

## LOS CAMBIOS CLIMÁTICOS E HIDROLÓGICOS PREVISTOS PARA LA SIDV

De acuerdo a varias investigaciones realizadas en los años recientes, en la Cuenca del Paraná y, en particular, en su porción inferior (donde se ubica nuestra área de estudio), se están produciendo varios cambios tanto desde el punto de vista climático como hidrológico (Camilioni, 2005 a; 2005b; Barros, 2006).

Con respecto a la temperatura, desde la década de 1920, se estaría observando un aumento en la media anual. Éste sería, desde principios de 1950, del orden de  $0,01^{\circ}\text{C}/\text{año}$ . Por otro lado, a partir de la década de 1980 se estaría observando también una mayor cantidad de valores anómalos de signo positivo, es decir, temperaturas inusualmente altas (Camilioni, 2005a).

En cuanto a las precipitaciones, a partir de la década de 1970, también se observan tendencias positivas, las que estarían vinculadas con una mayor intensidad y frecuencia del fenómeno de El Niño y, en menor medida, con años neutros de ENSO, pero no con La Niña (Camilioni, 2005a; Menéndez, 2006). Con respecto a la marcha anual de la precipitación, las mayores tendencias positivas se estarían dando en los veranos y, particularmente, en los otoños (sobre todo a partir de la década de 1980). En invierno, en cambio, la tendencia sería escasa o, incluso, negativa (Camilioni, 2005a; Menéndez, 2006). Por otro lado, estarían ocurriendo con mayor frecuencia eventos de lluvias intensas (100 mm o más en menos de 48 hs.) en todo el NE de Argentina, especialmente, en los meses de verano (Barros, 2006; Menéndez, 2006). Esto último implica la descarga con gran intensidad de enormes cantidades de agua sobre decenas de miles de  $\text{km}^2$  en tiempos relativamente cortos determinando, como veremos más adelante, inundaciones cada vez más frecuentes y severas sobre todo, en lugares topográficamente bajos (Barros, 2006), como el SIDV.

La clara tendencia positiva de la precipitación que, según Báez (2006) sería del orden de 4 mm por año, provoca cambios en el balance hídrico determinando un leve aumento en la evapotranspiración real (ETR) anual (de  $1,5 \text{ mm}/\text{año}$ ). La relación precipitación/ETR implicaría, en consecuencia, mayores períodos de exceso hídrico y, eventualmente, mayores escurrimientos con el consiguiente aumento de los caudales de los ríos. Si a esto le sumamos la influencia que, en este sentido, estarían ejerciendo la deforestación, la ocupación humana y la actividad agropecuaria, surge claramente que los cambios descritos, contribuyen a una mayor altura del agua en todos los ríos de la Cuenca del Paraná, con el consiguiente aumento en la frecuencia de eventos de inundación (Barros, 2006). Además, merece señalarse que, del análisis individual de los hidroperíodos de los años comprendidos entre 1998 y 2007 correspondientes al SIDV (realizados especialmente para este trabajo a partir de datos diarios medidos en el puerto de la ciudad de Victoria) (Fig. 2), surge claramente que, salvo en el caso de 2004 y 2005, el resto de los años difiere del comportamiento general descrito anteriormente. Es decir que, en las últimas décadas, se estaría produciendo un “desplazamiento” con niveles máximos en pleno otoño (abril-mayo) y con aguas relativamente altas desde principios de esa estación hasta mediados de invierno, incluyendo leves repuntes producidos en junio-julio. Por otro lado, las máximas bajantes estarían ocurriendo a principios de la primavera (setiembre), pudiendo darse también leves repuntes al inicio del verano (diciembre). En consecuencia, debido al Cambio Climático, se estarían “invirtiendo” los períodos anuales de aguas altas y bajas

ya que, en los años recientes, se corresponderían con los períodos o estaciones frías (EF) y cálidas (EC) del año, respectivamente.

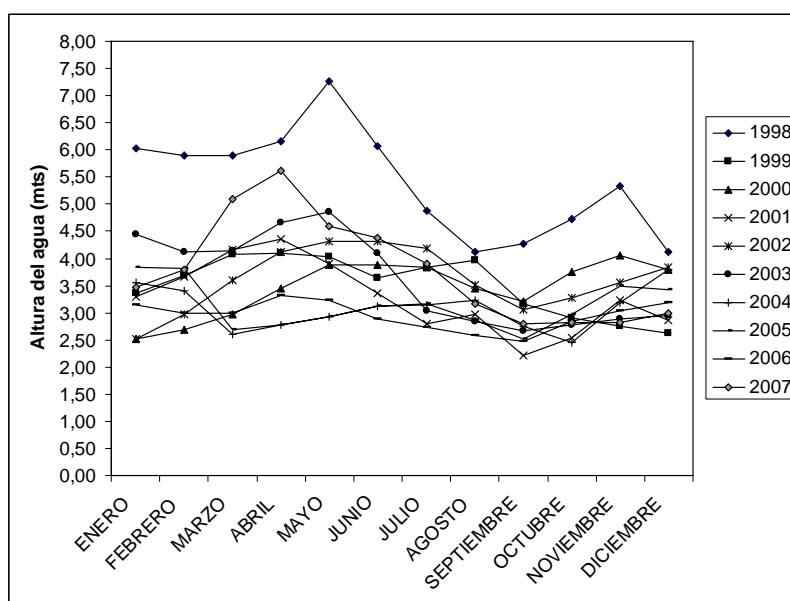


Figura 2. Hidroperíodos anuales (altura del agua en metros medida en el puerto de Victoria, Entre Ríos) para el período 1998-2007 (a partir de información suministrada por la Dirección de Fiscalización de Puertos, Municipio de Victoria).

Con respecto a los eventos extremos de inundación, se estaría produciendo un aumento en su frecuencia de ocurrencia ya que, en el último siglo, 12 de las 16 mayores descargas del río Paraná se registraron en los últimos 25 años, 11 de ellas, asociadas a El Niño (Camilioni, 2005b). Además, analizando la frecuencia decadal de caudales anómalos, se observa un notable incremento de los mismos en los 80 y 90 lo que indicaría que no sólo aumenta la altura media del agua en forma anual sino también su variabilidad (Camilioni, 2005b).

Los tres últimos eventos extremos de inundación, ocurridos durante 1982-83; 1991-92 y 1997-98, incluyeron tres de las seis descargas más importantes y fueron acompañados, por un aumento anómalo de la ATSM (Camilioni, 2005b). Los dos primeros se produjeron, como ocurre históricamente, por precipitaciones extraordinarias en el Alto Paraná pero, la inundación de 1998 también se vio favorecida por precipitaciones extraordinarias ocurridas *in situ*. (Borús y Goniadzki, 2002; Goniadzki y Borús, 2002; Camilioni, 2005b). Además en el verano de 2007 se produjo un nuevo evento de inundación con características relativamente similares a los anteriormente señalados (en particular al de 1998), lo que estaría indicando que la mayoría de estos eventos son de elevada magnitud y se producen con mayor frecuencia (cada nueve años en promedio).

Por último, resulta conveniente señalar que, en combinación con los fenómenos anómalos de inundación anteriormente descriptos, a partir de los primeros años de este siglo estaríamos experimentando también eventos extremos de sequía los que, además, serían relativamente consecutivos manteniéndose durante varios años. Este hecho sería particularmente notable en algunas zonas del NE argentino (Menéndez, 2006), destacándose para el SIDV, el caso del año 2006.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Análisis y evaluación de la información climática e hidrológica

Se caracterizó la ocurrencia de eventos de sequía extrema (2006), de inundación extrema (2007) y “normales” (2001), en función de dos de los principales parámetros descriptores de los regímenes climático e hidrológico: la precipitación y la altura del agua (medidos en forma diaria por la Dirección de Fiscalización del Puerto de la Ciudad de Victoria). El 2006 fue considerado representativo de un evento extremo de sequía ya que no sólo tuvo los niveles de agua mensuales más bajos de los últimos años, sino también, fue la culminación de una sucesión de períodos relativamente secos que venía experimentando el SIDV desde el año 2002 (Fig. 2). El 2007, en cambio, fue considerado representativo de un evento extremo de inundación ya que, en los meses de verano de ese año, se produjo una crecida del río Paraná de intensidad y distribución temporal relativamente semejante al último gran evento de ese tipo, relacionado con un ENSO de características extraordinarias, ocurrido en el SIDV en el año 1998 (Fig. 2).

El 2001 fue considerado el último año “normal” de la presente década en la SIDV, teniendo en cuenta la semejanza de los valores observados y su distribución a lo largo del año de los dos parámetros considerados.

Para los tres años mencionados, además de los hidroperíodos (Fig. 2), se graficó la marcha anual de las precipitaciones mensuales ocurridas en la ciudad de Victoria (Fig. 3).

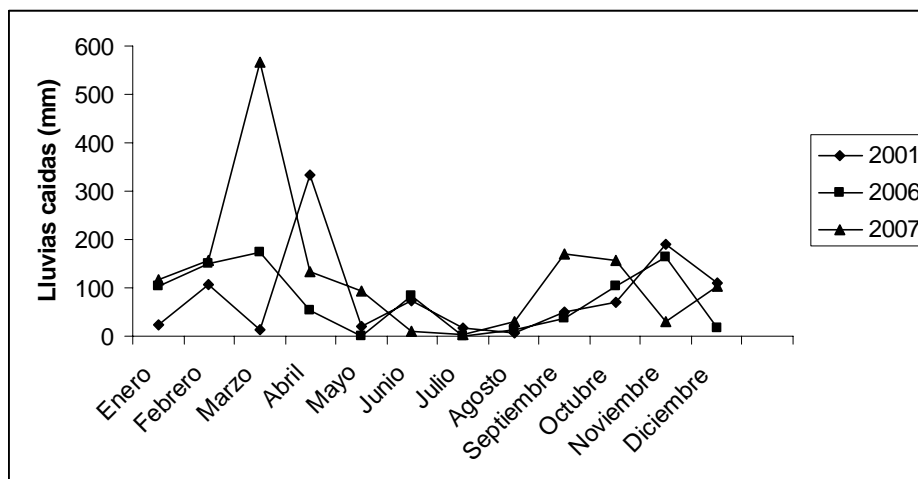


Figura 3. Marcha anual de la precipitación durante un año “normal” (2001); un año con sequía extrema (2006) y un año con inundación extrema (2007) en sector de islas del Departamento Victoria (Provincia de Entre Ríos).

Por otro lado, se realizaron comparaciones estadísticas de a pares, utilizando la prueba de Mann - Whitney (Sieguel y Castellán, 1998) para los niveles de agua diarios y de Kolmogorov - Smirnov (Daniel, 1983) para las precipitaciones mensuales (debido al bajo tamaño muestral). Se consideraron, dentro de esos años, dos períodos en particular: los meses correspondientes a las temporadas de caza de “nutria” autorizada

(abril a setiembre) y los veranos inmediatamente anteriores a las mismas (enero a marzo). En todos los casos, se utilizaron las pruebas no paramétricas anteriormente mencionada debido a que, en su mayoría, los grupos de valores a comparar no tenían distribuciones normales según la Prueba de Lilliefors ( $p < 0,05$ ) (Daniel, 1983).

### **Estimación de parámetros poblacionales básicos de *M. coypus***

Durante las temporadas de los tres años mencionados se realizó un exhaustivo seguimiento diario de la actividad realizada por un cazador de referencia residente en el SIDV.

En el año 2001, debido a razones operativas, sólo pudieron estimarse los parámetros para el mes (agosto) en el que nuestro cazador – colaborador realizó sus actividades cinegéticas en el área de caza donde se efectuó el seguimiento y donde se concentra normalmente su actividad en la SIDV. En los años 2006 y 2007, en cambio, dichas estimaciones fueron realizadas para la mayoría de los meses correspondientes a las temporadas de caza oficiales (mayo a setiembre). A partir de dicho seguimiento se registró, en cada uno de los tres casos, el número de ejemplares capturados por día y el número de trampas utilizadas para ese fin. Además, para cada uno de los individuos cosechados, se midió su peso (en gramos) y largo corporal (en cm) y se determinó su sexo.

Se estimó la densidad mensual y total de coipos (por temporada), considerando el tamaño del área de caza (aproximadamente 20 ha). Para ello y dado que, atendiendo a nuestro pedido, el cazador mantuvo constante el número de artes de caza utilizados (20 trampas - cepo), se aplicó un método de estimación de abundancia/densidad basado en capturas con remoción (Zippin, 1958) y considerando una probabilidad constante de captura (Zippin, 1956). Para dichas estimaciones se utilizó el programa “*Removal Sampling*” (Pisces Conservation Ltd., 1992) con el cual se construye la curva que mejor ajusta entre las observaciones del número de capturas diarias (eje de ordenadas) y el número diario acumulado de las capturas previamente realizadas (eje de abscisas). La proyección de la intersección de dicha curva con el eje horizontal proporciona una estimación del tamaño poblacional que, dividido por la superficie del área de caza, permite determinar la densidad. Por otro lado, a partir de las capturas realizadas se estimó un índice de densidad relativa (IDR) mensual (Kravetz, 1978; Mills et al., 1991) aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{IDR} = \left[ \frac{\text{N}^\circ \text{ de individuos capturados mensualmente}}{\text{N}^\circ \text{ trampas} * \text{N}^\circ \text{ noches}} \right] * 100$$

A partir del peso de los individuos colectados se estimó su edad siguiendo el método propuesto por Nazar Anchorena (2004), adaptado de Crespo (1974). Éste permite determinar la existencia de cinco grandes categorías etarias: subjuven I (individuo de 0 a 3 meses de edad y sexualmente inmaduro); joven II (de 3 a 6 meses y maduro); subadulto III (de 6 a 9 meses y maduro); subadulto IV (de 9 a 12 meses y activo sexualmente) y adulto (> de 12 meses y activo sexualmente). Mediante dicha información se procedió a estimar mensualmente la estructura de edades de la población de coipos en el área de caza.

Considerando la relación entre el peso y el largo de los individuos, se procedió a estimar su estado general utilizando el índice de condición física (ICF) propuesto por Willner *et al.* (1979). La fórmula de dicho índice es:

$$\text{ICF} = (\text{peso corporal (Kg)} * 10^5) / (\text{longitud céfalo caudal (cm)})^3$$

A partir de dichos cálculos se determinaron los ICF medianos mensuales para los tres períodos considerados. Por otro lado, con el número de machos y de hembras capturados mensualmente se procedió a determinar la relación o proporción de sexos (Caughley, 1977).

En el caso de las hembras, se colectaron los aparatos reproductores a fin de determinar *a posteriori*, en adecuadas condiciones de laboratorio, su tasa de preñez y el número de embriones o fetos presentes en cada caso (Bó *et al.* 2006; Spina, 2008). La tasa de preñez se determinó como la relación entre la cantidad de hembras preñadas sobre el total de hembras capturadas mensualmente (Bodmer *et al.* 1997; Colantoni, 1993). El tamaño de camada medio mensual, se determinó como el número de embriones presentes en cada una de las hembras preñadas.

Además, se estimó la productividad bruta mensual de la población de coipos estudiada como el número de embriones (o crías) presentes sobre el total de hembras capturadas y examinadas (Bodmer *et al.* 1997).

Resulta necesario señalar que las comparaciones correspondientes entre los respectivos parámetros poblacionales estimados en el año 2001 y los de los años 2006 y 2007 sólo consideraron las capturas realizadas durante el mes de agosto de cada año. En cambio, las comparaciones de los parámetros estimados durante las temporadas de caza 2006 y 2007 se realizaron utilizando los valores totales y mensuales obtenidos a lo largo de los cinco meses correspondientes (mayo a setiembre).

