 1995).

Para estimar el peso seco de la carpeta vegetal por muestra, se lavó cada muestra y se separó en laboratorio, luego se secó en estufa durante 48 horas a 105 °C. Posteriormente al secado, cada muestra se pesó en balanza de precisión (Dahus, Explorer).

Las variables físico-químicas del agua se midieron en el campo con medidor digital (Water Quality Meter Sper Sc. LTD). Éstas fueron: temperatura del agua, conductividad, sólidos totales disueltos (TDS), oxígeno disuelto y pH. También se registró la temperatura del aire. Para aquellos casos en que no fue posible obtener algún dato, se procedió a la estimación del mismo mediante una regresión utilizando los datos de las variables relacionadas obtenidas en el mismo sitio. Por ejemplo, se calculó la temperatura del agua a partir de la temperatura del aire y la conductividad a partir del TDS.

También se consideran en este trabajo, los datos pluviométricos correspondientes a la localidad de San Fernando, provistos por la Estación del Servicio Meteorológico Nacional más próxima a la Isla Martín García, durante el período de muestreo 2005-2007.

2.3.3 Análisis de datos

Para realizar una descripción general de las estaciones de muestreo, en relación a los parámetros ambientales relevados, y determinar las relaciones entre estas variables y su variación espacial y estacional, se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) por medio del software PAST v.1.82 (Hammer *et al.*, 2001). Las variables introducidas fueron temperatura del agua, oxígeno disuelto, pH, conductividad y peso seco de la carpeta vegetal. Las variables que se correlacionaban significativamente entre sí, no se seleccionaron. La conductividad y el peso seco se transformaron a logaritmo en base 10, debido a que presentaban una gran amplitud de valores. No se utilizaron la totalidad de las muestras, sino aquéllas que no estaban correlacionadas entre sí y que contaban con datos

de todas las variables; por lo que de las 112 muestras extraídas, el análisis se efectuó sobre 77 de las mismas.

La densidad (N° individuos/m²) se calculó para cada ambiente muestreado y para cada especie.

Los individuos de las especies de Ostracoda estudiadas se clasificaron en adultos y juveniles. En juveniles se incluyen todos los estadios previos al adulto.

Posteriormente se efectuó una regresión logística (este análisis requiere datos de tipo binarios de presencia-ausencia) para determinar si la ocurrencia de ostrácodos se relacionaba con las variables ambientales registradas, en los ambientes estudiados. Para ello se utilizó el programa SPSS version 15 (Statistical Package for the Social Sciences; SPSS Inc., 2004).

Al registrarse la presencia de ostrácodos, resulta interesante determinar a que factores responde su abundancia y para esto, se realizó una regresión múltiple por pasos con el programa antes mencionado, introduciendo las variables temperatura del agua, oxígeno disuelto, conductividad (Log.), pH, peso seco (Log.). Además se obtuvo un gráfico de la variación temporal de la abundancia de las especies halladas, utilizando el programa C2 (Juggins, 2007).

La abundancia para dicho gráfico se cálculo como el logaritmo $N + 1$ para cada muestra, indicándose tanto la abundancia de ejemplares juveniles como la de adultos de las especies más comunes.

Por último, se realizó un Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) a fin de determinar los patrones de distribución de *S. bicuspis* y *C. incisa*, en relación a las variables ambientales. El ACC es una técnica de análisis de gradiente, para una respuesta de las especies de tipo unimodal que en este caso, se utilizó para examinar la relación entre las variables instrumentales (ambientales) y las variables respuesta (especies) (Ter Braak, 1986; Ramette, 2007). Para este paso se utilizó el programa CANOCO (Ter Braak, 1988) para Windows 4.5, seleccionando la opción de variables de selección hacia adelante o “Forward Selection Variables” (FSV). Las variables que se incorporaron fueron: las cuatro especies de ostrácodos registradas, la temperatura del agua, el logaritmo de la conductividad, el pH, el logaritmo del peso seco de la carpeta vegetal, el oxígeno disuelto y la presencia de *Azolla filiculoides*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Lemna gibba*, *Lemna minuta*, *Limnobium spongia*, *Spirodella intermedia*, *Wolffia colombiana* y *Wolffiella oblonga* (Lahite & Hurrel, 1996).

2.4 Resultados

Antes de presentar los resultados obtenidos, se describe la distribución de las temperaturas y precipitaciones en el área, las cuales constituyen información climática básica que permite la interpretación de los resultados. Como puede verse en la Figura 2.4, durante este periodo, los inviernos fueron secos (especialmente 2006) y los picos de lluvias se dieron en verano de 2006 (enero y marzo) y en diciembre, marzo-abril de 2007.

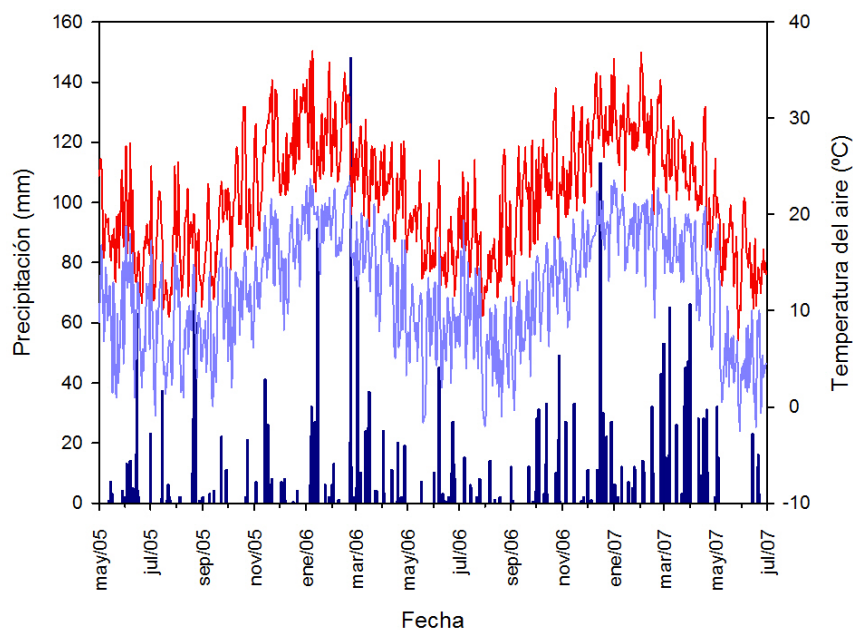


Figura 2.4. Temperatura del aire (°C) y precipitaciones diarias (mm) en San Fernando (Bs. As.) durante el período de estudio. Barras azul oscuro: precipitaciones diarias. Línea celeste: temperaturas del aire mínimas diarias. Línea roja: temperaturas del aire máximas diarias.

Las variables físico-químicas relevadas durante los muestreos realizados desde junio de 2005 hasta junio de 2007 en la Isla Martín García se describen en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Resumen de las variables ambientales medidas en los sitios de estudio (promedio, desvío estándar, (DS), Max. y Min.) por estación climática. (-): Sin dato.

Sitio	Estación Climática	Valores	Tº Agua (°C)	Tº Aire (°C)	pH	O2 (mg/L)	Conduct. (µS/cm)	TDS (mg/L)
1	Otoño (N=5)	PROM	17,13	16,76	6,53	7,47	159,60	107,20
		DS	3,71	4,98	0,16	2,46	25,19	15,69
		MAX	22,00	24,00	6,77	10,30	194,00	127,00
		MIN	13,00	10,80	6,37	5,90	135,00	91,00
	Invierno (N=3)	PROM	15,93	14,77	7,16	6,23	127,27	75,20
		DS	3,00	4,68	0,79	4,40	61,61	29,63
		MAX	19,00	20,00	8,07	10,70	182,80	93,00
	Primavera (N=3)	MIN	13,00	11,00	6,67	1,90	61,00	41,00
		PROM	20,83	20,63	4,58	2,80	116,00	79,00
		DS	4,07	5,73	3,53	1,92	11,31	8,49
	Verano (N=1)	MAX	25,50	27,00	6,70	5,00	124,00	85,00
		MIN	18,00	15,90	0,50	1,50	108,00	73,00
	2	Invierno (N=3)	PROM	22,00	23,00	6,52	10,70	69,00
DS			15,60	15,07	6,71	3,70	1110,00	550,00
MAX			2,69	2,44	0,42	4,16	-	5,66
MIN			17,80	16,90	7,11	8,50	-	554,00
Primavera (N=3)		MIN	12,60	12,30	6,27	1,10	-	546,00
		PROM	20,40	20,63	7,02	1,55	1109,00	740,00
		DS	4,89	4,59	1,01	0,07	-	-
Verano (N=1)		MAX	26,00	24,00	8,18	1,60	-	-
		MIN	17,00	15,40	6,42	1,50	-	-
3		Otoño (N=2)	PROM	25,80	26,00	-	-	-
	DS		14,25	16,00	7,43	7,90	875,50	583,00
	MAX		3,18	3,54	0,09	5,37	79,90	50,91
	MIN		16,50	18,50	7,49	11,70	932,00	619,00
	Invierno (N=2)	MIN	12,00	13,50	7,36	4,10	819,00	547,00
		PROM	13,50	14,45	7,10	5,75	745,00	503,50
		DS	2,12	2,19	0,30	6,72	309,71	215,67
	Primavera (N=5)	MAX	15,00	16,00	7,31	10,50	964,00	656,00
		MIN	12,00	12,90	6,88	1,00	526,00	351,00
		PROM	24,18	22,38	6,98	2,00	738,50	493,50
	Verano (N=1)	DS	1,73	1,85	0,33	1,35	79,90	51,62
		MAX	26,00	24,00	7,47	3,50	795,00	530,00
	4	Otoño (N=4)	MIN	22,00	19,90	6,67	0,90	682,00
PROM			22,50	25,00	7,13	4,30	204,00	432,00
DS			19,78	18,25	6,97	7,17	444,50	292,00
MAX			7,82	5,12	0,17	1,97	73,78	53,48
Invierno (N=7)		MIN	30,60	25,00	7,14	8,50	538,00	359,00
		MAX	12,00	13,00	6,74	4,90	371,00	245,00
		PROM	14,56	13,77	6,86	3,81	494,86	285,57
Primavera (N=5)		DS	3,26	2,30	0,33	2,95	156,77	69,53
		MAX	17,40	16,70	7,15	9,70	722,00	360,00
		MIN	10,50	11,90	6,25	1,60	313,00	209,00
Verano (N=4)		PROM	24,14	22,54	7,00	1,80	215,00	239,50
		DS	1,35	2,18	0,24	1,11	258,80	36,06
Verano (N=4)		MAX	25,10	25,00	7,28	3,00	398,00	265,00
	MIN	22,00	19,50	6,64	0,80	32,00	214,00	
	PROM	26,13	24,53	6,65	5,80	199,00	133,00	
	DS	2,46	2,04	0,40	2,12	246,07	164,05	
Verano (N=4)	MAX	29,00	26,80	6,93	7,30	373,00	249,00	
	MIN	23,00	22,00	6,36	4,30	25,00	17,00	

Sitio	Estación Climática	Valores	Tº Agua (°C)	Tº Aire (°C)	pH	O2 (mg/L)	Conduct. (µS/cm)	TDS (mg/L)
5	Otoño (N=2)	PROM	18,00	18,25	7,00	13,75	131,00	144,00
		DS	3,54	2,47	0,13	4,17	158,39	24,04
		MAX	20,50	20,00	7,09	16,70	243,00	161,00
		MIN	15,50	16,50	6,90	10,80	19,00	127,00
	Invierno (N=3)	PROM	14,43	13,13	6,95	5,10	298,67	103,79
		DS	1,91	1,90	0,11	3,56	82,10	86,97
		MAX	16,00	15,10	7,05	9,10	390,00	155,00
		MIN	12,30	11,30	6,83	2,30	231,00	338,00
	Primavera (N=4)	PROM	20,33	19,30	6,80	2,83	194,00	224,00
		DS	2,34	2,82	0,29	1,76	230,52	21,21
		MAX	23,00	22,00	7,00	4,80	357,00	239,00
		MIN	17,30	15,40	6,37	1,40	31,00	209,00
6	Otoño (N=6)	PROM	18,98	18,90	6,11	7,08	30,20	32,46
		DS	3,81	5,48	0,44	3,09	23,39	24,38
		MAX	23,00	24,00	6,58	10,60	65,00	71,30
		MIN	14,00	12,00	5,72	3,20	6,00	13,00
	Invierno (N=8)	PROM	16,54	14,78	5,96	5,23	48,81	26,35
		DS	2,80	2,48	0,36	2,96	40,06	15,72
		MAX	20,10	18,30	6,38	10,60	130,90	55,90
		MIN	13,00	11,00	5,70	1,90	14,00	10,00
	Primavera (N=5)	PROM	23,80	23,32	5,92	3,00	39,00	25,50
		DS	2,80	3,72	0,55	2,46	33,94	23,33
		MAX	27,00	27,50	6,75	5,70	63,00	42,00
		MIN	19,50	18,60	5,51	0,90	15,00	9,00
Verano (N=3)	PROM	25,93	24,67	6,03	5,00	27,00	18,50	
	DS	0,75	1,53	0,17	0,85	11,31	7,78	
	MAX	26,80	26,00	6,15	5,60	35,00	24,00	
	MIN	25,50	23,00	5,91	4,40	19,00	13,00	
7	Otoño (N=5)	PROM	18,50	17,10	6,34	8,77	39,20	27,80
		DS	2,80	4,98	0,15	0,75	27,91	12,54
		MAX	21,00	25,00	6,58	10,60	60,00	41,00
		MIN	14,00	12,00	6,19	9,50	3,00	13,00
	Invierno (N=8)	PROM	15,80	13,15	6,32	4,73	58,68	150,15
		DS	2,84	1,90	0,22	2,72	51,99	343,57
		MAX	20,50	15,00	6,71	9,40	125,90	999,00
		MIN	13,50	10,50	6,10	1,60	12,00	8,00
	Primavera (N=5)	PROM	21,86	20,96	6,40	3,23	185,50	20,50
		DS	2,36	2,66	0,44	2,46	242,54	14,85
		MAX	25,00	24,00	7,00	5,80	357,00	31,00
		MIN	19,50	18,60	6,04	0,90	14,00	10,00
Verano (N=4)	PROM	26,13	24,20	6,29	7,80	24,00	16,00	
	DS	2,66	1,64	0,11	0,71	1,41	1,41	
	MAX	29,50	25,80	6,36	8,30	25,00	17,00	
	MIN	23,00	22,00	6,21	7,30	23,00	15,00	
8	Otoño (N=2)	PROM	17,50	16,00	6,94	15,40	111,00	75,00
		DS	4,24	4,24	0,12	6,08	-	-
		MAX	20,50	19,00	7,02	19,70	-	-
		MIN	14,50	13,00	6,85	11,10	-	-
	Invierno (N=5)	PROM	14,70	13,98	6,39	5,76	85,60	58,40
		DS	2,77	2,00	0,25	4,27	17,62	13,05
		MAX	18,00	16,10	6,77	11,30	106,00	71,00
		MIN	14,00	11,00	6,08	1,00	59,00	40,00
	Primavera (N=2)	PROM	21,75	20,40	6,28	2,50	52,00	35,00
		DS	1,77	1,56	0,25	-	-	-
		MAX	23,00	21,50	6,45	-	-	-
		MIN	20,50	19,30	6,10	-	-	-

Todas las estaciones muestran concentraciones de oxígeno que oscilan entre buenas y aceptables, valores de pH ligeramente ácidos a neutros y en general baja conductividad aunque variable y la temperatura del agua oscila entre 13 y 26 °C (Tabla 2.1). Posiblemente haya habido valores mínimos de temperatura más bajos, especialmente durante las horas de la noche durante los meses de invierno.

En el Análisis de Componentes Principales (ACP, Figura 2.5), las muestras tienen un código donde se indica el lugar y el mes de muestreo, con el que se puede saber en qué época se recogió la muestra. Las flechas de las variables indican hacia donde aumenta esa variable, por tanto las muestras más cerca de la “punta” de una flecha, tendrán un valor normalmente más alto de esa variable, y las que se encuentran a la parte contraria del gráfico respecto a esa punta de flecha, tendrán valores más bajos en general. Las estaciones 6, 7 y 8 están situadas en el lado positivo de la componente 1, en relación con baja conductividad y pH, mientras que en su lado negativo, encontramos las estaciones 2, 3, 4, 5, reflejando los sitios con los valores más altos de conductividad y pH. La estación 1 se ubicó cerca del origen, con valores intermedios. La componente 2 refleja la variabilidad de la temperatura del agua, oxígeno y la densidad (peso seco) de plantas acuáticas a través del año. Las muestras distribuidas en el lado positivo de la componente 2 fueron mayormente recolectadas en los meses más cálidos (verano) y hacia la componente negativa encontramos muestras con mayor contenido de oxígeno, mayor cobertura vegetal y temperaturas menores, correspondientes a los meses más fríos (invierno). El resultado de la prueba t-Test entre los parámetros medidos en las estaciones de verano e invierno arrojó diferencias significativas ($p < 0,05$) para la temperatura del agua.

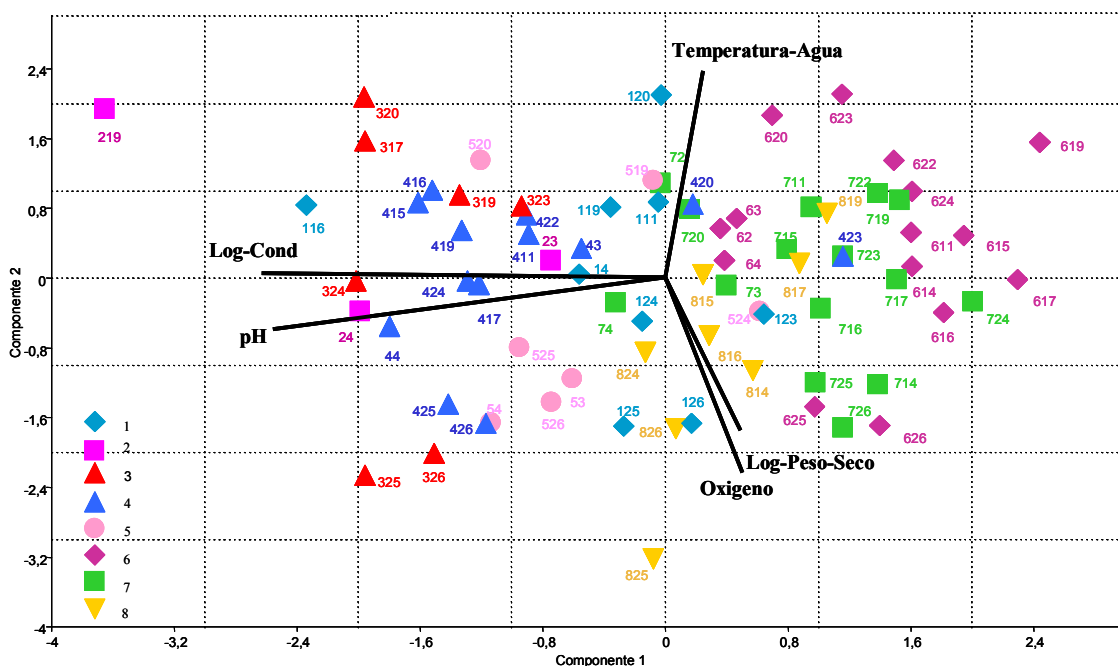


Figura 2.5. Resultados del Análisis de Componentes Principales (ACP) de todas las muestras que contenían datos de conductividad (Log-Cond), pH, temperatura del agua, concentración de oxígeno disuelto y peso seco de las plantas acuáticas (Log-Peso-Seco). Los símbolos con su número respectivo representan los sitios y los números a continuación indican el mes de muestreo (segundo y tercer dígito). N total de meses = 26.

Tabla 2.2. Tabla resumen del ACP

Factor ACP	Eigenvalue (valor propio)	% Varianza explicada
1	1,637840	32,757
2	1,305710	26,114

Como resultado de los estudios realizados desde el 2005 al 2007, se determinó la presencia de cuatro especies de Ostracoda: *Chlamydotheca incisa*, *Cypridopsis vidua*, *Strandesia bicuspis* y *Bradleystrandesia trispinosa*; la última de ellas hasta hace poco considerada como pertenecientes al género *Strandesia* (cf. Karanovic, 2005; Savatentalinton & Martens, 2009a,b). Las especies *Cypridopsis vidua* y *B. trispinosa* se hallaron en baja frecuencia y densidad. En el caso de *B. trispinosa*, ésta se halló sólo en marzo y abril de 2007 en la Estación 4 “Tanque” con una densidad de 14,81 y 7,41 (Ind./m²) respectivamente, mientras que *C. vidua*, sólo se registró en diciembre de 2006 en

la Estación 1 “Basural” con una densidad de 29,63 (Ind./m²) y en abril de 2007 en la Estación 5 “Boya 45” con una densidad de 7,41 (Ind./m²).

Considerando a *S. bicuspis* y *C. incisa*, puede decirse que, la densidad total de ambas especies durante los dos años de muestreo tuvo dos picos entre febrero- abril de 2006 y febrero- abril de 2007, o sea, en verano y otoño respectivamente.

La Figura 2.6 muestra la densidad durante el período de estudio para todo el conjunto de datos y la media de densidad de ostrácodos y su variabilidad en los sitios de muestreo en particular. Una tendencia que se observa para las densidades más altas es que se producen en verano-otoño en ambos años, y la densidad mínima en invierno. Los sitios con mayor densidad de ostrácodos fueron las Estaciones 6 (La laguna “Arenalcito”) y 7 (Cantera de "La Gata"). Los valores máximos de densidad (Tabla 2.3) en la laguna “Arenalcito” (6) fueron en verano y otoño de 2006, mientras que durante el 2007 la densidad máxima se observó en otoño. En la cantera “La Gata” (7) la densidad máxima se dio en verano de 2006, mientras que en 2007, se observó tanto en verano como en otoño.

En la cantera “Polvorín” (8) se observan los picos de densidad en otoño y comienzos del invierno del 2007, respectivamente. Canteras como “Tanque” (4) y “Basural” (1) presentaron un solo pico de densidad. En “Tanque” ocurrió a principios del verano de 2007 y en “Basural” se dio a finales de primavera de 2006. En “Boya 45” (5) el único dato de densidad se recolectó en otoño de 2006. En las canteras “Grande” (2) también se observó un solo dato de densidad, en invierno de 2005 y en la cantera “Gruta” (3) presentó un pico de densidad en invierno de 2007.

Tabla 2.3. Densidad (Ind./m²) de Ostracoda por estación de muestreo, fecha y estación del año. Las columnas de la derecha representan la media y la DS de las muestras de cada estación.

Estación Muestreo	Fecha	Densidad	Estación del año	Prom-Den-Estac	DS-Den-Estac
Basural (1)	07/10/2005	11,11	Primavera 2005	11,11	
	31/03/2006	131,48	Otoño 2006		
	28/04/2006	74,07			
	26/05/2006	29,63		78,39	51,06
	10/11/2006	17,46	Primavera 2006		
	18/12/2006	267,68		142,57	176,93
	09/03/2007	23,81	Verano 2007	23,81	
	13/04/2007	85,19	Otoño 2007	85,19	
Grande (2)	04/08/2005	3,7	Invierno 2005	3,7	
Gruta (3)	07/10/2005	11,11	Primavera 2005	11,11	
	09/03/2007	3,7	Verano 2007	3,7	
	13/04/2007	140,74	Otoño 2007		
	25/05/2007	11,11		75,93	91,66
	22/06/2007	751,85	Invierno 2007	751,85	
Tanque (4)	03/03/2006	7,41	Verano 2006	7,41	
	20/07/2006	3,70	Invierno 2006	3,70	
	22/02/2007	11,11	Verano 2007		
	09/03/2007	9,26		10,19	1,31
	13/04/2007	9,26	Otoño 2007		
	25/05/2007	3,70		6,48	3,93
Boya 45 (5)	13/04/2007	33,33	Otoño 2007	33,33	
Arenalcito (6)	02/06/2005	11,11	Otoño 2007	11,11	
	07/10/2005	3,70	Primavera 2005	3,7	
	03/02/2006	1322,22	Verano 2006		
	03/03/2006	507,41		914,81	576,16
	31/03/2006	2274,07	Otoño 2006		
	28/04/2006	2796,30			
	26/05/2006	70,37		1713,58	1446,82
	23/06/2006	511,11	Invierno 2006		
	20/07/2006	11,11		261,11	353,55
	18/12/2006	140,74	Primavera 2006	140,74	
	22/02/2007	325,00	Verano 2007		
	09/03/2007	185,19		255,09	98,86
	13/04/2007	1600,00	Otoño 2007		
25/05/2007	392,59		996,30	853,77	
La Gata (7)	03/02/2006	2044,44	Verano 2006		
	03/03/2006	824,07		1434,26	862,93
	31/03/2006	422,22	Otoño 2006		
	28/04/2006	55,56		238,89	259,27
	22/02/2007	1859,26	Verano 2007		
	09/03/2007	555,56		1207,41	921,86
	13/04/2007	1088,89	Otoño 2007	1088,89	
Polvorín (8)	20/07/2006	11,11	Invierno 2006		
	18/08/2006	7,41		9,26	2,62
	10/11/2006	14,81	Primavera 2006	14,81	
	13/04/2007	251,85	Otoño 2007		
	25/05/2007	88,89		170,37	115,23
	22/06/2007	344,44	Inverno 2007	344,44	

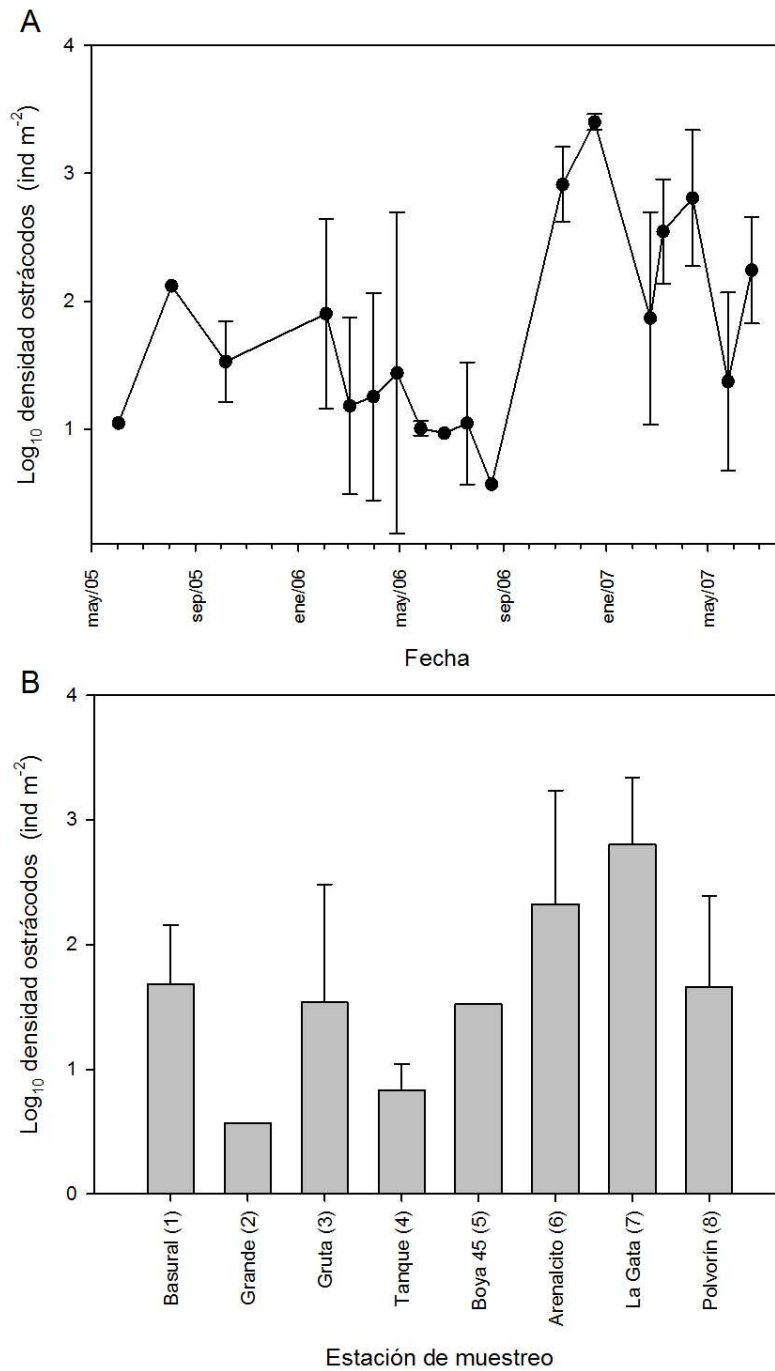


Figura 2.6. (A) Cambios temporales en la densidad de ostrácodos en la Isla Martín García durante el período de estudio para todos los sitios de muestreo (medias indicadas por puntos y DS por líneas). (B) Media y la variación en la densidad de ostrácodos DS para de cada sitio de muestreo (de acuerdo a la variación temporal por sitio).

Los ostrácodos no fueron registrados en altas frecuencias (59,8 % de las muestras) por lo que se aplicó una regresión logística multivariada para comprobar si el patrón de ocurrencia estaba relacionado con las variables ambientales tomadas en el campo.

Según el análisis de regresión logística, cuanto mayor sea la temperatura y el oxígeno disuelto (dentro del rango de valores de estas variables analizadas en el campo), más probabilidad hay de encontrar ostrácodos presentes en las charcas. Igual que en ausencia de *A. filliculoides* hay más probabilidad de encontrar ostrácodos (según los resultados de la regresión logística) que en su presencia. Éstas serían las variables combinadas que con mayor fiabilidad (según este análisis estadístico) indican en qué condiciones será más o menos probable encontrar ostrácodos (de las muestras donde se halló *S.bicuspis* el promedio de temperatura de agua fue 20,2 °C, la concentración de oxígeno disuelto fue de 6,5 mg/L y el % de muestras con presencia de *A. filliculoides* y sin ostrácodos fue del 83,3 %. Mientras que estos valores pero para *C. incisa* fueron 18 °C para la temperatura del agua, 6,9 mg/L para la concentración de oxígeno y 87,5 % las muestras q presentaron *A. filliculoides* y sin ostrácodos). El modelo estadístico incorpora las variables más importantes en tres pasos. Entre estos parámetros el primero introducido, fue la ausencia de *Azolla filliculoides*, el segundo fue la temperatura del agua, y el último el contenido de oxígeno disuelto, sin añadir variables adicionales ya que el modelo no mejoró significativamente (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Resumen del modelo de regresión logística para la presencia de ostrácodos (a,b,c). Tag = temperatura del agua; O = concentración de oxígeno; Sp_4 = Ausencia de *Azolla filliculoides*. B: coeficiente de cada variable introducida; E.T.: error estándar de B; Sig.: significación de B.