Por lo anteriormente expuesto, sólo se compararon las estimaciones de densidad total y productividad bruta para los meses de agosto de los tres años mencionados. Por otro lado, no se calcularon los IDR para la temporada 2001 pero sí para los meses de las temporadas 2006 y 2007. Las comparaciones estadísticas entre estas últimas fueron realizadas a través de una prueba de Mann - Whitney (Sieguel y Castellan, 1998).

Para las comparaciones mensuales de las estructuras de edades (realizadas entre los meses de agosto de 2001, 2006 y 2007), se utilizaron pruebas de Chi-cuadrado considerando las frecuencias observadas y las esperadas de cada categoría etaria (Sokal y Rohlf, 1981).

Para las comparaciones de los ICF mensuales se utilizó una prueba de Mann -Whitney (Sieguel y Castellan, 1998).

Para las comparaciones entre las proporciones de sexos observadas en los meses de agosto de 2001, 2006 y 2007 y para evaluar si las proporciones de sexos estimadas mensualmente se apartaban o no de una proporción 1:1, se aplicó el procedimiento propuesto por Caughley (1977). El mismo se basa en una Prueba de Chi-cuadrado entre las frecuencias observadas y las esperadas (Sokal y Rohlf, 1981) correspondiendo estas últimas a la relación 1:1.

Por último, para comparar las tasas de preñez y las productividades brutas mensuales también se utilizó una prueba de Mann -Whitney (Sieguel y Castellan, 1998).

## **Estimación de indicadores de la intensidad de la actividad nutricia en la SIDV**

Para evaluar la intensidad de la actividad de caza en los tres períodos mencionados se estimó:

- a) La EFCM o eficiencia media mensual de captura del cazador (número de coipos capturado por día manteniendo un número constante de artes de caza).
- b) El número de ejemplares capturados mensualmente en el área de caza (NEM)
- c) El número total de ejemplares capturados en los sitios de caza visitados durante la temporada autorizada (NTE).
- d) El porcentaje de la población total que fue cosechado (%PTC). El mismo fue calculado a partir de la información generada de la aplicación del método de captura por remoción.

Los valores de EFMC obtenidos a lo largo de las temporadas de caza 2006 y 2007 fueron comparados estadísticamente mediante una Prueba de Kolmogorov –Smirnov para dos muestras (Daniel, 1983).

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **Análisis y evaluación de la información climática e hidrológica**

En la Tabla 1 se presentan los valores medios y sus rangos de variación de los niveles del agua y de las precipitaciones registradas en los veranos previos y en las temporadas de caza autorizadas de los años 2001, 2006 y 2007. De la misma y de los análisis estadísticos realizados surge que los valores de los niveles del agua de la temporada de caza 2006 fueron significativamente menores a los del año “normal” (2001) ( $U= 11356$ ;  $p<0.001$ ). Por otro lado, los valores de la temporada 2007 fueron significativamente mayores a los del 2001 ( $U= 8815.5$ ;  $p<0,001$ ) y a los del 2006 ( $U= 4267$ ;  $p<0.001$ ).

Al analizar los valores del nivel del agua para los veranos previos a dichas temporadas, no se observaron diferencias significativas entre los años 2001 y 2006 ( $U= 2706$ ;  $p= 0.88$ ) pero si entre los veranos de las temporadas 2007 y 2001 ( $U= 2598$ ;  $p< 0.001$ ) y 2007 y 2006 ( $U= 1383.5$ ;  $p<0.001$ ).

Dichos resultados señalan que, efectivamente, los años seleccionados son representativos de una situación normal (2001), de sequía extrema (2006) y de inundación extrema (2007), aunque esta última sólo fue importante en el verano previo a la temporada de caza de nutria.

Por otro lado, los valores de precipitación (Tabla 1) y las comparaciones realizadas no mostraron diferencias significativas entre las temporadas 2001 – 2006 ( $p> 0.10$ ); 2001-2007 ( $p> 0.10$ ) y 2006 – 2007 ( $p> 0.10$ ). En el caso de los veranos previos, si bien no pudo aplicarse una prueba estadística debido al bajo tamaño muestral, se observó una notoria diferencia entre los de 2006 y 2007 con respecto al de 2001.

Tabla 1. Resumen de los valores de los descriptores hidrológicos y climáticos considerados para caracterizar un año “normal” (2001); un año con “sequía extrema” (2006) y un año con “inundación extrema” (2007) en el sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos) ubicado en el Delta Medio del Río Paraná (a partir de información suministrada por la Dirección de Fiscalización del Puerto de la ciudad de Victoria).

	2001	2006	2007
Altura diaria del agua (m) para los meses correspondientes a la temporada de caza de nutria (*)	3,29 (2,71- 3,94)	2,80 (2,61- 3,29)	4,28 (3,17 – 4,56)
Altura diaria del agua (m) para los meses correspondientes a los veranos previos (**)	3,3 (3,18- 3,42)	3,59 (3,09- 3,82)	4,14 (3,16- 4,63)
Precipitaciones totales mensuales (mm) de la temporada de caza (**)	35,5 (16- 73)	52,5 (21- 93)	62 (9- 133)
Precipitaciones totales mensuales (mm) de los veranos previos (**)	25 (15- 107)	151 (48- 213)	157 (102- 174)

(\*) Se muestran los valores medianos diarios y los cuartiles inferior y superior.

(\*\*) Se muestran los valores medianos mensuales (mm) y los cuartiles inferior y superior.

Esto último indicaría: a) que, al menos en los últimos años, las precipitaciones locales están siendo relativamente altas no sólo en los veranos con eventos de inundación sino también en años secos y b) que las precipitaciones locales pueden contribuir a magnificar el período de inundación (como probablemente ocurrió en el 2007) pero no serían las causales principales de estos últimos, tal como fuera señalado anteriormente.

### Estimación de parámetros poblacionales básicos de *M.coypus*.

En la Tabla 2 se presenta la densidad poblacional de coipos, estimada en un área de caza representativa de la SIDV en el mes de agosto (plena temporada de caza) de los años 2001, 2006 y 2007 y la densidad total (considerando toda la temporada de caza) de los últimos dos años anteriormente señalados. Se observa que, en períodos secos, la densidad de coipos sería bastante más baja que en años normales mientras que, en años con eventos extremos de inundación previos, dicha densidad tiende a aumentar. Por otro lado, al analizar la densidad total, ésta mejora (aunque no considerablemente) entre el año 2006 (con sequía) y el año 2007 (con inundación).

Con respecto a los IDR analizados para las temporadas de caza 2006 y 2007, no se observaron diferencias significativas entre los meses considerados ( $U= 2$ ;  $p= 0.083$ ). No obstante, en el caso del 2006 el IDR disminuyó a lo largo de la temporada de caza mientras que, en el 2007, se mantuvo relativamente constante aunque con valores relativamente bajos (Fig. 4).

Tabla 2. Densidad poblacional de coipos, estimada en un área de caza representativa de la SIDV en el mes de agosto (plena temporada de caza) de los años 2001, 2006 y 2007 y la densidad total (considerando toda la temporada de caza) de los años 2006 y 2007.

Densidad de coipos en el mes de agosto (individuos/ha)	2001 7.56	2006 3.80	2007 9.55
Densidad total de coipos (considerando toda la temporada de caza)	Sin dato	3.02	3.31

Con respecto a los IDR analizados para las temporadas de caza 2006 y 2007, no se observaron diferencias significativas entre los meses considerados ( $U= 2$ ;  $p= 0.083$ ). No obstante, en el caso del 2006 el IDR disminuyó a lo largo de la temporada de caza mientras que, en el 2007, se mantuvo relativamente constante aunque con valores relativamente bajos (Fig. 4).

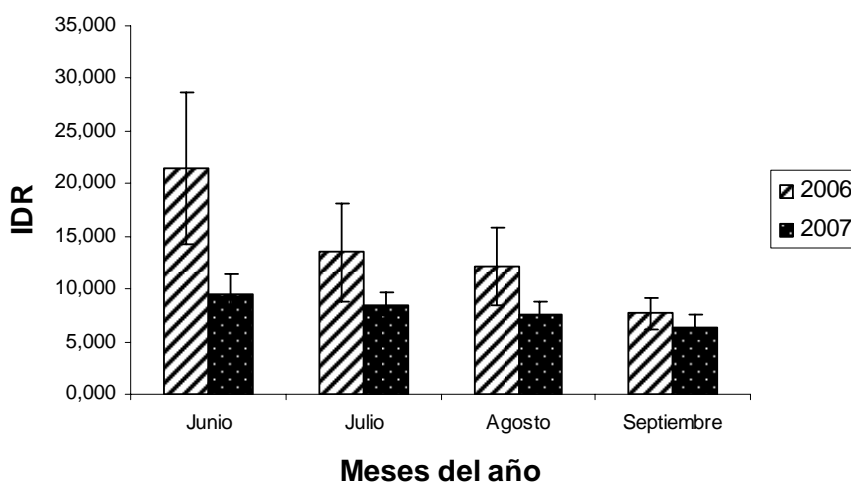


Figura 4. Índices de densidad relativa (IDR) de la población de *Myocastor coypus* del sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos) a lo largo de los meses de las temporadas de caza 2006 y 2007.

Los resultados anteriormente señalados estarían indicando: a) que el coipo se ve negativamente afectado en su número tanto por un evento extremo de sequía como por uno de inundación y b) que, pese a esto último, las condiciones ambientales que se manifiestan posteriormente a una inundación extrema contribuirían a la estabilización y a la eventual recuperación poblacional, si previamente la SIDV experimenta una sucesión de períodos consecutivos de sequía extrema.

En la Tabla 3 se presentan los valores observados de estructura de edades, proporción de sexos, tasa de preñez y productividad bruta de la población de coipos estudiada en los meses de agosto de 2001, 2006 y 2007.

Tabla 3. Valores observados de estructura de edades, índice de condición física (ICF), proporción de sexos, tasa de preñez y productividad bruta de la población de coipos estudiada en los meses de agosto de 2001, 2006 y 2007 en el sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos) ubicado en el Delta Medio del Río Paraná.



	2001	2006	2007
Estructura de edades* (en %):			
• Subjóvenes I	0,00	0,00	0,00
• Jóvenes II	0,00	2,00	0,00
• Subadultos III	8,70	25,00	5,00
• Subadultos IV	30,43	28,00	23,00
• Adultos V	60,87	45,00	72,00
Índice de condición física (ICF) medio	4,13	3,3	3,8
Proporción de sexos			
Machos: hembras	1,55: 1	1,16: 1	1: 1,67
Tasa de preñez (número de hembras preñadas/total de hembras)	0,89	0,48	0,87
Productividad bruta (número total de embriones o crías/total de hembras)	5,89	1,25	4,33

\*De acuerdo a las categorías etarias propuestas por Nazar Anchorena (2004) a partir de Crespo (1973)

Con respecto a la estructura de edades, no se observaron diferencias significativas para ninguna de las categorías etarias consideradas entre los meses representativos de una temporada de caza con ciclo hidrológico normal (2001) y con una inundación extrema en 2007 ( $X^2 = 1.202$ ;  $p = 0,877$ ). En cambio, al comparar los meses de los años 2001 y 2006, en este último se observaron significativamente más subadultos III ( $X^2 = 12,685$ ;  $p = 0,0003$ ) y menos adultos V ( $X^2 = 4.961$ ;  $p = 0,026$ ).

Por otro lado, al analizar dicho parámetro dentro de las temporadas 2006 y 2007, en la del año con sequía se observa una mayor proporción relativa de individuos subadultos III y IV y, en menor medida, adultos V, mientras que, en el año con inundación, se produce una situación inversa (Fig. 5).

Los resultados señalados indican que los períodos de inundación extrema no afectarían, al menos sustancialmente, la estructura etaria de la población de coipos, situación que sí se daría en el período seco. En este caso, disminuiría el número de individuos relativamente más viejos y con mayor capacidad reproductiva al estar sexualmente maduros a esa edad (Crespo, 1974), probablemente por emigración del área, con las eventuales consecuencias negativas que esto tendría sobre las preñeces y la productividad bruta de los coipos.

Por otro lado, al igual que señaláramos para el caso de la densidad, parecería que un evento extremo de inundación luego de un período de sequía extrema (como ocurrió en nuestro caso) tendría un efecto relativamente favorable al contribuir al aumento de la población de adultos. No obstante, debería estudiarse más profundamente si esto es debido o no al ingreso con las grandes masas de agua de individuos procedentes de otras áreas cercanas dentro de la misma SIDV y relativamente menos afectadas por los eventos extremos mencionados.

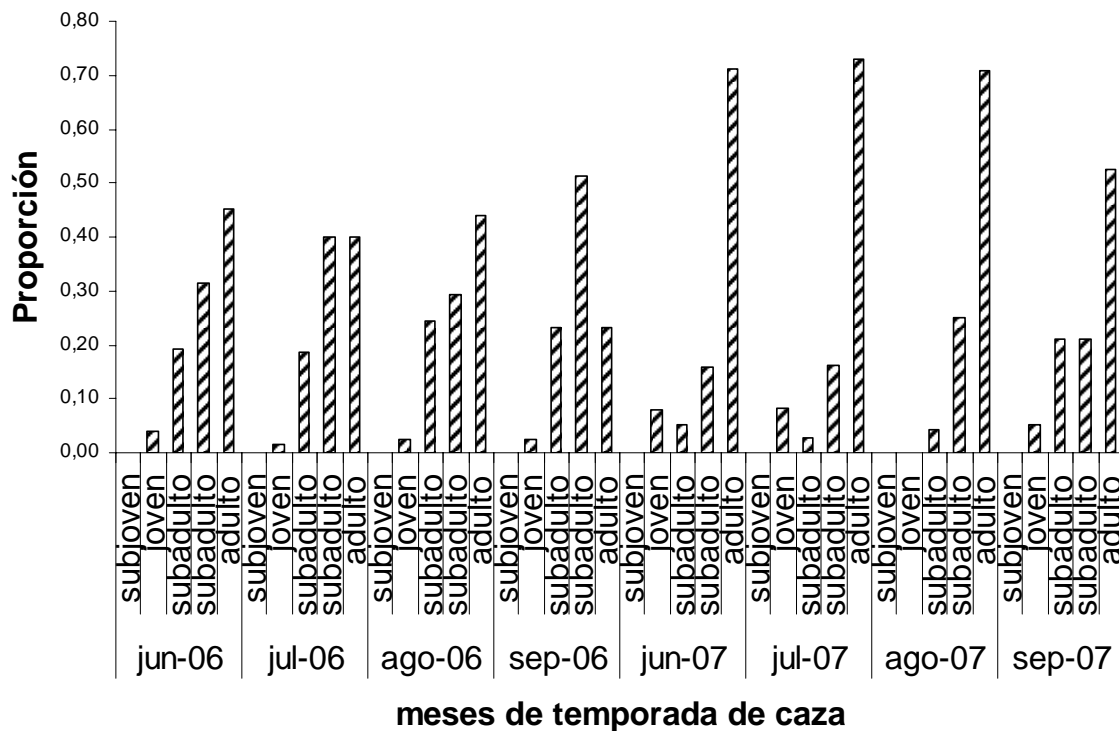


Figura 5. Estructura de edades mensual de la población de *Myocastor coypus* durante las temporadas de caza 2006 y 2007 en el sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos).

Con relación a los ICF de los individuos capturados en los períodos analizados debe señalarse que los ICF medianos del mes de agosto de 2001 y de 2007 no difirieron significativamente entre sí ( $U=27$ ;  $p= 0.23$ ), pero sí lo hicieron con respecto al del 2006 ( $U=18$ ;  $p=0.04$  para 2001 vs. 2006 y  $U=0.0$ ;  $p=0.0003$  para 2006 vs. 2007). Por otro lado, el ICF para ambos sexos resultó ser significativamente mayor en los meses de la temporada de caza 2007 (medianas de 3.55 para hembras y 3.6 para machos) que en esos mismos meses de la temporada de caza 2006 (mediana de 4.15 y 4.2 para hembras y machos respectivamente) ( $U = 0$ ;  $p= 0.02$  en ambos sexos) (Fig. 6).

Los resultados anteriormente señalados indicarían que los eventos extremos de sequía afectan negativamente la condición física de los coipos al perjudicar la calidad, cantidad y disponibilidad de recursos y condiciones que determinan la aptitud de hábitat en la SIDV. Por otro lado, y contrariamente a lo esperado (por las eventuales condiciones de estrés involucradas y la relativamente menor aptitud de hábitat, al menos en el corto plazo), los ICF medianos de los coipos no se verían sustancialmente afectados luego de una inundación extrema. Esto probablemente se debería a los mayores valores que, en ese sentido, aportarían los individuos que ingresan al área provenientes de otras zonas relativamente menos afectadas, o bien a que los individuos que permanecieron en el área se hallaban en sitios lo suficientemente aptos y estables (en cuanto a su oferta de agua y alimento) como para no verse notoriamente afectados en su estado físico y, por lo tanto, en sus posibilidades de supervivencia.

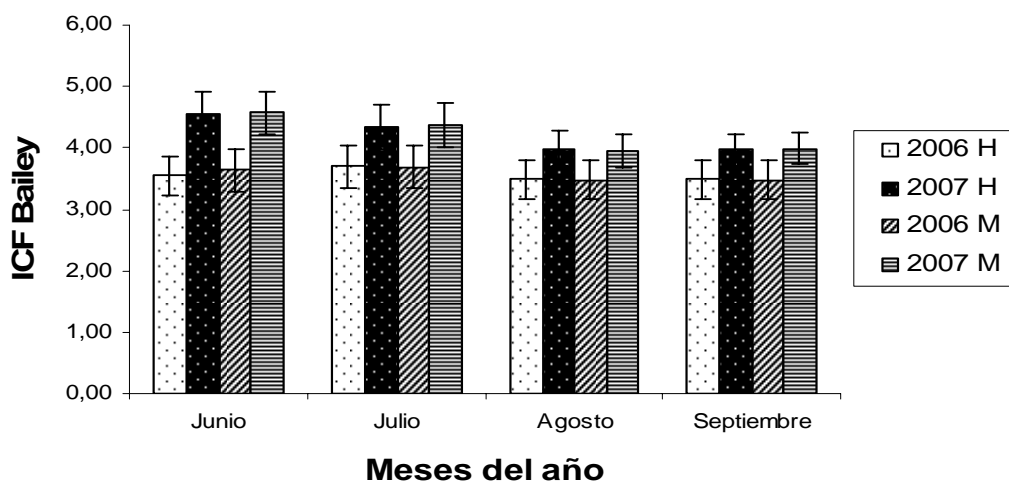


Figura 6. Valores de los promedios mensuales de ICF de individuos de *Myocastor coypus* de ambos sexos capturados durante las temporadas de caza 2006 y 2007 en el sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos).

En cuanto a la proporción de sexos, no se observaron diferencias significativas entre los meses de agosto de 2001 y de 2006 ( $X^2 = 0.891$ ;  $p = 0.345$ ), pero sí entre esos mismos meses de 2001 y de 2007 ( $X^2 = 5.484$ ;  $p = 0.019$ ). Esto indicaría que, en los años “con inundación”, debido a las particulares condiciones hidrológicas, la proporción de machos sería más variable dado su mayor comportamiento dispersivo o migratorio (Kinler *et al.*, 1987). No obstante, analizando la proporción machos: hembras a lo largo de los meses de la temporada 2006 y 2007 se verificó que, salvo para setiembre de 2007, dicha proporción no difirió significativamente del 1: 1 (Tabla 4). Este hecho sería coincidente con lo que ocurre prácticamente en todas las principales “áreas nutrieras del país” (Bó *et al.*, 2006a) e indican que los eventos extremos, tanto de sequía como de inundación, no implicarían desbalances poblacionales negativos en cuanto a este parámetro.

Tabla 4. Cantidad de machos y de hembras de *Myocastor coypus* capturados durante los meses de las temporadas de caza 2006 y 2007 en la zona de islas del Dpto. de Victoria (Entre Ríos). Diferencias significativas:  $p < 0.05$ .

Año	mes	Machos	Hembras	$X^2$	$p <$
2006	Junio	38	35	0.123	0.725
	Julio	35	35	0	1.000
	Agosto	22	19	0.219	0.639
	Septiembre	18	25	1.139	0.286
2007	Junio	21	17	0.421	0.516
	Julio	20	17	0.243	0.622
	Agosto	9	15	1.5	0.221
	Septiembre	15	4	6.368	0.012

Con respecto a la tasas de preñez, no se observaron diferencias entre los agostos de 2001 y 2007 pero sí entre las de esos años y agosto de 2006 (Tabla 3). Por otro lado, al comparar las tasas de preñez mensuales de las temporadas 2006 (mediana: 0.43) y 2007 (mediana: 0.80), estas últimas resultaron ser significativamente mayores ( $U = 0.5$ ;  $p = 0.03$ ). En 2006, como era de esperarse por estudios previos (Bó *et al.*, 2006a; Spina,

2008), se observó un pico de este parámetro en el mes de julio. En 2007, en cambio, la tasa de preñez se mantuvo elevada durante todo el período (Fig. 7).

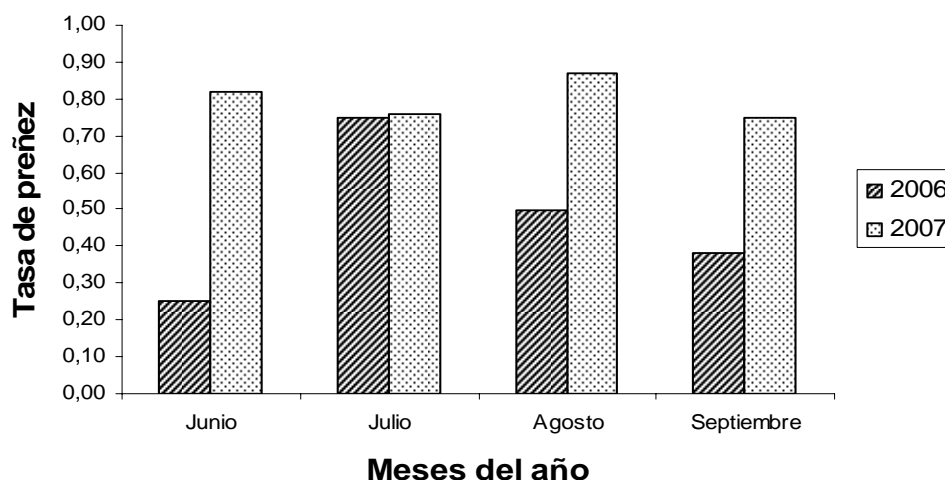


Figura 7. Tasas de preñez mensuales de la población de *Myocastor coypus* del sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos) durante las temporadas de caza 2006 y 2007.

Por otro lado, los valores de productividad bruta también difirieron notablemente entre 2001, 2006 y 2007 (Tabla 3). Además, la productividad bruta mensual mediana de la temporada 2006 (1.57) fue significativamente menor que la de la temporada 2007 (3.97) ( $U= 0.00$ ;  $p= 0.02$ ).

Estos hechos indicarían que los eventos extremos de inundación, si bien provocan cierta inestabilidad en la actividad reproductiva normal de los coipos no afectarían, al menos sustancialmente, su éxito reproductivo y, por lo tanto, su productividad anual, situación que sí ocurriría (y en forma acentuada) en los años con sequías extremas.

#### Estimación de indicadores de la intensidad de la actividad nutricia en la SIDV.

En relación con los indicadores de la intensidad de la actividad nutricia (Tabla 5), no existieron diferencias significativas en la EFCM entre los meses “con agua” (agostos de 2006 y 2007) ( $p=0.126$ ), pero sí entre estos y el mes “sin agua” (2006) ( $p=0.008$  para 2001 vs 2006 y  $p=0.01$  para 2006 vs 2007). Al analizar las EFCM medianas para la mayoría de los meses de la temporada autorizada, estas diferencias se siguieron manteniendo entre 2006 (mediana: 0.12) y 2007 (mediana: 0.13) pero no fueron significativas ( $p=0.88$ ) debido, probablemente, a la mayor variabilidad experimentada a lo largo de dichos meses.

Estos hechos y los valores de NEM observados (Tabla 5), indican que la actividad de caza “normal” de un nutriero en la SIDV se vería afectada tanto en los años con inundación extrema como en los años con sequía extrema. Por otro lado, esto no necesariamente se debería a variaciones en la eficiencia del cazador en dichas situaciones (ya que, como vimos, la misma se mantiene relativamente constante) sino, que, como veremos al analizar el %PTC, influye la cantidad de nutrias presente en ambos casos. No obstante, en el caso de una inundación extrema, debe aclararse que el cazador sólo puede cazar nutrias en los períodos inmediatamente previos al evento de

inundación (siempre y cuando esté asegurada su propia supervivencia y la de su familia) y que sólo vuelve a hacerlo cuando las condiciones hidrológicas alcanzan cierta estabilidad, al menos en términos relativos. Este hecho se traduciría, en última instancia, en las menores diferencias observadas entre los valores estimados de NTE para los años con ambos tipos de eventos (Tabla 5).

Tabla 5. Indicadores de la actividad nutricia en un área de caza representativa del sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos), ubicado en el Delta Medio del Río Paraná. EFCM: eficiencia de captura mensual; NEM: número de ejemplares capturado mensualmente en el área de caza; NTE: número total de ejemplares capturados en los sitios de caza visitados durante la temporada autorizada; %PTC: porcentaje de la población total cosechado.

	2001	2006	2007
EFCM –agosto- (número de individuos capturados/número de trampas colocadas diariamente)	0,13	0,12	0,125
EFCM mediana (para toda la temporada)	Sin dato	0,12	0,13
NEM (agosto)	151	76	191
NTE	348*	248	280
%PTC	58,33	76,59	80,55

\*Dato proporcionado por el cazador (ya que no se realizó un seguimiento completo a lo largo de la temporada en ese año)

Sin embargo, debe tenerse particularmente en cuenta que, pese a que el número de capturas por parte de un nutriero decrece en períodos con eventos extremos de inundación y sequía, el %PTC (es decir, la proporción de individuos que captura con respecto al total presente) aumenta en ambos casos (Tabla 5), con los consiguientes riesgos para la conservación de las poblaciones de coipo y la sustentabilidad de la actividad en el corto, mediano y largo plazo.

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El régimen hidrológico y sus condicionantes climáticas (como las precipitaciones), constituyen los factores condicionantes de la estructura y funcionamiento de todo sistema dominado por humedales (como el SIDV). Las principales variables descriptoras de dicho régimen (tales como frecuencia, intensidad, permanencia y distribución espacial), generan respuestas manifiestas de todos los organismos que lo habitan (Malvárez y Bó, 2000). En consecuencia, los eventos “normales” de creciente y estiaje en la SIDV, favorecen el mantenimiento de una elevada heterogeneidad ambiental (tanto temporal como espacial) que permite la presencia y abundancia de especies particularmente adaptadas a dichas fluctuaciones, tales como el *M. coypus* (Bó y Malvárez, 1999; Malvárez y Bó, 2000).

En esta investigación pretendimos evaluar, en una primera aproximación, si los eventos anómalos y extremos de dicho régimen (inundaciones y sequías) tenían consecuencias negativas sobre las poblaciones de coipo con los consiguientes riesgos de

extinción local para la especie. Al respecto, a lo largo de este trabajo hemos visto que los eventos extremos de sequía:

a) afectarían negativa y sustancialmente la abundancia y la estructura etaria de las poblaciones de coipo. Sumado a un importante deterioro en la condición física de los individuos, esto implicaría una reducción en los números y en la proporción relativa de los animales de mayor edad (más activos sexualmente), probablemente por emigración. Por ello, generarían una importante reducción en la capacidad reproductiva de la especie con consecuencias variables para el futuro de las poblaciones de acuerdo al tiempo transcurrido desde la ocurrencia del último evento de ese tipo.

b) no afectarían la proporción de sexos y, por lo tanto, no provocarían desbalances negativos en las poblaciones futuras, pero sí determinarían disminuciones significativas en las tasas de preñez y en la productividad bruta que, de mantenerse, podrían afectar la capacidad reproductiva y, por lo tanto, la viabilidad de las poblaciones.

Por otro lado, los eventos extremos de inundación:

c) también afectarían negativamente, aunque con menor magnitud, los números poblacionales, los índices de condición física y la estructura de edades de la especie. No obstante, dado que, en este caso, los números y la proporción relativa de subadultos IV y adultos V serían relativamente mayores (probablemente por inmigración) al igual que la condición física media de los individuos, resultarían fundamentales para estabilizar y, posteriormente, favorecer la recuperación poblacional, en el mediano y largo plazo, si previamente se experimenta una sucesión de períodos consecutivos de sequías extremas.

d) tampoco afectarían negativamente la proporción de sexos y, si bien generan en el corto plazo cierta inestabilidad y probablemente un “retardo” en la actividad reproductiva (expresado en parámetros como la tasa de preñez y la productividad bruta), no condicionarían, salvo en el corto plazo, el éxito reproductivo y, por lo tanto, la viabilidad poblacional.

En cuanto a los posibles efectos de los eventos extremos mencionados sobre la “actividad nutricia” debe señalarse que:

e) los mismos, como cualquier otro disturbio, pueden tener efectos sinérgicos o compensatorios sobre la actividad de caza (y otras actividades humanas) y viceversa.

Al referirse al evento de inundación extrema que afectó la SIDV y todo el Delta del Paraná en 1982-1983, Bó y Malvárez (1999) y Malvárez y Bó (2002) señalaban que, además de las consecuencias a relativamente corto y mediano plazo sobre los parámetros poblacionales y la aptitud del hábitat, dicho evento produjo cambios diferenciales en la presión de caza de acuerdo a la unidad de paisaje considerada (aumentando en las unidades C y D y reduciéndose en la B – Figura 1a –) al facilitar o no las posibilidades de captura, en función de las nuevas condiciones ambientales imperantes. Al respecto, Malvárez *et al.* (1999) señalaban, además, que a partir del evento en cuestión (y también de otros episodios similares registrados posteriormente), se produjeron cambios importantes en los patrones de asentamiento y en la composición demográfica de los grupos humanos con los consecuentes cambios en la intensidad y distribución espacio temporal de otras actividades productivas

tradicionales (apicultura, ganadería y pesca), contribuyendo, según el caso, al incremento o al decrecimiento de la actividad nutricia. Esta situación resultaba y sigue siendo particularmente dinámica al poder ser o no favorecida por la particular coyuntura económica del momento, variando la demanda del mercado por los diferentes productos de las islas.

En nuestro caso, a partir de los valores obtenidos para los indicadores de la intensidad de caza del coipo (EFCM, NEM, NTE y, sobre todo el %PTC) surgiría claramente que ni la sequía ni la inundación extrema afectarían la eficiencia del cazador de nutrias pero, cuando las mismas se producen, éste caza una menor cantidad de ejemplares, debido particularmente a los menores números poblacionales presentes. Sin embargo, esa menor abundancia relativa, determina que un cazador coseche, en ambos casos, una mayor proporción de individuos con respecto a la población total presente pudiendo afectar, de acuerdo al tiempo transcurrido desde el último evento, la sustentabilidad futura del recurso coipo.