Variable	B	E.T.	Sig.
Tag	0,209	0,077	0,006
O	0,204	0,104	0,05
Sp_4	1,89	0,909	0,038
Constante	-6,614	2,109	0,002

a Variable(s) introducida(s) en el paso 1: Sp_4.

b Variable(s) introducida(s) en el paso 2: Tag.

c Variable(s) introducida(s) en el paso 3: O.

Con este modelo la tabulación de las categorías indica que, el 74,5 % de los datos clasificados como 0 (ausencia de ostrácodos) y como 1 (presencia de ostrácodos) fueron correctamente evaluados (Tabla 2.5). En dicha tabla se observa que, 23 sitios clasificados como 0 por el modelo, que tenían 0 como valor observado (correctos) y 7 clasificados como 1 pero que, tenían 0 como valor observado (incorrectos). Pueden observarse 7 casos donde el modelo predijo el valor 0, pero el valor real u observado fue de 1 y hubo 18 casos clasificados como 1, con valor observado de,1 (correctos). En total, de las 55 muestras utilizadas, 23+18 fueron bien clasificadas por el modelo (como 0 o como 1); por lo tanto, la clasificación total que surge de $= ((23+18)/55)*100$ da como resultado el 74.5%. Dicho porcentaje corresponde al porcentaje correcto global. Además, de 30 casos, 23 fueron bien clasificados como 0 lo que representa el 76.7%, y de 25 casos, 18 representan el 72%.

En síntesis, el porcentaje global nos dice que, si el modelo fuera a predecir los valores de Y como 0 o como 1, el modelo sería correcto en un 74,5% de las veces, un elevado número. El modelo final es significativo a un nivel de $p < 0,05$, aunque con un porcentaje muy bajo de la varianza explicada (Cox & Snell $R^2 = 0,262$).

Tabla 2.5. Porcentaje de las muestras clasificadas como 0 (ausencia ostrácodos) y 1 (presencia de ostrácodos) para el modelo de regresión logística resultante, en combinación con la presencia o la ausencia de ostrácodos en las muestras de campo (observado).

Observado		Pronosticado		
		Ost-Tot		% Correcto
		0	1	
Ost-Tot	0	23	7	76,7
	1	7	18	72
Porcentaje Glogal				74,5

Una vez conocido el patrón de ocurrencia de los ostrácodos, se realizó una regresión múltiple por pasos para evaluar que variable ambiental puede estar relacionada con la mayor o menor abundancia de ostrácodos donde aparecieron. De los resultados obtenidos, la variable Logaritmo del Peso Seco fue la más explicativa de la situación, el modelo sólo selecciona dicha variable ($p < 0,05$; $R^2 = 0,397$). El modelo de regresión resultante correspondió a una regresión lineal simple con la siguiente ecuación.

$$\text{Log}_{10}(\text{abundancia ostrácodos}) = 4,16 - 2,24 * \text{Log}_{10} \text{Peso Seco} \text{ (Figura 2.9)}$$

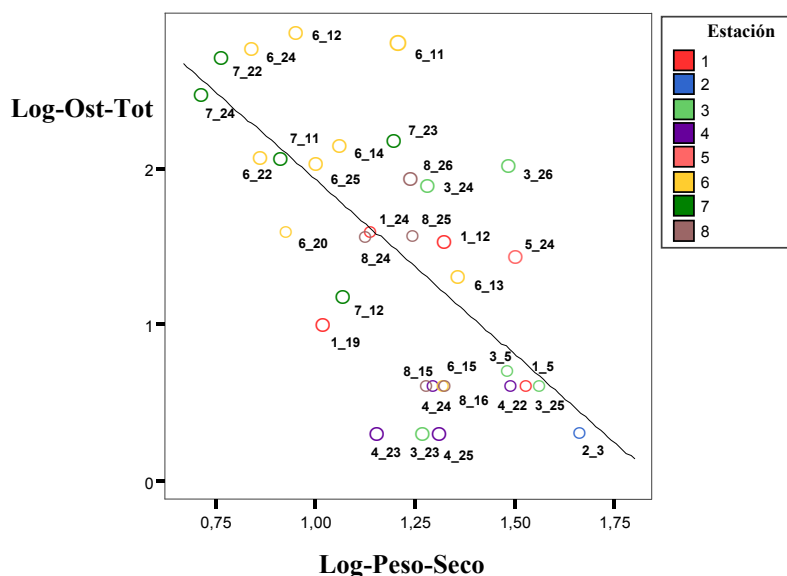


Figura 2.7. Regresión simple. Variación de los \log_{10} de la abundancia de ostrácodos total por muestra ($\log_{10}Ost_{tot}$) en relación con los \log_{10} del peso seco de las plantas acuáticas ($\log_{10}Peso-Seco$). Los códigos indican el sitio de muestreo (primer dígito), el mes de muestreo (segundo y tercer dígito). N total de meses = 26.

La variación temporal de abundancias (Figura 2.8) indica que las poblaciones de *S. bicuspis* y *C. incisa* elevaron su densidad durante los meses de Otoño-Verano, con una pequeña variación entre ambas especies evidenciando que, cuando son más abundantes las poblaciones de *C. incisa*, perduran hasta principios del invierno cuando las temperaturas son menores.

S. bicuspis se halló en todos los ambientes acuáticos estudiados: 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, pero no en las mismas proporciones. Las estaciones donde tuvo mayor presencia fueron las 6, 1, 7 y 4; en 6 y 7 se observó con más claridad un patrón de distribución temporal durante el período de muestreo.

La Figura 2.8 también muestra que *S. bicuspis* fue registrada durante los meses de verano y persistió hasta el otoño, en los dos años de muestreo.

En la Estación 6, se observaron adultos y juveniles de *S. bicuspis*, en febrero de 2006, debe mencionarse que esta laguna se había secado en diciembre de 2005.

C. incisa se halló en las estaciones: 1, 3, 5, 7, 8. Se observa que la abundancia fue mayor en otoño y en algún caso también en invierno con adultos y juveniles.

Las poblaciones de *S. bicuspis* se desarrollan densamente luego de los períodos de lluvias, incluso antes que *C. incisa*. Un pequeña variación entre las dos especies muestra que, cuando esta última era dominante, las poblaciones de *C. incisa* permanecieron hasta el comienzo del invierno. Se observa una ocurrencia dispersa en ambas especies en la primavera de 2005 y más consistente en el 2006.

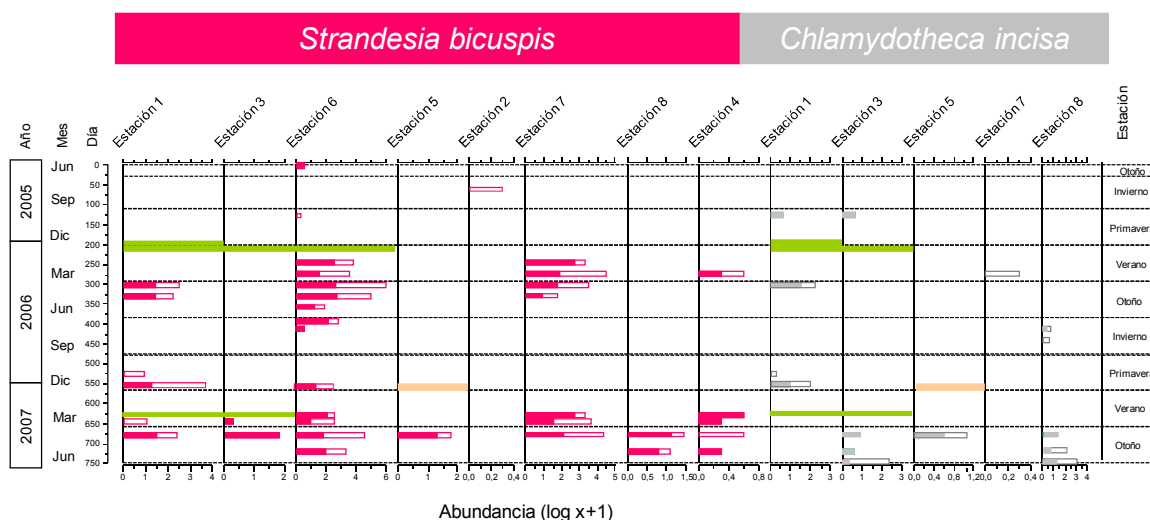


Figura 2.8. Cambio de la abundancia (log x+1) en las dos especies con mayor frecuencia en los sitios de estudio (Estaciones 1 a 8) durante el período de estudio (junio de 2005 a junio de 2007). Las barras verdes indican los sitios que se secaron en ese momento; las barras naranja suave, los sitios casi secos. Las barras rosa oscuro: *S. bicuspis*; las barras grises: *C. incisa*. Las barras llenas: adultos; las barras vacías: juveniles.

Con el ACC, se ha relacionado el ordenamiento de las muestras respecto de las especies dominantes con las variables ambientales medidas. La “reducción de variables”, consistió en presentar sólo los dos ejes principales del ACC. Los dos primeros factores extraídos por el ACC (Figura 2.9) representaron el 44,9 % y 9,7 % de los datos de especies, respectivamente, y el 70 % y el 15,1 % de las relaciones entre las 4 especies de ostrácodos y las 12 variables ambientales introducidas. A través de la opción FSV, el análisis demostró que dos de las variables fueron significativas ($p < 0,05$) en relación con la distribución de las especies, estas fueron, la temperatura y la conductividad del agua.

No obstante, se consideró la conveniencia de representar todas las variables ambientales consideradas. De esta manera, hay una mejor visualización de la relación entre

las variables ambientales (aunque algunas de ellas no sean significativas en el procedimiento FSV), y de esas variables con las muestras y las especies. Así, mediante un sólo gráfico, se puede apreciar para cada sitio o cada época del año, cuáles son los valores para cada variable. Por lo tanto, el ACC se empleó para ordenar y resumir los datos multivariados de muestras-especies-variables ambientales, con la finalidad de establecer si había patrones detectables..

Las especies con mayor presencia y abundancia fueron, *C. incisa* y *S. bicuspis*, las cuales tuvieron requerimientos ambientales diferentes. La temperatura del agua se asoció con el sector negativo del eje 1, mientras que la concentración de oxígeno disuelto, junto con el peso seco de la carpeta vegetal, la conductividad y el pH se han orientado en el sector positivo. El pH y la conductividad fueron las variables de mayor peso en el segundo eje, pero en una relación negativa con él. Con respecto a las especies que habitan la carpeta vegetal flotante (pleuston), la especie 5 (*Wolffia columbiana*) se distingue por su fuerte asociación con valores positivos en el Eje 1 (alta conductividad y pH). El posicionamiento de las especies 1 (*Lemna gibba*) y 7 (*Hydrocotyle ranunculoides*), muy cerca uno del otro en el cuadrante superior izquierdo, indicó una relación entre su presencia y bajos valores de conductividad y pH, la temperatura alta, y los bajos niveles de oxígeno disuelto. El diagrama de ordenamiento mostró una clara separación entre las especies dominantes de ostrácodos. *C. incisa* se encuentra en el lado negativo del gradiente de temperatura del agua y en el lado positivo del primer eje, es decir, relacionada con una alta concentración de oxígeno disuelto, pH, y conductividad, mientras que *S. bicuspis*, a su vez, se orientó en el lado negativo del eje 1, asociada a aguas con alta temperatura y baja concentración de oxígeno disuelto, sales y abundancia de la vegetación. El segundo eje separó sólo las muestras situadas en el lado positivo del eje 1, donde *C. incisa* era predominante, y ordenó las muestras con más adultos en la región negativa del eje 2 y las muestras dominadas con mayor número de juveniles en su lado positivo, en relación con la disminución de la conductividad y pH.

Ejes	1	2
Eigenvalues	0.607	0.131
Correlación especies-ambiente	0.897	0.721
Porcentaje varianza acumulada de datos de especies	44.9	54.6
de relación especies-ambientes	70.0	85.1

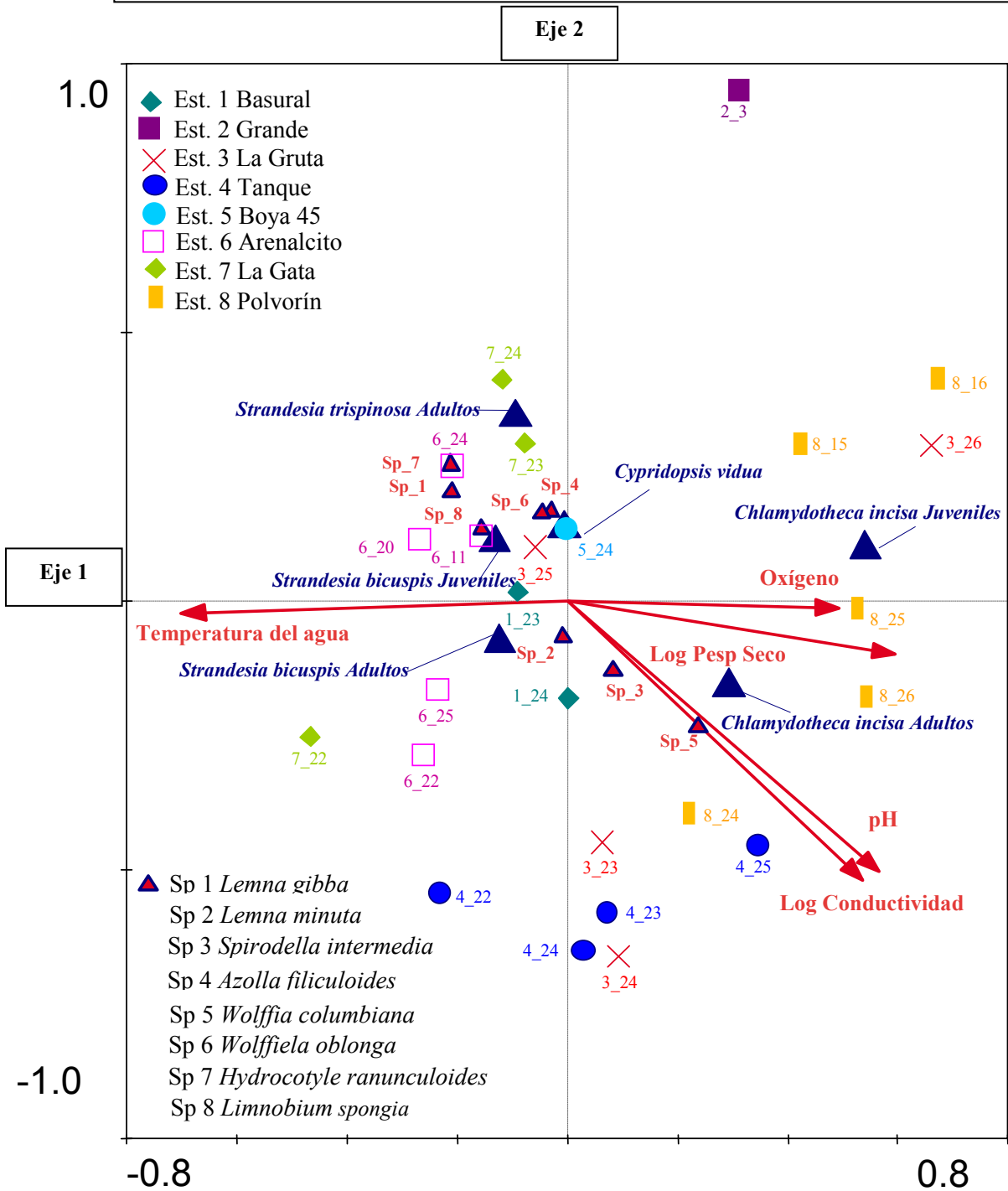


Figura 2.9. Resultado de un análisis canónico de correspondencias (ACC) de las muestras donde se encontraron 4 especies de ostrácodos. Los símbolos con su número respectivo representan los sitios y los números a continuación indican el mes de muestreo (segundo y tercer dígito).

2.5 Discusión

Durante este estudio se hallaron las siguientes especies, *C. vidua*, *C. incisa*, *S. bicuspis* y *B. trispinosa*. Todas ellas incluidas en la familia Cyprididae, subfamilia Cypridopsinae, Cypridinae y Cypricercinae; respectivamente. La presencia de estas especies en la Isla Martín García ya había sido citada por César *et al.* (2001), siendo el primer registro para Argentina de *B. trispinosa* y para las demás, nuevas citas para la isla.

C. vidua tiene distribución cosmopolita mientras que del género *Chlamydotheca* se han registrado alrededor de 18 especies con distribución en América del Sur e Indias Occidentales (Roessler, 1985; Martens & Behen, 1994). A *C. incisa*, Martens & Behen (1994) la citan para Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Paraguay, Perú, Uruguay y Venezuela. En cuanto al género *Strandesia*, comparte su distribución con *Chlamydotheca* y también se ha registrado en la India (Roessler, 1986a,b; Roessler, 1990a,b; George & Martens, 1993). *S. bicuspis* está caracterizada por su prominente espina dorsal, se ha citado además de para Argentina, en Brasil, Colombia, Paraguay y Surinam (Martens & Behen, 1994). Por el momento se han registrado sólo poblaciones de hembras partenogénicas.

Las especies de *Chlamydotheca* y *Strandesia* habitan principalmente ambientes acuáticos temporarios y por lo tanto su aparición se rige por la duración de dichos ambientes. La ocurrencia de estas especies en la Isla Martín García correspondió a los meses de primavera y verano (César *et al.*, 2001). Sin embargo actualmente, se registraron en abundancia sólo *C. incisa* y *S. bicuspis* y con una distribución espacial diferente (César & Liberto, 2008).

Un tipo especial de hábitat, especialmente común en América del Sur, es el vinculado a las raíces de plantas flotantes o pleuston (Esteves, 1998). Dioni (1967) define como hypopleuston a la comunidad de organismos que habitan en rizoides acuáticos y raíces de macrófitas acuáticas flotantes, y epipleuston a la fauna que habita en la superficie seca de hojas flotantes. Estos sistemas de raíces pueden tener una comunidad biótica rica (Poi de Neiff & Carignan, 1997; Por & Rocha, 1998; De Marco *et al.*, 2001; Takeda *et al.*, 2003). Es en estos tipos de hábitats que hemos centrado nuestro estudio, ya que la densidad de ostrácodos está estrechamente relacionada con la presencia o ausencia de las comunidades vegetales acuáticas, junto con su densidad (Mourguiart, 1991), y las investigaciones recientes muestran que la comunidad de ostrácodos en hábitats hypopleustónicos puede ser rica y diversa (Higuti *et al.*, 2007, 2009).

Así, la proximidad a las plantas constituye tanto un refugio para los ostrácodos, como alimento (residuos vegetales y perifiton asociado). El aumento en el nivel de la conductividad eléctrica puede significar una tendencia a la eutrofización (Andrade, 2003) o una respuesta a la entrada de material alóctono transportado por la lluvia o, simplemente, la descomposición de la materia orgánica procedente de la vegetación. En nuestros datos la mayor conductividad sólo se observó en la Estación 2, en la cual prácticamente no se encontraron ostrácodos; sin embargo, Kapusta *et al.* (2002) identificaron una correlación positiva entre la conductividad eléctrica y la densidad de los organismos. Según Dodson (2005), en agua dulce, la conductividad eléctrica está directamente relacionada con la salinidad y esto se relaciona con el nivel de productividad primaria, dado que indica la concentración de iones, entre los que encuentran entre otros: CO_3H^- , Cl^- , K^+ , Na^+ , Ca^{++} .

Según Würdig & Freitas (1988) y Albertoni & Würdig (1996), la familia Cyprididae está relacionada con los sustratos vegetales. En este sentido, Ramírez (1967) afirma que muchas especies de ostrácodos se encuentran en relación con la vegetación acuática, macrófitas flotantes o arraigadas, y que esta asociación se produjo por razones de locomoción y alimentaria. Así, Mourguiart (1991) concluyó que la distribución de los ostrácodos se relaciona en parte a la de las macrófitas en toda la extensión de un lago, basado en sus investigaciones en profundidad en el lago Titicaca. César *et al.* (2001) citan como especies de la carpeta vegetal en la Isla Martín García a: *Azolla filiculoides*, *Hydrocotyle sp.*, *Lemna gibba*, *Ludwigia sp.*, *Salvinia biloba*, *Spirodella intermedia*, *Wolffia colombiana*, *Wolffiella lingulata*, mientras que en el presente estudio se hallaron carpetas vegetales de *A. filiculoides*, *H. ranunculoides*, *L. gibba*, *L. minuta*, *Limnobium spongia*, *S. intermedia*, *W. colombiana*, *Wolffiella oblonga*.

De acuerdo a los resultados obtenidos de la regresión múltiple por pasos realizada para evaluar cuales variables ambientales podrían estar relacionadas con una mayor o menor abundancia de ostrácodos, se observó que la única variable seleccionada por el modelo fue el peso seco de la carpeta vegetal y a mayor peso seco menor abundancia de ostrácodos (Ver Figura 6 en Resultados). Esta relación inversa podría haber dado lugar a una reducción en el contenido de oxígeno a través de la descomposición de la materia orgánica de algas. Según Cyr & Downing (1988) en Sousa de Miranda (2008), hallaron en su estudio de abundancia de invertebrados sobre macrófitas sumergidas, menor densidad de invertebrados, incluyendo ostrácodos, en un congénere de la macrófita *Utricularia hydrocarpa*. Estos autores opinan que los factores que influyen fuertemente en la asociación de los invertebrados epífitos son: la morfología de la planta, la textura de la

superficie, el crecimiento y la composición de la comunidad de algas perifíticas, el contenido de nutrientes en el tejido y la presencia de defensas químicas de la macrófita.

La producción de oxígeno proveniente de las macrófitas sumergidas, determina condiciones del agua eminentemente favorables a los consumidores secundarios. En cambio, la descomposición bacteriana de numerosos residuos vegetales o animales, en la interfase agua-sedimento ocasiona una disminución en oxígeno disuelto y una tendencia a la acidificación del pH, elementos desfavorables a la vida béntica (Mourguiart, 1991). Según este autor, la densidad en microcrustáceos es también función del balance metabólico del lago y de la amplitud de las variaciones interanuales del nivel de agua; estas fluctuaciones van a traducirse en un medio supra litoral por variaciones de la composición química de las aguas: siendo oligohalinas durante momentos de crecidas y se concentran a medida que el agua se retira. Allí Mourguiart (1991) halló que los géneros *Chlamydotheca* (ocupando la parte superior de la planta), *Herpetocypris* e *Iliocypris* fueron luego reemplazados por *Potamocypris*, *Cypridopsis* y *Amphicypris* (salinidad > 1,5 g/l).

El contenido reducido de sales está indicado por la baja conductividad encontrada en las estaciones que hemos muestreado. La variabilidad en la conductividad entre los sitios podría estar afectada principalmente por la influencia del lavado del Río de La Plata, durante las inundaciones en algunos de los sitios de muestreo y la contaminación hallada en dos de las estaciones de muestreo (1 y 5), debido a la presencia de “residuos variados” (envases de plásticos, de vidrio, cámaras de auto, pañales, etc) de origen antrópico provenientes de las embarcaciones que llegan a la isla o de la población estable de la misma. La Estación 2 (Cantera Grande) presenta los valores más bajos de oxígeno y de máxima conductividad registrada en este estudio, seguida por la Estación 3 (C. Gruta), mientras que las Estaciones 6, 7 y 8 presentan la más baja conductividad en valores intermedios y alto contenido de oxígeno. La Estación 6 es un sitio particular porque es la única laguna natural, que se halla en la base de un médano y por lo tanto, su sustrato es de arena. Los sitios restantes son canteras abandonadas cuyo sustrato es rocoso y cubierto por materia orgánica.

De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio, los ostrácodos no se hallaron en altas proporciones en las muestras. Por ello se aplicó una regresión logística multivariante para comprobar si ésto estaba relacionado con los parámetros ambientales. Los resultados de la regresión logística demostraron que la presencia de ostrácodos fue significativa ($p < 0,05$) con un alto contenido de oxígeno, con la temperatura del agua y la ausencia de *A. filiculoides*. Otros autores (por ejemplo, Mezquita *et al.*, 2005) reconocieron

el efecto negativo del bajo contenido de oxígeno en la probabilidad de encontrar ostrácodos de agua dulce, pero el impacto de especies particulares de plantas acuáticas sobre la ocurrencia de ostrácodos no ha sido claramente reconocido. Según Costa *et al.* (1999), *Azolla* sp. es una macrófita flotante única ya que puede crecer en aguas carentes de nitrógeno combinado y en presencia de suficiente fósforo. Este fenómeno se debe a su simbiosis con *Anabaena azollae*, cianobacteria fijadora de N₂. Esta simbiosis le permite a esta macrófita mantener una alta tasa de crecimiento a pesar de la gran biomasa de algas cianofíceas. Dicho crecimiento vegetal produce un efecto dominó: se generaría una limitación en el factor luz reduciendo la producción primaria, como algas y macrófitas arraigadas, llevando a una baja disponibilidad de recursos para el zooplancton. Resulta relevante el informe sobre la producción de neurotoxinas por *Nostoc* sp. en asociación con *Azolla filiculoides* (Usher *et al.*, 2007), sustancias que podrían afectar la presencia de ostrácodos, aunque esta posibilidad no se ha investigado aquí. Algunos herbívoros toleran toxinas activas o inactivas mientras que las especies que carecen de resistencia pueden permanecer en este ambiente de stress o bien emigrar, aunque en la transición se hacen visibles a los depredadores (Camacho, 2008). Mills & Wyatt (1974) expusieron ciertas especies de ostrácodos frente a algas verdes-azuladas, comprobando que las tasas de supervivencia de los primeros de éstas fueron en general bajas. En sistemas bi-algales (algas verde-azuladas/algas verdes), los ostrácodos seleccionan una u otra para alimentarse. Generalmente fueron preferidas las algas verdes unicelulares. Si bien hay casos excepcionales, generalmente las algas verdes unicelulares son preferidas frente a formas filamentosas, sean representantes de clorofitas o cianofitas (en este último caso con *Anabaena* sp. y *Nostoc* sp.). Estos dos últimos géneros, los cuales fueron los menos seleccionados, están en concordancia con nuestros resultados que documentan la ausencia de ostrácodos al encontrar al helecho simbiote (*A. filiculoides*) que contiene *Anabaena*. Tal circunstancia podría ser una causa posible de la relación significativa, entre la presencia de ostrácodos y la ausencia de *A. filiculoides*. Por este motivo sería de interés la realización de futuros estudios dirigidos a indagar la relación entre esta especie de macrófita y los ostrácodos.

S. bicuspis y *C. incisa* fueron las especies con mayor abundancia y ocurrencia registradas en la mayoría de las muestras. *S. bicuspis* desarrolla densas poblaciones luego del período de lluvias (incluso antes de *C. incisa*), como corresponde a una especie típica de los ambientes temporales. Mourguiart (1991) ubica a *C. incisa* en un medio supralitoral (0 m), tierras anegables que al retirarse el agua paulatinamente se van formando pozas que

albergan sus poblaciones asociadas a especies de los géneros *Herpetocypris*, *Ilyocypris* y *Cypridopsis*. En este sentido, Laprida (2006) en su trabajo ubica a *C. incisa* en ambientes oligohalinos temporales poco profundos y vegetados, aguas cloruradas sódicas oligobicarbonatadas y bicarbonatadas sódicas hemiclорuradas, con un pH que varía entre 7,5-9, oxígeno disuelto entre 4,1-6,5 mg/L y un TDS entre 680-2070 mg/L. A partir de nuestros resultados, observamos que *C. incisa* aparece en las estaciones con valores de pH y TDS en general, inferiores y con valores de oxígeno disuelto, similares. Ramírez (1967) registró a *C. incisa* en noviembre, diciembre, enero, mayo y julio con temperaturas de 31°C para diciembre y 13 °C para julio, sin embargo en nuestros muestreos la temperatura del agua promedio nunca sobrepasó los 27 °C.

No se hallaron datos bibliográficos acerca de las preferencias ecológicas de *S. bicuspis*, aunque Broodbakker (1984) informó que otras especies del género como *S. longula* y *S. stöcki* se hallan principalmente en aguas con bajos contenidos de cloruros. Pinto & Purper (1965) dieron algunos datos sobre la ecología y la variación estacional de *Bradleystrandesia trispinosa*. Ésta es una especie descrita por primera vez para la zona de Porto Alegre (Brasil), en charcas de fondo de arena y lodo y cubierto por detritus foliar, situadas bajo árboles en zonas inundadas temporalmente. La temperatura tuvo variaciones entre 16 ° C y 24 ° C y aparecen con gran abundancia en julio y agosto. Durante nuestros muestreos hallamos a *B. trispinosa* (adultos) solamente en dos ocasiones (marzo y abril) y en una sola estación (Sitio 4), donde la temperatura media fue de 19 °C. Pinto & Purper (1965) mencionan que a pocos metros de donde registraron *B. trispinosa*, se hallaba un pastizal anegado con un conjunto muy diferente y escaso de especies asociadas: dominadas por los géneros *Chlamydotheca* y *Strandesia*.

De nuestros resultados se desprende que, *S. bicuspis* presentó mayor ocurrencia en la Estación 6 y sus picos de abundancia se observaron en febrero, abril y marzo en 2006 con una temperatura del agua máxima de 26 °C. Durante el 2007 se repite dicho patrón y la temperatura máxima del agua llegó a 25,5 °C. En la Estación 7, los picos de abundancia se registraron en febrero y marzo en 2006 y en febrero, marzo y abril de 2007; en ambos años la temperatura del agua osciló entre 25 y 25,5 °C.

Hemos observado ocurrencias dispersas o esporádicas de ambas especies (*C. incisa* y *S. bicuspis*) en primavera de 2005, más consistentemente en 2006, probablemente por lluvias más tempranas y más abundantes en este último año. Parece que *C. incisa* permanece por más tiempo hasta el final del otoño o principios del invierno, tal vez porque

esta especie prefiere hidroperíodos más prolongados que *S. bicuspis* o incluso tolera temperaturas menores.

Por último, el ACC indica que *C. incisa* parece preferir ambientes con temperaturas más bajas, pH y conductividad más altos y mayor contenido de oxígeno, en contraste a *S. bicuspis* que se ordena en el lado negativo del eje 1, en muestras con temperaturas mayores y pH, conductividad y oxígeno más bajos. Posiblemente la separación entre los adultos y los juveniles de ambas especies en la ordenación ACC se debe a los efectos de los períodos de lluvia, cuando más juveniles eclosionan y se reduce la conductividad. En este sentido, Ramírez (1967) encontró a *C. incisa* junto a *Cypridopsis assimilis* e *Ilyocypris gibba* en charcas de la provincia de Buenos Aires en los meses de noviembre, diciembre, enero, mayo y julio. En estos ambientes los factores varían de forma acentuada, la temperatura oscila entre día y noche, llegando en invierno al punto de congelamiento y en verano a una temperatura superior a 30 °C. Incluso comprobó que esta especie soportó temperaturas de congelamiento durante 10 horas.