Por todo lo expuesto y teniendo en cuenta que, debido al Cambio climático, los eventos extremos de sequía e inundación, serán cada vez más frecuentes (aunque poco predecibles) en la SIDV y que la ocurrencia de años “normales” sería, cada vez menos usual, se sugiere, realizar las siguientes recomendaciones para el manejo del recurso coipo:

- Reducir la extensión de la temporada de caza autorizada luego de un evento de inundación extrema, evitando favorecer la captura de coipos durante y en los meses inmediatamente posteriores a la misma.
- Tomar la misma medida para los años con sequía extrema, evitando la caza, especialmente, en los momentos del año en los que se producirían picos de parición (mediados de otoño y mediados de primavera, según Bó *et al.* (2006 a) y Spina (2008). Se propone también reducir aún más dicho período si el evento en cuestión es precedido por uno o varios años de sequía.

No obstante, resulta necesario continuar y profundizar este tipo de estudios mediante el monitoreo de más áreas y durante períodos de tiempo más largos y completos.

Por otro lado, surge claramente la necesidad de estudiar los potenciales efectos positivos o negativos que tendrían los movimientos dispersivos y migratorios en la persistencia y abundancia de las poblaciones no sólo ante eventos extremos sino también en años relativamente normales desde el punto de vista hidrológico. Para ello resulta básico evaluar la posible presencia de áreas “fuente” y áreas “sumidero” (Novaro *et al.* 2000) (como postulan Bó y Malvárez (1999) para las unidades ambientales C y D y para las unidades B y D del SIDV, respectivamente).

Además, resulta muy importante incorporar al análisis, no sólo los posibles efectos (sinérgico o compensatorio) de la oferta y demanda del mercado peletero sino también de los cambios producidos en la intensidad y distribución espacio-temporal de otras actividades como la pesca y, sobre todo, la ganadería que, al momento de la redacción de este trabajo, tiene en la zona una magnitud nunca vista antes.

Trabajos como el presente intentan contribuir a la necesaria elaboración de modelos relativamente simples que permitan predecir las respuestas de los organismos (en este

caso, el coipo) frente a los cambios en las condiciones ambientales que se producen tanto por disturbios de origen natural como antrópico. Pretende también que dichos organismos puedan ser utilizados, a su vez, como posibles indicadores de dichos cambios. En relación con el coipo y esto último, debemos tener en cuenta que, al ser éste un organismo particularmente móvil, que normalmente se desplaza entre distintos hábitats para satisfacer sus requerimientos (e, incluso, que puede dispersarse y/o migrar), su valor como indicador de cambios en las condiciones del sistema debería interpretarse, fundamentalmente, a una escala de paisaje y/o regional.

## **Agradecimientos**

Este trabajo está dedicado a la memoria de la Dra. A. I. Malvárez. Queremos agradecer al Sr. C. Hevia y a su familia, pobladores del sector de islas del Departamento Victoria sin cuya colaboración no hubiera sido posible realizar esta investigación. Nuestro particular reconocimiento para el Lic. G. Andino, quien nos facilitó los datos climáticos e hidrológicos, y para los colegas del Departamento de Fiscalización del Puerto de Victoria, Dirección General de Recursos Naturales, Forestación y Economías Alternativas de la Provincia de Entre Ríos (Área Fauna Silvestre) y Prefectura Naval Argentina (Delegación Victoria) por el apoyo brindado. Esta investigación forma parte del Proyecto ANPCyT “Herramientas para la evaluación de la sustentabilidad ambiental en ecosistemas de humedal de la Región del Delta del Río Paraná” y ha sido financiado y realizado en el marco del Proyecto “Estudios ecológicos básicos para el manejo sustentable de *Myocastor coypus* en Argentina, de la Dirección de Fauna Silvestre de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.

## **BIBLIOGRAFÍA**

AMBRIZZI, T, 2006. Variabilidad interanual: Background. III: Pp. 39-47. En: Barros, V; R Clarke y P Silva Díaz (eds.). El Cambio Climático en la Cuenca del Plata. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina.

BÁEZ, J, 2006. Tendencias de la evaporación. VII: Pp. 93-109. En: Barros, V; R Clarke y P Silva Díaz (eds.). El Cambio Climático en la Cuenca del Plata. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina.

BARROS, V, 2006. Introducción. I: Pp.11-17. En: Barros, V; R Clarke y P Silva Díaz (eds.) El Cambio Climático en la Cuenca del Plata. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina.

BÓ, RF y AI MALVÁREZ, 1999. Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre. VIII: Pp. 147-168. En: Malvárez, AI (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, Montevideo, Uruguay.

BÓ, RF; G PORINI; SM ARIAS y M.J CORRIALE, 2005. Estudios ecológicos básicos para el manejo sustentable del coipo (*Myocastor coypus*) en los grandes sistemas de



humedales de Argentina. VI: Pp. 111-128. En: Peteán J y J Cappato (Comps.). Humedales fluviales de América del Sur. Hacia un manejo sustentable. Proteger Ediciones (Argentina), Wetlands International y Comité Holandés de la UICN.

BÓ, RF; G PORINI; MJ CORRIALE y SM ARIAS, 2006. Proyecto Nutria. Estudios ecológicos básicos para el manejo sustentable de *Myocastor coypus* en Argentina. VIII: Pp. 93 – 104. En: Bolkovic, ML y D Ramadori (eds.). Manejo de Fauna Silvestre en Argentina. Programas de uso sustentable. Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Buenos Aires.

BODMER, R; R AQUINO, P PUERTAS; C REYES; T FANK y N GOTTDENKER, 1997. Manejo y uso sustentable de pecaríes en la Amazonía Peruana. VII: 64 -83. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, Quito.

BORÚS J, y D GONIADZKI, 2002. Eventos severos del Niño y su impacto en el Delta. II: Pp 3-8. En: Schnack EJ (ed.) El Niño: sus impactos en el Plata y en la Región Pampeana. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, Asociación Bonaerense de Científicos y Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de la Plata. Argentina.

CAFFERA, RM y EH BERBERY, 2006. Climatología de la Cuenca del Plata. II: Pp 19-38. En: Barros, V; R Clarke y P Silva Díaz (eds.). El Cambio Climático en la Cuenca del Plata. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina.

CAMILIONI, I y V BARROS, 2003. Extreme discharge events in the Paraná River. *J. Hydrology*, 278: 94-106.

CAMILIONI, I, 2005a. Tendencias climáticas. I: Pp 13-20. En: Barros, V; A Menéndez y C Nagy (eds.). El Cambio Climático en el Río de la Plata. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina.

CAMILIONI I, 2005b Variabilidad y tendencias hidrológicas en la Cuenca del Plata. III: Pp 21-32. En: Barros, V; A Menéndez y C Nagy (eds.). El Cambio Climático en el Río de la Plata. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina.

CAUGHLEY, G, 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley y Sons Ltd. New York.

COLANTONI, LO, 1993. Ecología poblacional de la nutria (*Myocastor coypus*) en la provincia de Buenos Aires. Fauna y Flora Silvestres. Año 1, Nro.1, 25 pp.

CORONEL, G y A MENÉNDEZ, 2006. Fisiografía e hidrología de la Cuenca del Plata. IV: Pp. 49-64 En: Barros, V; R Clarke y P Silva Díaz (eds.). El Cambio Climático en la Cuenca del Plata. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina.

CRESPO, JA, 1974. Observaciones sobre la reproducción de la nutria en estado silvestre. Primer Congreso Argentino de Producción nutriera, Provincia de Santa Fe, Argentina. 1: 60 – 73.

DANIEL, WW, 1983. Applied nonparametric statistics. 2da Ed. Houghton Mifflin Company, Boston.

KINLER, NW; G.LINSCOMBE y PR RAMSEY, 1987. Nutria. XXVII: Pp 327 – 343. En: Nowak, M; JA. Baker; ME Obbard y B Malloch (eds.). Wild furbearer management in North America. Ontario Trappers Asociation, Ontario.

KRAVETZ, FO, 1978. Ecología de las comunidades de roedores involucradas en la fiebre hemorrágica argentina. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

GONIADZKI, D y J BORÚS, 2002. Impacto hidrológico en los ríos de la Cuenca del Plata durante los eventos Niño. IV: Pp 9-10. En: Schnack, EJ (ed.). El Niño: sus impactos en el Plata y en la Región Pampeana. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, Asociación Bonaerense de Científicos y Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de la Plata. Argentina.

MALVÁREZ, AI, 1999. El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales. IV: Pp 35-54 En: Malvárez AI (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe, MAB/UNESCO. Montevideo, Uruguay.

MALVÁREZ, AI, M BOIVÍN y A ROSATO, 1999. Biodiversidad, uso de los recursos naturales y cambios en las islas del Delta Medio del Río Paraná (Dto. Victoria, provincia de Entre Ríos, Argentina). XIII: Pp. 257-290. En: Matteucci, S; O Solbrig; J Morello y G Halffter (eds.). Biodiversidad y usos de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. EUDEBA. Buenos Aires, Argentina.

MALVÁREZ, AI y RF BÓ, 2000. Identificación de indicadores ecológicos para la detección de condiciones hidrológicas en sistemas de humedales. *Cuaternario y Ciencias Ambientales* 1: 37-43.

MALVÁREZ AI y RF. BÓ, 2002. Cambios ecológicos en el Delta Medio del Río Paraná debidos al evento El Niño 1982-1983. VIII: Pp. 27-30. En: Schnack EJ (ed.). El Niño: sus impactos en el Plata y en la Región Pampeana. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, Asociación Bonaerense de Científicos y Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de la Plata. Argentina.

MALVÁREZ, AI, 1997. Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones de paisaje. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

MENÉNDEZ, A, 2006. Tendencias hidrológicas en la Cuenca del Plata. VI: Pp:81-92. En: Barros, V; R Clarke y P Silva Díaz (eds.). El Cambio Climático en la Cuenca del Plata. 1ra ed. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires, Argentina.

MILLS JN; B ELLIS; KT MECKER; J MAIZTEGUI y JE CHILDS, 1991. Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivate areas of central Argentina. *Journal of Mammalogy* 72 (3): 470- 479.

NAZAR ANCHORENA, S, 2004. Estimación de la edad en *Myocastor coypus* (Molina, 1782) y sus implicancias en la ecología y el manejo sustentable de la especie. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

NEIFF, JJ, 1999. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. VIII: Pp. 97-146. En: Malvárez AI (ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe, MAB/UNESCO. Montevideo, Uruguay

NOVARO, AJ; KH REDFORD y RE BODMER, 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14: 713-721.

SIEGEL, S y NJ CASTELLAN, 1998. Estadística no paramétrica. Editorial Trilla. Buenos Aires.

SPINA, F, 2008. Ecología reproductiva y parámetros poblacionales del coipo (*Myocastor coypus*) en el valle de inundación del río Paraná (Departamento Victoria, Provincia de Entre Ríos, Argentina). Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

SOKAL, RR y FJ ROHLF, 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. WH Freedman and Co. New York.

Willner, GR; JA Chapman y D Pursley, 1979. Reproduction, physiological responses, food habits, and abundance of nutria on Maryland marshes. *Wildlife Monographs* 65: 1-43.

ZIPPIN, C, 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics*, 12: 163 – 189.

ZIPPIN, C, 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22: 82 – 90.

# Impacto del hexaclorobenceno sobre el cangrejo *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*) de la Bahía de Samborombón (Argentina)

Effect of the hexachlorobenzene on *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*) from Bahía de Samborombón (Argentine)

Gabriela Chaufan<sup>1</sup>  
Angela Beatriz Juárez<sup>1,2</sup>  
Sebastián Eduardo Sabatini<sup>1,2</sup>  
M. C. Ríos de Molina<sup>1</sup>

1-Dpto. Química Biológica, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

2-Dpto. Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

mcrios@qb.fcen.uba.ar

## RESUMEN

Dado el alto grado de contaminación ambiental de origen antropogénico, detectado en distintas regiones de Argentina, inclusive en sitios RAMSAR (tal como el humedal de la Bahía de Samborombón) podemos considerar que las poblaciones de *Chasmagnathus granulatus* de esta zona se encuentran en riesgo de exposición a contaminantes. Entre éstos, se encuentran los hidrocarburos aromáticos polihalogenados, uno de cuyos representantes es el hexaclorobenceno. La alta persistencia de este compuesto en aguas y sedimentos, determina que organismos acuáticos se encuentren expuestos a él por largo tiempo, afectando su metabolismo. Esto trae como consecuencia un deterioro de la biodiversidad y la estructura del ecosistema acuático.

Nuestro grupo de trabajo ha estudiado el mecanismo de acción del hexaclorobenceno, determinando el contenido del mismo y su relación con daño metabólico y estrés oxidativo, en los dos eslabones de la cadena trófica formada por *Chlorella kessleri* y *C. granulatus*. En las células algales y en el hepatopáncreas del cangrejo se determinaron: proteínas totales, contenido de hexaclorobenceno, actividad Uroporfirinógeno decarboxilasa (UROD, como índice de pérdida de función), glutation reducido (defensa antioxidante no enzimática), actividad superóxido dismutasa (defensa antioxidante enzimática), malóndialdehído (índice de daño a lípidos). Los resultados mostraron que el hexaclorobenceno afecta el metabolismo algal, produciendo pérdida de la función UROD, alteración de los parámetros de estrés oxidativo y del crecimiento. Cangrejos alimentados con algas contaminadas con hexaclorobenceno, también sufrieron caída en la actividad UROD, estrés oxidativo y alteraciones morfológicas. Los resultados demuestran que el hexaclorobenceno presente en el cuerpo de agua llegaría a los animales no sólo desde el agua y sedimentos, sino además desde el eslabón trófico que constituye su alimento. El tóxico, al afectar el metabolismo provocaría alteraciones funcionales que pueden influir sobre procesos biológicos importantes para las poblaciones (crecimiento, desarrollo, reproducción) y de esa manera impactar sobre la biodiversidad del ecosistema.

**Palabras clave:** *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*); hexaclorobenceno, *Chlorella kessleri*, cadena trófica, estrés oxidativo

## Abstract

Considerable levels of anthropogenic environmental pollution have been detected in several regions of our country, even in RAMSAR sites like Bahía de Sanborombón wetland, where populations of *Chasmagnathus granulatus* are under the risk of exposition to pollutants. Among pollutants, hexachlorobenzene, a polyhalogenated aromatic hydrocarbon, is highly persistent in water and sediments. This fact determines that aquatic organisms suffer a long-term exposition which alters their metabolism, leading to the loss of biodiversity and the modification of the aquatic ecosystem structure.

Our group has focused on the hexachlorobenzene mechanism action, determining its content and the relation with metabolic damage and oxidative stress, in two links of a trophic chain, formed by *Chlorella kessleri* and *C. granulatus*. Total protein and hexachlorobenzene contents, impaired uroporphyrinogen decarboxylase activity (UROD), lipid damage index (expressed as malondialdehyde content) and several indicators of antioxidative defense such as the level of reduced glutathione and superoxide dismutase activity were determined, both in algal cells and in crab hepatopancreas. The results showed that the hexachlorobenzene affects algal metabolism, impairing UROD activity, altering oxidative stress balance and growth parameters. Crabs fed with algae treated with hexachlorobenzene, also suffered a drop in UROD activity, oxidative stress increase and morphological alterations. The results show that hexachlorobenzene present in a water body reaches the animals not only from water and sediment but also from previous trophic level organisms. Pollutant, as it affects the metabolism will cause functional alterations that can influence important biological processes for the populations (growth, development, reproduction) and impact in the ecosystem biodiversity.

**Key words:** *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*), hexachlorobenzene, *Chlorella kessleri*, trophic chain, oxidative stress.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación de cuerpos de agua por compuestos orgánicos extremadamente tóxicos como herbicidas, pesticidas e hidrocarburos aromáticos polihalogenados (HAPs), se ha convertido en uno de los mayores problemas ecológicos. Los HAPs ingresan por diferentes vías en los ecosistemas acuáticos y pueden persistir en ellos por varios años. Entre estos compuestos, el hexaclorobenceno (HCB) es uno de los 12 contaminantes orgánicos catalogado como un COPs (Contaminantes Orgánicos Persistentes) por el Convenio de Estocolmo.

El HCB puede persistir, con una vida media de 6 años, en aguas superficiales y de 11 años en aguas profundas (Cox, 1998). Se ha reportado la presencia de HCB en altas concentraciones (1-14 µg/L) en ríos de áreas industriales de Europa, Estados Unidos y América del Sur, como resultado del vertido de efluentes industriales y agrícolas. También se ha comprobado que el HCB puede permanecer como residuo en sedimentos. En el río Nilo se encontraron 3.8 – 4.5 ng HCB /g ps de sedimentos, con valores aún más altos (5-

60 ng HCB/g ps de sedimentos) que en las bahías costeras de la misma zona (Barber *et al.*, 2005). En de Latinoamérica, Brasil presenta los valores más altos de HCB en aguas (6.0 – 14.2  $\mu\text{g/L}$ ) (CETESB, 1997). Estudios realizados en Argentina indicaron su presencia tanto en sedimentos como en tejido adiposo de cangrejos (*Cyrtograpsus angulatus*) de la zona de la laguna de Mar Chiquita y sus tributarios (Menone *et al.*, 2001).

La exposición e ingestión de HCB en humanos y animales daña el hígado, la glándula tiroides, el riñón, el sistema nervioso, el sistema endocrino y el sistema inmune, afecta la reproducción y el desarrollo y tiene efectos mutagénicos y carcinogénicos (Elder, 1998). La alta persistencia de este xenobiótico (sustancia extraña al metabolismo fisiológico normal) en aguas y sedimentos, determina que los organismos de ambientes acuáticos se encuentren expuestos a él por largo tiempo. Por lo tanto, la presencia de HCB impacta sobre diferentes comunidades, afectando a las distintas poblaciones e incidiendo así sobre la biodiversidad y la estructura del ecosistema acuático.

El HCB actúa inhibiendo la actividad de alguna de las enzimas del camino metabólico del hemo y de las clorofilas, principalmente la UROD (Uroporfirinógeno decarboxilasa) (Chaufan *et al.*, 2001; 2002; 2006). Las clorofilas son componentes esenciales de todo organismo fotosintético y las hemoproteínas están ampliamente distribuidas tanto en animales como en vegetales y microorganismos, en los que cumplen un gran número de funciones biológicas. Algunos ejemplos de este tipo de proteínas son los pigmentos respiratorios hemocianina y hemoglobina, enzimas como la catalasa y peroxidasa y proteínas del transporte de electrones como los citocromos.

Por otra parte, se ha planteado que muchos contaminantes actúan produciendo estrés oxidativo en los organismos vivos (Roy *et al.*, 1995; Ríos de Molina, 2003; Chaufan *et al.*, 2006; Juárez *et al.*, 2006). La Figura 1 muestra las posibles vías de generación de estrés oxidativo desencadenado por xenobióticos y su relación con defensas antioxidantes naturales y con el daño a macromoléculas de importancia biológica.

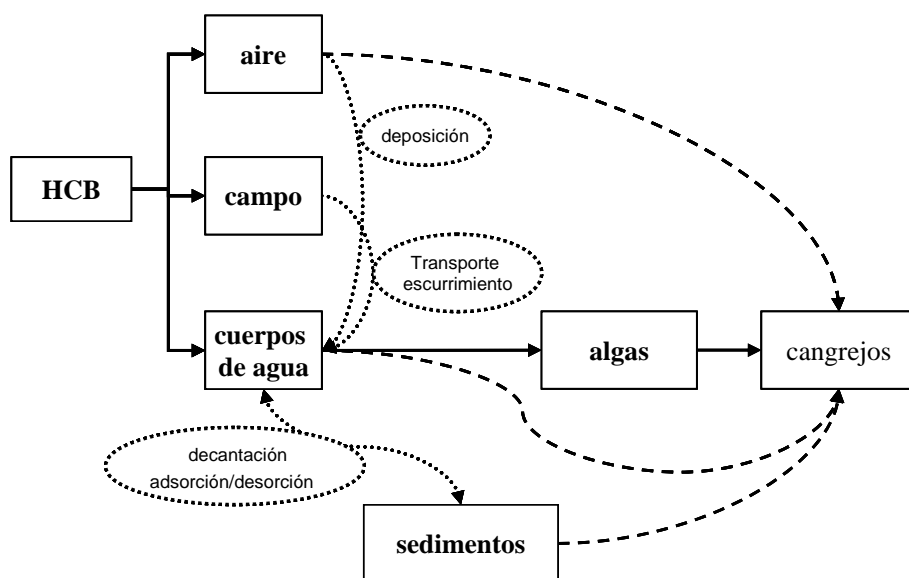


Fig.1. Vías de entrada de xenobióticos a una cadena trófica acuática Si es una cadena generalizada, poner en vez de cangrejos “organismos filtradores o consumidores secundarios.

En esa figura puede observarse que la entrada de un xenobiótico induce un aumento de las especies reactivas de oxígeno (ROS) que se generan durante el metabolismo celular

normal (transferencia de electrones en cadena respiratoria, fotosíntesis, etc.). Entre estas especies podemos destacar el anión superóxido ( $O_2^{\cdot-}$ ), el peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) y el radical hidroxilo ( $\cdot OH$ ). Las ROS son altamente dañinas, ya que tienen la capacidad de oxidar macromoléculas esenciales como lípidos, proteínas y ácidos nucleicos. El aumento de sus niveles induce una respuesta celular antioxidante, que comprende el aumento de metabolitos antioxidantes como el glutatión reducido (GSH) y la activación y/o aumento de enzimas antioxidantes como la catalasa (CAT), superóxido dismutasa (SOD) y glutatión peroxidasa (GPx). Cuando las defensas antioxidantes no alcanzan a contrarrestar las ROS y prevalece el estado prooxidante, se produce estrés oxidativo, caracterizado por daño a macromoléculas y pérdida de función (Ríos de Molina, 2003).

Todos los organismos, tanto productores como consumidores, se encuentran expuestos a contaminantes. Las microalgas (productores) son el primer eslabón de las cadenas tróficas acuáticas. Se ha informado que la bioacumulación de HAPs en algas es muy rápida, por lo que ellas cumplirían un papel muy importante en la entrada y persistencia de estos xenobióticos en la cadena alimentaria del ecosistema acuático (Muñoz *et al.*, 1996). La concentración de estos contaminantes se biomagnifica a lo largo de las cadenas tróficas (Grey, 2002). La bioacumulación de HCB en las algas es 570 veces el nivel de exposición y en aves acuáticas (tope de la cadena), 25 millones de veces más altas que en el agua. En la figura 2 se esquematizan las posibles vías de entrada de xenobióticos a una posible cadena trófica acuática.

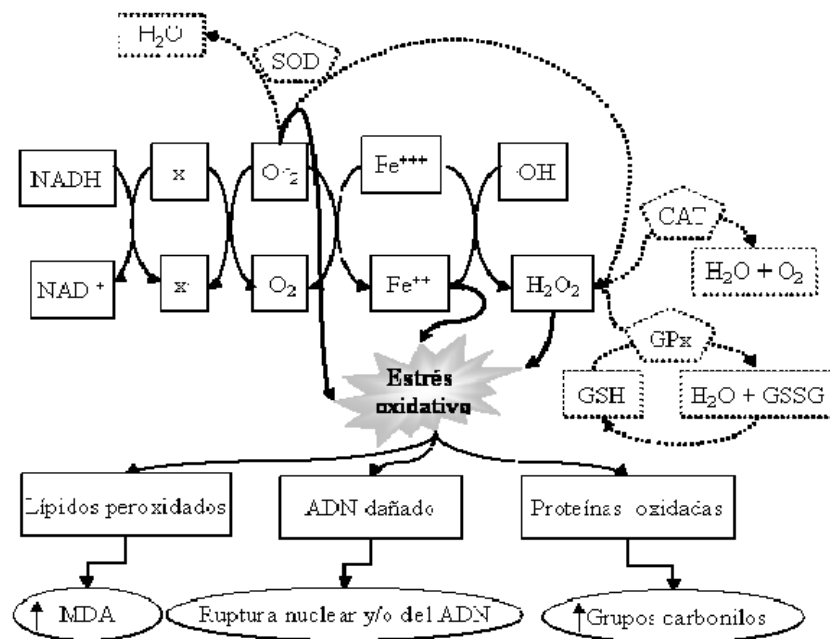


Fig. 2. Generación de estrés oxidativo por xenobióticos

Los estudios del impacto de un contaminante sobre poblaciones naturales normalmente se realizan sobre organismos productores (microalgas) o sobre organismos consumidores (cangrejos, dafnias, peces, etc.) y pocas veces en ambos niveles simultáneamente. Sin embargo, el diseño de una cadena trófica simple (como es el caso

de microalgas → cangrejos para ensayar el efecto de HAPs (tales como el HCB) puede dar una idea más acabada del impacto del contaminante sobre la población en su ambiente natural. Debido a la alimentación detritívora oportunista del cangrejo se estudió la transferencia del contaminante desde uno de los ítems alimentarios que conforman su dieta (microalgas). En este trabajo presentamos los estudios realizados por nuestro grupo durante los últimos años, para analizar la toxicidad del HCB sobre la cadena trófica simple: *Chlorella kessleri* (microalga) → *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*) (cangrejo).

El género *Chlorella* ( Beijerinck 1890) constituye una de las microalgas más ampliamente distribuidas en la naturaleza y forma parte del fitoplancton en diversos ambientes acuáticos. Este tipo de microalgas unicelulares es sensible a diversos xenobióticos. Además, por poseer un ciclo de vida relativamente corto y ser fácilmente manipulable en cultivos de laboratorio, se usa en pruebas de toxicidad (Caux *et al.*, 1996; Muñoz *et al.*, 1996).

*Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*, Shih y Suzuki, 2008) es un cangrejo de estuario extensamente distribuido en hábitats de salinidad cambiante, a lo largo de las costas de Brasil, Uruguay y Argentina (Boschi, 1964; Spivak, 1997). Específicamente en la Argentina existen importantes poblaciones de este cangrejo en la Bahía de Samborombón. Este humedal mixohalino se encuentra dentro del territorio de la Cuenca del Plata, abarcando 150 Km. de costa desde Punta Piedras (35° 27'S; 56° 45'O) hasta Punta Rasa (36° 22'S; 56° 35'O) (Fig. 3).

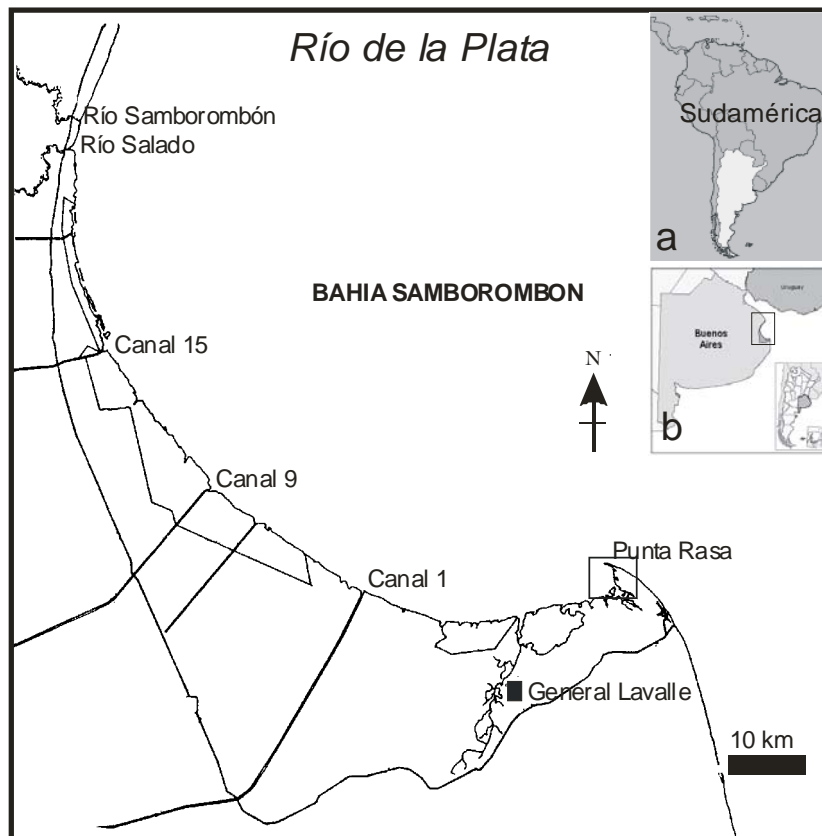


Figura 3: Mapa de la zona de recolección de los ejemplares de *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*), playa del Faro San Antonio (zona recuadrada), Bahía de Samborombón, Provincia de Buenos Aires.



Debido a que constituye el hábitat de numerosas especies claves de invertebrados y vertebrados de la región ecopampeana, la Bahía de Samborombón es considerada una de las zonas prioritarias para la conservación de la biodiversidad y ha sido declarada sitio RAMSAR en 1997 (Brazeiro *et al.*, 2003; Schenone *et al.*, 2007). Distintos ríos y canales que recorren tierras agrícolas y centros urbanos altamente poblados desembocan en esta bahía, determinando el ingreso de diferentes contaminantes al humedal. Se han detectado distintos metales pesados (Pb, Cd, Cr, Zn) en concentraciones que exceden los niveles guías para la protección de la biota acuática (Schenone *et al.*, 2007) y grandes cantidades de pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados en órganos y tejidos de corvinas de esta zona (Lanfranchi *et al.*, 1998). Las poblaciones de *C. granulatus* de este ambiente pueden estar expuestas a estos tóxicos de origen agrícola, industrial y/o domiciliario, vertidos a través de los ríos y canales que desaguan en él (Comisión Administradora del Río de la Plata 1989, Ronco *et al.*, 1996). Además, por su dieta omnívora-opportunista, en la cual se incluyen algas, vegetación palustre, restos de peces, crustáceos y moluscos (Botto e Irigoyen, 1979), es de esperar la transferencia de tóxicos desde estos organismos a los cangrejos.

En nuestro grupo de trabajo realizamos estudios de toxicidad del HCB sobre una cadena trófica simple: *C. kessleri* (microalga) → *C. granulatus* (cangrejo), analizando su efecto sobre una enzima del camino metabólico del hemo y de las clorofilas (la Uroporfirinógeno decarboxilasa, UROD) y sobre parámetros de estrés oxidativo.

La UROD fue estudiada en el hombre (Elder 1998), en vertebrados (Marks *et al.*, 1987; Straka y Kushner, 1983; Wang *et al.*, 1998), en levaduras (Felix y Brouillet, 1990) y en plantas (Mock *et al.*, 1995). Sin embargo, hasta hace poco tiempo, no se conocían trabajos sobre sus características bioquímicas en invertebrados o algas. Nuestros trabajos incluyeron, entonces, una primera etapa de caracterización de esta enzima en el cangrejo y en el alga unicelular (modelos de estudio) dando lugar a los primeros trabajos sobre UROD de *Chasmagnathus* (Chaufan *et al.*, 2002) y *Chlorella* (Juárez *et al.*, 2007).