Würdig *et al.* (1990), investigando las comunidades de ostrácodos asociados con el bentos y macrófitas, observó que la variación estacional en la abundancia de los miembros de la familia Cyprididae, considerándolos como especies típicamente límnicas registradas en zonas oligo a mesohalinas en un entorno con vegetación, es más pronunciada en verano. De las especies predominantes en las macrófitas, encontraron que la primera especie fue *Cypridopsis vidua* con 56,77 % de abundancia relativa, otras especies de Cyprididae tuvieron abundancias menores: *Eucypris obtusata*: 3,18 %, *C. incisa*: 1,98 %; *Cyprretta vivacis*: 0,17 % y *Candonopsis brasiliensis*: 0,13 %. El hidroperíodo podría haber sido una condición determinante ya que *C. vidua* normalmente prefiere los ambientes acuáticos de mayor duración que *C. incisa*, e incluso los permanentes. La familia presenta un total de 62,22 % de abundancia relativa. En el bentos las únicas especies de Cyprididae halladas fueron *C. vidua*: 4,04 %; *C. brasiliensis*: 2,94 %; *C. incisa*: 0,94 %. En esta circunstancia, se vio que la familia Cyprididae cedió su preponderancia a los miembros de las familias Limnocytheridae, Darwinulidae y Cytherideidae. La familia Cytheridae es la de mayor abundancia en el bentos, seguida por Darwinulidae y la Cyprididae prefiere y tiene mayor abundancia en ambientes acuáticos vegetados. Limnocytheridae es la tercera y sobre las macrófitas se invierte este orden. La abundancia relativa de especies y familias encontradas en el bentos y macrófitas por Würdig *et al.* (1990), evidencia las preferencias en la distribución con respecto a los sustratos.

Si bien Cyprididae es la que predomina en las comunidades asociadas a macrófitos, se observa en el trabajo de Würdig *et al.* (1990) que *C. incisa* no presenta una elevada abundancia relativa: en un total de 62,22 % sólo aportó un 1,98 %. Este es un dato a favor de nuestros resultados, ya que, amplia bibliografía avala la relación entre Cyprididae y macrófitas acuáticas; sin embargo nosotros sólo hallamos dos especies de esta familia: *C. incisa* que no es de las más representativas comparada con otras especies (como *C. vidua*) y *S. bicuspis* de la cual no hay antecedentes en cuanto a sus preferencias ecológicas, que permitan discutir nuestros resultados. El aumento de la eutrofización puede producir importantes cambios bióticos en el litoral del cuerpo de agua que incluyen una reducción en la cobertura de macrófitas y cambios en la composición específica (Pieczynska *et al.*, 1999). Varios autores encontraron diferencias en abundancia y composición de las comunidades de invertebrados colonizadores de macrófitas sumergidas. Pero la comparación de diversos datos (Soszka, 1975; Biggs & Malthus, 1982; Dvořák & Best, 1982; Chilton, 1990; Kornijów & Gulati, 1992, Van den Berg *et al.*, 1997) sugiere que la mayoría de las especies animales no parecen ser planta-específicas. Como Cyr & Downing (1988) han señalado, la abundancia de organismos asociados a la vegetación es una correlación multivariada de las características físicas y biológicas del litoral. La fauna de invertebrados del litoral es más probable que esté regulada por los cambios en la composición y abundancia de especies de macrófitas en lo que respecta a los cambios estacionales (Pieczynska *et al.*, 1999).

Conocer la respuesta de las especies frente a factores abióticos/variables ambientales, además de su caparazón calcítico que queda preservado en los sedimentos cuando los cuerpos de agua comienzan su desecación, es lo que permite considerar a los ostrácodos como centinelas en el ambiente acuático (Griffiths & Holmes, 2000).

Es importante aclarar que los valores bajos de R^2 en los análisis se deben a que, aunque hay datos que apuntan a un efecto significativo de las variables que eligen las regresiones, hay mucha variabilidad en los datos que queda aún por explicar. Dicha variabilidad podría deberse en gran parte por la heterogeneidad del ambiente, al hecho de no haber encontrado ostrácodos en momentos en que fueron escasos en dichos ambientes, a la existencia de factores que también pueden afectar pero que no se han medido, ya que la presencia o ausencia de ostrácodos y su mayor o menor abundancia depende no sólo de los parámetros medidos en el momento del muestreo, sino también lo que pudo suceder previamente (que no es tenido en cuenta por la regresión). Sin embargo, a pesar de ello, hemos detectado variables que pueden ser consideradas importantes.

En este trabajo, se ha demostrado como, en ambientes acuáticos relativamente simplificados como son las charcas temporales, se puede observar aún así una respuesta diferencial a las condiciones ambientales por parte de las pocas especies de ostrácodos que las han colonizado. Esta relación entre las especies y su ambiente, ha sido poco estudiada en muchas especies de la región Neotropical, y en el futuro se deberían llevar a cabo más estudios ecológicos de este tipo para, poder determinar con más precisión los nichos de las especies de la región y poder así utilizar el gran potencial de los ostrácodos como indicadores de las condiciones del medio.

2.6 Referencias

- Albertoni, E. F. & Würdig, N. L., 1996. Comunidade de ostracodes associada à macrófitas aquáticas na Lagoa do Gentil, Tramandaí/RS. *Acta Limnologica Brasiliensa*, 8: 103-104.
- Andrade, C. A., 2003. Estudo ecotoxicológico no trecho médio da bacia do Rio Doce-MG. 2003. Dissertação de mestrado. USP, São Carlos. 195 p.
- Benzie, J. A. H., 1989. The distribution and habitat preference of ostracods (Crustacea: Ostracoda) in a coastal sand-dune take, Loch of Strathbeg, north-east Scotland. *Freshwater Biology*, 22: 309-321.
- Biggs, B. J. F. & Malthus, T. J., 1982. Macroinvertebrates associated with various aquatic macrophytes in the backwaters and lakes of the upper Clutha Valley, New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research*, 16: 81-88.
- Broodbakker, N. W., 1984. The distribution and zoogeography of freshwater Ostracoda (Crustacea) in the West Indies, with emphasis on species inhabiting wells. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 54 (1): 25-50.
- Camacho, F. A., 2008. Macroalgal and Cyanobacterial Chemical Defenses in Freshwater Communities. En Charles D. Amsler (Ed.). *Algal Chemical Ecology*. Springer-Verlag, Berlin. xviii pp 105-116.
- César, I. I., Armendáriz, L. C. & Damborenea, M.C., 2001. Ostrácodos (Crustacea) de la Isla Martín García, Río de la Plata, Argentina. *Natura Neotropicalis*, 32 (2): 147-151.
- César, I. I. & Liberto, R., 2008. Ostracoda. ¿Posibles indicadores de deterioro ambiental de la Reserva de Usos Múltiples Isla Martín García?. *Ciencia*, 3 (5): 99-109.
- Chilton, E. W., 1990. Macroinvertebrate communities associated with three aquatic macrophytes *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, and *Vallisneria americana* in lake Onalaska, Wisconsin. *Journal of Freshwater Ecology*, 5: 455-466.
- Costa, M. L., Santos, M. C. & Carrapiço, F., 1999. Biomass characterization of *Azolla filiculoides* grown in natural ecosystems and wastewater. *Hydrobiologia*, 415: 323-327.
- Cyr, H. & Downing, J. A., 1988. Empirical relationships of phytomacrofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 976-984.
- Dalla Salda, L., 1981. El basamento de Martín García. *Asociación Geológica Argentina, Revista*, 36: 9-43.
- Delorme, L. D., 1991. Ostracoda. En: Thorp, J. H., Covich, A. P. (Eds). *Ecology and classification of north American freshwater invertebrates*. 2d. Ed. San Diego, California. Academic Press. p 691-722.

Delorme, L. D., 2001. Ostracoda. En: Thorp, J. H., Covich, A. P. (Eds). Ecology and classification of north American freshwater invertebrates. 2d. Ed. San Diego, California. Academic Press. 1056 pp.

De Marco, Jr P., Araujo, M. A. R., Barcelos, M. K. & Santos, M. B. L., 2001. Aquatic invertebrates associated with the water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36, 73–80.

Dioni, W., 1967. Investigación preliminar de la estructura básica de las asociaciones de la micro y meso fauna de las raices de las plantas flotantes. *Acta Zoologica Lilloana*, 23, 111–137.

Dodson, S. I., 2005. Introduction to limnology. McGraw Hill Higer Education. 400p.

DvoLrak, J. & E. P. H. Best, 1982. Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Hydrobiologia*, 95: 115–126.

Esteves, F. A., 1998. Fundamentos em Limnologia, 2.ed. Rio de Janeiro, Interciência: FINEP, 602 p.

Geiger, W., 1990a. Field and laboratory studies on the life cycle of *Cytherissu lucustris* (Sars) (Crustacea, Ostracoda) with special emphasis on the role of temperature. *Bulletin de l'Institut de Géologie de le Bassin d'Aquitaine*, 47: 191-208.

Geiger, W., 1990b. The role of oxygen in the disturbance and recovery of the *Cytherissu lucustris* population of Mondsee (Austria). *Bulletin de l'Institut de Géologie de le Bassin d'Aquitaine*, 47: 167-189.

Geiger, W., 1998, Populations dynamics, life histories and reproductive modes, En Martens, K. (Ed.). Sex and Parthenogenesis: evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostrácodos. Backhuys publishers, p 215-228.

George, S. & Martens, K., 1993. Two new species of freshwater Ostracoda of the genus *Strandesia* Stuhlmann, 1888 from Kerala, India. *Journal of Natural History*, 27: 255-265.

González, M. A. & Ravizza, G. B., 1987. Sedimentos estuáricos del Pleistoceno tardío y Holoceno en la Isla Martín García. *Asociación Geológica Argentina, Revista*, 42: 23-243.

Griffiths, H. I. & Holmes, J. A., 2000. Non-marine Ostracods and Quaternary Palaeoenvironments. Technical Guide no. 8, Quaternary Research Association: London. 188 pp.

Hammer, Ø., D.A.T. Harper, & P.D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics 10 Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1): 9 pp.

Henderson, P.A., 1995. Freshwater Ostracoda. Synopses of the British Fauna 41. The Linnean Society & The Estuarine and Coastal Association. Universal Books Services, 228 pp.

- Higuti, J., L. F. M. Velho, F. A. Lansac-Tôha & K. Martens, 2007. Pleuston communities are buffered from regional flood pulses: the example of ostracods in the Paraná River floodplain, Brazil. *Freshwater Biology*, 52: 1930-1943. 17
- Higuti, J., F. A. Lansac-Tôha, L. F. M. Velho & K. Martens, 2009. Biodiversity of non-18 marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the alluvial valley of the upper Paraná River, 19 Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 661-668.
- Horne, D. J., 1983. Life-cycles of podocopid ostracoda - a review (with particular reference to marine and brackish-water species). In: Maddocks R. (Ed.). *Applications of Ostracoda. Proceedings of the 8th International Symposium on Ostracoda, July 26-29, 1982. University of Houston: 581-589.*
- Horne, D. J. & Martens, K., 1999. Geographical parthenogenesis in European non-marine ostracods: post-glacial invasion or Holocene stability?. *Hydrobiologia*, 391: 1-7.
- Juggins S., 2007. C2 Version 1.5: Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation [program]. Newcastle upon Tyne: University of Newcastle.
- Kapusta, S. C., Würdig, N. L. & Bemvenuti, C. E., 2002. Distribuição vertical da meiofauna, inverno e verão, no estuário de Tramandaí-Armazém, RS-Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensa*, 14(1): 81-90.
- Kapusta, S. C., Würdig, N. L.; Bemvenuti, C. E. & Ozorio, C. P. 2005. Meiofauna structure in Tramandaí-Armazém estuary (South of Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensa*, 17(4): 349-359.
- Karanovic, I., 2005. On the genus *Strandesia* Stuhlmann, 1888 (Crustacea, Ostracoda, 6 Cyprididae) with description of *Strandesia kimberleyi* n. sp. and a key to the extant species 7 of the genus. *Contributions to Zoology* 74: 77-95.
- Kawecki T. J. & Ebert, D., 2004. Conceptual issues in local adaptation. *Ecology Letters*, 7: 1225-1241.
- Kornijów, R. & Gulati, R. D., 1992. Macrofauna and its ecology in Lake Zwemlust, after biomanipulation. II. Fauna inhabiting hydrophytes. *Archiv für Hydrobiologie*, 123: 349–359.
- Lahitte, H. B. & Hurrell, J. A., 1996. Plantas hidrófilas de la Isla Martín García (Buenos Aires, República Argentina). Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), La Plata: 236 pp.
- Laprida, C. 2006. Ostrácodos recientes de la llanura pampeana, Buenos Aires, Argentina: ecología e implicancias paleolimnológicas. *Ameghiniana*, 43: 181-204.
- Martens, K., De Deckker, P. & Maples, T. G., 1985. Life History of *Mytilocypris henricae* (Chapman) (Crustacea: Ostracoda) in Lake Bathurst, New South Wales. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research*, 36: 807-819.

- Martens, K. & Behen, F., 1994. A Checklist of the Recent Non-Marine Ostracods (Crustacea, Ostracoda) from the Inland Waters of South America and Adjacent Islands. *Travaux scientifiques du Musée National d'Histoire Naturelle de Luxembourg*, 22: 1-81.
- Martens, K. & de Moor, F., 1995. The fate of the Rhino Ridge pool at Thomas Barnes Nature Reserve: a cautionary tale for nature conservationists. *South African Journal of Science*, 91: 385-387.
- Martens, K. & Tudorancea, C., 1991. Seasonality and spatial distribution of the ostracods of Lake Zwai, Ethiopia (Crustacea: Ostracoda). *Freshwater Biology*, 25: 233-241.
- Martins, M. J., Vandekerkhove, J. & Namiotko, T., 2008. Environmental stability and the distribution of the sexes: insights from life history experiments with the geographic parthenogen *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda). *Oikos*, 117: 829-836.
- Mezquita, F., J.R. Roca, J.M. Reed & G. Wansard, 2005. Quantifying species-environment relationships in non-marine Ostracoda: Examples using Iberian data. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 225: 93-117
- Mills, D. H. & Wyatt, J. T. 1974. Ostracod Reactions to Non-Toxic and Toxic Algae. *Oecologia (Berl.)*, 17: 171-177.
- Moguilevsky, A. & Whatley, R., 1995. En: Lopreto, E. C. y Tell, G. (Directores). *Ecosistemas de Aguas Continentales. Bioensayos con organismos preseleccionados*, Tomo I: 141-155. *Ostrácodos Metodología para su estudio*, Tomo III: 973-999. Ediciones Sur, La Plata.
- Mourguiart, P., 1991. Los ostrácodos. El lago Titicaca: síntesis del conocimiento limnológico actual. Eds. La Paz. Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération. ORSTOM- Instituto de Historia Social Boliviana. Hisbol, 345-352.
- Pieczynska, E., Kołodziejczyk, A. & Rybak, J. I., 1999. The responses of littoral invertebrates to eutrophication-linked changes in plant communities. *Hydrobiologia*, 391: 9-21.
- Pinto, I. D. & Purper, I., 1965. A new fresh-water ostracode *Cyprinotus trispinosus* Pinto et Purper, sp. nov., from southern Brazil, its ontogenetic carapace variation and seasonal distribution. *Escola de Geologia de Porto Alegre*, 7: 01-53.
- Poi de Neiff, A. & Carignan, R., 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 345, 185-196
- Por, F. D. & Rocha, C. E. F., 1998. The Pleustal, a third limnic biochore and its neotropical centre. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26, 1876-1881.
- Ramette, A., 2007. Multivariate analyses in microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology*, 62: 142-160.

Ramírez, F.C., 1967. Ostrácodos de lagunas de la provincia de Buenos Aires. Revista del Museo de La Plata, nueva serie; 10, Zoología 73: 5-79.

Ravizza G. B., 1982, Geología del Pleistoceno-Holoceno de la Isla Martín García. Río de La Plata Superior. Trabajo Final de Lic. Fac. Cs. Exact. y Nat, Univ. Buenos Aires, 58 pp.

Ravizza G. B., 1984. Principales aspectos geológicos del Cuaternario en la Isla Martín García. Río de la Plata Superior. Asociación Geológica Argentina, Revista, 39: 125-130.

Rieradevall, M. & Roca, J. R., 1995. Distribution and population dynamics of ostracodes (Crustacea, Ostracoda) in a karstic lake: Lake Banyoles (Catalonia, Spain). Hydrobiologia, 310: 189-196.

Roca, J.R., & Wansard, G., 1997. Temperature influence on development and calcification of *Herpetocypris brevicaudata* Kaufmann, 1900 (Crustacea: Ostracoda) under experimental conditions. Hydrobiologia, 347: 91-95.

Roessler, E. W., 1985. Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de aguadulce en Colombia. V. Estudio taxonómico del género *Chlamydotheca* Saussure, 1858 (Ostracoda, Podocopida, Cyprididae). Parte I. Aspectos morfológicos de una nueva especie Colombiana del género *Chlamydotheca*. Caldasia, 14 (67): 329-354.

Roessler, E. W., 1986a. Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de aguadulce en Colombia. VI. Estudio taxonómico del género *Strandesia* Stuhlmann, 1888 (Ostracoda, Podocopida, Cyprididae). Parte I. Aspectos morfológicos de una nueva especie del género *Strandesia*. Caldasia, 15 (71-75): 577-598.

Roessler, E. W., 1986b. Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia. VI. Estudio taxonómico del género *Strandesia* Stuhlmann, 1888 (Ostracoda, Podocopida, Cyprididae). Parte II. El grupo *Strandesia variabilis* Roessler, 1986. Caldasia, 15 (71-75): 599-615.

Roessler, E. W., 1990a. Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de agua dulce en Colombia. VI-IV. Estudio taxonómico del grupo *Strandesia psitacea psitacea* (Sars, 1901). Caldasia, 16 (77): 215-230.

Roessler, E. W., 1990b. Estudios taxonómicos, ontogenéticos, ecológicos y etológicos sobre los ostrácodos de aguadulce en Colombia. VI. Estudio taxonómico del género *Strandesia* Stuhlmann, 1888 (Ostracoda, Podocopida, Cyprididae). Parte III. El grupo *Strandesia elliptica* (Sars, 1901). Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 17 (67): 795-804.

Ruiz, F., González-Regalado, M. L., Baceta, J. I. & Muñoz, J. M., 2000. Comparative ecological analysis of the ostracod faunas from low-and high-polluted southwestern Spanish estuaries: a multivariate approach. Marine Micropaleontology, 40: 345-376.

Savatenalinton, S. & K. Martens, 2009a. Redescription of the type species of *Strandesia* Stuhlmann, 1888 and *Cypricercus* Sars, 1895 (Crustacea, Ostracoda, Cypricercinae), with a description of a new species of *Cypricercus* from South Africa. Zootaxa 2007: 1-42 24.

Savatenalinton, S. & Martens, 2009b. Generic revision of Cypricerinae McKenzie, 1971 (Crustacea, Ostracoda), with the description of three new genera and one new species and a phylogenetic analysis of the subfamily. *Hydrobiologia* 632:1–48.

Schwalb, A., Burns, S. J., Cusminsky, G., Kelts, K. & Margraff V., 2002. Assemblage diversity and isotopic signals of modern ostracodes and host waters from Patagonia, Argentina. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 187: 323-339.

Smith, A. & Horne, D. J., 2002. Ecology of marine, marginal-marine and non-marine ostracodes. En Chivas, A. R. and Holmes, A. (Eds.) *The Ostracoda: Applications in Quaternary Research, Geophysical. Monograph Series*, edited by, AGU, Washington, D. C.

Soszka, G., 1975. The invertebrates on submerged macrophytes in three Masurian lakes. *Ekologia Polska*, 23: 371–391.

Sousa Miranda, F., 2008. Ocorrência de ostracoda no médio rio doce/mg e revisão do estado da arte do estudo desse grupo no Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidad Federal de Minas Gerais. 77 pp.

SPSS Inc., 2004. SPSS ® 13.0 Guia Breve. SPSS Inc., Chicago, 241pp.

Takeda A. M., Souza-Franco, G. M., Melo, S. M. & Monkolski A., 2003. Invertebrados associados as macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). En: Thomaz, S. M. & Bini, L. M. (Eds.) *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*, p. 243–260. EDUEM, Maringá.

Ter Braak, C. J. F., 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67 (5):.1167-1179.

Ter Braak, C. J. F., 1988. CANOCO — a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, NY.

Usher, K. M., Bergman, B. & Raven, J. A., 2007. Exploring cyanobacterial mutualism. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 38: 255-273.

Van den Berg, M. S., Coops, H., Noordhuis, R., van Schie, J. & Simons, J., 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two *Chara*-dominated lakes. *Hydrobiologia*, 342/343: 143–150.

Williams, D. D., 2006. *The biology of temporary waters*. Oxford University Press, 337 pp.

Würdig, N. L. & Freitas, S. N. F., 1988. Distribuição espacial e temporal da comunidade de ostracodes na lagoa Emboaba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensa*, 11: 677-700.

Würdig, N. L., Freitas, S. F & Fausto, I. V., 1990. Comunidade de ostracodes associada ao bentos e macrófitas aquáticas da Lagoa do Gentil, Tramandai, Rio Grande do Sul. *Acta Limnologica Brasiliensa*, III: 807-828.

CAPITULO 3

Crecimiento de *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicupis* (Ostracoda, Cyprididae) en condiciones controladas de laboratorio.

3.1 Introducción

Los ostrácodos crecen por ecdisis y no hay crecimiento después de la maduración. El número de mudas es fijo por lo que, cada caparazón puede ser asignado a una determinada etapa ontogenética. Por lo cual, la ontogenia de los diferentes individuos puede compararse sobre la base de etapas homólogas (Baltanás *et al.*, 2000). Su ontogenia consiste usualmente en 9 estadios, y atraviesan por lo general por 8 estadios larvales consecutivos, durante los cuales van incrementando su tamaño progresivamente antes de llegar al estado adulto (Horne *et al.*, 1998; Mezquita *et al.*, 2002). Los estadios juveniles se denominan desde el último al primero como; A-1, A-2, A-3, A-4, A-5, A-6, A-7 y A-8. Luego de cada muda deben secretar un nuevo caparazón de calcita y el proceso de calcificación es un momento crítico en el desarrollo post-muda de los ostrácodos (Mezquita *et al.*, 1999). El primer estadio o A-8 al nacer, ya presenta dos valvas (poco o nada calcificadas) y tres pares de apéndices: 1°) anténulas; 2°) antenas; 3°) mandíbula rudimentaria. El segundo estadio, adquiere una maxila rudimentaria (cuarto par de apéndices) y la furca (ramas caudales pareadas que no se consideran como apéndices). Así sucesivamente se van desarrollando el resto de los apéndices, segmentos y setas hasta llegar al adulto. Al llegar a este estadio, no se producen más eventos de muda y además, los órganos reproductivos están completamente formados. El crecimiento es alométrico y el tamaño y las proporciones cambian durante la muda (Kesling, 1951).

Según Griffiths & Holmes (2000), la valva del juvenil es diferente de la del adulto, mediante las sucesivas mudas puede observarse un cambio progresivo hacia la forma del adulto. El período de desarrollo juvenil es poco conocido en los ostrácodos de agua dulce. Habría mucha variación dentro y entre especies

Como modos reproductivos, pueden presentar reproducción sexual, partenogenética o ambas, como es el caso de *Eucypris virens*. La partenogénesis es muy común en ostrácodos de aguas continentales, especialmente en los Cypridoidea (Horne *et al*, 1998).

La reproducción asexual coincidiría con condiciones favorables para el crecimiento de la población y con hábitats donde la influencia de factores abióticos es mayor que la de interacciones biológicas. Mientras que este modo reproductivo sería reemplazado por la reproducción sexual en hábitats estables, donde las interacciones biológicas son dominantes. Sin embargo, Geiger, 1998 argumenta que, halló falta de significancia entre el tipo de hábitat y el modo reproductivo, sin poder comprobar que las especies partenogenéticas fueran dominantes en la colonización de ambientes. En ambientes impredecibles, la adquisición de alguna fase de latencia es más importante que el modo reproductivo. Dicho autor acuerda con las teorías existentes, sólo en cuanto al éxito de especies sexuales en hábitats con condiciones ambientales predecibles. En general, las condiciones ambientales actúan de manera similar en poblaciones sexuales y partenogenéticas, siendo estas condiciones, las que determinan en gran medida la dinámica poblacional. De acuerdo a esto, Williams, 1991 en Mezquita, 2002 expresa que el ciclo de vida de los artrópodos acuáticos puede modificarse por diversos factores: precipitaciones, temperatura y ciclo hidrológico del cuerpo de agua.

Los ostrácodos depositan sus huevos de forma individual o en grupos (Figura 3.1). Existen especies que brindan cuidados maternos, ya sea a sus huevos o a los juveniles (hasta el segundo o tercer estadio), desarrollando una cámara de cría mediante una expansión de la región posterior del cuerpo (Horne *et al*, 1998).

Los trabajos referentes al ciclo de vida de los ostrácodos, que incluyan información respecto al primer estadio juvenil, no son muy abundantes. En este sentido se pueden citar a: Pinto & Purper (1965), Marín (1984) Martens (1985) Latifa (1987), Havel & Talbott (1995) Noriyuki & Machico (2000), Gandolfi *et al.* (2001), Mezquita *et al.* (2002) y Aguilar-Alberola & Mezquita (2008) sobre las especies *Bradleystrandesia trispinosa*, *Eucypris aragonica*, *Heterocypris salina*, *Mytilocypris henricae*, *Heterocypris incongruens*, *Xestoleberis hanaii*, *Darwinula stevensoni*, *Cyclocypris ovum*, *Heterocypris bosniaca*, respectivamente.

En César *et al.*, (2001) y César & Liberto (2008) se informa sobre algunos aspectos de la diversidad y variación temporal de las especies de ostrácodos presentes en la Isla Martín García. Entre ellas, para *C. incisa* y *S. bicuspis* resulta prácticamente inexistente la

información sobre los requerimientos ecológicos y se desconoce el ciclo de vida (Capítulo 2).

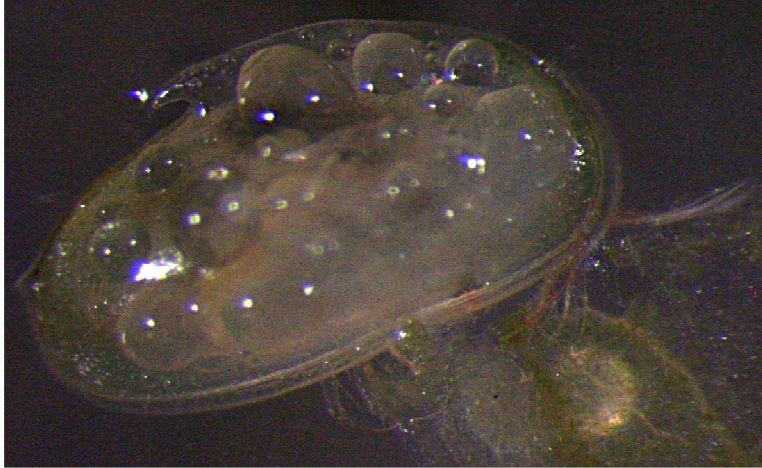


Figura 3.1. Hembra de *S. bicuspis* comenzando a poner huevos sobre hoja de lechuga hervida.

3.2 Objetivos.

Dilucidar algunos aspectos del ciclo de vida, como el número de estadios durante el desarrollo ontogenético, el tamaño y duración de los mismos, el porcentaje de incremento en el tamaño de la especie durante el crecimiento y evaluar modelos de crecimiento en *C. incisa* y *S. bicuspis*.

3.3 Materiales y Métodos

Con el fin de obtener stocks de ejemplares de *C. incisa* y *S. bicuspis* se realizaron cultivos en laboratorio. a partir de las hembras adultas recolectadas en la Reserva de Usos Múltiples Isla Martín García.

Los cultivos se efectuaron en acuarios de vidrio de 3 L y con agua libre de cloro. Estos se expusieron a condiciones controladas de temperatura (21°-24°C), pH (neutro) y fotoperíodo 16:8 luz-oscuridad. Los ejemplares se alimentaron con perifiton, introduciendo en los acuarios placas de plástico que favorecían su crecimiento (Roca *et al.*, 1993; Uiblein

et al., 1994, 1996) y con hojas de lechuga hervida (*Lactuca sativa*), (Edmonson & Winberg, 1971; Schmit *et al.*, 2007).

Los acuarios se controlaron cada dos días y se renovó el agua cuando era necesario, según la cantidad de heces y alimento presentes (Martins *et al.*, 2008).

A partir de los stocks de *C. incisa* y *S. bicuspis*, se seleccionaron inicialmente nueve hembras de cada especie, a fin de obtener huevos y luego juveniles para obtener el número, tamaño y duración de los estadios del ciclo de vida y la morfología de las valvas durante el desarrollo.

Los cultivos se llevaron a cabo utilizando cápsulas multipocillos (plásticas) (Aguilar-Alberola & Mezquita, 2008) con agua dechlorada y placas de perifiton como alimento. El procedimiento consistió en monitorear diariamente a cada uno de los ejemplares a fin de controlar la supervivencia y los eventos de muda. Las ecdisis se recogieron para medir la longitud y altura de las mismas, de modo de obtener información del tamaño de cada estadio (Aguilar-Alberola & Mezquita, 2008). Dicho procedimiento se realizó bajo microscopio estereoscópico Leica Wild M3 Z. Cabe destacar que en ciertas ocasiones no se hallaron ambas valvas del caparazón, por su tamaño y fragilidad.

Se realizó el seguimiento de 96 ejemplares a partir de su eclosión, a fin de obtener datos sobre los estadios que conforman el ciclo de vida de estas especies.

Mediante la información de laboratorio, se caracterizaron los estadios de desarrollo de *C. incisa* y *S. bicuspis*, tratándola mediante el programa SPSS v 15 (Statistical Package for the Social Sciences) (SPSS Inc., 2004). Se realizaron gráficos de dispersión agrupados para obtener la relación existente entre el logaritmo de la longitud y el logaritmo de la altura de la valva mediante datos medidos de laboratorio, que caracterizan a cada estadio y así poder identificarlos, ya que a la fecha no hay referencias bibliográficas acerca del desarrollo ontogenético en las especies estudiadas.