Para estudiar el mecanismo de acción del HCB, se analizaron parámetros de daño metabólico y estrés oxidativo en células de *C. kessleri* y en hepatopáncreas de *N. granulata* (principal órgano detoxificador de cangrejos, Pinho *et al.* 2003). Para ello, se realizaron las siguientes determinaciones: proteínas totales, contenido total de HCB, actividad UROD (como índice de pérdida de función), glutatión reducido (GSH, como índice de defensa antioxidante no enzimática), actividad superóxido dismutasa (SOD, como defensa antioxidante enzimática), malóndialdehído (MDA, como índice de daño a lípidos).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Algas

Se trabajó con la cepa BAFC CA10 de *Chlorella kessleri* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta), aislada de la Laguna Verde, Complejo Termal Copahue, Neuquén, Argentina (Juárez y Vélez 1993). Para realizar los ensayos con HCB, se iniciaron, por duplicado, 2 lotes de cultivos axénicos en medio BBM (Bischoff y Bold 1963)

conteniendo glucosa 1‰ (1.5 x 10<sup>6</sup> células/ml iniciales). A los 3 días de crecimiento, a uno de los lotes (cultivos HCB) se le agregó 1 mg HCB /L de medio de cultivo (Muñoz *et al.*, 1996, Juárez 2003); y el otro lote (cultivos control) continuó creciendo en medio normal. A los 3 días de exposición al HCB, se determinaron: crecimiento (recuento celular en cámara de Neubauer), contenido de clorofila, carotenos, malóndihaldehído (MDA), glutation reducido (GSH) y acumulación de HCB en células controles y tratadas. Se determinó la actividad UROD en sobrenadantes de 11000 x g provenientes de homogenatos celulares de ambos tratamientos (Juárez *et al.*, 2007).

## Cangrejos

Fueron recolectados cangrejos machos adultos de la especie *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*) con un tamaño de caparazón de 28-30 mm en la zona de la playa del Faro San Antonio (36° 18' S 56° 48' O), Punta Rasa, Bahía de Samborombón, Argentina. En el laboratorio, los animales fueron mantenidos con agua salina artificial (2 ‰ de salinidad, sal HW-Marinemix en agua de clorada), cambiada dos veces a la semana, después de alimentar a los animales (Maciel *et al.*, 2004). Se estableció el índice hepatosomático como peso del hepatopáncreas/tamaño del caparazón (g/mm) (modificado a partir de Sloof *et al.*, 1983) como parámetro morfométrico. Para los análisis histológicos, una parte del hepatopáncreas fue fijada con solución Lison-Vokaer (ácido pícrico 85% en etanol 96%, formaldehído 10% y ácido acético glacial 5%) por 24 h a temperatura ambiente, deshidratada y embebida en Paraplast. Los cortes fueron teñidos con una solución de hematoxilina-eosina y observados en un microscopio óptico Nikon (Microphot FX) con cámara digital incorporada (Nikon Coopix 5400).

## Modelo de cadena trófica

Después de un período de aclimatación de 15 días, los cangrejos fueron distribuidos individualmente, al azar, en dos lotes: control y HCB. Los animales del lote control fueron alimentados con alimento balanceado de conejo embebido con una suspensión de *C. kessleri* crecida por tres días en medio control. Los animales del lote HCB fueron alimentados de igual modo pero embebiendo el alimento con una suspensión de algas crecidas en medio conteniendo HCB. Después de transcurrido el tiempo de tratamiento (1, 2, 3 y 4 semanas) los cangrejos fueron sacrificados y se les midió el tamaño del caparazón. El homogenato de hepatopáncreas fue realizado en KCl 0,154 M 1:5 (p/v), conteniendo inhibidores de proteasas (PMSF 0.5 mM y benzamidina 0.2 mM), centrifugado 20 min a 11000 x g y los sobrenadantes usados como fuente para la determinación de MDA, GSH, acumulación de HCB y actividades SOD y UROD.

La actividad UROD de *C. kessleri* y *C. granulatus*, se determinó según las técnicas puestas a punto en nuestro laboratorio (Chaufan *et al.*, 2002; Juárez *et al.*, 2007). La actividad UROD se expresó como % respecto del Control.

El contenido de HCB se determinó por cromatografía gas-líquido (CGL) en extractos hexano-éter obtenidos a partir de células algales y hepatopáncreas de cangrejos en agua (1:10) (Lamparski *et al.*, 1980; Chaufan *et al.*, 2006).

El contenido de GSH se determinó en las muestras de hepatopáncreas de cangrejos por el método de Anderson (1985) con ligeras modificaciones (Chaufan *et al.*, 2006). Los resultados fueron expresados en % respecto del valor control (sin tratamiento).

La actividad SOD se determinó en muestras de hepatopáncreas de cangrejos controles y tratados con HCB, por el método de Beauchamp y Fridovich (1971), adaptado a las condiciones de nuestros sistemas (Chaufan *et al.*, 2006). Se define una unidad SOD como la cantidad de enzima que es capaz de inhibir un 50 % la reducción fotoquímica del nitroblue tetrazolium (NBT). Los resultados fueron expresados en % del control.

Como índice de peroxidación lipídica se determinó el contenido de malondialdehído (MDA), por el método de TBARS (sustancias que reaccionan con el ácido tiobarbitúrico -TBA-). La reacción se realizó siguiendo la técnica de Beuge y Aust (1978) para el caso de *C. granulatus* o según Vavilin *et al.*, (1998) en el caso de *C. kessleri*. La concentración de TBARS fue estimada usando el coeficiente de extinción molar del complejo MDA-TBA ( $156 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ ). Los resultados fueron expresados como porcentaje respecto del control.

El contenido de pigmentos de las células de *C. kessleri* fue determinado por la técnica de Lichtenthaler (1987). Los resultados se expresaron como  $\mu\text{g}$  de carotenos/ $10^6$  células,  $\mu\text{g}$  de clorofila total/ $10^6$  células y como clorofila a/clorofila b.

Las proteínas se determinaron según el método de Bradford (1976) usando como patrón una solución de albúmina bovina de 0.1 mg/ml.

Los valores cuantitativos fueron expresados como la media  $\pm$  DE. Los análisis estadísticos se realizaron aplicando análisis de varianza de una vía (ANOVA) seguida del test de Tukey's post hoc. Las diferencias fueron consideradas significativas con  $p < 0.05$ .

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Estudios Preliminares

Se realizaron trabajos de caracterización de la UROD de *C. kessleri* (Juárez *et al.*, 2007) y de *C. granulatus* antes de comenzar con los trabajos de toxicidad del HCB en una cadena trófica. Se estudió la UROD de *C. granulatus* en comparación con la UROD de rata, ampliamente estudiada y caracterizada en nuestros laboratorios. (Chaufan *et al.*, 2002).

De acuerdo con los estudios realizados, la UROD de *C. kessleri* se comporta de manera similar a la enzima de otros organismos (Juárez *et al.*, 2007). Así, al igual que lo informado para hígado de rata, eritrocitos de pollo y células bacterianas, la reacción en *C. kessleri* ocurre en dos etapas, siendo velocidad limitante el primer paso de la segunda etapa. Análisis de filtración en gel y *Western blot* mostraron que la enzima es un dímero de aproximadamente 90 kDa formado por especies de menor peso molecular que conservan actividad biológica. Análisis de la actividad UROD en función del pH, temperatura, concentración de sustrato y concentración de proteínas, permitieron establecer las condiciones más apropiadas para realizar las determinaciones de actividad en los posteriores estudios de toxicidad (pH 6.5, 37° C, 6.0-8.0  $\mu\text{M}$  sustrato y 0,23-0,30 mg proteínas/ml).

Los estudios comparativos entre la UROD de cangrejo y de hígado de rata demostraron que en ambos organismos los productos finales de la reacción catalizada

por esta enzima son similares (Chaufan *et al.*, 2002). En ambos sistemas, el perfil cromatográfico de los productos de reacción muestra una prevalencia del intermediario de 7 carboxilos por sobre los de 6 y 5 carboxilos (Chaufan *et al.*, 2001). En este trabajo se establecieron las condiciones óptimas de pH, temperatura, concentración de sustrato y proteínas para la determinación de la actividad UROD de hepatopáncreas de cangrejo, a aplicar en posteriores ensayos de toxicidad (Chaufan *et al.*, 2002).

Dado que la UROD es altamente sensible al HCB y otros HAPs (Elder 1998, Chaufan *et al.*, 2001), la caracterización de la enzima de *C. granulatus* y *C. kessleri* permitió establecer el análisis de su actividad como uno de los parámetros marcadores de la toxicidad del HCB en esos organismos.

### Estudios de toxicidad del HCB en un modelo de cadena trófica a escala de laboratorio

Se analizó el efecto de la acumulación de HCB en los dos niveles tróficos (*C. kessleri* y *C. granulatus*), evaluando alteraciones morfológicas e histológicas en *C. granulatus*, del crecimiento y del contenido de pigmentos en *C. kessleri* y de la actividad UROD en ambos. Por otra parte, se determinaron parámetros relacionados a estrés oxidativo como actividad SOD (*C. granulatus*), contenido de MDA y contenido de GSH (en *C. kessleri* y *C. granulatus*). Los resultados obtenidos indicaron que el HCB ingresa en ambos organismos, provoca daño metabólico y dispara estrés oxidativo.

Los cultivos algales expuestos durante 3 días a la acción del HCB mostraron una fuerte caída del número de células ( $p < 0.05$ ) y una leve disminución del contenido de clorofila y carotenos con respecto a los cultivos control (Tabla 1).

Tabla 1: Efecto de la exposición de los cultivos de *C. kessleri* al HCB.

	HCB (ng /10 <sup>6</sup> células)	UROD (% control)	MDA (% control)	GSH (% control)	Clorofila total (% control)	Carotenos (% control)	Crecimiento (x 10 <sup>6</sup> celulas/ml)
Control	0	100 ± 1,3	100 ± 5,25	100 ± 1,6	100 ± 6,8	100 ± 10,9	30,98
HCB	7,5 ± 1	25,3 ± 8,5*	109,5 ± 6,2	121 ± 18,3	87,8 ± 9,1	84,3 ± 3,6	25,01*

Por otra parte, la actividad UROD de esos cultivos fue del 25 % respecto de la de los cultivos control ( $p < 0,05$ ). La caída (aproximadamente 15%) en los niveles de clorofila puede asociarse a la inhibición ejercida por el HCB sobre la UROD de *C. kessleri* (Juárez *et al.*, 2006).

Los cangrejos alimentados con algas contaminadas con HCB presentaron una actividad UROD normal (similar a los controles) durante la primera y segunda semana de tratamiento (Tabla 2).

Desde la tercera semana en adelante los cangrejos tratados con HCB mostraron una caída de la actividad UROD del 20-25% ( $p < 0,05$ ) (Tabla 2). Dentro de los animales tratados hubo diferentes respuestas, pudiéndose clasificar a los individuos en dos subgrupos: a) “respondedores”, en los cuales se observó una caída de la actividad UROD y b) “no respondedores”, los cuales mantuvieron una actividad UROD normal (datos no mostrados). Resultados similares se encontraron con ratas tratadas con HCB (Ríos de Molina, *et al.*, 2002). La actividad UROD de los animales controles fue

homogénea a lo largo de todo el tratamiento ( $0,7 \pm 0,08$  nmoles de porfirinas. mg de proteínas<sup>-1</sup>. h<sup>-1</sup>).

Tabla 2: Efecto de la exposición de *C. granulatus* a algas contaminadas con HCB. nd: no determinado

	HCB (ng/mg prot.)	UROD	MDA	GSH	SOD	IH	Diámetro células secretoras ( $\mu$ m)	Número de células secretoras por túbulo
		(% control)						
Control	0	100 $\pm$ 7	100 $\pm$ 27	100 $\pm$ 14	100 $\pm$ 7	100 $\pm$ 17	83,2 $\pm$ 4,1	7,3 $\pm$ 1,2
1 semana HCB	0-2,0	96 $\pm$ 4	194 $\pm$ 40*	59,7 $\pm$ 8*	102 $\pm$ 12	107,4 $\pm$ 31	nd	n, d,
2 semanas HCB	0-2,0	99 $\pm$ 20	151 $\pm$ 3	96 $\pm$ 20	117 $\pm$ 19	103,5 $\pm$ 34	nd	n, d,
3 semanas HCB	1,4 - 8,2	75 $\pm$ 10 **	130 $\pm$ 42	31 $\pm$ 9*	103 $\pm$ 17	83,1 $\pm$ 11	nd	n, d,
4 semanas HCB	1,4 - 8,2	80 $\pm$ 12	116 $\pm$ 21	29 $\pm$ 13*	57 $\pm$ 7*	81,2 $\pm$ 12*	150,5 $\pm$ 4,0	10,5 $\pm$ 1,5

La determinación de MDA (índice de peroxidación lipídica) mostró que el HCB no produjo un aumento significativo de MDA en las células algales, con respecto a los niveles control (Tabla 1).

Si bien se observó una leve tendencia a su aumento, Juárez *et al.* (2006) han demostrado que se necesitan mayores tiempos de exposición para que sus niveles aumenten significativamente.

En cambio, los cangrejos alimentados con algas contaminadas con HCB mostraron un aumento significativo ( $p < 0,05$ ) de los niveles de MDA con respecto al control (194  $\pm$  40 %), en la primera semana de tratamiento (Tabla 2). Estos valores fueron decayendo a la segunda semana (151  $\pm$  10 %) y llegaron al valor normal a la cuarta semana (116  $\pm$  21%). Estos resultados indicarían que el HCB se transfiere del alga al cangrejo provocando daño oxidativo (a cortos tiempos de exposición), que puede ser revertido a mediano plazo (Tabla 2) (Chaufan *et al.*, 2006). La presencia de mecanismos de detoxificación, respuesta antioxidante y capacidad para metabolizar el tóxico, justificarían estos resultados.

Como respuesta antioxidante se analizaron los niveles de carotenos y GSH en células de *C. kessleri* controles y tratadas y los niveles de GSH y actividad SOD en cangrejos controles y tratados. El contenido de carotenos, cuyo rol como antioxidante liposoluble en plantas y algas ha sido propuesto (Pinto *et al.*, 2003), mostró una caída con respecto al control, en las algas expuestas a HCB. Esto podría indicar que los carotenos no estarían cumpliendo un rol antioxidante en los cultivos expuestos durante tres días al tóxico y probablemente su síntesis pueda encontrarse afectada por el HCB, como ocurre frente a la presencia de otros pesticidas (Samuel y Bose, 1987). En cuanto al análisis del contenido de GSH, los resultados mostraron un leve aumento de su nivel,

con respecto al control, en *C. kessleri* expuesta por tres días al HCB (Tabla 1). Si bien el aumento no resulta estadísticamente significativo, podría indicar un inicio de respuesta antioxidante celular, ya que mayores tiempos de exposición inducen un nivel significativamente más alto que el control (30% más alto a los 6 días de tratamiento, datos no mostrados). Los cangrejos alimentados con algas contaminadas con HCB, mostraron una respuesta diferente de los niveles de GSH (Tabla 2). Se observó una disminución significativa en la primera semana ( $p < 0.05$ ), revirtiendo al valor control en la segunda y decreciendo fuertemente en la tercera y cuarta semana ( $p < 0.01$ ) (Tabla 2). La disminución observada durante la primera semana podría atribuirse a un consumo de GSH durante un intento de recuperar los componentes celulares que sufren oxidación inducida por el tóxico. A las dos semanas podrían activarse defensas antioxidantes enzimáticas, entre las cuales se encuentran enzimas responsables de la regeneración de GSH, lo que determinaría un incremento en su nivel celular. Sin embargo, con un tratamiento más prolongado (tres y cuatro semanas), la situación prooxidante desencadenada por el tóxico vence las defensas antioxidantes y desplaza el equilibrio redox, determinando que disminuyan los niveles de GSH. Los resultados observados en el contenido de GSH, correlacionan con la disminución significativa de la actividad SOD ( $p < 0.001$ ), a niveles por debajo de los valores controles en la cuarta semana de tratamiento (Tabla 2). Sobre la base de estos resultados, podemos decir que, si bien *C. granulatus* posee mecanismos antioxidantes que le permiten disminuir las ROS generadas por la exposición al HCB, luego de un período prolongado de exposición (tres semanas o más), el equilibrio se desplaza hacia las condiciones prooxidantes, disminuyendo el contenido de GSH y la actividad SOD.

Para evaluar el daño morfológico provocado por el HCB sobre los cangrejos, se analizaron variaciones en el índice hepatosomático (IH) y en la histología del hepatopáncreas. El tratamiento afectó significativamente el IH en los cangrejos tratados por cuatro semanas, disminuyendo un 20 % su valor ( $p < 0.05$ ) (Tabla 2) (Chaufan *et al.*, 2006) y los análisis histológicos revelaron desorganización de los túbulos de los hepatopáncreas, lo cual indicaría la existencia de daño estructural en ese órgano en presencia del tóxico. Se observó un aumento en el número de las células secretoras ( $10,5 \pm 1,5$  vs  $7,3 \pm 1,2$  células/túbulo) y en el diámetro de las mismas ( $150,5 \pm 4,0 \mu\text{m}$  vs  $83,2 \pm 4,1 \mu\text{m}$ ) ( $p < 0,05$ ) al final del tratamiento (cuarta semana) (Tabla 2). Además, los túbulos de los hepatopáncreas de los cangrejos tratados mostraron delaminación del epitelio y depósitos de tipo melanina en el tejido conectivo que los sostiene (Chaufan *et al.*, 2006). Todas estas modificaciones indican que el HCB provoca daños morfológicos en el hepatopáncreas.

Al medir el contenido de HCB en *C. kessleri* y en hepatopáncreas de *C. granulatus*, se encontró que los niveles de HCB en los correspondientes controles fue cero. En tanto que hubo una concentración de  $7,5 \pm 1$  ng HCB /  $10^6$  células en los cultivos de algas expuestos por tres días al xenobiótico. En *C. granulatus*, la concentración de HCB en los controles también fue cero, mientras que se detectaron 0-2,0 ng HCB/mg de proteínas en las primeras dos semanas y un aumento a 1,4-8,2 ng HCB/mg de proteínas durante las siguientes dos semanas de tratamiento. Esto indicaría que el HCB captado por las algas sería luego transferido a los cangrejos, siendo ésta la causa de las alteraciones encontradas en el segundo eslabón de esta cadena trófica.

## CONCLUSIONES

Los estudios realizados en este trabajo, demuestran que el HCB presente en un medio acuático, se acumula en las algas, provocando daño oxidativo y alteración de su metabolismo. Dado que las algas pueden formar parte de los detritos que constituyen la dieta de los cangrejos, el HCB podría transferirse a estos últimos desencadenando en ellos daño oxidativo, el cual provocaría alteraciones morfológicas, histológicas y metabólicas. Los resultados obtenidos a escala de laboratorio, presentados en este trabajo, sugieren que el ingreso del HCB en la Bahía de Samborombón, podría impactar sobre las poblaciones de microalgas y cangrejos, poniendo en riesgo la biodiversidad del ecosistema. Estudios a campo serán necesarios para avalar esta conclusión.

## BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, ME, 1985. Determination of glutathione and glutathione disulfide in biological samples. *Methods in Enzymology* 113: 548-553.
- BARBER, JL; AJ SWEETMAN; D, VAN Wijk Y KC, JONES, 2005. Hexachlorobenzene in the global environment: emissions, levels, distribution, trends and processes. *Sci Total Environ.* 349(1-3):1-44.
- BEAUCHAMP, C Y I FRIDOVICH, 1971. Superoxide dismutase: Improved assays and an assay applicable to polyacrylamide gels. *Anal. Biochem.* 44: 276-286.
- BEUGE, JA Y SD AUST, 1978. Microsomal lipid peroxidation. *Meth. Enzymol.* 52, 302-310.
- BISCHOFF, H. W. y BOLD, H. C. 1963. Phycological Studies.IV. Some soil algae from Enchanted Rock and related algal species. Univ. Texas Public. N°6318, Austin, Texas, 95 pp.
- BOSCHI, EE, 1964. Los crustáceos decápodos brachyura del litoral bonaerense. *Boletín del Instituto de Biología Marina (Mar del Plata)* 164: 1-34.
- BOTTO, JL Y RH IRIGOYEN, 1979. Bioecología de la comunidad del cangrejal. I. Contribución al conocimiento biológico del cangrejo de estuario *Chasmagnathus granulata* Dana (Crustacea Decapoda, Grapsidae) en la desembocadura del Río Salado, Provincia de Buenos Aires. *Seminario Latinoamericano de Ecología Bentónica y Sedimentología de la Plataforma Continental del Atlántico Sur.* UNESCO, Montevideo: 161-169.
- BRADFORD, MM, 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72:248-254.
- BRAZEIRO A; E ACHA; H MIANZÁN; M GÓMEZ Y V FERNÁNDEZ, 2003. Aquatic priority areas for the conservation and management of the ecological integrity of the Río de la Plata and its maritime front. Informe FREPLATA. <http://www.freplata.org>. Mayo 2006.

CAUX, PY; L, MÉNARD; RA, KENT. 1996. Comparative study of the effect of MCPA, butylate, atrazine, and cyanazine on *Selenastrum capricornutum*. *Environ. Poll.* 92 (2): 219-225.

CETESB, 1997. Avaliação Preliminar De Área Containada por organoclorados (Depósito de Agrotóxicos Do município de Canas (Rs) – Fepam Cooperação Técnica Brasil – Alemanha. Outubro de 1997. Coordenação Inter.-Projetos (Cip) Gtz/Fepam/Feema/Cetesb.

CHAUFAN, G; M CORVI; A, ARMESTO; LC SAN MARTÍN DE VIALE; C, LUQUET Y MC, RÍOS DE MOLINA. 2002. Comparison between crab hepatopancreas and rat liver uroporphyrinogen decarboxylase. *Compar. Biochem. Physiol., Part B.* 133 (2):251-256.

CHAUFAN, G; A JUÁREZ; S BASACK; E ITURRALDE; S SABATINI; G GENOVESE; ML ONETO; E KESTEN Y MC RÍOS DE MOLINA, 2006. Toxicity of hexachlorobenzene and its transference from microalgae (*Chlorella kessleri*) to crabs (*Chasmagnathus granulatus*). *Toxicology* 227:262-270.

CHAUFAN, G; MC RÍOS DE MOLINA Y LC SAN MARTÍN DE VIALE, 2001. How does hexachlorobenzene affect Uroporphyrinogen decarboxylase? *Int. J. Biochem. Cell. Biol.* 33:621-630.

COLOMBO, JC; A BARREDA; N CAPPELLETI; C MIGOYA Y C SKORUPKA, 2003. Contaminantes orgánicos en aguas y sedimentos de afluentes del litoral argentino. <http://www.freplata.org/documentos/otros.asp>.

COMISIÓN ADMINISTRADORA DEL RÍO DE LA PLATA, 1989. Estudio para la contaminación en el Río de la Plata. Informe de Avance.

COX, C, 1998. Herbicide factsheet. *Picloram. J. Pest. Reform.* 18 (1): 13-20.

ELDER, GH. 1998. Porphyria cutanea tarda. *Sem. liver dis.* 18 (1): 67-75.

FELIX, F Y N BROUILLET, 1990. Purification and properties of uroporphyrinogen decarboxylase from *Saccharomyces cerevisiae*. Yeast uroporphyrinogen decarboxylase. *Eur. J. Biochem.* 188: 393-403.

GRAY, JS, 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull.* 45: 46-52.

JUÁREZ, A; C ALDONATTI; S VIGNA Y MC RÍOS DE MOLINA, 2007. Studies on Uroporphyrinogen decarboxylase (UroD) from *Chlorella kessleri* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta). *Can. J. Microbiol.* 53 (2):303-315.

JUÁREZ, AB; A SCHIARITI; C ALDONATTI; MC RODRÍGUEZ Y MC RÍOS DE MOLINA, 2006. Estudios de toxicidad celular de contaminantes ambientales. Pp. 69-72. En: J HERKOVITS (ed.) Salud Ambiental y Humana. Una visión Holística. Libro de SETAC (Sociedad de Toxicología Ambiental y Química) América Latina.



LAMPARSKI, LL; ML LANGHORST; TJ NESTRICK Y S, CUTIÉ, 1980. Gas-liquid chromatographic determination of chlorinated benzenes and phenols in selected biological matrices. *J. Assoc. Anal. Chem.* 63 (1): 27-32.

LANFRANCHI A; J MORENO; V MORENO; T METCALFE y M MENONE, 1998. Distribution of organochlorine compounds in tissues of croaker (*Micropogonias furnieri*) from Samborombón Bay, Argentina. *Environ. Sci.* 6: 55-67.

LICHTENTHALER, HK, 1987. Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic biomembranes. *Meth. Enzymol.* 148:349-382.

MACIEL, FE; CE ROSA; EA SANTOS; JM MONSERRAT Y LEM NERY. 2004. Daily variations in oxygen consumption, antioxidant defenses, and lipid peroxidation in the gills and hepatopancreas of an estuarine crab. *Can. J. Zool.* 82 (12):1871-1877.

MARKS GS; J POWELES; M LYON; S MCCLUSKEY; E SUTHERLAND Y ZELT D. 1987. Patterns of porphyrin accumulation in response to xenobiotics. Parallels between results in chick embryo and rodents. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 514: 113-127.

MENONE, M. L., AIZPUN DE MORENO, J. E., MORENO, V. J., LANFRANCHI, A. L., METCALFE, T. L. Y METCALFE, C. D. 2001. Organochlorine pesticides and PCBs in a southern Atlantic coastal lagoon watershed, Argentina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 40 (3):355-362.

MOCK, HP; L TRAINOTTI; E KRUSE Y B.GRIMM, 1995. Isolation, sequencing and expression of cDNA sequences encoding uroporphyrinogen decarboxylase from tobacco and barley. *Plant Mol Biol.* 28(2):245-56.

MUÑOZ, MJ, C RAMOS Y JV TARAZONA, 1996. Bioaccumulation and toxicity of hexachlorobenzene in *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna*. *Aquat. Toxicol.* 35: 211-220.

PINHO, GLL; C MOURA DA ROSA; JS YUNES, CM LUQUET; A BIANCHINI Y JM MONSERRAT, 2003. Toxic effects of microcystins in the hepatopancreas of the estuarine crab *Chasmagnathus granulatus* (Decapoda, Grapsidae). *Comp. Biochem. Physiol. C* 135: 459-468.

PINTO E; TCS SIGAUD-KUTNER; MAS LEITAO; OK OKAMOTO; D MORSE Y P COLEPÍCOLO, 2003. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *J. Phycol.* 39: 1008-1018.

RÍOS DE MOLINA, MC, 2003. El estrés oxidativo y el destino celular. *Química Viva*, 2 (1). Revista electrónica. ([www.qb.fcen.uba.ar](http://www.qb.fcen.uba.ar)).

RONCO, AE, PR ALZUET; MC SOBRERO Y G BULUS ROSSINI, 1996. Ecotoxicological effect assessment of pollutants in the coastal region of the Gran La Plata, Province of Buenos Aires. In: J MARCOVECCHIO (Ed.) International conference on pollution processes in coastal environments. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

ROY, S; P LINDSTRÖM-SEPPE, S HUUSKONEN Y O HÄNNINEN, 1995. Responses of biotransformation and antioxidant enzymes in *Lemna minor* and

Oncorhynchus mykiss exposed simultaneously to hexachlorobenzene. *Chemosphere* 30 (8): 1489-1498.

SAMUEL K Y S BOSE, 1987. Bleaching of photosynthetic pigments in *Chlorella protothecoides* grown in the presence of SANDOZ 9785 (4-chloro-5 dimethylamino-2-phenyl-3 pyridazone). *J. Biosci.* 12: 399-404.

SCHENONE, N; AV VOLPEDO y A FERNANDEZ CIRELLI, 2007. Trace metal contents in water and sediments in Samboronbón Bay wetland, Argentina. *Wetlands Ecol. Manage.* 15:303-310.

SHIH HT y H SUZUKI, 2008. Taxonomy, Phylogeny, and Biogeography of the Endemic Mudflat Crab *Helice/Chasmagnathus* Complex (Crustacea: Brachyura: Varunidae) from East Asia. *Zool. Studies* 47(1): 114-125.

SLOOF, W; CF Van KRETIJL y AJ BAARS, 1983. Relative liver weight and xenobiotic-metabolizing enzymes of fish from polluted surface water in The Netherlands. *Aquat. Toxicol.* 4: 1-14.

SPIVAK, ED, 1997. Cangrejos estuariales del Atlántico sudoccidental (25°-41°S) (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Investig. Mar.* 25: 105-120.

STRAKA, JG y JP KUSHNER, 1983. Purification and characterization of bovine hepatic uroporphyrinogen decarboxylase. *Biochemistry.* 22(20):4664-4672.

USEPA, 2006. Persistent Organic Pollutant: A global issue, a global response. EPA 160-F-02-001. [www.epa.gov/international/toxics/brochure.html](http://www.epa.gov/international/toxics/brochure.html)

VAVILIN, DV; JM DUCRUET; DN MATORIN; PS VENEDIKTOV y AB RUBIN, Membrane lipid peroxidation, cell viability and Photosystem II activity in the green alga *Chlorella pyrenoidosa* subjected to various stress conditions. *J. Photochem. Photobiol. Part B.* 4(3): 233-239.

WANG, H; Q LONG; SD MARTY; S SASSA y S LIN, 1998. A zebrafish model for hepatoerythropoietic porphyria. *Nat Genet.* 1998 20(3)



# Comunidades de crustáceos litorales de humedales del norte de la Patagonia chilena (38° S): rol potencial de la exposición a la radiación ultravioleta

## Zooplanktonic assemblages in Chilean North Patagonian wetlands (38° S): potential regulator role of ultraviolet radiation exposure

Patricio De los Ríos<sup>1</sup>  
Patricio Acevedo<sup>2</sup>Reinaldo Rivera<sup>1</sup>  
Guido Roa<sup>1</sup>.

1-Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales, Escuela de Ciencias Ambientales, Casilla 15-D, Temuco, Chile. patorios@msn.com

2-Universidad de la Frontera, Facultad de Ingeniería, Ciencias y Administración, Departamento de Física, Casilla 54-D, Temuco, Chile.

### RESUMEN

El norte de la Patagonia chilena (37-39° S), se caracteriza por la presencia de humedales localizados en zonas costeras, valles intermedios y zonas de montaña, no existiendo estudios sobre zooplancton de estos cuerpos acuáticos. Un factor regulador, es la radiación ultravioleta, la cual ha aumentado su incidencia en la superficie terrestre por una disminución de la capa de ozono. Frente a este escenario, dicha radiación puede penetrar en toda la columna de agua de alta transparencia en ecosistemas superficiales. Estas condiciones de exposición a la radiación ultravioleta afectarían a las comunidades planctónicas, lo cual permitiría la presencia de grupos resistentes a la radiación ultravioleta. Los estudios realizados en humedales de zonas de montaña muestran una baja riqueza de especies, esto se debería probablemente a condiciones de oligotrofia típicas de zonas de montaña con bosque nativo. Se aplicó un modelo nulo basado en presencia y ausencia de especies, que demostró que la asociación de especies no fue regulada por patrones aleatorios. Este escenario concordaría con información publicada para lagos de la Patagonia chilena.