De los datos registrados a partir de los cultivos de *C. incisa* y *S. bicupis* en laboratorio, se seleccionaron para su análisis los correspondientes a aquellos individuos de los que se poseía, tanto el valor de longitud de la valva como la edad a la que llegó dicho individuo; los juveniles A-8 se introdujeron como edad cero. Esta selección se basó en la eliminación de aquellos ejemplares cuyos valores se alejaban demasiado respecto de los datos observados para un mismo estadio, para la mayoría de los individuos cultivados y pertenecían a individuos que luego no continuaron viviendo. Esto podría deberse a que dichos individuos tuvieron inconvenientes para mudar y esto retrasó el tiempo promedio de

duración del estadio, de modo que arroja un valor que no podría ser considerado “real y/o normal”.

Existe un gran número de ecuaciones de crecimiento para describir el cambio en el tamaño, en este trabajo se probaron diferentes modelos de crecimiento utilizando el programa Sigma Plot v.11 para determinar cuál se ajustaba mejor a los datos, todos ellos siguieron una dinámica de tipo sigmoideal. Se seleccionó el modelo “sigmoideal de tres parámetros”, cuya ecuación es la siguiente: $y = a / (1 + \exp(-(x-x_0)/b))$

Donde y = talla del ostrácodo, x = tiempo, a = talla máxima, b = una constante que indica la curvatura del patrón de crecimiento y x_0 = valor de x donde la función se sitúa a un 50% de la amplitud de la función, es decir el tiempo al que se llega a la mitad de la talla del ostrácodo. Según Urban (2002), el crecimiento corporal en relación al tiempo, no siempre se ajusta al modelo de von Bertalanffy sino, en ocasiones, tal como se determinó en este trabajo, ajustan mejor otros modelos. En los modelos sigmoideales se observan dos puntos de inflexión, uno en los estadios más jóvenes que tienen un crecimiento corporal acelerado, éstos tendrían un crecimiento exponencial y el otro en estadios más avanzados donde se estabiliza el crecimiento, éste se desacelera en los últimos estadios juveniles tal como se observó en nuestros datos. La selección del modelo de crecimiento aplicado, se realizó en base a la comprobación de diferentes tipos de crecimiento como cita Urban (2002) y se eligió aquel que se ajustaba mejor a nuestros datos.

Con datos de laboratorio, se calculó el tiempo promedio que dura cada estadio como así también, los tiempos de intermuda y el tiempo entre la eclosión y la última muda que se halló para estimar el tiempo promedio que les llevó alcanzar dicho tamaño.

Se montaron las valvas de cada estadio de *C. incisa* y *S. bicuspis*, para observarlas al Microscopio Electrónico de Barrido, y se obtuvieron las fotomicrografías correspondientes para ilustrar las valvas a lo largo del ciclo de vida.

De las muestras obtenidas en el campo, se seleccionó aquella perteneciente al mes de marzo de 2006 en la Estación 6 (Arenalcito) por presentar gran abundancia y representatividad de las tallas en *S. bicuspis*, para realizar una distribución de frecuencias de tallas. Las tallas (longitud) asignadas a cada estadio se realizó en base a la información obtenida de laboratorio. El objetivo de esto fue comparar la información de longitud de las valvas de cada estadio (laboratorio) con las curvas unimodales obtenidas de la descomposición polimodal realizada sobre dicha muestra del campo. Se realizó una prueba t de Student para datos apareados / prueba bilateral de comparación de medias (t -Student, α

=0,05) sobre datos de laboratorio y de campo de la muestra seleccionada como representativa de una población natural.

3.4 Resultados

En las *C. incisa* y *S. bicuspis* cultivadas se presentaron 8 mudas y se obtuvieron 8 estadios juveniles, llegando a la edad adulta en el noveno estadio. Esto se puede observar en los gráficos de dispersión agrupados, donde se presenta la relación entre el logaritmo de la longitud y el logaritmo de la altura de las mudas a partir de los datos laboratorio (Figura 2 y 4), donde se pueden observar los diferentes colores que caracterizan y separan a cada estadio. Se estimó el tamaño de cada uno, calculando el promedio y desvío estándar (DS) de cada estadio.

C. incisa

En la figura 2 se observa el crecimiento para *C. incisa*, demostrado mediante la relación entre Log-altura y Log- longitud de las valvas recolectadas (ecdisis) en la experiencia de cultivo en laboratorio, de esta manera se puede separar y caracterizar el tamaño de cada estadio expresado con diferentes colores en el gráfico.

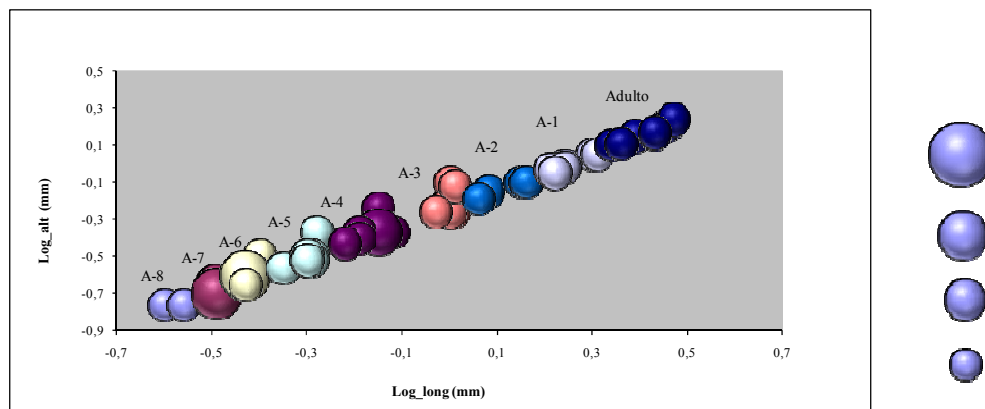


Figura 3.2. Distribución de tamaños de los estadios de *C. incisa*. Relación Longitud (log-long)- Altura (log-alt) por estadio. El tamaño de las burbujas de la derecha representa la cantidad de individuos (1, 2, 3 y 4 respectivamente).

Las medidas de las valvas están expresadas en la Tabla 3.1, donde se observa la media y desvío estándar para *C. incisa*.

Tabla 3.1. Promedio y desvío estándar (DS) de longitud de las valvas de cada estadio juvenil y adulto para *C. incisa*.

Estadio	Promedio	DS	N
A-8	0,264	0,020	5
A-7	0,325	0,008	28
A-6	0,394	0,025	28
A-5	0,491	0,028	35
A-4	0,672	0,088	30
A-3	0,919	0,118	34
A-2	1,306	0,124	33
A-1	1,852	0,155	29
Adulto	2,539	0,254	18

Cada estadio es identificable por su talla. Como se puede observar en la Figura 3, la forma del caparazón de *C. incisa* a lo largo de su desarrollo, varía en su morfología hasta llegar a la forma típica del adulto. En los juveniles se aprecia que, la región superior es más aguzada y la región dorsal tiene una inclinación recta desde la zona de mayor altura hasta la región posterior. Luego comienza a crecer su zona posterior en altura hasta llegar a la forma típica del adulto, mucho más ovalada y con su reborde característico bien desarrollado en la región anterior. Éste podría llegar a formarse en los últimos estadios juveniles. En *C. incisa* no se pudo fotografiar el estadio más pequeño (A-8).

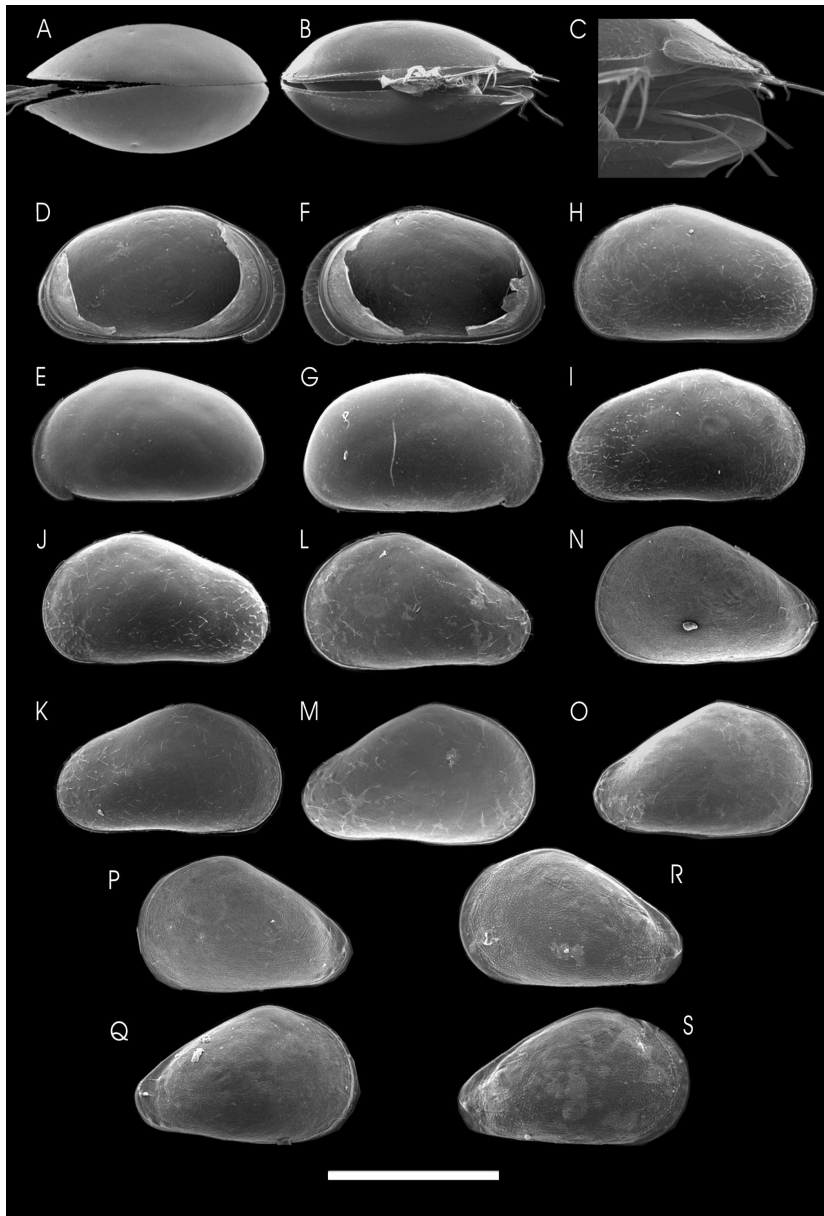


Figura 3.3. Estadios de *C. incisa*. De valvas de hembra adulta se presenta: (A): vista dorsal. Escala = 1416,13 μm . (B): Vista ventral. Escala = 1327,03 μm . (C): vista interna ventral mostrando la zona marginal anterior. Escala = 588,7 μm . (D): valva izquierda vista interna. Escala = 2010,62 μm , (E): valva izquierda vista externa. Escala = 1994,95 μm , (F): valva derecha vista interna. Escala = 2046,16 μm , (G): valva derecha vista externa. Escala = 1804,03 μm , De los estadios juveniles se presenta: (H): A-1, valva izquierda vista externa. Escala = 1412,24 μm . (I): A-1, valva derecha vista externa. Escala = 1428,78 μm . (J): A-2, valva izquierda vista externa. Escala = 1089,87 μm . (K): A-2, valva derecha vista externa. Escala = 1069,82 μm . (L): A-4, valva izquierda vista externa. Escala = 548,08 μm . (M): A-4, valva derecha vista externa. Escala = 508,13 μm . (N): A-5, valva izquierda vista externa. Escala = 393,24 μm . (O): A-5, valva derecha vista externa. Escala = 470,44 μm . (P): A-6, valva izquierda vista externa. Escala = 310,60 μm . (Q): A-6, valva derecha vista externa. Escala = 356,90 μm . (R): A-7, valva izquierda vista externa. Escala = 263,52 μm . (S): A-7, valva derecha vista externa. Escala = 257,15 μm .

Se pudo observar que en la mayoría de los individuos cultivados, las primeras mudas tienen lugar más rápidamente que las últimas. El porcentaje de incremento de cada estadio de *C. incisa* se muestra en la Tabla 3.2, donde se observa que en el estadio A-7 es mayor el incremento en longitud que en altura, mientras que en los siguientes estadios los incrementos se asemejan tanto en altura como en longitud, incluso se puede ver una disminución de incremento en el paso del estadio A-2 a A-1. El mayor incremento de tamaño al mudar observado en juveniles, corresponde al paso de A-1 a Adulto, en el que se duplica el valor en ambas dimensiones. No hay datos para % de incremento de A-8 respecto del huevo, ya que no se consideró el tamaño del huevo.

Tabla 3.2. Máxima, mínima promedio, desvío estándar (DS), mediana la longitud y altura de las valvas para cada estadio de *C. incisa* y el % de incremento para la mediana de la longitud y altura de cada estadio comparado con el anterior. Datos de laboratorio.

Estadio	Longitud						Altura						N
	Máxima (mm)	Mínima (mm)	Promedio (mm)	DS	Mediana (mm)	% Incremento muda (mediana)	Máxima (mm)	Mínima (mm)	Promedio (mm)	DS	Mediana (mm)	% Incremento muda (mediana)	
Adulto	2,92	2,20	2,59	0,25	2,68	53,14	1,72	1,25	1,48	0,15	1,45	48,47	9
A1	2,05	1,63	1,84	0,18	1,75	25,00	1,72	0,90	1,10	0,29	0,98	21,88	7
A2	1,45	1,15	1,32	0,14	1,40	40,00	1,13	0,65	0,82	0,19	0,80	38,79	5
A3	1,03	0,93	0,99	0,04	1,00	42,86	0,80	0,55	0,63	0,11	0,58	34,88	8
A4	0,75	0,60	0,68	0,05	0,70	38,04	0,58	0,30	0,42	0,06	0,43	36,29	6
A5	0,53	0,45	0,50	0,03	0,51	26,50	0,43	0,28	0,33	0,05	0,31	25,00	6
A6	0,40	0,38	0,39	0,01	0,40	22,73	0,33	0,23	0,26	0,03	0,25	25,00	6
A7	0,35	0,33	0,33	0,01	0,33	24,04	0,23	0,20	0,21	0,01	0,20	13,89	7
A8	0,28	0,25	0,26	0,02	0,26		0,18	0,18	0,18	0,18	0,18		2

Durante los cultivos experimentales, el control periódico ha permitido determinar, el tiempo transcurrido entre dos eventos consecutivos de muda para cada uno de los individuos en estudio. De esta manera, se pudo calcular el tiempo promedio de cada estadio. Para *C. incisa* los tiempos de duración en días de cada estadio se muestran en la Tabla 3.3. Mientras que, en la Tabla 3.4, se observa el tiempo promedio en días (así como el desvío estándar) necesario para llegar a dicho estadio desde la eclosión.

Tabla 3.3. Tiempo promedio (días) y desvío estándar (DS) para cada estadio de *C. incisa*. Datos de laboratorio.

Tiempo de duración de cada estadio			
	Promedio	DS	N
A-8	1,75	0,96	4
A-7	1,5	0,58	4
A-6	3,13	1,31	16
A-5	3,33	2,35	24
A-4	4,45	2,28	22
A-3	3,76	2,43	21
A-2	4,78	2,47	23
A-1	9,22	4,42	23
Adulto	12,92	8,07	12

Tabla 3.4. Tiempo promedio (días), desvío estándar (DS) que demora cada estadio de *C. incisa* en llegar al mismo. Datos de laboratorio.

Tiempo que demora en alcanzar dicho estadio			
	Promedio	DS	N
A-8	0,00	0,00	4
A-7	1,75	0,96	4
A-6	3,25	0,50	4
A-5	6,75	1,50	4
A-4	8,75	2,87	4
A-3	13,25	2,99	4
A-2	18,00	2,00	3
A-1	21,00	2,65	3
Adulto	27,00		1
Vida total	39,92		1

El ciclo de vida duró aproximadamente 40 días, desde la eclosión del huevo hasta la muerte del adulto.

S. bicuspis

Para *S. bicuspis* se realizó el mismo procedimiento para la determinación del tamaño de los distintos estadios mediante la graficación de la relación que existe entre el logaritmo

de la altura y el logaritmo de la longitud de las valvas de *S. bicuspis* obtenidas en las pruebas de cultivo en laboratorio. En la figura 4 cada estadio se expresa con diferentes colores.

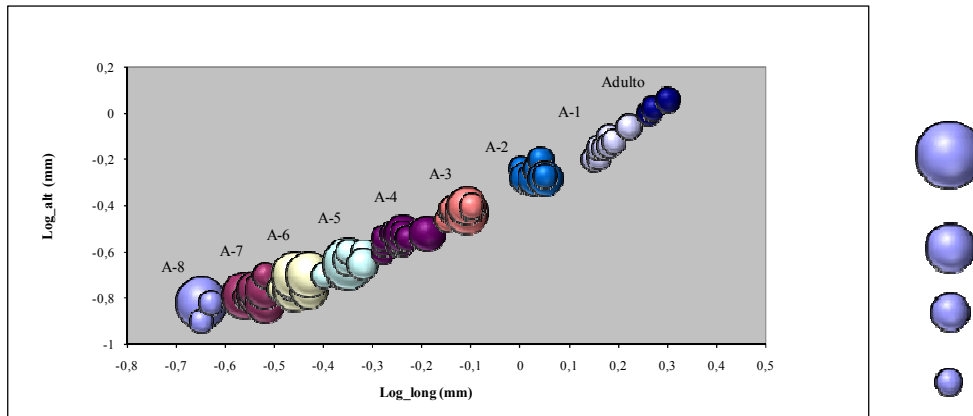


Figura 3.4. Distribución de tamaños de los estadios de *S.bicuspis*. Relación Longitud (log-long)-Altura (log-alt) por estadio. El tamaño de las burbujas a la derecha representa la cantidad de individuos (1, 3, 7, 15 respectivamente).

Las medidas de las valvas están expresadas en la tabla 3.5, donde se observan la media y desvío estándar

Tabla 3.5. Promedio y desvío estándar (DS) de longitud de las valvas de cada estadio juvenil y adulto para *S. bicuspis*.

Estadio	Promedio	DS	N
A-8	0,235	0,025	56
A-7	0,292	0,023	166
A-6	0,358	0,030	123
A-5	0,446	0,053	111
A-4	0,558	0,072	78
A-3	0,752	0,129	62
A-2	1,071	0,169	44
A-1	1,437	0,222	33
Adulto	1,988	0,018	15

Como se puede observar en la Figura 3.5, la forma del caparazón de *S. bicuspis* a lo largo del desarrollo, va variando desde la morfología típica de estadios juveniles, (explicada antes para *C. incisa*; aunque el extremo posterior termina de forma más recta en *S. bicuspis*) hasta llegar al forma típica del adulto, que en esta especie es algo más alargada longitudinalmente y desarrolla su pequeña espina en la parte posterior y la típica espina dorsal que la caracteriza y distingue en su valva derecha. En este caso pudimos obtener una foto del estadio A-8 y su forma es algo más redondeada comparada con los estadios juveniles que le suceden.

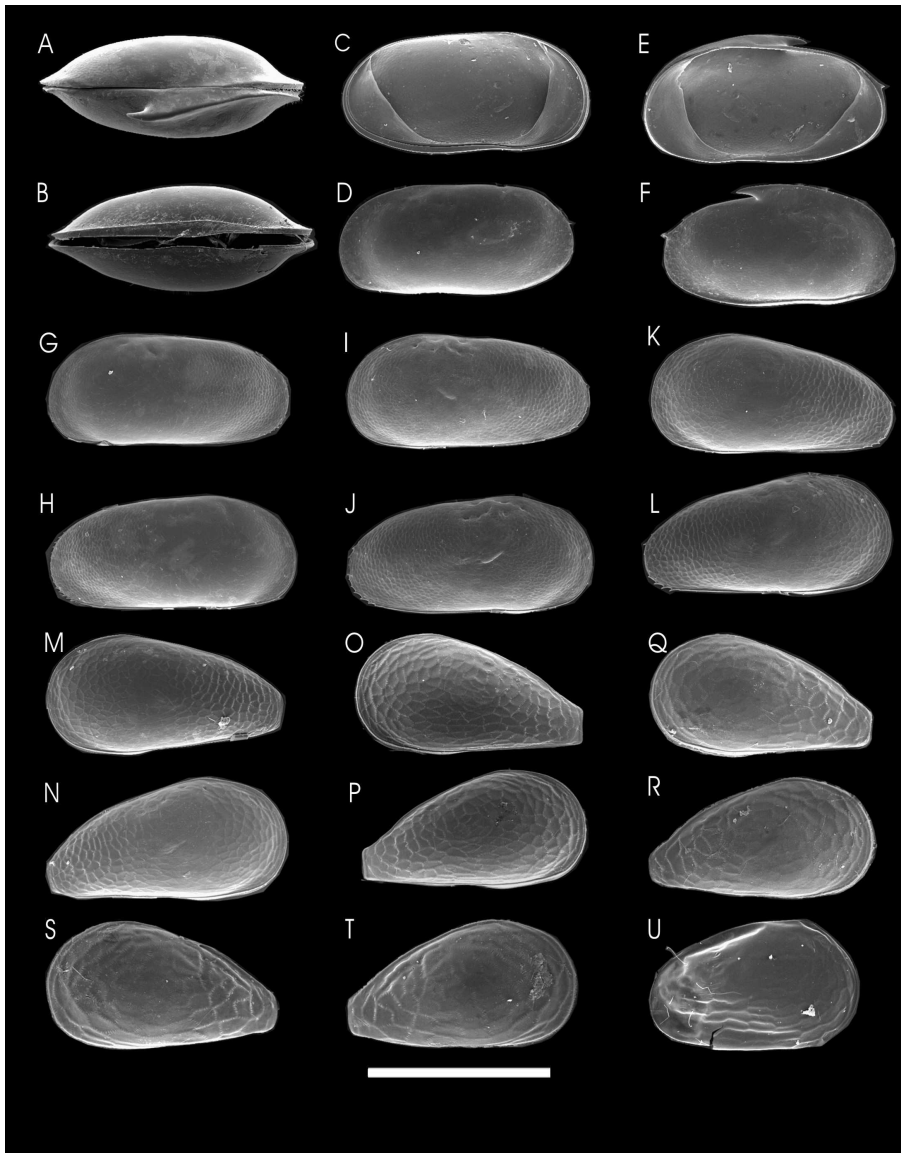


Figura 3.5. Estadios de *S.bicuspis*. De valvas de hembra adulta se presenta: (A): vista dorsal. Escala = 1449,20 μm . (B): vista ventral. Escala = 1253,11 μm . (C): valva izquierda vista interna. Escala = 1402,59 μm , (D): valva izquierda vista externa. Escala = 1423,41 μm , (E): valva derecha vista interna. Escala = 1394,12 μm , (F): valva derecha vista externa. Escala = 1576,81 μm . De los estadios juveniles se presenta: (G): A-1, valva izquierda vista externa. Escala = 1179,37 μm . (H): A-1, valva derecha vista externa. Escala = 1154,05 μm . (I): A-2, valva izquierda vista externa. Escala = 829,40 μm .(J): A-2, valva derecha vista externa. Escala = 807,41 μm . (K): A-3, valva izquierda vista externa. Escala = 573,91 μm .(L): A-3, valva derecha vista externa. Escala = 577,90 μm . (M): A-4, valva izquierda vista externa. Escala = 443,50 μm . (N): A-4, valva derecha vista externa. Escala = 431,39 μm . (O): A-5, valva izquierda vista externa. Escala = 354,38 μm . (P): A-5, valva derecha vista externa. Escala = 356,98 μm . (Q): A-6, valva izquierda vista externa. Escala = 296,46 μm . (R): A-6, valva derecha vista externa. Escala = 289,65 μm . (S): A-7, valva izquierda vista externa. Escala = 232,71 μm . (T): A-7, valva derecha vista externa. Escala = 236,20 μm . (U): A-8, valva derecha vista externa. Escala = 208,60 μm .

Para *S. bicuspis* el porcentaje de incremento de cada estadio se expresa en la Tabla 3.6, allí se observa que *S. bicuspis* presenta en el estadio A-7 un incremento mayor en la longitud que en la altura, este fenómeno también experimenta los estadios subsiguientes A-6 y A-5 pero de manera menos marcada entre ambas dimensiones. A partir del estadio A-4 hasta A-2 el incremento tanto en longitud como en altura, ocurren de forma pareja. En cuanto al Adulto denota un incremento en longitud menor que en los estadios anteriores, mientras que el incremento en la altura sigue siendo progresivamente mayor que el estadio anterior e incluso duplica el incremento experimentado durante el último proceso de muda de la longitud del caparazón. No existen datos para el % de incremento de A-8 respecto del huevo ya que no se consideró el tamaño del huevo antes de eclosionar.

Tabla 3.6. Máxima, mínima promedio, desvío estándar (DS), mediana la longitud y altura de las valvas para cada estadio de *S. bicuspis* y el % de incremento para la mediana de la longitud y altura de cada estadio comparado con el anterior. Datos de laboratorio.

Estadio	Longitud						Altura						N
	Máxima (mm)	Mínima (mm)	Promedio (mm)	DS	Mediana (mm)	% Incremento muda (mediana)	Máxima (mm)	Mínima (mm)	Promedio (mm)	DS	Mediana (mm)	% Incremento muda (mediana)	
A1	1,68	1,43	1,51	0,08	1,50	39,35	0,88	0,50	0,70	0,11	0,70	33,02	8
A2	1,13	1,00	1,06	0,04	1,08	38,46	0,63	0,50	0,53	0,03	0,53	37,89	16
A3	0,80	0,70	0,77	0,03	0,78	36,23	0,40	0,35	0,38	0,01	0,38	32,41	20
A4	0,65	0,53	0,67	0,01	0,57	26,33	0,30	0,25	0,29	0,01	0,29	26,96	21
A5	0,48	0,40	0,45	0,01	0,45	28,57	0,25	0,20	0,23	0,01	0,23	19,47	28
A6	0,38	0,33	0,36	0,01	0,35	21,72	0,20	0,16	0,19	0,01	0,19	16,25	38
A7	0,30	0,27	0,29	0,01	0,29	26,96	0,20	0,15	0,16	0,01	0,16	8,00	40
A8	0,24	0,23	0,23	0,00	0,23		0,15	0,13	0,15	0,01	0,15		19

Se calculó el tiempo transcurrido entre dos eventos consecutivos de muda para cada uno de los individuos en estudio de *S. bicuspis*. De esta manera, se pudo calcular el tiempo promedio de cada estadio. Para *S. bicuspis* los tiempos de duración en días de cada estadio pueden verse en la Tabla 7. Mientras que en la Tabla 8 se observa el tiempo promedio en días, así como el desvío estándar necesario para llegar a dicho estadio y, en consecuencia, de todo el desarrollo postembrionario (con exclusión del huevo, Figura 3.6).

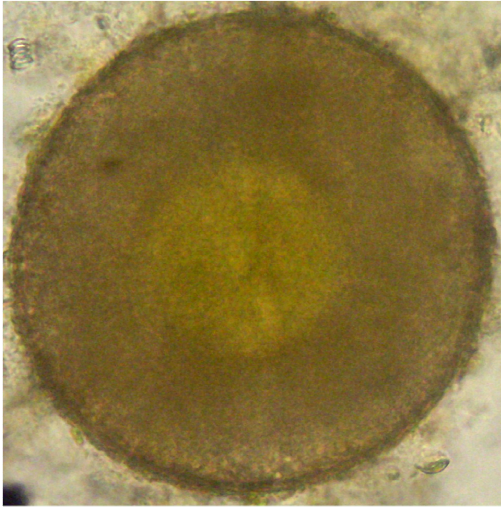


Figura 3.6. Huevo de *S. bicuspis* visto al microscopio de luz (142,5 μm).

Tabla 3.7. Tiempo promedio (días), desvío estándar (DS) para cada estadio de *S. bicuspis*. Datos de laboratorio.

Tiempo de duración de cada estadio			
	Promedio	DS	N
A-8	1,43	0,77	47
A-7	2,27	0,84	41
A-6	2,32	1,34	79
A-5	3,38	1,90	66
A-4	3,75	1,63	57
A-3	3,70	1,96	37
A-2	4,45	1,99	22
A-1	5,56	2,22	16
Adulto	16,00	6,16	4

Tabla 3.8. Tiempo promedio (días), desvío estándar (DS) que demora cada estadio de *S. bicuspis* en llegar al mismo. Datos de laboratorio.

Tiempo que demora en alcanzar dicho estadio			
	Promedio	DS	N
A-8	0,00	0,00	46
A-7	1,36	0,74	45
A-6	3,71	1,17	41
A-5	5,81	1,91	37
A-4	8,07	2,58	29
A-3	11,58	3,13	26
A-2	14,61	4,16	18
A-1	17,69	3,97	13
Adulto	22,45	3,33	11
Vida total	37,67	11,50	3

El ciclo de vida duró aproximadamente 38 días, desde la eclosión hasta la muerte del adulto.

En cuanto a los modelos de crecimiento, el modelo seleccionado fue “Sigmoide con 3 parámetros” por tener un buen ajuste, un P valor significativo, además que la gráfica resultante se ajusta a nuestros datos al calcular unos valores cercanos a los reales sobre todo para los animales más pequeños. Con respecto los datos de los individuos más longevos es esperable que presenten cierta dispersión (mayor que para los estadios juveniles).

Chlamydotheca incisa:

Ecuación modelo Sigmoidal: Sigmoide con 3 Parámetros:

$$y = 2.863 / (1 + \exp(-(x - 17.096) / 7.349))$$

Para dicho modelo el R^2 es 0.78 y el P valor < 0.0001 , por lo que resulta significativo. El ES (error entre las medias) es de 0.39.

Sigmoide con 3 parámetros
 $f = a / (1 + \exp(-(x-x_0)/b))$

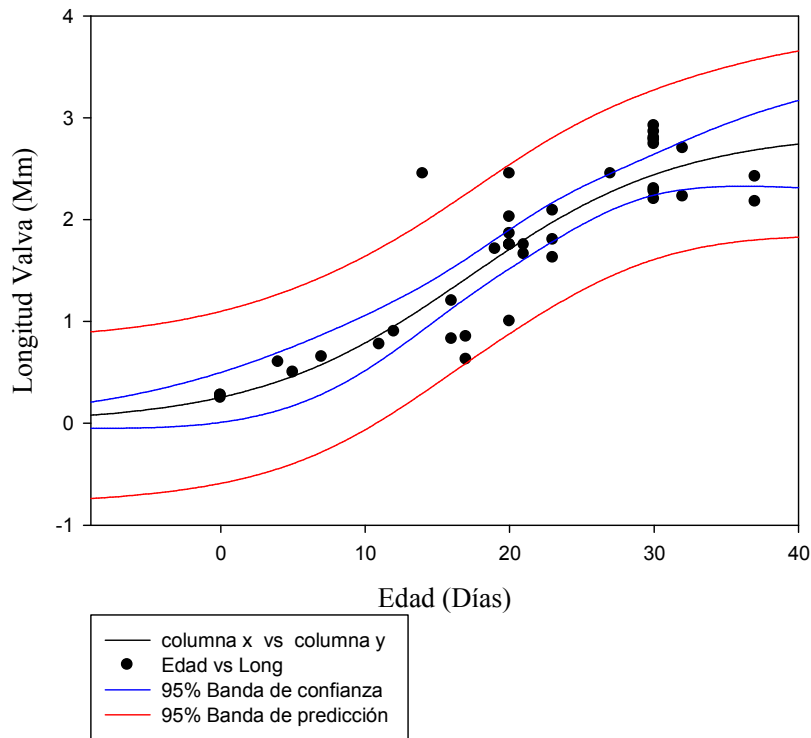


Figura 3.7. Modelo de crecimiento Sigmoide de 3 parámetros para *C. incisa*.

***Strandesia bicuspis*:**

Ecuación modelo Sigmoial: Sigmoide con 3 Parámetros:

$$y = 1.845 / (1 + \exp(-(x - 13.828) / 6.609))$$

Para dicho modelo el R^2 es 0,68 y el P valor $< 0,0001$, por lo que resulta significativo. El ES es de 0,2853.

Sigmoide con 3 parámetros
 $f = a / (1 + \exp(-(x-x_0)/b))$

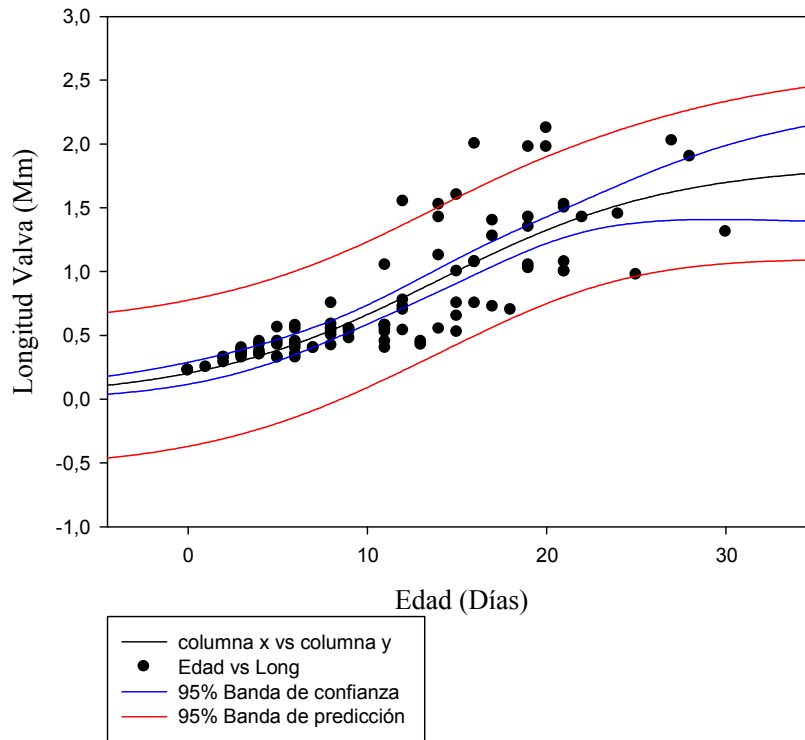


Figura 3.8. Modelo de crecimiento Sigmoide de 3 parámetros para *S. bicuspis*.

Comparación de medias de tallas obtenidas en laboratorio con las medias de las modas de una muestra de campo para *S. bicuspis*.

Tabla 3.9. Resumen de la descomposición polimodal en la Estación 6 correspondiente a marzo de 2006. Longitud de la valva (mm).

Ajuste de normales										
Moda	1	2	3	4	5	6	7	8	R2	Sum Desv.
DS	0,010	0,029	0,023	0,027	0,030	0,030	0,063	0,093	0,88	2695,870
Promedio	0,150	0,456	0,604	0,802	0,998	1,194	1,783	2,386		
N	1	70	114	136	31	66	78	105		

Tabla 3.10. Asignación de tallas a muestra de campo de estación 6 (marzo 2006) en base a tallas obtenidas en laboratorio para cada estadio.

Estadio	Promedio (lab)	Prom - DS (lab.)	Prom + DS (lab.)	Modas de estación 6 (marzo)	Asimilaría a estadio de laboratorio
A8	0,235	0,211	0,260	n 1	-
A7	0,292	0,269	0,315	Sin dato	Sin dato
A6	0,358	0,328	0,389	n 2	A-6
A5	0,446	0,393	0,498	n 3	A-5
A4	0,558	0,487	0,630	n 4	A-4
A3	0,752	0,623	0,881	n 5	A-3
A2	1,071	0,902	1,240	n 6	A-2
A1	1,437	1,215	1,659	n 7	A-1
A	1,988	1,970	2,005	n 8	Adulto

Como se observa en la Tabla 3.9, las medias de las tallas de campo, producto de una descomposición polimodal (Figura 3.9), resultaron mayores que las de laboratorio. Se realizó Prueba t de Student para datos apareados / prueba bilateral arrojó a un $\alpha=0,050$ que la diferencia entre las medias de longitud, estimadas en laboratorio y de campo (asignadas a partir de datos de laboratorio), es significativa. En la comparación de medias no se tuvo en cuenta la moda 1 por tener un $N=1$ (Tabla 3.10). Estos resultados pueden considerarse esperables, ya que en condiciones de laboratorio los individuos pueden crecer menos en longitud debido a que existen variables desconocidas en el campo que no se pueden reproducir en laboratorio, así como en condiciones de laboratorio crecen, por ejemplo, sin presencia de posibles depredadores y en condiciones de temperatura constante, lo cual puede acelerar el crecimiento pero los individuos no consiguen igual tamaño que si estuvieran en campo.

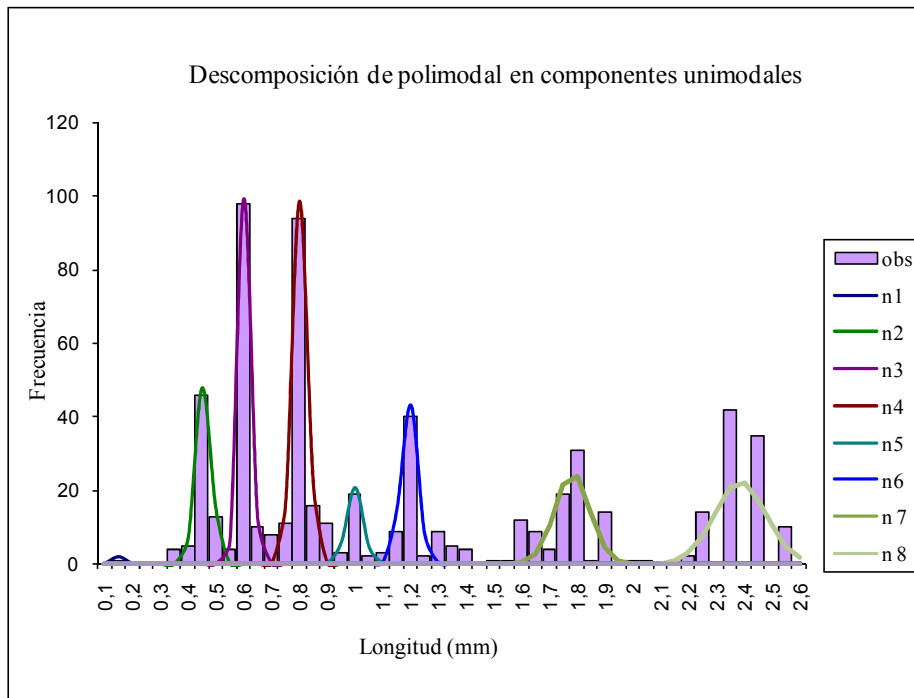


Figura 3.9. Descomposición de polimodal en componentes unimodales de *S. bicuspis*, correspondiente al mes de marzo 2006 en la Estación 6. Las letras **n** seguidas de un número corresponden a las 8 modas encontradas.

3.5. Discusión.

Hasta el presente trabajo, no había información previa acerca del desarrollo y crecimiento en laboratorio de las especies *C. incisa* y *S. bicuspis*.

La situación de los organismos en un cultivo, es diferente de la que se puede hallar en ambientes naturales. En un cultivo, el agua permanece en condiciones más estables, manteniendo un volumen pequeño y constante, y por lo tanto sin variaciones importantes de la salinidad además, la temperatura permanece amortiguada entre los 21-24°C. En estas condiciones se observó el desarrollo, midiendo las sucesivas mudas producto del crecimiento de estos crustáceos. Si bien, las medidas registradas no corresponden al animal vivo, la información obtenida tiene la utilidad de mostrar aspectos importantes del desarrollo en estas especies. Esta información es básica para futuras investigaciones sobre otros aspectos del desarrollo e incluso para profundizar los abarcados en este trabajo, contemplando diferentes condiciones de experimentación y de esta manera, lograr un conocimiento más acabado sobre el ciclo de vida de *C. incisa* y *S. bicuspis*. Estos resultados muestran que ambas especies no difieren de otros ostrácodos podocópidos en presentar 8 estadios juveniles (Kesling, 1961) aunque, hay otros podocópidos como *Xestoleberis hanaii* con solo 7 estadios juveniles (Noriyuki & Machico, 2000).

En cuanto a las medidas de adultos registradas en ambas especies en las pruebas de laboratorio, son éstos en general ligeramente más pequeños que los ejemplares correspondientes al estadio adulto hallados en el campo.

La ausencia en los experimentos de un sustrato y/o carpeta vegetal flotante, existente en su ambiente natural, podría ser una posible fuente de estrés para estos animales lo cual tal vez, les impediría alcanzar tamaños similares a los que alcanzan en su hábitat natural.

Podría ocurrir que algunas de las variables experimentadas en el campo como por ejemplo la temperatura, que en laboratorio es constante, haga que la tasa de desarrollo en la morfología disminuya mientras que, aumente el crecimiento en tamaño como informaron Baltanás *et al.* (2000) para *Eucypris virens*.

En este sentido César *et al.* (2001) presentan para ejemplares de *C. incisa* una longitud promedio de 2,58 mm y para *S. bicuspis* de 2,21 mm, ambas medidas pertenecen a animales recolectados en el campo. Mientras que nuestros datos de longitud fueron algo mayores para *S. bicuspis* (valor máximo = 2,70 mm) y para *C. incisa* (valor máximo = 3,87 mm).

En general, en la mayoría de los Podocopa, la región anterior de las valvas es redondeada desde el principio del desarrollo mientras que, la posterior es más aguzada/ovalada (Noriyuki & Machico, 2000). Durante el transcurso de la ontogenia, la región posterior, más precisamente el cuadrante póstero-dorsal, aumenta su tamaño en paralelo con la adición de los apéndices y el desarrollo de las estructuras reproductivas. La forma del caparazón de los Ostracoda, como cualquier otra característica fenotípica, está influenciada por el genotipo y el medio ambiente (Baltanás *et al.*, 2000).

Los primeros estadios juveniles pueden ser más variables morfológicamente dado que las valvas están aún poco calcificadas. Sin embargo, debería comprobarse si esto es o no un producto del instrumental, causado por las dificultades en registrar organismos pequeños, como se ha demostrado para otros taxa de ostrácodos (Baltanás *et al.* 2000).

Los ostrácodos pueden presentar cierto grado de variación en su crecimiento. En este sentido existen diferencias en la duración de los estadios. El tiempo de desarrollo en que alcanzan su maduración y la duración de la totalidad del ciclo de vida también varía, aunque en general las mudas más tempranas surgen con mayor rapidez que las últimas (Noriyuki & Machico, 2000). Mientras que *S. bicuspis* requiere de 22,5 días para llegar a adulto, según nuestros experimentos de laboratorio, *C. incisa* requiere de 27 días. Asimismo, el adulto de *S. bicuspis* sobrevivió 16 días y el ciclo completo alcanzó a 37,7 días; mientras que el adulto de *C. incisa* sobrevivió durante 12,9 días y su ciclo de vida abarcó 39,9 días. De manera que, si bien en *C. incisa* el ciclo de vida es más largo porque demora más en llegar al adulto, el estado adulto es más breve que en *S. bicuspis*. Esto podría explicar quizás, que en el campo sea *C. incisa* la que perdura más en el tiempo (hasta comienzos del invierno). Por otra parte, el promedio de vida del adulto de *C. incisa* es menor que el de *S. bicuspis*, ésta llega antes a la madurez.

En *C. incisa* se observa la vida media del estadio A-6 casi duplica a la de A-7, así como a A-1 duplica a la de A-2 y el adulto no llega a duplicar a A-1. Para *S. bicuspis* se determinó que A-7 casi duplica a A-8 y el adulto casi triplica a A-1.

Otros trabajos corroboran la relación negativa entre la temperatura del agua del ambiente y el tamaño del caparazón (Martens, 1985). También el fotoperíodo o la salinidad (en caso de ambientes salobres o marinos) podrían influenciar la variabilidad en el tamaño (Baltanás *et al.* 2000).

Según Hartnoll y Dalley (1981), en un estudio sobre la variación de tamaño durante el crecimiento en distintos crustáceos (incluido el género *Cyprinotus* sp, Ostracoda), concluyeron que existe una variación creciente del tamaño hasta la quinta o sexta muda y

luego disminuye el incremento. Esto se debería a una correlación negativa, entre el porcentaje de incremento en la muda y la longitud pre-muda del cuerpo en las mudas que preceden a esos estadios. Se produciría un feedback negativo, donde los individuos que son de mayor tamaño experimentan un incremento inferior al normal y viceversa; es una manera de garantizar que los individuos que han pasado a través del número específico de estadios estén razonablemente cercanos al tamaño óptimo. Sería un fenómeno general del crecimiento en crustáceos (Hartnoll y Dalley, 1981), En este trabajo se observó esa disminución del incremento en el pasaje al estadio adulto para *S. bicuspis*, mientras que para *C. incisa* la disminución del incremento se observó en el pasaje hacia el estadio A-1.

Según Baltanás *et al.*, (2000) durante su desarrollo ontogenético *E. virens* duplica su tamaño en cada evento de muda; el coeficiente de crecimiento entre dos estadios juveniles consecutivos es 1,293, o sea un factor cercano a 1,3. Esto coincidiría con la Ley de Brooks (1886) quién propuso que, las dimensiones lineales de los artrópodos aumentan en cada muda por una proporción fija y el tamaño de estadios sucesivos se puede calcular multiplicando la longitud del estadio anterior por un factor de 1,25, o que la muda resulta en una duplicación del volumen de los animales. En este sentido, la Ley de Przibram (1931) propuso un factor de crecimiento de 1,26 para todos los artrópodos (Anderson, 1964). Por otro lado, Anderson (1964) argumentó que este principio ha sido abandonado para los artrópodos ya que los animales que aumenten el número de apéndices en cada muda, no es probable que cumplan con esa ley. En el caso de los ostrácodos, dicho método de cálculo no ha dado buenos resultados.

En lo que respecta a nuestros datos, no hemos hallado un “factor fijo” de incremento de tamaño en la muda de los estadios juveniles (ver tablas de incremento). Probablemente, los ostrácodos tengan un amplio rango de tasa de crecimiento considerando los resultados obtenidos por diferentes autores y en el presente trabajo en distintas especies.

Solo Pinto & Purper (1965), describen ligeramente los estadios de desarrollo en *Bradleystrandesia trispinosa* a la cual le asignan seis estadios juveniles y el adulto (todas hembras), y las longitudes promedios las expresadas en mm de menor a mayor: 1) 0,270- 2) 0,330- 3) 0,420- 4) 0,540- 5) 0,675- 6) 0,900- 7) adulto: 1,095, quién presenta una gibosidad dorsal y una larga espina posterior en la valva derecha, ambos caracteres específicos.

Otras especies como *Cyprinotus incongruens* (= *Heterocypris incongruens*), desde su eclosión hasta la primera puesta de huevos, requiere de 19 días a 25°C (Havel & Talbot, 1995). En contraste, Latifa (1987) menciona para el desarrollo larval de *H. incongruens*,

16,7 días a 20° C y 12,5 días a 25° C. Mientras que, Aguilar-Alberola & Mezquita (2008), concluyeron que *Heterocypris bosniaca* requería 17 días para llegar a adulto a 20°C. Por otro lado Martens (1985), demostró que *Mytlocypris henricae* (Cyprididae) tuvo un desarrollo larval hasta llegar a adulto de 25 días a 25°C y de 60 días a 20°C.

De los estudios de estos autores se desprende que la duración del desarrollo larval en ostrácodos varía en función de la temperatura. El desarrollo ontogénico es más rápido a mayores temperaturas (Majorán, 2000).

Marín (1984) presenta resultados sobre *Candelacypris aragonica* (como *Eucypris aragonica*) y *Heterocypris salina* en cuanto a la duración de cada estadio y del ciclo de vida. Para *C. aragonica* la duración promedio del desarrollo larval es de 29 días y del ciclo de vida completo fue de 51,7 días, mientras que *H. salina* requiere 12,8 días para su desarrollo larval y 28,8 días para completar su ciclo.

Cabe señalar que no todos los individuos llegaron al estadio adulto y que otros, por diversos motivos, retrasan su momento de muda y finalmente mueren. En este sentido como se explicara en materiales y métodos, esos casos (outliers) se retiraron del análisis. No obstante, si sumáramos la duración de cada estadio juvenil para calcular la duración total del ciclo, podríamos sobrestimar a este último cálculo. Esto podría ocurrir debido a que algún individuo tarde más tiempo en mudar pero, siga vivo. Por esta razón utilizamos solo aquellos individuos que presentaban datos desde A-8, lo cuál disminuye el N pero evita sobreestimaciones al calcular la longitud del ciclo.

Al igual que en otras especies de ostrácodos, *H. bosniaca* presenta incrementos de muda progresivamente mayores en la longitud del caparazón desde los primeros juveniles hasta el tamaño adulto. En cada muda aumenta aproximadamente del 14 al 35% del tamaño (Aguilar-Alberola & Mezquita, 2008). Mientras que *Cyclocypris ovum* (Jurine, 1820) tiene porcentajes de incremento en cada muda desde el 10,6 al 14,6 % (Mezquita *et al*, 2002). Comparando con nuestros datos el porcentaje es algo mayor, para *S. bicuspis* y para *C. incisa*, lo que está probablemente relacionado con el mayor tamaño de estas últimas especies en el estadio adulto, pero un tamaño similar a las anteriores en el huevo.

Lo interesante del trabajo de Marín (1984) es que plantea un modelo de crecimiento para ostrácodos donde, la representación de la longitud frente al tiempo es de tipo sigmoideo y la ecuación que mejor ajusta esta relación es una de tipo sigmoideo exponencial y $= a/(1+be^{bx})$. El resultado es altamente significativo, indicando que el crecimiento se ve frenado por un factor limitante: al avanzar el tiempo el crecimiento se hace menor. Según el autor mencionado, los factores que limitan el crecimiento podrían

estar relacionados con las características del cultivo pero, influyendo en retrasar el día de muda más que en disminuir el tamaño del individuo.

Por otro lado Baltanás *et al.*, (2000) proponen un modelo de crecimiento de tipo exponencial pero utiliza como variable independiente (x) el estadio, en vez del tiempo. Marín (*op. cit.*) también realiza la relación: Longitud-Estadio pero mediante una ecuación potencial. Los organismos al hacerse adultos van presentando mayores diferencias entre ellos, observándose una mayor dispersión en los datos.

En este trabajo también se consideró que las características del cultivo pudieron influenciar el desarrollo de algunos animales retrasando su momento de muda, lo que provoca que la duración de ese estadio sea más prolongada de lo que debiera e incluso luego de mudar, morir. En este sentido, consideramos la necesidad de realizar en el futuro muy próximo experiencias con diferentes temperaturas controladas, así como asegurar en lo posible, que todos los individuos utilicen la misma cantidad de alimento e incluso considerar la intensidad de la luz y variar la duración del fotoperíodo en los cultivos. De esta manera, lograríamos profundizar el conocimiento en cuanto al desarrollo de las especies en cuestión hasta aquí obtenido, mediante el ajuste de diferentes parámetros que representarían posibles fuentes que afecten al crecimiento de estos animales. Sin embargo la experiencia de laboratorio fue válida para asociar talla-edad y para poder conocer qué tipo de crecimiento tienen las especies de ostrácodos estudiadas.

3.6. Referencias

Aguilar-Alberola, J. A. & Mezquita, F., 2008. On the presence of parthenogenetic populations of *Heterocypris bosniaca* Petkowski *et al.*, 2000 (Crustacea: Ostracoda) in temporary rock pools of the eastern Iberian Peninsula, with insights into the ecology and life history of this species. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois*, 109: 149-158.

Anderson, F. W., 1964. The law of ostracod growth. *Palaeontology*, 7: 85–104.

Baltanás, A. Otero, M.; Arqueros, L., Rossetti, G. & Rossi, V., 2000. Ontogenetic changes in the carapace of the non-marine ostracod *Eucypris virens* (Jurine). *Hydrobiologia*, 419: 65-72.

César, I. I. Armendáriz, L. C. & Damborenea, M. C., 2001. Ostrácodos (Crustacea) de la Isla Martín García, Río de la Plata, Argentina. *Natura Neotropicalis*, 32 (2): 147-151.

César. I. I. & Liberto, R., 2008. Ostracoda. ¿Posibles indicadores de deterioro ambiental de la Reserva de Usos Múltiples Isla Martín García? *Ciencia*, 3 (5): 99-109.

Edmonson, W. T. & Winberg, A. G. G., 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP Handbook N°. 17. Philadelphia (Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh). 358 pp.

Gandolfi, A. Todeschi, E. B. A.; Rossi, V. & Menozzi, P., 2001. Life history traits in *Darwinula stevensoni* (Crustacea: Ostracoda) from Southern European populations under controlled conditions and their relationship with genetic features. *Journal of Limnology*, 60: 1-10.

Geiger, W., 1998. Population dynamics, life histories and reproductive modes. En: Martens, K. (Ed.). *Sex and parthenogenesis: evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostracods*. Backhuys publishers, p 215-228.

Griffiths, H. I. & Holmes, J. A., 2000. Non-marine Ostracods and Quaternary Palaeoenvironments..En: *Quaternary Research Association, Technical Guide no. 8*: London. 188 pp.

Hartnoll, R. G. and Dalley, R., 1981. The control of size variation within intars of a crustacean. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 53: 235-239.

Havel, J. E., & Talbott, B. L., 1995. Life history characteristics of the freshwater ostracod *Cyprinotus incongruens* and their application to sediment toxicity test. *Ecotoxicology*, 4: 50-62.

Horne, D. J., Danielopol, D. L. & Martens, K., 1998. Reproductive behaviour En: Martens, K. Editor. *Sex and parthenogenesis: evolutionary ecology of reproductive modes in non-marine ostracods*. Backhuys publishers, p 157-195.

- Kesling, R. V., 1951. The morphology of ostracod molt stages. Illinois Biological Monographs 21: 324 pp.
- Kesling, R. V., 1961. Ontogeny of Ostracoda. In Moore, R. C. (ed.), Treatise on Invertebrate Paleontology-Q, Ostracoda. University Press of Kansas: Q19-20.
- Latifa, G. A., 1987. Effect of temperature on the development of embryonic and postembryonic stages of *Heterocypris incongruens* (Ramdohr, 1808) (Ostracoda). Crustaceana, 52 (1): 95-100.
- Majoran, S., Agrenius, S. & Kucera, M., 2000. The effect of temperature on shell size and growth rate in *Krithe praetexta praetexta* (Sars). Hydrobiologia, 419: 141–148.
- Marín, J. A., 1984. Estudio del desarrollo de los ostrácodos *Eucypris aragonica* y *Heterocypris salina* en cultivo de barro. Limnética, 1: 345-354.
- Martens, K., 1985. Effects of temperature and salinity on postembryonic growth in *Mytilocypris henricae* (Chapman) (Crustacea, Ostracoda). Journal of Crustacean Biology, 5 (2): 258-272.
- Martins, M. J., Vandekerckhove, J. & Namiotko, T., 2008. Environmental stability and the distribution of the sexes: insights from life history experiments with the geographic parthenogenetic *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda). Oikos, 117: 829-836.
- Mezquita, F., Roca, J. R. & Wansard, G., 1999. Moulting, survival and calcification: the effects of temperature and water chemistry on an ostracod crustacean (*Herpetocypris intermedia*) under experimental conditions. Archiv für Hydrobiologie, 146: 219-238.
- Mezquita, F., Boronat, M. D. & Miracle, M. R., 2002. The life history of *Cycloocypris ovum* (Ostracoda) in a permanent karstic lake. Archiv für Hydrobiologie, 155: 687-704.
- Noriyuki, I. & Machico, K., 2000. The life history and culturing of *Xestoleberis hanaii* (Crustacea, Ostracoda). Hydrobiologia, 419: 149-159.
- Pinto, I. D. & Purper, I., 1965. A new fresh-water ostracode *Cyprinotus trispinosus* Pinto et Purper, sp. nov., from southern Brazil, its ontogenetic carapace variation and seasonal distribution. Escola de Geologia de Porto Alegre, 7: 01-53.
- Roca, J. R., Baltanás, A. & Uiblein, F., 1993. Adaptive responses in *Cypridopsis vidua* (Crustacea, Ostracoda) to food and shelter offered by a macrophyte (*Chara fragilis*). Hydrobiologia, 262: 127-131.
- Schmit, O., Rossetti, G., Vandekerckhove, J. & Mezquita, F., 2007. Food selection in *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda) under experimental conditions. Hydrobiologia, 585: 135-140.
- Smith, R. J. & Martens, K., 2000. The ontogeny of *Eucypris virens* (Cyprididae, Ostracoda). Hydrobiologia, 419: 31-63.

Uiblein, F. Roca, J. R. & Danielopol, D. L., 1994. Experimental observations on the behaviour of the ostracode *Cypridopsis vidua*. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Limnologie, 25: 2418-2420.

Uiblein, F., Roca, J. R., Baltanás, A. & Danielopol, D. L., 1996. Tradeoff between foraging and antipredator behaviour in a macrophyte dwelling ostracod. Archiv fur Hydrobiologie, 137: 119-133.

Urban, H. J., 2002. Modeling growth of different developmental stages in bivalves. Marine Ecology Progress Series, 238: 109-114.

Williams, D. D., 1991. Life history traits of aquatic arthropods in springs. Memoirs of the Entomological Society of Canada, 155: 63-87.

CAPÍTULO 4

Efecto del Cd (II) y del detergente laurilsulfato sódico (SDS) sobre la supervivencia de *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis* bajo condiciones controladas en laboratorio

4.1 Introducción

4.1.1. Agentes contaminantes de sistemas acuáticos

Las actividades humanas pueden cambiar el normal desarrollo de los ecosistemas. La explotación de hábitats naturales y su urbanización e industrialización realizada por el hombre conlleva a la consecuente producción y el vertido de efluentes domésticos e industriales en los cuerpos de agua; ésto tiene una fuerte influencia sobre la fauna, afectando la diversidad. Las perturbaciones causadas por el hombre producen cambios físicos, químicos y biológicos, alterando el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, reduciendo la densidad y la diversidad de invertebrados (Alvarez Zarikian *et al.*, 2000; Kùlköylüođlu, 2004).

Es un problema de creciente preocupación con alarmante impacto ambiental los vertidos en los cuerpos de agua. En este sentido, la contaminación de las reservas de agua dulce, como es el caso de las del área rioplatense, por metales pesados y compuestos orgánicos, constituye una problemática de alto impacto para la población debido a los efectos tóxicos, carcinógenos y mutagénicos que propician.

Los ostrácodos puede ser organismos excelentes para utilizar como indicadores de la calidad del agua, son bioindicadores adecuados de cambios en el ambiente sea por su desaparición, sustitución o aparición de otras especies, la presencia de anomalías morfológicas o la alteración de la dinámica de población. Pero tal idea requiere conocer su ecología, distribución, biología y requerimientos de hábitat (Kùlköylüođlu, 2004; Ruiz *et al.*, 2004).

Si bien existe un amplio espectro de contaminantes ambientales, se puede distinguir dos grupos principales: inorgánicos y orgánicos. Entre los primeros, se hallan los metales pesados como el As, Cd, Cr, Hg, Pb, Ni y Zn. Dichos metales ingresan a los ecosistemas acuáticos por el vertido de efluentes urbano-industriales y se han identificado por su alta peligrosidad, ya que ejercen efectos nocivos aún a bajas concentraciones (Camacho-Sánchez & Gamboa-Delgado, 2003). Si bien, los análisis químicos revelan la concentración y naturaleza de estos poluentes, no alcanzan a suministrar información acerca de los efectos que causan en los organismos acuáticos (Prato *et al.*, 2006).

Los metales pesados persisten en el medioambiente y se incorporan a las cadenas alimentarias a través de la ingesta de agua y alimento acumulándose en los tejidos de animales acuáticos, produciendo efectos nocivos en flora y fauna. Aunque los metales pesados incluyen elementos esenciales, el rol de muchos de ellos no es preciso en los sistemas biológicos (Barata *et al.*, 2002; Prato *et al.*, 2006).

La incorporación natural de Cadmio (Cd) procede principalmente, de la actividad volcánica, lixiviación de rocas e incendios forestales (Sarabia Álvarez, 2002). Las fuentes más comunes de contaminación por dichos metales están constituidas por: el procesamiento y utilización del petróleo y sus derivados incluyendo, la combustión de nafta con plomo; las plantas generadoras de energía y los procesos de extracción en yacimientos mineros y fábricas metalúrgicas, material catódico de baterías, producción de hierro y acero, fertilizantes y pesticidas. Las aguas residuales de estos procesos, no son tratadas adecuadamente y se vierten a los cursos de agua contaminando, tanto las aguas superficiales como las subterráneas (Dickson, 2000; Sarabia Álvarez, 2002).

Varios parámetros cuali-cuantitativos tales como la concentración, el tiempo de exposición y la interacción con otros factores ambientales, influyen en la captación y toxicidad de los metales pesados de los organismos acuáticos. Entre otros, por ejemplo, la bio-disponibilidad de los metales pesados en dichos organismos, depende de factores tales como, la especiación química así como del pH en solución. Puesto que el pH está relacionado con la dureza del agua, los metales pesados pueden tener en un orden de magnitud, una actividad más letal en aguas blandas que en las duras (Eisler, 1985; Camacho-Sánchez & Gamboa-Delgado, 2003). Otro reservorio de estas sustancias inorgánicas es el sedimento de los ambientes acuáticos, los suelos y los organismos en sí mismos (Dickson, 2000).

Uno de los agentes de mayor toxicidad, asociado a la contaminación ambiental e industrial es el Cd (Tabla 4.1). Al respecto, Ramírez (2002) opina que este metal reúne

ciertas características básicas para un tóxico: como los efectos producidos tanto en el hombre como en el ambiente, su bioacumulación, persistencia y transporte por largas distancias mediante la vía aérea y acuática.

El Cd, metal pesado modelo utilizado en este trabajo, se puede obtener como subproducto del tratamiento metalúrgico del zinc y del plomo. Los mayores usos del cadmio a nivel de la industria se dan en la galvanoplastia, la producción de pigmentos, en la fabricación de estabilizadores de plástico y pilas. Las fuentes antropogénicas de cadmio incluyen a los humos y polvos de fundición que devienen de la incineración de materiales que contienen Cd, de los combustibles fósiles, los fertilizantes y de las aguas residuales municipales y vertidos de lodos. Las concentraciones del metal son más altas en regiones donde se localizan las fundiciones y en las zonas urbanas industrializadas (Eisler, 1985).

Tabla 4.1. Algunas características del Cadmio (Cd).

Sustancia	Características	T° Fusión	T° Ebullición	Densidad	Peso Atómico/Molecular
Cd	Elemento divalente Blanco-plateado Brillante Insoluble en agua	321 ° C	765 ° C	8600 Kg/m ³	112,4
3CdSO ₄ +8H ₂ O	Sal de sulfato muy soluble en agua				769,56

Rainbow (1997) sostiene que el Cd se incorporaría por transporte activo a través de bombas de Calcio (Ca), ya que ambos elementos poseen radios similares. Esto ocurriría parcialmente en el anfípodo *Gammarus pulex*. Los crustáceos de agua dulce necesitan de una absorción considerable y activa de Ca, por lo cual, también pueden absorber potencialmente el Cd en cantidades significativas. La tasa de absorción de Cd podría ser alta inmediatamente después de la ecdisis, debido a que es el momento en que la nueva cutícula tiene una mayor permeabilidad.

En cuanto a la toxicología del Cd se sabe que es un elemento tóxico e inductor de fenómenos de teratogénesis, mutagénesis y carcinogénesis (Eisler, 1985; Eissa *et al.*,

2003). Según Eisler (1985) no se conoce el mecanismo exacto de la intoxicación aguda por Cd, y que ello dependería del período de exposición, de su concentración en el medio y también de la temperatura y salinidad de las aguas. Eissa *et al.* (2003) dicen que a nivel celular, el Cd interacciona con la fosfatidiletanolamina y la fosfatidilserina; en la generación de radicales libres, debido a la interacción del Cd con los grupos -SH de las macromoléculas. El Cd, aún en bajas concentraciones, produciría alteraciones en el metabolismo del zinc, lo que afectaría la estructura tridimensional de proteínas reguladoras como la metalotioneína. Dicha alteración afectaría el normal funcionamiento del hígado, riñón y bazo (Eissa *et al.*, 2003; Albert, 2004).

En el ser humano, el Cd puede provocar diferentes afecciones a la salud: la osteoporosis por tener el mismo estado de oxidación y tamaño aproximado al Ca, estas características permitirían su almacenamiento por el tejido óseo; puede además, causar hipertensión e incluso desencadenar enfermedades cardíacas; ceguera; pérdida de la coordinación motriz y de la memoria, y afectar al sistema nervioso central (Albert, 2004).

El otro grupo principal de contaminantes está constituido por los agentes orgánicos, donde se incluye a los detergentes, plaguicidas, insecticidas y fungicidas así como también, a los productos derivados de la extracción y procesamiento del petróleo crudo, como los hidrocarburos alifáticos, aromáticos simples y policíclicos (Natale, 2006).

Entre estos contaminantes orgánicos se encuentran los detergentes para uso doméstico e industrial, un ejemplo de ellos es el Laurilsulfato Sódico (SDS; Tabla 4.2). Dicho detergente se utilizó en este trabajo como agente químico modelo de contaminante orgánico.

Los detergentes representan un grupo de sustancias químicas de alta producción anual (alrededor de dos millones de toneladas de surfactantes); éstos una vez vertidos a los sistemas acuáticos, producen un severo impacto ambiental. En este sentido, la descarga desmedida de estos químicos en las aguas superficiales a través de efluentes industriales y vertederos domiciliarios, disminuye la concentración del oxígeno y por lo tanto, interfiere en el desarrollo natural de la vida acuática. La mayoría de los detergentes utilizados, son responsables de la sobreabundancia de compuestos ricos en nitrógeno y fósforo en los sistemas acuáticos y por tanto, provocan la eutrofización de los mismos lo que acarrea un aumento de la productividad en la columna de agua y produce el aumento de la biomasa de los productores primarios (Quiroz, 2000; Rocha *et al.*, 2007). Por lo tanto, la reglamentación sobre los niveles máximos de estos químicos debe regularse a través de los organismos gubernamentales. El Consejo Nacional Medio-Ambiental (CONAMA) de

Brasil establece el límite de 0,50 mg/L de surfactantes para ambientes acuáticos (CETESB, 1995). Los detergentes, además de producir efectos tóxicos sobre los organismos, interfieren en los procesos de potabilización del agua para consumo humano (Sibila Lores, 2008). Estos químicos son agentes tensioactivos de naturaleza anfipática, cuya estructura química determina sus efectos/propiedades emulsionantes, dispersantes y humectantes, reducen la tensión superficial del agua (Rocha *et al.*, 2007). Contribuyen a la formación de micelas, alteran la permeabilidad de la membrana celular, la difusión de gases y la estructura y actividad de proteínas enzimáticas. Por lo tanto, estos químicos son generadores de efectos perjudiciales en la biota acuática, observándose daños en las branquias de peces de agua dulce y en crustáceos decápodos estuariales así como también, alteraciones en los quimiorreceptores de animales acuáticos y en el humano (Rocha *et al.*, 2007).

Tabla 4.2. Algunas características del SDS.

Sustancia	Características	T° Fusión	Densidad	Peso Molecular
SDS	Surfactante aniónico polar	204-207 °C	1000 Kg/m ³	288,38
	En estado sólido Ligeramente amarillo Solubilidad moderada (10 g por 100 ml a 20 °C)			

4.1.2. Ecotoxicología

La toxicidad de un compuesto químico es la capacidad que tiene éste de ejercer un efecto adverso sobre un organismo dado. Las propiedades químicas del compuesto, su concentración, la duración y frecuencia de la exposición del organismo al tóxico, y las características de su ciclo de vida, son variables de las cuales dependerá el efecto de la sustancia. Las pruebas de toxicidad pueden ser de tipo agudas o crónicas y tienen utilidad como herramientas de diagnóstico, que determinan el efecto que causa determinada

sustancia sobre los organismos de prueba bajo condiciones controladas de experimentación (Castillo Morales, 2004).

En las pruebas de tipo agudo, usualmente se utiliza a la mortalidad como parámetro, en éstas se estiman los efectos adversos de dichas sustancias mediante la respuesta de los organismos. El organismo seleccionado se expone a un rango de concentraciones de la sustancia tóxica, durante cortos periodos de tiempo, los cuales están directamente relacionados a la duración del ciclo vital del organismo prueba. Para definir la sensibilidad del organismo al tóxico puede utilizarse la concentración letal 50 (LC₅₀), ésta estima la concentración a la cual muere el 50 % de los individuos expuestos al tóxico en un tiempo dado. Otros parámetros que se suelen utilizar son, la concentración menor del tóxico donde se observa un efecto “LOEC”, ya que proviene del nombre en inglés: Lowest Observable Effect Concentration y la concentración máxima donde no se observa un efecto “NOEC”: No Observable Effect Concentration (Castillo Morales, 2004).

Las pruebas de toxicidad pueden enfocarse de dos maneras. A corto plazo y a pequeña escala (generalmente el parámetro es la mortalidad dada en una especie en particular), centrado en medir el efecto de un tóxico en forma individual y a largo plazo y gran escala. En este último caso, las pruebas de toxicidad se dirigen hacia la evaluación del efecto de los contaminantes en la estructura de la comunidad acuática (Chial & Persoone, 2002a).

La evaluación de la contaminación acuática ha sido principalmente estimada mediante la determinación analítica de químicos específicos. No obstante, hoy en día se admite que en la mayoría de los casos, estas mediciones no brindan una estimación correcta del riesgo real, por dos razones principales: primera, el análisis cuali-cuantitativo de todos los químicos que pudieran estar presentes en el agua se ve restringido en la práctica por limitaciones técnicas y financieras; y segunda, cuando coexisten varias sustancias, fenómenos como la biodisponibilidad y los efectos de sinergismo o antagonismo, suelen ser subestimados y estos en muchos casos, son los que determinan el riesgo tóxico.

Una forma de obtener una respuesta integrada sería la utilización de organismos que revelen sensibilidad a la presencia y concentración de químicos aislados o en mezclas, mediante la implementación de bioensayos. Esta metodología para la evaluación de la contaminación acuática es una alternativa prometedora (Castillo Morales, 2004; Martins *et al.*, 2007). De acuerdo a esto, se han desarrollado bioensayos múltiples en laboratorio con organismos bioindicadores tales como invertebrados, peces y algas para la evaluación y

monitoreo de la calidad del agua. Estos organismos permiten confrontar la toxicidad relativa a determinadas sustancias químicas y evaluar tanto, los efectos letales como los subletales como por ejemplo, de metales, pesticidas y gases tóxicos (Martins *et al.*, 2007). Por lo tanto, los bioensayos pueden considerarse herramientas útiles en la evaluación de riesgo ambiental. En este sentido, se han desarrollado protocolos de laboratorio estandarizados empleando organismos centinelas, recomendados por organizaciones internacionales tales como: USEPA; International Organization for Standardization, ISO; Instituto Argentino de Normalización y Clasificación, IRAM; entre otros (Natale, 2006).

Los sistemas ecológicos están integrados por comunidades diversas de organismos, los cuales tienen sensibilidad variable a los tóxicos. Así, una batería de bioensayos que refleje los diferentes niveles tróficos y la variedad de hábitats es utilizada típicamente, en la evaluación de toxicidad, siendo clave para representar el rango de sensibilidad de los organismos (Keddy *et al.*, 1995). Los organismos invertebrados se han utilizado y se utilizan con gran frecuencia como organismos prueba en bioensayos agudos (Persoone, 2001). Como ejemplo se puede citar el trabajo realizado por este último autor, quien comprobó que los ensayos efectuados con *Daphnia magna* (Cladocera) sólo detectan un efecto severo en la mitad de las muestras tóxicas mientras que aquellos realizados con microbioensayos de otros crustáceos y rotíferos detectan la toxicidad en un 40 y 60 % de las muestras, respectivamente.

Los Ostracoda han sido propuestos en muchos casos como organismos centinelas o indicadores ya que, como mencionamos en la introducción (Capítulo 1), su ciclo de vida complejo sumado a sus características particulares permiten, percibir las influencias directas e indirectas de los contaminantes químicos, siendo factible un abanico de posibles efectos letales o subletales (efectos sobre el crecimiento y el desarrollo).

Los ostrácodos han demostrado ser tan útiles como otros microcrustáceos en estudios de calidad de agua de ríos y arroyos (Mezquita *et al.*, 2001). Estos organismos permiten interpretar diversos tipos de contaminación natural o antropogénica por desechos orgánicos y/o industriales. Gío-Argáez, *et al* (2004) recomiendan realizar los bioensayos con especies comunes y frecuentes en los hábitats acuáticos, a fin de aprovechar mejor las observaciones. En este sentido los ostrácodos, son poco frecuentes bajo condiciones de estrés causado por impactos antropogénicos. Los ostrácodos es uno de los grupos de invertebrados que aparecen en abundancia para poder realizar un análisis cuantitativo del registro estratigráfico en los sedimentos, además de ser sensibles al impacto producido por el hombre (Yasuhara & Yamazaki, 2005). De acuerdo a esto, los Ostracoda, Cladocera,

Amphipoda Gammaridea y algunos Isopoda de aguas continentales, se están estudiando como bioindicadores y/o para el monitoreo de sistemas acuáticos (Rinderhagen *et al.*, 2000). Muchas de las especies de ostrácodos son hembras partenogénicas, con un ciclo de vida en general corto (alrededor de 30 días en promedio), aunque la información al respecto es limitada aún y existe una gran variación entre especies, pudiendo alcanzar hasta un ciclo de 4 años como es el caso de *Cypridopsis vidua* (Griffiths & Holmes, 2000; Horne *et al.*, 2002). Además, se ha observado que los huevos se depositan en gran número y son relativamente adaptables a un medio de cultivo *in-vitro*. Debido a estos ciclos de vida cortos y a sus estrategias reproductivas (Sastry, 1983; Ruppert & Barnes, 1994), los Ostracoda son sujetos factibles de ser empleados como indicadores de sanidad ambiental y muy útiles para el desarrollo de pruebas ecotoxicológicas como es el caso de *Cyprinotus incongruens* = *Heterocypris incongruens*, empleado para la evaluación de toxicidad de sedimentos (Havel & Talbott, 1992, 1993, 1995). Por otro lado, se examinó la respuesta a 16 herbicidas de una de las especies más comunes, cosmopolita y dulceacuícola, como *Cypridopsis vidua*, y de otras cinco especies de ostrácodos. En estos casos se demostró que, la irritabilidad y la excitabilidad fueron las primeras reacciones notables. *C. vidua* fue la más sensible a herbicidas (Thorp y Covich, 2001). También se identificó un patrón similar en un estudio ecológico, al experimentar con *Cyprinotus* sp. y otros microcrustáceos; seleccionando un microcosmo similar a un lago, Thorp & Covich (2001) realizaron bioensayos con un combustible diluido en agua. Asimismo, sobre la base de su abundancia y diversidad, se ha utilizado a los ostrácodos como indicadores ecológicos de la calidad de las aguas (Milhau *et al.*, 1997). Rinderhagen *et al.* (2000) reportaron que la distribución actual de ostrácodos en lagos del centro y norte de Estados Unidos está influida por la concentración de los iones carbonato, bicarbonato y sulfato, estando esto relacionado con la calidad diferencial de las aguas. Por lo antedicho, y debido a la ductilidad que demuestran las especies de Ostracoda, los resultados de estas investigaciones son factibles de ser empleados como herramientas de evaluación de la calidad del agua.

4.2 Objetivo

Evaluar la sensibilidad a (Cd (II), y SDS) en dos especies de ostrácodos *C. incisa* y *S. bicuspis*, recolectadas en la Reserva de Usos Múltiples Isla Martín García.

Aunque existe un amplio espectro de contaminantes vertidos a los cursos de agua, se seleccionó por un lado al Cd (II) como contaminante inorgánico modelo, ya que es uno de los principales agentes tóxicos asociado a la contaminación industrial, y por otro al SDS como modelo de contaminante orgánico debido a sus propiedades fisicoquímicas (anfipática, emulsionante) y su amplia utilización como patrón orgánico en ensayos de toxicidad.

4.3 Materiales y Métodos

Se realizaron bioensayos de toxicidad aguda (48 horas) con Cd (II) y SDS en condiciones controladas de laboratorio.

Se utilizaron individuos de *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis* (Ostracoda, Cyprididae). Los sujetos de experimentación fueron hembras adultas (ya no mudan), cultivadas en laboratorio. El cultivo se realizó en agua de red declorinada mediante burbujeo continuo durante 48 horas (conductividad 1,0 ms/cm; dureza 215 mg/L de CO₃Ca; alcalinidad 180 mg/L de CO₃Ca, rango de pH = 7,4 – 7,8) bajo condiciones controladas de temperatura (21-24 °C), y fotoperíodo 16:8 (luz:oscuridad). Ambas especies se alimentaron con perifiton y lechuga (*Lactuca sativa*) hervida según información metodológica brindada por el personal del Centro de Investigaciones Medio-Ambientales (CIMA), Facultad de Ciencias Exactas, UNLP (Lic. Gustavo Bulus, comunicación personal).

Durante la exposición (48 horas), los ejemplares no fueron alimentados ni se realizó recambio de medio para minimizar variables que pudieran hacer “ruido” o interferir en la respuesta. Se ha experimentado previamente que viven 4 días sin alimento y esta condición no afectó su supervivencia ni su estado general. Luego del tiempo de exposición, se registró el número de animales muertos. Un ejemplar se consideró como muerto cuando no se observaba o visto movimientos de natación por transparencia, signos de actividad en su interior.

Las exposiciones se realizaron por triplicado, con un N= 30 individuos por concentración, además del control negativo, en recipientes plásticos de 50 ml; siendo éste el volumen final. Las diluciones en cada ensayo fueron establecidas siguiendo una progresión geométrica de concentraciones que cubrieran el intervalo estimado a través de ensayos preliminares.

4.3.1 Ensayo de toxicidad con Cadmio

Se seleccionó al cadmio, obtenido por disolución de sulfato de cadmio en agua de ensayo, como el tóxico inorgánico modelo. Para los ensayos de toxicidad, se preparó una solución madre de 5000 mg/L de Sulfato de Cadmio (II) ($3\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) en agua destilada y a partir de ella, se efectuaron las correspondientes diluciones en agua de ensayo para obtener las siguientes concentraciones finales: 0,0326, 0,0652, 0,3259, 0,6518, 3,2592 y 6,5185 mg/L Cd para *C. incisa* y 0,0033, 0,0065, 0,0326 y 0,0652 mg/L Cd para *S. bicuspis* así como un control negativo correspondiente para cada especie

Luego de la exposición, las concentraciones nominales de Cd (II) fueron confirmadas por espectrometría de absorción atómica con un límite de detección de 0,01 mg/L para conocer la cantidad real de metal a la cual estuvieron expuestos los organismos, ya que en agua con altas concentraciones de sales los iones tienden a precipitar disminuyendo así la biodisponibilidad (actividad realizada por el personal del CIMA, Fac. Ciencias Exactas, UNLP). Para aquellas concentraciones que quedaron por debajo del límite de detección de la técnica, se procedió a estimar dichas concentraciones mediante una recta de regresión forzada a cero, utilizando como variables las concentraciones medidas en laboratorio y nominales.

4.3.2 Ensayo de toxicidad con SDS

Como xenobiótico orgánico modelo se utilizó el Laurilsulfato de sodio (SDS). Para los ensayos de toxicidad se preparó una solución madre de 5000 mg/L de SDS en agua destilada y a partir de la cual, se efectuaron las correspondientes diluciones a fin de obtener las siguientes concentraciones finales: 31,25; 41,24; 54,41; 71,80 y 125 mg/L de SDS para *S. bicuspis* y 31,25; 41,24; 54,41 y 71,80 mg/L para *C. incisa* y un control negativo para cada especie. Al finalizar el ensayo se determinaron en forma analítica las concentraciones de SDS para las concentraciones, 31,25 mg/L, 41,24 mg/L y 54,41 mg/L utilizando el método SAAM (Sustancias Activas al Azul de Metileno; APHA, 1998). Dado que se observan diferencias entre las concentraciones nominales y las reales medidas, se optó por

estimar mediante la recta de regresión calculada usando la concentración real y nominal para algunas de las soluciones ya mencionadas.

4.3.3 Análisis de datos

Los resultados obtenidos se analizaron mediante técnicas de regresión lineal previa transformación Probit (Finney, 1971) de la proporción de mortalidad y transformación logarítmica para la concentración. Se calcularon la LC_{50} con sus respectivos límites de confianza para el 95 %, utilizando el *Probit Analysis Program*, versión 1.5 de la EPA para cada uno de los ensayos.

Consideramos adecuado tomar un límite del 20 % como umbral de aceptabilidad para la mortalidad en los controles en la pruebas con SDS ya que, en las condiciones de trabajo en las que se realizaron, nunca se logró un porcentaje inferior al 10 %. Este criterio de aceptabilidad fue utilizado en bioensayos con invertebrados acuáticos (Chial & Persoone, 2002b)

La relación entre las especies se analizó mediante modificación de la prueba t de Student para comparación de pendientes y ordenadas según Zar (1984).

4.4 Resultados

4.4.1 Efecto del Cd (II) sobre *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis*

Los resultados de los dos ensayos realizados con Cd para *C. incisa* se presentan en la Tabla 4.3, provenientes del análisis Probit propuesto por Finney (1971), y se grafican en la Figura 4.1.

Tabla 4.3. Concentraciones Letales (LC₅₀) para *C. incisa* expuesta a cadmio por 48 horas. Valores expresados en mg/L.

Punto	Concentración Exposición	Límites de confianza (95%)	
		Inferior	Superior
LC1	0,023	0,002	0,062
LC5	0,051	0,009	0,110
LC10	0,077	0,018	0,150
LC15	0,101	0,028	0,186
LC50	0,332	0,178	0,516
LC85	1,083	0,685	2,357
LC90	1,434	0,873	3,642
LC95	2,172	1,223	7,100
LC99	4,731	2,219	25,766

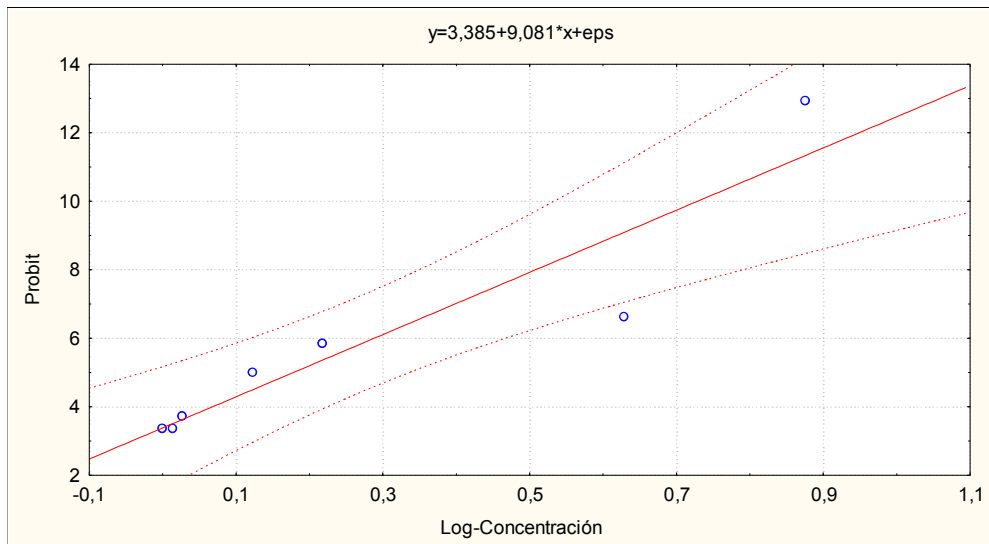


Figura 4.1. Respuesta de *C. incisa* expuesta a cadmio por 48 horas. Proporción de mortalidad corresponde al total de las réplicas. Líneas entrecortadas corresponden a las bandas de confianza al 95 %.

En la Tabla 4.4, se expresan los valores de los ensayos realizados con Cd para *S. bicuspis*, provenientes del análisis Probit propuesto por Finney (1971), y se grafican en la Figura 4.2.

Tabla 4.4. Concentraciones Letales (LC₅₀) para *S. bicuspis* expuesta a cadmio por 48 horas. Valores expresados en mg/L.

Punto	Concentración Exposición	Límites de confianza (95%)	
		Inferior	Superior
LC1	0,012	0,001	0,021
LC5	0,017	0,003	0,026
LC10	0,021	0,005	0,03
LC15	0,024	0,007	0,033
LC50	0,042	0,028	0,053
LC85	0,075	0,058	0,172
LC90	0,086	0,064	0,243
LC95	0,105	0,074	0,411
LC99	0,153	0,094	1,114

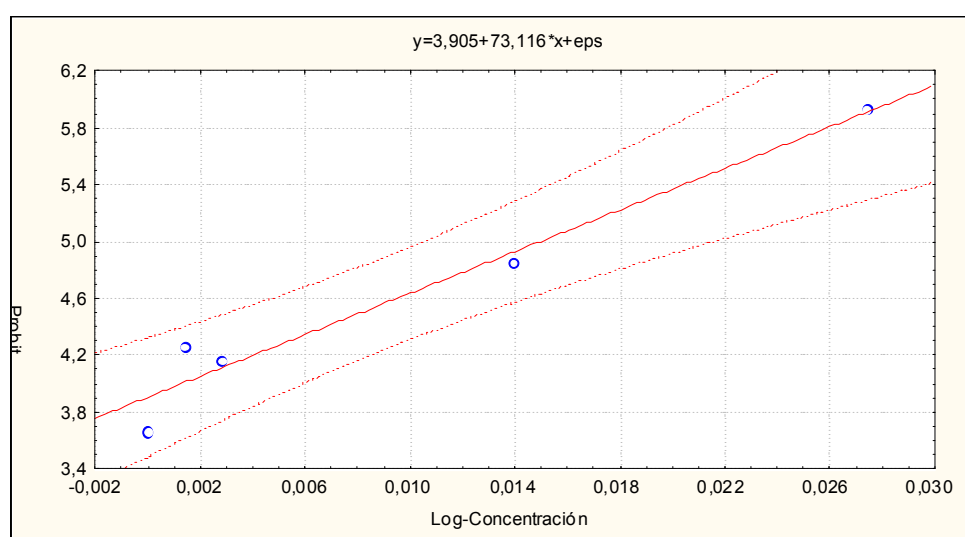


Figura 4.2. Respuesta de *S. bicuspis* expuesta a cadmio por 48 horas. La proporción de mortalidad corresponde al total de las réplicas. Líneas entrecortadas corresponden a las bandas de confianza al 95 %.

Los resultados de las concentraciones letales comparadas para ambas especies ensayadas se resumen en la Tabla 4.5, donde se puede observar que la LC₅₀ de *S. bicuspis* es inferior con respecto a *C. incisa*.

Tabla 4.5. Concentraciones reales (LC₅₀) para *C. incisa* y *S. bicuspis* expuestas a cadmio por 48 horas de exposición. Valores expresados en mg/L.

	Punto	Concentración Exposición	Límites de confianza (95%)	
			Inferior	Superior
<i>C. incisa</i>	LC50	0,332	0,178	0,516
<i>S. bicuspis</i>	LC50	0,042	0,028	0,053

Examinando, ni la diferencia entre pendientes ni la diferencia entre ordenadas son estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre ambas especies.

4.4.2 Efecto del detergente SDS sobre *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis*

Los resultados para *C. incisa* se presentan en la Tabla 4.6, provenientes del análisis Probit propuesto por Finney (1971) y se grafican en la Figura 4.3.

Tabla 4.6. Concentraciones Letales (LC₅₀) para *C. incisa* expuesta a SDS por 48 horas. Valores expresados en mg/L.

Punto	Concentración Exposición	Límites de confianza (95%)	
		Inferior	Superior
LC1	24,305	2,931	32,383
LC5	29,709	6,985	36,521
LC10	33,066	11,060	39,070
LC15	35,544	15,034	41,019
LC50	48,238	42,27,4	65,613
LC85	65,467	54,460	229,079
LC90	70,372	56,957	312,613
LC95	78,324	60,752	496,466
LC99	95,740	68,356	1185,770

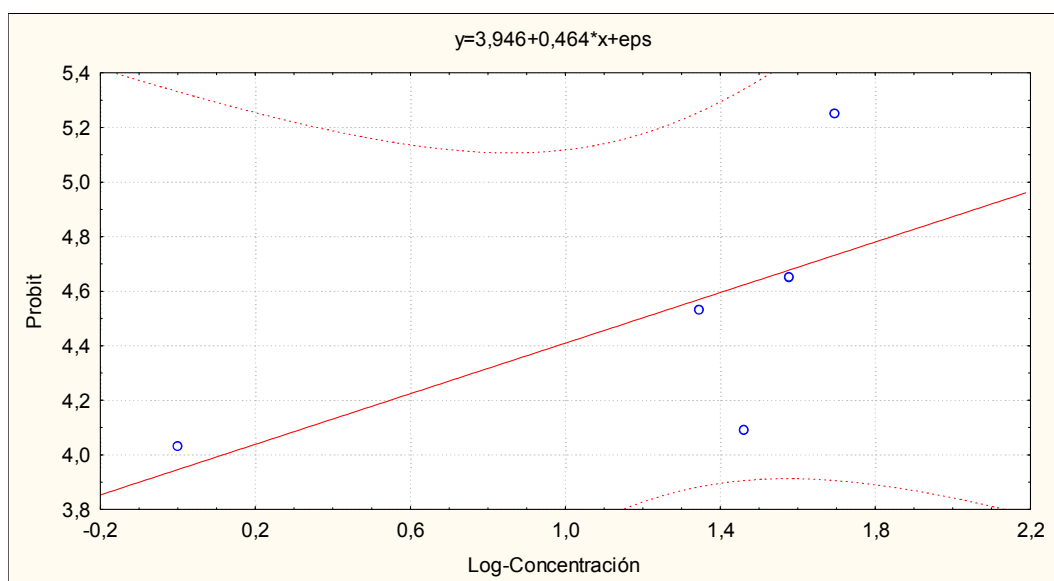


Figura 4.3. Respuesta de *C. incisa* expuesta a SDS por 48 horas. La proporción de mortalidad corresponde al total de las réplicas. Líneas entrecortadas corresponden a las bandas de confianza al 95 %.

En la Tabla 4.7 se presentan los resultados a partir de las concentraciones reales a las que fueron expuestos los individuos de *S. bicuspis* provenientes del análisis Probit y se grafican en la Figura 4.4. Estos resultados surgen del promedio de los dos ensayos realizados, en los cuales las LC_{50} se hallan dentro del intervalo del límite de confianza.

Tabla 4.7. Concentraciones Letales (LC_{50}) para *S. bicuspis* expuesta a SDS por 48 horas. Valores expresados en mg/L.

Punto	Concentración Exposición	Límites de confianza (95%)	
		Inferior	Superior
LC1	13,274	8,900	16,878
LC5	18,455	13,828	22,071
LC10	22,000	17,437	25,543
LC15	24,770	20,344	28,255
LC50	40,888	36,793	45,928
LC85	67,496	57,921	85,765
LC90	75,993	63,926	100,292
LC95	90,590	73,890	126,728
LC99	125,950	96,371	197,269

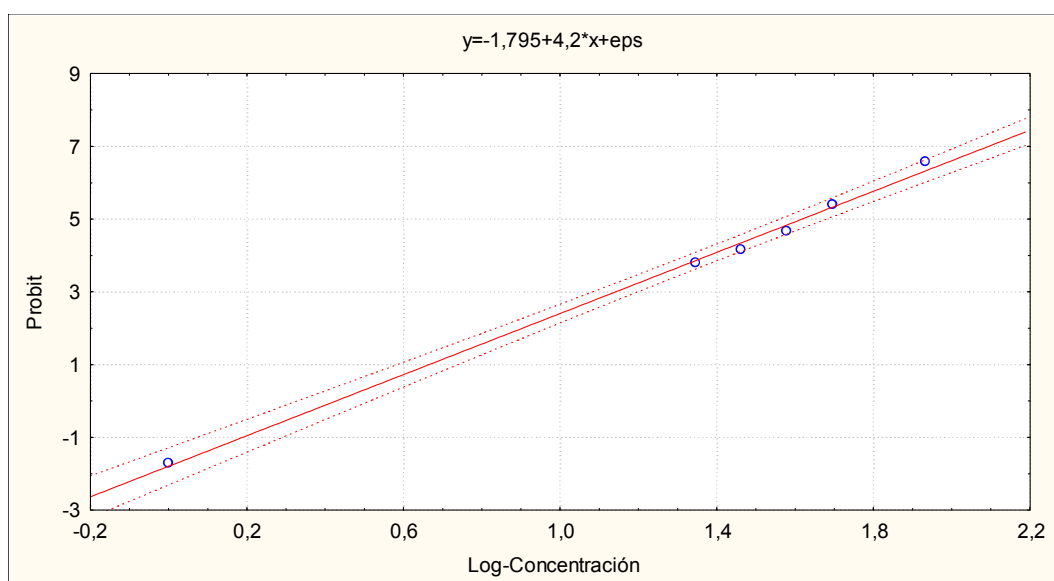


Figura 4.4. Respuesta de *S. bicuspis* expuesta a SDS por 48 horas. La proporción de mortalidad corresponde al total de las réplicas. Líneas entrecortadas corresponden a las bandas de confianza al 95 %.

Los resultados de las concentraciones letales comparadas para ambas especies ensayadas se resumen en la Tabla 4.8, donde se puede observar que la LC_{50} de *S. bicuspis* es inferior con respecto a *C. incisa*.

Tabla 4.9. Concentraciones reales (LC_{50}) para *C. incisa* y *S. bicuspis* expuestas a SDS por 48 horas de exposición. Valores expresados en mg/L.

	Punto	Concentración Exposición	Límites de confianza (95%)	
			Inferior	Superior
<i>C. incisa</i>	LC_{50}	48,238	42,274	65,613
<i>S. bicuspis</i>	LC_{50}	40,888	36,793	45,928

La comparación de pendientes señala que no presentan diferencias significativas en la respuesta que experimentan frente al SDS. Sin embargo las ordenadas de la relación proporción de mortalidad y concentración real son significativamente diferentes ($p < 0,05$).

4.5. Discusión

Entre los organismos indicadores que se utilizan habitualmente en bioensayos de toxicidad, se recomienda seleccionar a especies autóctonas. Si bien, las especies estandarizadas son importantes como herramientas para proporcionar información de referencia sobre los efectos contaminantes, éstas no siempre pueden resolver problemáticas ambientales de relevancia local. Asimismo, la selección de especies centinelas a emplearse en ensayos de toxicidad debe contemplar, la variabilidad, abundancia y disponibilidad de especímenes o stock ya que, estas pruebas requieren réplicas de los tratamientos y/o repeticiones para su posterior análisis estadístico (Prato *et al.*, 2006).

Desde un punto de vista biológico, los bioensayos de toxicidad realizados en organismos, en condiciones de laboratorio, constituyen el primer paso para evaluar la significancia de la toxicidad de productos químicos tóxicos en el sistema acuático.

Los metales pesados tienen gran persistencia en el medio ambiente y existen en diferentes formas: producto de reacciones de transformación, interacción con agentes químicos quelantes y/o adsorción en materiales como sedimentos. Además su toxicidad puede estar determinada por la actividad de su estado como iones libres (Piot *et al.*, 2006). En síntesis, el equilibrio entre todos estos componentes en el sistema, determina su biodisponibilidad y por lo tanto la diferencia entre las concentraciones nominales y reales estimadas en este estudio. Suedel *et al.* (1997) reportaron una relación inversa entre la biodisponibilidad de algunos metales pesados, entre ellos el Cd (II), y la dureza, alcalinidad y materia orgánica asociada a un sistema acuático.

Los niveles guía aceptables en el agua para el caso del Cd dependen del destino de su uso así como de la dureza de la misma. En este sentido, Eisler (1985) establece niveles permitidos de Cd de 0,0015, 0,003 y 0,0063 mg/L (para una dureza de 50, 100 y 200 mg/L, respectivamente) para la protección de la vida acuática en agua dulce. Sin embargo, en muchos casos estos criterios son insuficientes para la protección de organismos sensibles, plantas, insectos, crustáceos o peces teleósteos. En dichos organismos, pueden observarse efectos subletales, tales como la disminución del crecimiento, inhibición de la reproducción, y alteraciones numéricas en las poblaciones. Más aún, estos efectos suelen ser más pronunciados en las aguas de alcalinidades relativamente bajas. De modo que, niveles de Cd que excedan los 0,003 mg/L en agua dulce, se consideran potencialmente peligrosos para la biota (Eisler, 1985).

El nivel aceptado de Cd para agua potable de consumo humano es: 0,005 mg/L Cd (Decreto 831/93 anexo II de Ley 24051/92; EPA, 2009). La EPA contempla criterios relacionados a la dureza, aplicando factores de conversión (CF) para ensayos agudos y crónicos. Asimismo, según el criterio nacional de calidad de agua de la EPA, los niveles máximos permitidos para la protección del ambiente son de 0,15 µg/L (0,00015 mg/L), 0,25 µg/L (0,00025 mg/L) y 0,4 µg/L (0,0004 mg/L) para valores de dureza de 50, 100 y 200 mg/L, respectivamente (EPA, 2001). Mientras que, según el Decreto 831/93 anexo II de la Ley Nacional de Residuos Peligrosos 24.051/92, los niveles de Cd total permitidos para la protección de la biota de agua dulce superficial corresponden a 0,2 µg/L (0,0002 mg/L), 0,8 µg/L (0,0008 mg/L), 1,3 µg/L (0,0013 mg/L) y 1,8 µg/L (0,0018 mg/L) para valores de dureza que oscilan entre 0-60 mg/L, 60-120 mg/L, 120-180 mg/L y > 180 mg/L. Según la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH), que elaboró los Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua- Ambiente correspondientes al Cd, el Valor Crónico Final (VCF), se calcula directamente a partir de los datos de toxicidad crónica disponibles y en función de la dureza. En el nivel guía de calidad para Cd correspondiente a protección de la biota acuática (NGPBA) para una dureza de 50, 100 y 200 mg/L, los valores permitidos de Cd son: 0,05 µg/L (0,00005 mg/L), 0,12 µg/L (0,00012 mg/L) y 0,25 µg/L (0,00025 mg/L), respectivamente.

Otros autores, como Wright & Welbourn (1994), consideran que una concentración de 200 ng/L de Cd, puede ser demasiado alta para la protección de la biota de agua dulce. De acuerdo a López Greco *et al.* (2001), la concentración de Cd hallada en sedimentos superficiales del Río de la Plata promediaba los 0,0094 mg/Gr ±0,0046.; mientras que Marcovecchio (1988) menciona una concentración de 0,0011 mg/Gr ±0,0063 en la materia en suspensión. De acuerdo a la Comisión Administradora del Río de la Plata (1990), dichos valores superan los niveles recomendados para la protección de la vida acuática.

Para los resultados obtenidos, en el caso del Cd, el análisis de comparación de pendientes y ordenadas entre las variables mortalidad de *S. bicuspis* y *C. incisa* y la concentración de Cd (0,042 mg/L vs 0,332 mg/L respectivamente), no resultó estadísticamente significativo.

Existen numerosos estudios en distintas especies de crustáceos, acerca de la respuesta biológica frente al Cd. Con fines comparativos, se muestra en la Tabla 4.10, los criterios de valoración para el Cd (sea LC₅₀ o EC₅₀) y a una dureza determinada del agua en un amplio espectro de organismos invertebrados incluyendo a *S. bicuspis* y *C. incisa* y los utilizados entre otros, por la Agencia de Protección Ambiental (EPA de EE.UU).

Varias de estas especies son reconocidas por su sensibilidad a varios tóxicos, incluido el Cd; hay otras igualmente sensibles e incluso menos tolerantes. En este sentido, *S. bicuspis* y *C. incisa* fueron más sensibles al Cd, bajo las condiciones aplicadas en este estudio (ensayos agudos utilizando agua de 215 mg/L de dureza), comparado con otras especies de ostrácodos como *Cypris subglobosa* (Vardia et al., 1988) y *Diacypris compacta* (Brooks et al., 1995). No obstante *S. bicuspis* y *C. incisa* resultaron ser levemente más tolerantes que *Cyprinotus incongruens* = *Heterocypris incongruens* según López-Gutiérrez (comunicación personal). Sin embargo, el valor obtenido para *S. bicuspis* se incluye en el rango establecido para *Paracyprideis fennica*, *Heterocyprideis sorbyana* y *Candona neglecta*, (LC₅₀ entre 0,01 – 0,05 mg/L) según Sundelin & Elmgren (1991). Además, *S. bicuspis* resultó ser más sensible al Cd comparada con Cladocera de referencia toxicológica (standard o sensor) tales como *Ceriodaphnia dubia* (reportado por Toussaint et al., 1995c, Bitton et al. 1996b, Lee et al., 1997, Suedel et al., 1997), *C. reticulata* (siguiendo a Hall et al., 1986) y *Daphnia magna*, según los autores mencionados en la Tabla 10, aunque resultó menos sensible que *D. magna*, de acuerdo a lo reportado por EPA, (1980), Stuhlacher et al. (1992), Suedel et al. (1997). También resultó más tolerante que *Simocephalus serrulatus* (Giesy et al. 1977d).

Los valores de LC₅₀ para *S. bicuspis* están entre los reportados para *D. magna* (según reportan Hall et al., 1986, Baird et al., 1991b, Barata et al., 1998), mientras que *Chlamydotheca incisa* es más sensible que las especies de cladóceros: *D. pulex* (Elnabrarawy et al., 1986b), *D. lumholtzi* y *Daphnia magna* (Gaete & Paredes, 1996), en este ultimo caso *S. bicuspis* también resultó mas sensible.

Al comparar nuestros resultados en *S. bicuspis* con datos de ensayos realizados en especies de Amphipoda, la primera resultó más sensible que *Hyaella azteca* (Nebeker et al., 1986, Wong et al., 1987e, Collyard et al., 1994e, Suedel et al., 1997), *Gammarus aequicauda* (Prato et al., 2006), *Corophium insidiosum* (Reish, 1993f, Prato et al., 2006) y *Corophium orientale* (Lera et al., 2008). Lo mismo puede decirse con respecto a *Corophium volutator* (Bat et al., 1998f) y *Paramoera Walkeri* (Dusquene et al., 2000); no obstante, *Hyaella curvispina* (García, 2008, experiencias con agua de dureza moderada), resultó más sensible que *S. bicuspis*.

En el caso de *C. incisa*, se observa una sensibilidad mayor que la de *G. aequicauda* y *C. insidiosum*, igualmente ocurre con *C. orientale*, *C. volutator* y *P. walkeri*. Mientras que *H. azteca* y *H. curvispina*, fueron más sensibles que *C. incisa*, sin embargo, las diferencias observadas en la dureza del agua utilizada en ambos ensayos explicaría este

efecto. Por otro lado, la comparación de las LC_{50} obtenidas para *S. bicuspis* y *C. incisa* con aquellas obtenidas para otros crustáceos representantes de Anostraca como es el género *Artemia* (Sarabia Álvarez, 2002), reveló que ambas especies de ostrácodos son más sensibles que varias especies de este género. Si nos referimos a los ensayos realizados con Cd en algunos Decapoda como *Macrobrachium rosenbergii* (Camacho-Sánchez & Gamboa-Delgado 2003), *S. bicuspis* es más sensible, mientras que *C. incisa* es más tolerante. Analizando nuestros resultados, *S. bicuspis* y *C. incisa* muestran mayor sensibilidad al Cd que algunos representantes de Isopoda como las especies *Idotea báltica* y *Sphaeroma sarratum* y *Exosphaeroma gigas* (Prato *et al.*, 2006, Giarratano *et al.*, 2007).

Podemos observar que los resultados obtenidos con respecto a los ensayos de toxicidad con Cd para ambas especies de ostrácodos, se encuentran por encima de los criterios permitidos para la protección de la fauna acuática y para el agua de consumo humano según las diferentes normativas mencionadas previamente.

Analizando los ensayos toxicológicos utilizando SDS, se observa que *S. bicuspis* es más sensible que *C. incisa* según la comparación de pendientes y ordenadas entre las variables mortalidad de *S. bicuspis* y *C. incisa* y la concentración de SDS, 40,888 vs. 48,238 mg/L.

A partir de la base de datos AQUIRE, disponible en línea e incluida en una base de datos más amplia, ECOTOX (2003), Sanchez-Bayo (2006) recopiló información sobre toxicidad aguda comparativa de contaminantes orgánicos y valores de referencias para crustáceos. Aproximadamente el 70 % de los productos químicos que menciona, muestran toxicidad similar entre cladóceros y camarones pero, esta semejanza desciende al 64 y 38 % de los productos químicos, cuando se compara con copépodos y ostrácodos, respectivamente. Esto confirma la diversidad de respuestas entre taxa de crustáceos planctónicos. Chial & Persoone (2002) diseñaron bioensayos para la biota bentónica con ostrácodos y anfípodos y concluyen que los tests realizados con ostrácodos resultaron igualmente sensibles o más que los diseñados para anfípodos. Aunque es escasa la información disponible sobre ostrácodos, un amplio espectro de contaminantes se citan como agentes tóxicos ensayados tales como, ácidos orgánicos, carbamatos, insecticidas naturales, fenoles y fungicidas, entre otros., pero no hay registro de ensayos realizados con surfactantes en ostrácodos según Sanchez-Bayo, 2006. No obstante, recientemente se realizaron ensayos con un ostrácodo, *Cypris subglobosa*. Con varios metales como el Cd y varia sustancias orgánicas como el SDS (Khangarot & Sangita, 2009).

A causa de la falta de información al respecto, del efecto de detergentes sobre los ostrácodos, en este trabajo se utilizó el SDS como contaminante orgánico modelo. Este producto utilizado actualmente para varios propósitos, es además un tóxico de referencia en test ecotoxicológicos para un amplio espectro de organismos (Bellas *et al.*, 2005). La LC₅₀ de referencia del SDS es de 16,6 mg/L-3,3 mg/L (Norma Mexicana NMX-AA-110-1995-SCFI. Análisis de Agua - Evaluación de Toxicidad Aguda con *Artemia franciscana* Kellogg (Crustacea-Anostraca) - Método de Prueba, 1996), valor similar al citado por Villegas-Navarro *et al.* (1999) como valor de referencia, 14,5-4,5 mg/L.

La legislación ambiental de la Comunidad Europea clasifica la toxicidad de sustancias químicas basándose en la LC₅₀. De acuerdo a esta legislación, los tensioactivos aniónicos en general presentan valores de CL₅₀ entre 10 y 100 mg/L, mientras que los tensioactivos no iónicos son tóxicos con valores de CL₅₀ inferiores que oscilan entre 1 y 10 mg/L. Liwarska-Bizukojc *et al.* (2005) sugirieron una relación directa entre la toxicidad de los tensioactivos y su peso molecular, ya que observaron que el efecto tóxico sobre los organismos acuáticos se incrementó con el peso molecular de los tensioactivos. No obstante, los efectos de estos compuestos pueden minimizarse debido a su carácter biodegradable, aunque el proceso está estrechamente relacionado con el conjunto de factores bióticos y abióticos. Mastroti *et al.* (1998) informaron que la biodegradación del SDS en el agua del mar, alcanza al 7 y 62 %, transcurridos 1 y 19 días, respectivamente. En este sentido, la alteración (degradación) del detergente en el sistema podría ser la causa de las diferencias encontradas entre las concentraciones nominales y reales de SDS a las que se expusieron los ostrácodos al inicio de los ensayos.

De acuerdo con la Agencia de Protección Ambiental (EPA), los niveles de surfactantes superiores a 0,20 mg/L se consideran peligrosos para el medio acuático (Rocha *et al.*, 2007); aunque la Subsecretaría de Recursos Hídricos (SSRH) no establece límite para este tipo de tóxicos.

Como previamente se indicó, hay escasas referencias en la literatura acerca del efecto que produce el SDS en los ostrácodos. Se compararon los resultados obtenidos en este trabajo con otras especies de crustáceos que se explicitan en la Tabla 4.11. En este sentido, *S. bicuspis* presentó un valor de LC₅₀ inferior, siendo más sensible al SDS respecto de los cladóceros *C. dubia* y *D. magna*, no siendo así el caso de *C. incisa*. No obstante, tanto *S. bicuspis* como *C. incisa* resultaron ser más tolerantes al SDS comparados con *Cypris subglobosa* (ver Tabla 4.11), aunque al considerar a *D. magna* estos resultados pueden ser variables (Toussaint *et al.*, 1995d, Guilhermino *et al.*, 2000b). Por otro lado, al comparar la

LC₅₀ de *S bicuspis* y *C. incisa* con la del anfípodo *C. orientale*, el decápodo *Palaemonetes pugio* y el anostraco *Artemia salina* (Whitting *et al.*, 1996c, Liwarska-Bizukojc *et al.*, 2005, Lera *et al.*, 2008,). Se observó que dichos ostrácodos fueron más tolerantes. Además, Lee (1980) da una referencia general para peces y crustáceos estuariales, con valores de LC₅₀ entre 1 y 10 mg/L. Bellas *et al.* (2005) trabajaron con varios contaminantes orgánicos: clorpirifos, lindano, TBT, diuron y SDS y no ubican a este detergente entre los compuestos orgánicos más tóxicos, sugiriendo incluso que la sensibilidad de los crustáceos al SDS es altamente variable.

En síntesis, del análisis de las Tablas 4.10 y 4.11, se puede observar un amplio espectro en los valores de los puntos finales para el Cd y el SDS para una misma especie, incluso en los ostrácodos, de acuerdo al reporte científico considerado.

Diversos autores sugieren e intentan explicar las diferentes sensibilidades a los tóxicos observadas en poblaciones distintas de una misma especie o en especies diferentes, planteando una variedad de fundamentos, tanto fisicoquímicos como biológicos que estarían relacionados. Dichas diferencias de sensibilidad o la tolerancia diferencial a una situación fisicoquímica determinada, podría responder a la tolerancia intrínseca de la especie o de la población considerada, además de otros factores.

Entre los factores asociados con la variabilidad en la sensibilidad, podemos citar diferencias en:

1. Las características químicas relacionadas con la solubilidad, la lipofilia y el efecto de los tóxicos en los organismos. La síntesis de proteínas quelantes de metales como las metalotioneinas, estando éstas involucradas en la protección frente a la toxicidad de un amplio espectro de metales pesados incluido el Cd; en funciones tales como la excreción, la unión de metales a las cutículas o membranas de los organismos, la formación de compuestos insolubles, con respecto a esto, varios autores sugieren la existencia de células especializadas (Wright & Welbourn, 1994; Sarabia Álvarez, 2002, Giarratano *et al.*, 2007).

2. Las características estructurales, relacionadas a la presencia de caparazón (como es el caso de los ostrácodos) y/o tegumentos con cubiertas impermeables a tóxicos, mencionado para *Artemia* respecto a metales incluido el Cd (Sarabia Álvarez *et al.*, 2006). En el caso de los crustáceos alcanza gran significación, la calcificación del exoesqueleto y la salinidad del medio ambiente.

3. Las características ecofisiológicas, como las diferencias en las tasas de captación del metal y su metabolismo. La incapacidad para metabolizar los tóxicos y su dependencia con la actividad de isoformas de las enzimas P450, y otros complejos biológicos

detoxicantes (Sanchez-Bayo, 2006); la cantidad de metal transferida a los tejidos está influenciada tanto por el estado fisiológico del organismo como por factores biológicos involucrados en el metabolismo del metal (Suedel *et al.*, 1997). Se ignora si los crustáceos pueden regular la concentración en sus cuerpos de metales no esenciales como el Cd. Las concentraciones de metales en el cuerpo de diversas especies resultan de la captación interna y de la adsorción pasiva por ejemplo, en el exoesqueleto. La excreción es probable que sea un componente de desintoxicación, aunque de menor importancia ya que representa un porcentaje bajo de la carga corporal total. Se han sugerido otras estrategias como las de las proteínas que se unen a metales. Asimismo, la tolerancia puede explicarse en parte, por la gran efectividad del Cd en la inducción a la formación de metalotioneínas, al menos en *Artemia* (Duquesne *et al.*, 2000; Sarabia Álvarez, 2002).

4. Las características genéticas como la ploidia. Al respecto Amiard *et al.* (2005) sugirieron una relación entre la ploidia en poblaciones diferentes de *Crassostrea gigas* (Mollusca) y su capacidad detoxificante de metales pesados incluido el Cd, a través de la velocidad de transcripción, la cual sería mayor cuanto mayor es el número de copias génicas. Barata *et al.* (1998) opinaron que la tolerancia al Cd de *Daphnia* podría deberse a causas genéticas, relacionadas con eventos de duplicación de genes específicos, involucrados en la detoxificación de metales, tal el caso de los codificantes de metalotioneínas. No obstante, Sarabia Álvarez *et al.* (2006) no hallaron diferencias en la cinética de absorción del Cd en dos poblaciones de *Artemia partenogenetica* con diferentes ploidias.

5. Las características reproductivas debidas a los modos reproductivos; aparentemente las especies partenogenéticas presentarían mayor tolerancia al Cd en comparación con las bisexuales. Esto se fundamenta en las ventajas de la reproducción asexual y en la hipótesis de los genotipos “ampliamente adaptados” o generalistas en organismos partenogenéticos (Sarabia Álvarez, 2002). En este sentido, ambas especies de ostrácodos estudiadas son partenogenéticas, y resultaron ser más tolerantes al Cd que especies sexuales como *Heterocypris incongruens*, *D. magna*, *H. azteca* y *H. curvispina*; sin embargo como muestra la Tabla 10 y ya hemos discutido, existen reportes donde estos ostrácodos resultaron más sensibles que dichas especies.

6. Las características o factores ambientales como dureza, salinidad, materia orgánica disuelta y temperatura, entre otros (Akkanen & Kukkonen, 2001). Eisler (1985) sostiene que existen diferencias en aguas de alcalinidad relativamente baja y marinas, concluyendo que los organismos marinos son más resistentes que los de agua dulce. La temperatura es

otro factor de influencia en las diferentes sensibilidades de los organismos, alterando la velocidad de absorción del tóxico. Se sabe que el descenso de la temperatura implica una disminución de la solubilidad de sales de metales y, en consecuencia de su biodisponibilidad para los organismos y por lo tanto, la toxicidad sería menor. En relación a esto, durante las experiencias con *C. orientale*, se observó que su sensibilidad a las sustancias tóxicas era diferente de acuerdo al momento del año; durante el invierno, al descender el metabolismo se reduciría la sensibilidad a los tóxicos, mientras que en verano, al aumentar éste, la sensibilidad sería mayor. Por esta razón, coincidimos con Prato *et al.* (2006) que para observar posibles cambios en la sensibilidad a los tóxicos, sería de utilidad efectuar bioensayos en diferentes condiciones de temperatura, salinidad y tipo de metales. De esta manera, se podría profundizar el conocimiento acerca de la respuesta de *S. bicuspis* y *C. incisa* a los tóxicos utilizados u otros, realizando experiencias que aclaren sobre los efectos subletales en dichas especies. Esto permitiría determinar la respuesta al modificar algunas de las variables bajo las que se realizan los ensayos.

Los resultados expuestos en este capítulo constituyen información toxicológica básica sobre la respuesta de *C. incisa* y *S. bicuspis* al Cd y SDS, siendo de utilidad potencial en la evaluación del riesgo ambiental mediante estos ostrácodos. Asimismo, el análisis del efecto del SDS sobre la sensibilidad de estas dos especies constituye un aporte valioso a nivel toxicológico, que amplía el espectro de contaminantes orgánicos con consecuencias nocivas sobre la biota acuática.

Puesto que *S. bicuspis* y *C. incisa*, en ensayos de toxicidad aguda son comparables en sensibilidad, a varias especies de crustáceos comúnmente utilizadas en respuesta a contaminantes, como el Cd, estos ostrácodos serían potencialmente útiles como bioindicadores de contaminación ambiental.

Tabla 4.10. Comparación de LC₅₀-EC₅₀ para el Cd de *S. bicuspis* y *C. incisa* con otras especies de crustáceos. ^aTiempo de exposición (horas). Procedencia de los datos: ^bUpdate of Ambient Water Quality Criteria for Cadmium, EPA, 2001; ^cShedd *et al.*, 1999; ^dEisler, 1985; ^eSuedel *et al.*, 1997; ^fGiarratano *et al.*, 2007. ndNo disponible.

Taxa	LC ₅₀ /EC ₅₀ (mg/L)	Dureza (mg/L)	Referencias
Ostracoda			
<i>Strandesia bicuspis</i>	0,042 (48) ^a	215	
<i>Chlamydotheca incisa</i>	0,332 (48)	215	
<i>Cypris subglobosa</i>	3,02 (48)	200	Vardia <i>et al.</i> , 1988
<i>Cypris subglobosa</i>	3,22 (48)	245	Khangarot & Sangita, 2009
<i>Paracyprideis fennica</i>	0,01 – 0,05	6,8-7,3 ⁰ /00 salinidad	Sundelin & Elmengren, 1991
<i>Heterocyprideis sorbyana</i>	0,01 – 0,05	6,8-7,3 ⁰ /00 salinidad	Sundelin & Elmengren, 1991
<i>Candona neglecta</i>	0,01 – 0,05	6,8-7,3 ⁰ /00 salinidad	Sundelin & Elmengren, 1991
<i>Diacypris compacta</i>	4,3	nd	Brooks <i>et al.</i> , 1995
<i>Heterocypris incongruens</i>	0,0061 (24)	nd	López-Gutiérrez <i>et al.</i> , com. pers.
<i>Heterocypris incongruens</i>	0,0037 (48)	nd	López-Gutiérrez <i>et al.</i> , com. pers.
Cladocera			
		nd	
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,0559	90	Lee <i>et al.</i> , 1997
<i>C. dubia</i>	0,054	90	Bitton <i>et al.</i> 1996 ^b
<i>C. dubia</i>	0,0631 (48)	6-28	Suedel <i>et al.</i> , 1997
<i>C. dubia</i>	0,11 (48)	nd	Toussaint <i>et al.</i> , 1995 ^c
<i>Ceriodaphnia.reticulata</i>	0,07- 0,11(48)	120 ±10 o 200 ±10	Hall <i>et al.</i> 1986
<i>Daphnia magna</i>	0,0264 (48)	69-87	Suedel <i>et al.</i> , 1997
<i>D. magna</i>	0,065	45	Biensinger & Christensen, 1972 ^b
<i>D. magna</i>	0,065 (48)	40 - 44	Toussaint <i>et al.</i> , 1995 ^c
<i>D. magna</i>	0,0036 – 0,115	170	Baird <i>et al.</i> , 1991 ^b
<i>D. magna</i>	0,02 - 0,08 (48)	120 ±10 y 200 ±10	Hall <i>et al.</i> , 1986
<i>D. magna</i>	784 (24)	250 ±25	Gaete & Paredes, 1996
<i>D. magna</i>	0,0245	170	Stuhlhacher <i>et al.</i> , 1992 ^b
<i>D. magna</i>	0,1294	170	Stuhlhacher <i>et al.</i> , 1992 ^b
<i>D. magna</i>	0,280	250	Crisinel <i>et al.</i> 1994 ^b
<i>D. magna</i>	0,047 (48)	nd	Canton & Adema, 1978
<i>D. magna</i>	0,0099	51	EPA, 1980 ^d
<i>D. magna</i>	0,018-0,179 (48)	179 ±3,7	Barata <i>et al.</i> , 1998
<i>Daphnia pulex</i>	0,14 (48)	nd	Canton & Adema, 1978
<i>D. pulex</i>	0,070 - 0,099	85	Roux <i>et al.</i> , 1993 ^b

Tabla 4.10 (continuación).

Taxa	LC₅₀/EC₅₀ (mg/L)	Dureza (mg/L)	Referencias
<i>D. pulex</i>	0,319	240	Elnabrarawy <i>et al.</i> , 1986 ^b
<i>D. pulex</i>	0,07- 0,11	120 ±10 y 200 ±10	Hall <i>et al.</i> , 1986
<i>Daphnia cullata</i>	0,20 (48)	<i>nd</i>	Canton & Adema 1978
<i>Daphnia lumholtzi</i>	0,61	<i>nd</i>	Vardia <i>et al.</i> , 1988
<i>Simocephalus serrulatus</i>	0,0035 - 0,0086	<i>nd</i>	Giesy <i>et al.</i> , 1977 ^d
Amphipoda			
<i>Hyalella azteca</i>	0,0056 (48)	6-28	Suedel <i>et al.</i> , 1997
<i>H. azteca</i>	0,008 (96)	34	Nebeker <i>et al.</i> , 1986
<i>H. azteca</i>	0,085	<i>nd</i>	Wong <i>et al.</i> , 1987 ^c
<i>H. azteca</i>	0,006-0,013	90	Collyard <i>et al.</i> , 1994 ^e
<i>Hyalella curvispisna</i>	0,00874 (96)	80-100	García, 2008
<i>Gammarus aequicauda</i>	0,71 (96)	36 ‰ salinidad	Prato <i>et al.</i> , 2006
<i>Corophium insidiosum</i>	1,68 (96)	36 ‰	Prato <i>et al.</i> , 2006
<i>Corophium orientale</i>	4,34 (96)	<i>nd</i>	Lera <i>et al.</i> , 2008
<i>Corophium orientale</i>	3,71 (96)	<i>nd</i>	Lera <i>et al.</i> , 2008
<i>Corophium insidiosum</i>	0,68 (96)	<i>nd</i>	Reish, 1993 ^f
<i>Corophium volutator</i>	9,03 (96)	<i>nd</i>	Bat <i>et al.</i> , 1998 ^f
<i>Paramoera walkeri</i>	0,67 (96)	20 - 30 ‰ salinidad	Dusquene <i>et al.</i> , 2000
Anostraca			
<i>Artemia franciscana</i>	97,5 (24)	<i>nd</i>	Sarabia Álvarez, 2002
<i>A. franciscana</i>	135 (24)	<i>nd</i>	Sarabia Álvarez, 2002
<i>Artemia salina</i>	152,1 (24)	<i>nd</i>	Sarabia Álvarez, 2002
<i>A. salina</i>	180,1 (24)	<i>nd</i>	Sarabia Álvarez, 2002
<i>Artemia parthenogenetica</i>	187,5 (24)	<i>nd</i>	Sarabia Álvarez, 2002
<i>A. parthenogenetica</i>	222,6 (24)	<i>nd</i>	Sarabia Álvarez, 2002
<i>A. parthenogenética</i>	286,8 (24)	<i>nd</i>	Sarabia Álvarez, 2002
<i>Artemia persimilis</i>	284,4 (24)	<i>nd</i>	Sarabia Álvarez, 2002
Decapoda			
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (langostino)	0,079	Salobre (3 UPS)	Camacho-Sánchez & Gamboa-Delgado 2003
Isopoda			
<i>Idotea baltica</i>	1,29 (96)	36 ‰	Prato <i>et al.</i> , 2006
<i>Sphaeroma sarratum</i>	4,79 (96)	36 ‰	Prato <i>et al.</i> , 2006
<i>Exosphaeroma gigas</i>	10,78 CE ₅₀ (96)	<i>nd</i>	Giarratano <i>et al.</i> , 2007

Tabla 4.11. Comparación de LC₅₀-EC₅₀ para el SDS de *S. bicuspis* y *C. incisa* con otras especies de crustáceos. ^aTiempo de exposición (horas). Datos procedentes de: ^b Martins *et al.* (2006); ^cBellas *et al.* (2005); ^dShedd *et al.* (1999). ndNo disponible.

Taxa	LC ₅₀ /EC ₅₀ (mg/L)	Dureza (mg/L)	Referencias
Ostracoda			
<i>Strandesia bicuspis</i>	40,888	215	
<i>Chlamydotheca incisa</i>	48,238	215	
<i>Cypris subglobosa</i>	2,05		Khargarot & Sangita, 2009
Cladocera			
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	48 (48) ^a EC ₅₀	nd	Toussaint <i>et al.</i> (1995) ^d
<i>Daphnia magna</i>	9,6 (48)	nd	Toussaint <i>et al.</i> (1995) ^d
<i>D. magna</i>	13,5 (48)	nd	Lewis & Horning (1991) ^b
<i>D. magna</i>	10,8 (48)	nd	Lewis & Horning (1991) ^b
<i>D. magna</i>	19,12(48)	nd	Guilhermino <i>et al.</i> (2000) ^b
<i>D. magna</i>	31 (48)EC ₅₀	nd	Janssen & Persoone (1993) ^b
<i>D. magna</i>	20,9 (24)	nd	Lewis & Horning (1991) ^b
<i>D. magna</i>	12,9 (24)	nd	Lewis & Horning (1991) ^b
<i>D. magna</i>	45,8 (24)	nd	Guilhermino <i>et al.</i> (2000) ^b
<i>D. magna</i>	35 (24)EC ₅₀	nd	Pedersen & Petersen (1996) ^b
<i>D. magna</i>	28,8 (24)EC ₅₀	nd	Sandbacka <i>et al.</i> (2000) ^b
<i>D. magna</i>	25	nd	Martínez-Jerónimo & García-González (1994)
<i>D. magna</i>	14,5 (48)	160-1 80	Villegas-Navarro <i>et al.</i> (1999)
Amphipoda			
<i>Corophium orientale</i>	6,23 (96)	nd	Lera <i>et al.</i> (2008)
<i>C. orientale</i>	3,14 (96)	nd	Lera <i>et al.</i> (2008)
Anostraca			
<i>Artemia salina</i>	27,20 (24)	nd	Liwarska-Bizukojc <i>et al.</i> (2005)
Decapoda			
<i>Palaemonetes pugio</i>	34 (48)LC ₅₀	nd	Whitting <i>et al.</i> (1996) ^c

4.6 Referencias

Akkanen, J. & Kukkonen, J. V. K., 2001. Effects of water hardness and dissolved organic material on bioavailability of selected organic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 2303–2308.

Albert, L. A., 2004. *Toxicología Ambiental*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua. México.

Alvarez Zarikian, C. A., Blackwelder, P. L.; Hood, T., Nelsen, T. A. & Featherstone, C., 2000. Ostracods as indicators of natural and anthropogenically induced changes in coastal marine environments. *Coasts at the Millennium, Proceedings of the 17th International Conference of The Coastal Society*, Portland, OR USA, 896-905 pp.

Amiard J. C, Perrein-Ettajani H., Gerard A., Baud J. P. & Amiard-Triquet, C., 2005. Influence of ploidy and metal-metal interactions on the accumulation of Ag, Cd, and Cu in oysters *Crassostrea gigas* thunberg. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 48(1):68–74.

APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed. American Public Health Association, Washington, DC.

APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Baltimore: American Water Works Association. Water Poll. Cont. Federat.

Barata, C., Baird, D. J. & Markich, S. J., 1998. Influence of genetic and environmental factors on the tolerance of *Daphnia magna* Straus to essential and non-essential metals. *Aquatic Toxicology*, 42: 115–137.

Barata C., Markich S. J., Baird D. J. & Soares, A. M. V. M. 2002 . The relative importance of water and food as cadmium sources to *Daphnia magna* Straus. *Aquatic Toxicology*, 61: 143–154.

Bellas, J., Beiras, R., Marino-Balsa, J. C. & Fernandez, N., 2005. Toxicity of Organic Compounds to Marine Invertebrate Embryos and Larvae: A Comparison Between the Sea Urchin Embryogenesis Bioassay and Alternative Test Species. *Ecotoxicology*, 14, 337–353

Brooks, A., White, R. M. & Paton, D. C., 1995. Effects of heavy metal son the survival of *Diacyptris compacta* (Herbst) (Ostracoda) from the Coorong South Australia. *International journal of salt Lake Research*, 4: 133-163.

Camacho-Sánchez, M. I. & Gamboa-Delgado, J., 2003. Biodisponibilidad de metales en agua salobre (3UPS) y su efecto tóxico en el langostino *Macrobrachium rosenbergii*. Retel revista de toxicología en línea <http://www.sertox.com.ar/retel/default.htm>.

Canton, J. H. & Adema, D. M. M., 1978. Reproducibility of short-term and reproduction toxicity experiments with *Daphnia magna* and comparison of the sensitivity of *Daphnia magna* with *Daphnia pulex* and *Daphnia cucullata* in short-term experiments. *Hydrobiologia*, 59 (2): 135-140.

Castillo Morales G., 2004. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de la calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Castillo G. (Ed.). México.

CETESB, 1995. Legislação Federal. Controle da poluição ambiental. In: Resolução CONAMA no. 20, 18/06/1986, Série Documentos. CETESB, São Paulo. 9–24 pp.

Chial, B. & Persoone, G., 2002a. Cyst-Based Toxicity Tests XII-Development of a Short Chronic Sediment Toxicity Test with the Ostracod Crustacean *Heterocypris incongruens*: Selection of Test Parameters. Wiley Periodicals, Inc. Environmental Toxicology, 17: 520–527.

Chial, B. & Persoone, G., 2002b. Cyst-Based Toxicity Test XIII-Development of a Short Chronic Sediment Toxicity Test with the Ostracod Crustacean *Heterocypris incongruens*: Methodology and Precision. Environmental Toxicology, 17: 528-532.

Chial, B. & Persoone, G., 2002c. Cyst-Based Toxicity Test XIV-Application of the Ostracod Solid-Phase Microbiotest for Toxicity Monitoring of River Sediments in Flanders (Bergium). Environmental Toxicology, 17: 533-537.

Comisión Administradora del Río De La Plata. 1990. Estudio para la evaluación de la contaminación en el Río de La Plata. Informe de Avance, Argentine Hydrographic Navy Report.

Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata (CIC) - Grupo de Trabajo en Niveles Guía de Calidad del Agua (1999).

Ley 24051. Texto ordenado c/Decreto 831. Residuos peligrosos - Generación, manipulación, transporte y tratamiento - Normas.

Dickson, T. R., 2000. Química: Enfoque Ecológico. 14ª. Ed. Limusa-Editores. México. Pág. 217, 244, 246, 346, 250, 251, 378-385.

Duquesne, S., Riddle, M., Schulz, R. & Liess, M., 2000. Effects of contaminants in the Antarctic environment—potential of the gammarid amphipod crustacean *Paramoera walkeri* as a biological indicator for antarctic ecosystems based on toxicity and bioaccumulation of copper and cadmium. Aquatic Toxicology. 49, 131–143.

ECOTOX, 2003. Electronic database. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ecotox/>.

Eisler, R., 1985. Cadmium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, DC. Biological Report No 85(1.2)

Eissa, B. L., Salibian, A., Ferrari, L, Porta, P. & Borgnia, M., 2003. Evaluación toxicológica no invasiva del cadmio: modificaciones de biomarcadores conductuales en *Cyprinus carpio*. Biología Acuática, 20: 56-62.

EPA. 1985a. Ambient aquatic life water quality criteria for cadmium. Office of Water, Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, Washington, D.C. EPA 440/5-84-032.

EPA. 1985b. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. U.S. EPA, Washington, D.C. NTIS No. PB85-227049. 98 pp.

EPA. 1996. 1995 Updates: Water quality criteria documents for the protection of aquatic life in water. Office of Water. EPA-820-B-96-001.

EPA. 2001. Update of ambient water quality criteria for cadmium. Office of Water, Washington, D.C. EPA-822/R-01-001. 268 pp.

EPA, 2009.

<http://www.epa.gov/ogwdw/contaminants/basicinformation/cadmium.html#five>

Finney, D. J. 1971. Probit analysis. London: Synd. Cambridge Univ. Press, 333 pp.

Gaete, H. & Paredes, K., 1996. Toxicidad de mezclas de contaminantes químicos sobre el cladóceros *Daphnia magna*. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 12 (1): 23-28.

García, M. E., 2008. Estudio del efecto de la contaminación sobre invertebrados del complejo zoobentónico en arroyos de la llanura pampeana. Tesis Doctoral. FCNyM. UNLP. Argentina.

Giarratano, E., Comoglio, L., Amin, O., 2007. Heavy metal toxicity in *Exosphaeroma gigas* (Crustacea, Isopoda) from the coastal zone of Beagle Channel. Ecotoxicology and Environmental Safety, 68: 451–462.

Gío-Argáez, F. R., Machain, C. M. & Gaytán, C. A., 2004. Ostracoda. Vol. IV. Cap. 20: 513-539. En: Biodiversidad Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una Síntesis de su Conocimiento. Llorente, B. J.E., Morrone, J.J. y Vargas, F. I. (Eds). Facultad de Ciencias de la UNAM. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.

Griffiths, H. R. & Holmes, A., 2000. Non-marine Ostracods and Quaternary Paleoenvironments, En Quaternary Research Association, Technical Guide No 8. London. 188 pp.

Hall, W. S., Paulson, R. L., Hall, L.W. Jr, & Burton, D. T., 1986. Acute toxicity of cadmium and sodium pentachlorophenate to daphnids and fish. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 37: 308–316.

Havel, J. E. & Talbott, B. L., 1992. Sublethal responses of *Cyprinotus incongruens* (Crustacea: Ostracoda). En: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Cincinnati, Ohio.

Havel, J. E. & Talbott, B. L., 1993. Application of ostracodes to sediment toxicity test. GPL, Lake Wedington, Arkansas.

Havel, J. E. & Talbott, B. L., 1995. Life history characteristics of the freshwater ostracod *Cyprinotus incongruens* and their application to sediment toxicity test. *Ecotoxicology*, 4: 50-62.

Horne, D. J., Cohen, A. & Martens, K., 2002. Taxonomy, morphology and biology of Quaternary and living Ostracoda. In Chivas, R. A. & Holmes, J. A. (Eds). *The Ostracoda: Applications in Quaternary Research*, Geophysical Monograph Series, AGU, Washington, D. C. 5-36 pp.

Keddy, C. J., Greene, J. C. & Bonnell, M. A., 1995. Review of Whole-Organism Bioassays: Soil, Freshwater Sediment, and Freshwater Assessment in Canada. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 30: 221-251.

Khangarot, B. S. & Sangita, D., 2009. Acute toxicity of metals and reference toxicants to a freshwater ostracod, *Cypris subglobosa* Sowerby, 1840 and correlation to EC₅₀ values of other test models. *Journal of Hazardous Materials*, 172 (2-3): 641-649.

Külköylüoğlu, O., 2004. On the usage of ostracods (Crustacea) as bioindicator species in different aquatic habitats in the Bolu region, Turkey. *Ecological Indicators*, 4: 139–147

Lee, D. R., 1980. Reference Toxicants in Quality Control of Aquatic Bioassays p 188-199. In Buikema A. L.; Cairns, J. (Eds.). *Aquatic invertebrate bioassays*. American Society for Testing and Materials. Special Technical Publication 715.

Lera, S., Macchia S., Dentone, L. & Pellegrini, D., 2008. Variations in sensitivity of two populations of *Corophium orientale* (Crustacea: Amphipoda) towards cadmium and sodium laurylsulphate. *Environmental and Monitoring Assessment*, 136: 121–127.

Ley 24051. Texto ordenado c/Decreto 831. Residuos peligrosos - Generación, manipulación, transporte y tratamiento - Normas.

Liwerska-Bizukojc, E., Miksch, K., Malachowska-Jutcz, A. & Kalka, J., 2005. Acute toxicity and genotoxicity of five selected anionic and nonionic surfactants. *Chemosphere*, 58: 1249–1253.

López Greco, L. S., Sánchez, M. V., Nicoloso, G. L., Medesani, D. A. & Rodríguez, E. M., 2001. Toxicity of Cadmium and Copper on Larval and Juvenile Stages of the Estuarine Crab *Chasmagnathus granulata* (Brachyura, Grapsidae). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 41: 333–338.

Marcovecchio, J. E., 1988. Estudio comparativo de la distribución de los metales traza mercurio, cadmio y zinc en organismos de dos zonas estuariales de Argentina: Bahía Blanca y desembocadura del Río de la Plata. PhD diss., University of Mar del Plata, Argentina.

Martinez-Jerónimo, F. & García-Gonzalez, R., 1994. Effect of food concentration on the chronic toxicity of sodium dodecylsulphate to *Daphnia magna*. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 3: 247-253.

Martins, J., Oliva Teles, L. & Vasconcelos, V., 2007. Assays with *Daphnia magna* and *Danio rerio* as alert systems in aquatic toxicology. *Environment International*, 33: 414–425.

Mastroti, R. R., Souza, E. C. P. M., Abessa, D. M. & Sass, V., 1998. Avaliação preliminar da biodegradabilidade de tensoativos aniônicos em água do mar. *Revista Brasileira de Oceanografia* 46 (2): 187–193.

Mezquita, F., Griffith, H. I., Domínguez, M. I. & Lozano-Quilis, M. A., 2001. Ostracoda (Crustacea) as ecological indicators: a case study from Iberian Mediterranean brooks. *Archiv für Hydrobiologie*, 150 (4): 545-560.

Milhau, B., Dekens, N., & Wouters, K., 1997. Assessing the use of ostracods as potential bioindicators of pollution. Application on the Slack River (Boulonnais, France). *Ecologie: revue trimestrielle/ Société Française d'Ecologie*, 28: 3-12.

Natale, G. S., 2006. Analisis Ecotoxicológico de una Comunidad de Anuros de la Region Pampeana. Efecto del Cr (VI) sobre embriones y larvas de distintas especies de una taxocomunidad. Tesis Doctoral. FCNyM. UNLP. Argentina.

Nebeker, A. V., Onjukka, S. T., Cairns, M. A. & Krawczyk, D. F. 1986. Survival of *Daphnia magna* and *Hyalella azteca* in cadmium-spiked water and sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5: 933–938.

Norma Mexicana NMX-AA-110-1995-SCFI. Análisis de Agua - Evaluación de Toxicidad Aguda con *Artemia franciscana* Kellogg (Crustacea-Anostraca) - Método de Prueba.

Persoone, G. 2001. Microbiotest for rapid and cost- effective hazard assessment of industrial products, effluents, wastes, waste leachates and groundwaters (p 109-115). En Stuart, A. C.; Thompson, K. C.; Keevil, C. W.; Smith, M. (Eds.). *Rapid detection assays for food and water*. Special Publication 272. The Royal Society of Chemistry.

Piot, M. N., López, A. G., Miño, L. A., Dos Santos Alfonso, M. & Verrengua Guerrero, N. R., 2006. The Impact of Particle-Bound Cadmium on Bioavailability and Bioaccumulation: A Pragmatic Approach. *Environmental Science and Technology*, 40: 6341-6347.

Prato E., Biandolino, F. & Scardicchio, C., 2006. Test for Acute Toxicity of Copper, Cadmium, and Mercury in Five Marine Species. *Turkish Journal of Zoology*, 30: 285-290.

Quiroz, R., 2000. La eutrofización de las aguas continentales de Argentina (p. 43-47). En Fernandez, A. (Ed.) *El agua en Iberoamérica: Acuíferos, Lagos y Embalses*. CYTED. Subprograma XVII. Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos. 147 pp.

Rainbow, P. S., 1997. Ecophysiology of trace Metal Uptake in Crustaceans. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 169-175.

Ramírez, A., 2002 Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. *Anales de la Facultad de Medicina Universidad Nacional Mayor de San Marcos*. 63 (1) 51 - 64.

Rinderhagen, M., Ritterhoff, J. & Zauke, G. P., 2000. Crustaceans as Bioindicators. Biomonitoring of polluted Water – Reviews on Actual Topics. En: Gerhardt, A. (Ed.). Trans Tech Publications – Scitech Publications. Environmental Research Forum, 9: 161-194.

Rocha, A. J. S., Gomes, V., Ngan, P. V., Passos, M. J. A. C. R. & Furia, R. R., 2007. Effects of anionic surfactant and salinity on the bioenergetics of juveniles of *Centropomus parallelus* (Poey). Ecotoxicology and Environmental Safety, 68: 397–404.

Ruiz, F., González-Regalado, M. L., Borrego, J., Abad, M. & Pendón, J. G., 2004. Ostracoda and foraminifera as short-term tracers of environmental changes in very polluted areas: the Odiel Estuary (SW Spain). Environmental Pollution, 129: 49–61.

Ruppert, E. E. & Barnes, R. D., 1994. Invertebrate Zoology. Saunders College Publishing, Philadelphia, PA, USA.

Sanchez-Bayo, F., 2006. Comparative acute toxicity of organic pollutants and reference values for crustaceans. I. Branchiopoda, Copepoda and Ostracoda. Environmental Pollution, 139: 385-420.

Sarabia Álvarez, R., 2002. Toxicidad y acumulación de cadmio en poblaciones de diferentes especies de *Artemia*. Tesis presentada para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas por la Universitat de València.

Sarabia Álvarez, R., Varó, I., Amat, F., Pastor, A., del Ramo, J., Díaz-Mayans, J. & Torreblanca, A., 2006. Comparative Toxicokinetics of Cadmium in *Artemia*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 50: 111–120.

Sastry, A. N., 1983. Ecological aspects of reproduction (p 179-270). En: Vernberg, F. J. and Vernberg W. B. 1983. The Biology of Crustacea 8: Environmental adaptations, Academic Press, New York.

Shedd, T. R., Widder, M. W., Toussaint, M. W., Sunkel, M. C. & Hull, E., 1999. Evaluation of the annual killifish *Nothobranchius guentheri* as a tool for rapid acute toxicity screening. Environmental Toxicology and Chemistry, 18 (10): 2258–2261.

Sibila Lores, M. A., 2008. Evaluación de la biodegradabilidad y ecotoxicidad de tensioactivos en el medio acuático marino. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz. 196 pp.

Subsecretaría de Recursos Hídricos (SSRH) - Niveles Guía de Calidad.
<http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad.html>

Suedel, B. C., Rodgers, J. H., Jr. & Deaver, E., 1997. Experimental factors that may affect toxicity of cadmium to freshwater organisms: Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 33 (2): 188–193.

Sundelin, B. & Elmengren, R., 1991. Meiofauna of an experimental soft bottom ecosystem-effects of macrofauna and cadmium exposure. Marine Ecology Progress Series, 70: 245-255.

Thorp, J. H. & Covich A. P. 2001. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. 2^a ed. ACADEMIC PRESS: 811-842, 851 y 915.

Vardia, H. K., Rao, P. S. & Durve, V. S., 1988. Effect of copeer, cadmiun and zinco n fish-food organisms, *Daphnia lumholtzi* and *Cypris subglobosa*. Proceedings of the Indian Academy of Science, 97 (2): 175-180.

Villegas-Navarro, A., Romero Gonzalez, M. C., Rosas Lopez, E., Dominguez Aguilar, R. & Marçal, S., 1999. Evaluation of *Daphnia magna* as an indicator of toxicity and treatment efficacy of textile wastewaters. Environment International. 25, (5): 619-624,

Wright, D. A. & Welbourn, P. M. 1994. Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological, and toxicological effects on biota. Environmental Reviews, 2 (2): 187–214

Yasuhara, M & Yamazaki, H., 2005. The impact of 150 years of anthropogenic pollution on the shallow marine ostracode fauna, Osaka Bay, Japan. Marine Micropaleontology, 55: 63– 74.

Zar, J. H. 1984. Biostatiscal analysis. 2nd ed. Prentice Hall Inc. New Jersey. USA. 718 p.

Conclusiones

- ❖ Se determinó la presencia de cuatro especies de Ostracoda: *Cypridopsis vidua* (Müller, 1776); *Chlamydotheca incisa* (Claus, 1892), *Strandesia bicuspis* (Claus, 1892) y *Bradleystrandesia trispinosa* (Pinto & Purper, 1965).
- ❖ Las especies dominantes en densidad y ocurrencia fueron: *Strandesia bicuspis* y *Chlamydotheca incisa*.
- ❖ La presencia de ostrácodos se relaciona significativamente con el alto contenido de oxígeno disuelto y temperatura del agua y de manera negativa con la presencia de vegetación flotante.
- ❖ La variación estacional de la abundancia indica que las poblaciones de ambas especies fueron más densas durante los meses de verano-otoño. Las poblaciones de *Chlamydotheca incisa* se extendieron hasta el comienzo del invierno, lo que sugiere una mayor tolerancia a temperaturas menores en esta especie.
- ❖ *Strandesia bicuspis* prefiere aguas con menor concentración de oxígeno disuelto, temperaturas más altas, pH y conductividades menores.
- ❖ *Chlamydotheca incisa* prefiere aguas con mayor concentración de oxígeno disuelto, menor temperatura, mayor pH y conductividad.
- ❖ Las poblaciones de *Strandesia bicuspis* se desarrollaron densamente luego de los períodos de lluvia, incluso antes que *Chlamydotheca incisa*.
- ❖ El ciclo de vida de *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis* consta de 8 estadios juveniles y el adulto.
- ❖ No se halló un factor fijo de crecimiento entre estadios sucesivos de desarrollo en ambas especies.

- ❖ El ciclo de vida de *Chlamydotheca incisa* abarca casi 40 días, le insume 27 días llegar al estado adulto en condiciones experimentales: temperatura (21°-24°C), pH (neutro) y fotoperíodo 16:8 luz-oscuridad.
- ❖ El ciclo de vida de *Strandesia bicuspis* abarca casi 38 días, le insume 22,5 días llegar al estado adulto en condiciones experimentales: temperatura (21°-24°C), pH (neutro) y fotoperíodo 16:8 luz-oscuridad.
- ❖ El modelo de crecimiento sigmoideal con tres parámetros fue aquel que mejor se ajustó a los datos para ambas especies de ostrácodos estudiadas.
- ❖ De acuerdo a la comparación de pendientes y ordenadas, *Strandesia bicuspis* y *Chlamydotheca incisa* no presentan diferente sensibilidad al Cd.
- ❖ Los valores de Cd considerados letales para ambas especies se encuentran por encima de los valores permitidos en agua dulce para la protección de la biota acuática.
- ❖ De acuerdo a la comparación de pendientes y ordenadas *Strandesia bicuspis* es más sensible al SDS que *Chlamydotheca incisa*.
- ❖ *Strandesia bicuspis* y *Chlamydotheca incisa* demostraron ser más tolerantes al SDS que otras especies de crustáceos considerados estándares.
- ❖ Las especies utilizadas en este trabajo presentan sensibilidades al Cd, mayores o similares que otras especies de crustáceos ampliamente conocidas y utilizadas como bioindicadores. De modo que, *Chlamydotheca incisa* y *Strandesia bicuspis* podrían utilizarse como potenciales indicadores ambientales.

Anexo

Tabla A. Autor y año de los taxa citados.

Taxa	Autor
<i>Amphicypris</i> (Ostracoda)	Sars, 1901
<i>Amphicypris argentinensis</i>	Fontana & Balent, 2005
<i>Anabaena</i> (Cyanobacteria)	Bory, 1822
<i>Anabaena azollae</i>	(<u>Strasburger, 1873</u>)
<i>Artemia franciscana</i> (Branchiopoda, Anostraca)	Kellog, 1906
<i>Artemia salina</i>	Linnaeus, 1758
<i>Azolla</i> (Pteridopsida)	Lam, 1783
<i>Azolla filiculoides</i>	Lam, 1783
<i>Bradleystrandesia trispisnosa</i> (Ostracoda)	(Pinto & Purper, 1965)
<i>Callinectes sapidus</i> (Malacostraca, Decapoda)	Rathbun, 1896
<i>Candona neglecta</i> (Ostracoda)	Baird, 1854
<i>Candona suburbana</i>	Hoff, 1942
<i>Candonopsis</i> (Ostracoda)	Sars, 1894
<i>Candonopsis brasiliensis</i>	Sars, 1901
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (Branchiopoda, Cladocera)	Richard, 1894
<i>Chasmagnathus granulatus</i>	Dana, 1851
<i>Chlamydotheca</i> (Ostracoda)	Saussure, 1858
<i>Chlamydotheca incisa</i>	Claus, 1892
<i>Corophium insidiosum</i> (Malacostraca, Amphipoda)	Crawford, 1937
<i>Corophium orientale</i>	Schellenberg, 1928
<i>Corophium volutator</i>	(Pallas, 1766)
<i>Crassostrea gigas</i> (Bivalvia, Ostreoida)	Thunberg, 1793
<i>Cyclocypris ovum</i> (Ostracoda)	Jurine, 1820
<i>Cypretta vivacis</i> (Ostracoda)	Würdig & Pinto, 1993
<i>Cypridopsis</i> (Ostracoda)	Brady, 1867
<i>Cypridopsis assimilis</i>	Sars, 1895
<i>Cypridopsis vidua</i>	Müller, 1776
<i>Cyprinotus incongruens</i> (Ostracoda)	Ramdohr, 1808

Tabla A. (continuación)

Taxa	Autor
<i>Cypris subglobosa</i> (Ostracoda)	Sowerby, 1840
<i>Daphnia cullata</i> (Branchiopoda, Cladocera)	Sars, 1862
<i>Daphnia lumholtzi</i>	Sars, 1885
<i>Daphnia magna</i>	Strauss, 1820
<i>Daphnia pulex</i>	de Geer, 1778
<i>Darwinula</i> (Ostracoda)	Brady & Robertson, 1885
<i>Darwinula stevensoni</i>	Brady & Robertson, 1870
<i>Diacypriis compacta</i> (Ostracoda)	(Herbst, 1958)
<i>Eucypris aragonica</i> (Ostracoda)	Brehm & Margalef, 1949
<i>Eucypris obtusata</i>	(Sars, 1901)
<i>Eucypris virens</i>	Jurine, 1820
<i>Exosphaeroma gigas</i> (Malacostraca, Isopoda)	Leach, 1818
<i>Fischerella</i> (Cyanobacteria)	Gom., 1895
<i>Gammarus aequicauda</i> (Malacostraca, Amphipoda)	Martynov, 1931
<i>Gammarus pulex</i>	Linnaeus, 1758
<i>Herpetocypris</i> (Ostracoda)	Brady & Norman, 1889
<i>Heterocyprideis sorbyana</i>	T. R. Jones, 1857
<i>Heterocypris bosniaca</i>	Petkowski et al., 2000
<i>Heterocypris incongruens</i>	Ramdohr, 1808
<i>Heterocypris salina</i>	Brady, 1868
<i>Hyalella azteca</i> (Malacostraca, Amphipoda)	Saussure, 1858
<i>Hyalella curvispina</i>	Shoemaker, 1942
<i>Hydrocotyle</i> (Magnoliopsida)	(Tourn.) L. 1737
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	L.f., 1781
<i>Idotea báltica</i> (Malacostraca, Isopoda)	Pallas, 1772
<i>Ilyocypris</i> (Ostracoda)	Brady & Norman, 1889
<i>Ilyocypris gibba</i>	(Ramdohr, 1808)
<i>Lactuca sativa</i> (Magnoliopsida)	Linnaeus, 1753
<i>Lemna gibba</i> (Liliopsida)	L. 1753

Tabla A. (continuación)

Taxa	Autor
<i>Lemna minuta</i>	Humb., Bonpl. et Kunth, 1815
<i>Limnobium spongia</i> (Monocotyledoneae)	(Bosc) Rich. ex Steud, 1841
<i>Limnocythere</i> (Ostracoda)	Brady, 1867
<i>Ludwigia</i> (Magnoliopsida)	L., 1753
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (Malacostraca, Decapoda)	De Man, 1879
<i>Maja squinado</i> (Malacostraca, Decapoda)	(Herbst, 1788)
<i>Mysidopsis bahía</i> (Malacostraca, Mysida)	Molenock, 1969
<i>Mytilocypris henricae</i> (Ostracoda)	Chapman, 1966
<i>Nostoc</i> (Cyanobacteria)	Vaueh., 1803
<i>Palaemonetes pugio</i> (Malacostraca, Decapoda)	Holthuis, 1949
<i>Paracyprideis fennica</i> (Ostracoda)	Hirschmann, 1909
<i>Paramoera walkeri</i> (Malacostraca, Amphipoda)	Rakusa-Suszczewski & Klekowski, 1973
<i>Phormidium</i> (Cyanobacteria)	Kützing, 1843
<i>Potamocypris</i> (Ostrácoda)	Brady, 1870
<i>Salvinia biloba</i> (Pteridopsida)	Raddi 1825
<i>Salvinia minima</i>	Baker, 1886
<i>Sphaeroma serratum</i> (Malacostraca, Isopoda)	Fabricius, 1787
<i>Spirodella intermedia</i> (Liliopsida)	W. Koch, 1932
<i>Strandesia</i> (Ostracoda)	Stuhlmann, 1888
<i>Strandesia bicuspis</i>	Claus, 1892
<i>Strandesia longula</i>	Broodbakker, 1983
<i>Strandesia stöcki</i>	Broodbakker, 1983
<i>Strandesia trispinosa</i>	(Pinto & Purper, 1965)
<i>Tolypothrix</i> (Cyanobacteria)	Kütz. (1843)
<i>Trentepholia</i> (Ulvophyceae)	Martius. Printz, 1939.
<i>Utricularia hydrocarpa</i> (Magnoliopsida)	Vahl, 1804
<i>Westiella</i> (Cyanobacteria)	De Toni, 1907
<i>Wolffia colombiana</i> (Liliopsida)	H. Karst., 1865
<i>Wolffiella lingulata</i> (Liliopsida)	(Hegelm.) Hegelm., 1895

Tabla A (continuación)

Taxa	Autor
<i>Wolffiella oblonga</i>	(Phil.) Hegelm., 1895
<i>Xestoleberis hanaii</i> (Ostracoda)	Ishizaki, 1968
<i>Zygnema</i> (Chlorophyceae)	Agardh 1816