**Palabras clave:** radiación ultravioleta, lagunas, zooplancton.

### Abstract

The northern Chilean Patagonia (37-39° S) is characterized by the presence of numerous wetlands, that are located in middle valleys, coastal and mountain zones. Unfortunately there is not information about zooplankton of these water bodies. One important regulator factor is ultraviolet radiation, which increased his penetration in terrestrial surface due ozone depletion. In this scenario the ultraviolet radiation can penetrate totally in water column in shallow water bodies. This condition of exposure to natural ultraviolet radiation would affect the planktonic assemblages, because this condition would allow the existence of tolerant species to ultraviolet radiation. The present study denoted that wetlands located in high mountain zones had low species richness which could be explain by oligotrophy. It was applied a null model analysis based in species presence and absence, that denoted a non random process for explain the species association. Similar pattern was observed in lakes of Chilean Patagonia.

**Key words:** Ultraviolet radiation, ponds, zooplankton.

## INTRODUCCIÓN

El norte de la Patagonia chilena (37-39° S), presenta numerosos humedales, ubicados en zonas de montaña, valles intermedios y zonas costeras (Hauenstein *et al.*, 2002; De los Ríos *et al.*, 2007a; b). La mayoría de los estudios describen aspectos de flora acuática (Hauenstein *et al.*, 2002; 2005; Basualto *et al.*, 2006) y geográficos (Peña-Cortés *et al.*, 2006), los cuales indican una marcada eutrofización debido al cambio de uso de suelos, por encontrarse en zonas de uso agrícola, en el caso de los humedales costeros. Los estudios de microcrustáceos, describen la presencia de anfípodos, copépodos y cladóceros, para lagunas localizadas en el Parque Nacional Huerquehue (De los Ríos *et al.*, 2007a).

Los estudios de zooplancton presentan descripciones para lagos, localizados entre los 39 y 51° S, encontrándose una baja riqueza de especies y un alto predominio de los copépodos calanoideos, siendo las condiciones tróficas (Soto y Zúñiga, 1991; De los Ríos y Soto 2006; 2007) uno de los factores reguladores de la estructura zooplanctónica. Otro factor importante como regulador sería la exposición a la radiación ultravioleta, la cual ha presentado un aumento en los últimos ocho años, debido a la disminución del ozono en la atmósfera en zonas polares y subpolares (Villafañe *et al.*, 2001). En este escenario, la radiación ultravioleta puede penetrar en la columna de agua cuando se presenta muy transparente por oligotrofia y/o baja concentración de carbono orgánico disuelto (Morris *et al.*, 1995; Marinone *et al.*, 2006). Esta condición de penetración de la radiación ultravioleta, puede afectar la composición de las comunidades zooplanctónicas, porque solo existirían especies tolerantes en condiciones de alta exposición a dicha radiación (Marinone *et al.*, 2006; De los Ríos y Soto 2006). El presente estudio, tiene como objetivo estudiar el rol potencial de la exposición a la radiación ultravioleta natural sobre la composición de especies zooplanctónicas en humedales de la región de la Araucanía, en el norte de la Patagonia chilena (37-39° S, Chile). Los ensambles de especies se estudiaron mediante la aplicación de modelos nulos, con el fin de determinar si dichos ensambles de especies son aleatorios (Gotelli 2000, 2001), o están regulados por algún factor, que en este caso sería la exposición a la radiación ultravioleta (Marinone *et al.*, 2006).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se consideró información obtenida para humedales (temporales y permanentes) y lagunas poco profundas localizadas en la región de la Araucanía (Parque privado Cañi, 39° S - 71° W; Tabla 1), los sitios fueron analizados entre los años 2006 y 2007, de igual modo se consideró información publicada para lagos y lagunas del Parque Nacional Huerquehue (De los Ríos *et al.*, 2007) e información sin publicar obtenida para el Parque Nacional Conguillío. Los sitios en estudio, se encuentran localizados en zonas de alta montaña, con dificultades de acceso (Steinhart *et al.*, 1999; 2002; De los Ríos *et al.*, 2007). Se colectaron muestras de crustáceos litorales, haciendo lances horizontales de 20 a 50 metros, por medio de una malla Apstein de 20 cm de diámetro y 100 µm de tamaño de poro, las muestras de zooplancton se fijaron en etanol absoluto

y fueron identificadas siguiendo las descripciones de la literatura (Araya y Zúñiga, 1985; Reid, 1985; Bayly, 1992; González, 2003).

Se confeccionó una matriz de presencia y ausencia de especies para cada sitio para aplicar un modelo nulo de análisis de co-ocurrencia de especies (Gotelli y Entsminger 1997). Se consideraron las tres simulaciones siguientes: (1) modelo fijo/fijo, que se caracteriza por preservar los datos de las filas (especies) y columnas (sitios) de la matriz. (2) modelo fijo/equiprobable, que preserva fijas las filas, y considera equiprobables las columnas. (3) modelo fijo/proporcional, en el cual la ocurrencia total de especies se mantiene constante, y la probabilidad de ocurrencia de una especie determinada en un sitio (columna) y es proporcional al total de columnas de la muestra (Gotelli y Entsminger 1997; Rodríguez-Fernández *et al.*, 2006; Tondoh, 2006; Tiho y Johens, 2007). Se aplicó este modelo para determinar la presencia de procesos aleatorios en la asociación de especies presentes.

Se realizaron mediciones de radiación ultravioleta en el Departamento de Física de la Universidad de la Frontera, utilizando un espectroradiómetro LiCor modelo 1800, para la medición espectral entre 300 y 1100 nm, con intervalos de 1 nm. Este equipo fue calibrado sobre la base de los protocolos del Departamento Nacional de Estandarización (NBS) de los Estados Unidos de América. Se realizaron extrapolaciones entre los 280 y 300 nm, fracción que corresponde al 3 % radiación ultravioleta B (De los Ríos *et al.*, 2007a, b). Se consideraron dos formas de expresión, primero la variación de la dosis de radiación ultravioleta B entre los años 2000 y 2008, considerando todos los días en que se realizaron mediciones. Como segunda modalidad, se consideró la variación anual, por días julianos, usándose datos entre los años 2000 y 2008, correspondientes a días exclusivamente despejados.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los sitios estudiados indican una baja riqueza de especies, pudiendo encontrarse un máximo de cinco especies en las lagunas temporales Los Patos, (Parque Nacional Huerquehue) y De los Patos (Tabla 1), y un mínimo de una especie en los lagos Conguillío (Parque Nacional Conguillío), Toro, Chico y Tinquilco (estos tres últimos, localizados en el Parque Nacional Huerquehue).

Los resultados del modelo nulo de análisis de presencia y ausencia de especies, mostraron que al aplicar la simulación de fijo-fijo y fijo-proporcional, se encontró que un factor determinístico explicaría los ensambles de especies ( $p < 0,05$ ; Tabla 2), mientras que la simulación fijo-equiprobable mostró que los ensambles de especies estarían explicados por procesos aleatorios ( $p > 0,05$ ; Tabla 2).

Las especies reportadas en el presente trabajo fueron principalmente *Boeckella gracilis*, *Mesocyclops longisetus*, *Ceriodaphnia dubia* y *Diaphanosoma chilense* y *Hyaella araucana* (Tabla 1), lo cual concuerda con los resultados observados por la literatura (Araya y Zúñiga, 1985; Menu-Marque *et al.*, 2000; De los Ríos *et al.*, 2007). De estos ensambles de especies, los lagos Toro, Chico, Tinquilco y Conguillío (Fig. 1), solo presentaron la especie *Hyaella araucana* (Tabla 1).

Tabla 1. Localización geográfica, y especies de microcrustáceos reportados para los sitios estudiados en el presente trabajo.

Sitio	Coordenadas geográficas	Tipo de ambiente	Profundidad (m)	Especies
Del Risco*	39°15' 71°42'	Temporal	< 1	<i>Boeckella gracilis</i> <i>Ceriodaphnia dubia</i>
Negrita*	39°15' 71°42'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>Daphnia pulex</i> <i>C. dubia</i>
De los Patos*	39°15' 71°42'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>Mesocyclops longisetus</i> <i>D. pulex</i> <i>Diaphanosoma chilense</i>
Escondida*	39°15' 71°42'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>D. pulex</i> <i>C. dubia</i> <i>Chydorus sphaericus</i>
Seca*	39°15' 71°43'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>D. pulex</i> <i>C. dubia</i> <i>Alona pulchella</i>
Negra*	39°15' 71°42'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>M. longisetus</i> <i>Hyalella sp.</i> ( <i>H. araucana</i> ?)
Vaca Hundida*	39°15' 71°42'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>D. pulex</i> <i>C. dubia</i> <i>D. chilense</i>
Los Pastos*	39°15' 71°43'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>M. longisetus</i> <i>C. dubia</i> <i>D. chilense</i>
Bella*	39°15' 71°42'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>D. chilense</i>
Verde I**	38° 41' 71° 46'	Permanente	< 3	<i>C. dubia</i> <i>H. araucana</i>
Arcoiris**	38° 40' 71° 37'	Permanente	6	<i>M. longisetus</i> <i>H. araucana</i>
Conguillío**	38°38' 71°38'	Permanente	Sin datos	<i>H. araucana</i>
Captrén**	38°38' 71°42'	Permanente	6	<i>C. dubia</i> <i>H. araucana</i>
Tinquilco***	39°10' 71°43'	Permanente	40	<i>H. araucana</i>
Verde II***	39°08' 71°42'	Permanente	Sin datos	<i>B. gracilis</i> <i>H. araucana</i>
Chico***	39°08' 71°42'	Permanente	Sin datos	<i>H. araucana</i>
Toro***	39°08' 71°42'	Permanente	Sin datos	<i>H. araucana</i>
Los Patos***	39°10' 71°42'	Temporal	< 1	<i>B. gracilis</i> <i>M. longisetus</i> <i>Simocephalus serrulatus</i> <i>Scapholeberis spinifera</i> <i>Hyalella araucana</i>

Sitios localizados en el Parque Cañi; \*\* Sitios localizados en el Parque Nacional Conguillío; \*\*\* Sitios localizados en el Parque Nacional Huerquehue.

Tabla 2. Resultados del análisis de presencia y ausencia de especies para los sitios estudiados en el presente trabajo. Los valores de "P" inferiores a 0,05 indican falta de procesos aleatorios.

	Índice observado	Promedio	Error estándar de estimación	P
Fijo-Fijo	8,133	7,407	3,414	0,001 *
Fijo-Proporcional	8,133	6,219	1,872	0,023 *
Fijo-Equiprobable	8,133	7,541	0,703	0,257 (n.s)

Bray-Curtis Cluster Analysis (enlace simple).

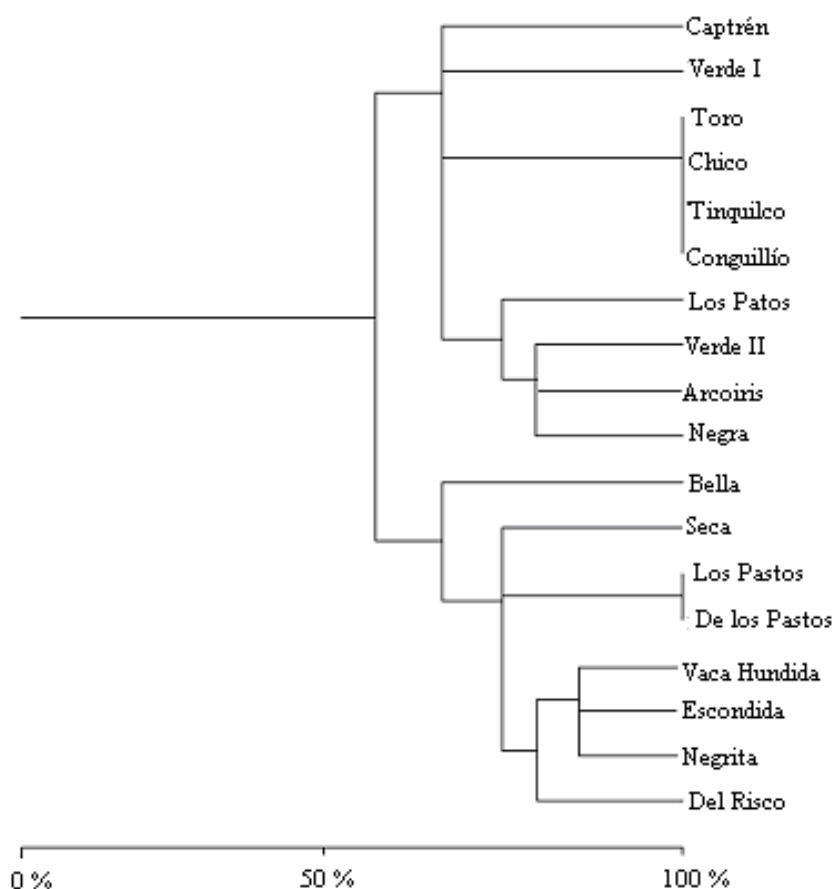


Figura 1. Resultados del análisis de conglomerados por método de Bray-Curtis y enlace simple para los sitios estudiados en el presente trabajo.

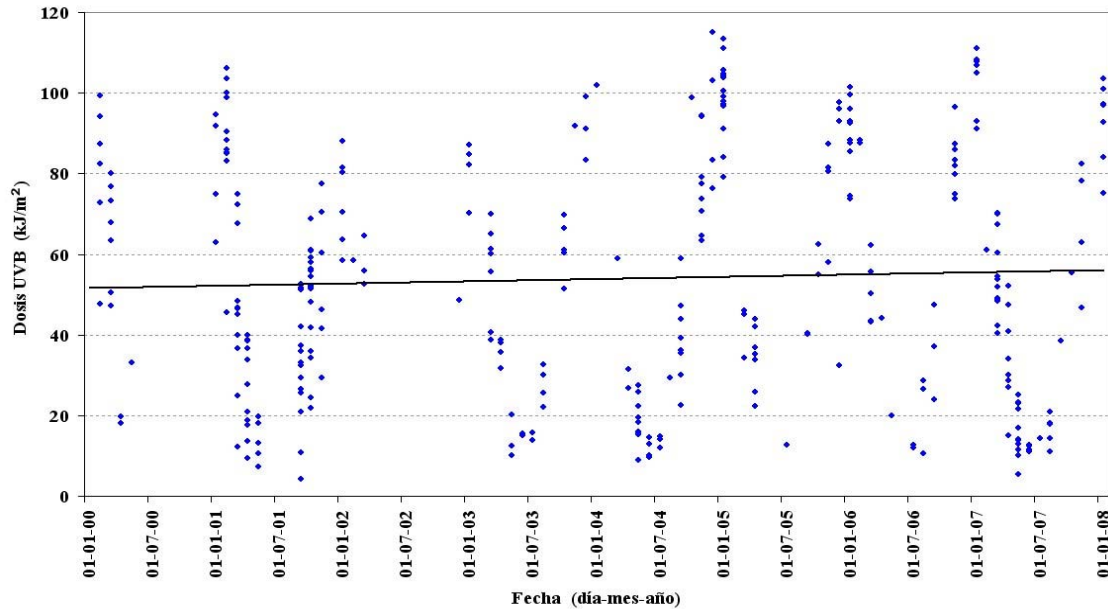
Estos resultados estarían respaldados por medio de las simulaciones fijo-fijo y fijo-equiprobable de los modelos nulos (Tabla 2), ya que se podría inferir que los ensambles de especies estarían regulados por procesos determinísticos y no aleatorios. Esto no se observó en la simulación fijo-proporcional (tabla 2), lo cual se debería presumiblemente al bajo número de especies, con un alto número de especies presentes en la mayoría de los sitios.

Los resultados de la radiación ultravioleta, indican valores notablemente altos entre los años 2000 y 2008. De igual modo, se aprecia una alta incidencia en los meses de verano



y primavera, y baja incidencia en invierno (Fig. 2). Si bien los resultados están descritos para Temuco a 100 km de los sitios en estudio, ellos pueden extrapolarse para todos los lugares con similares latitudes dentro la región de la Araucanía (De los Ríos *et al.*, 2007a).

1)



2)

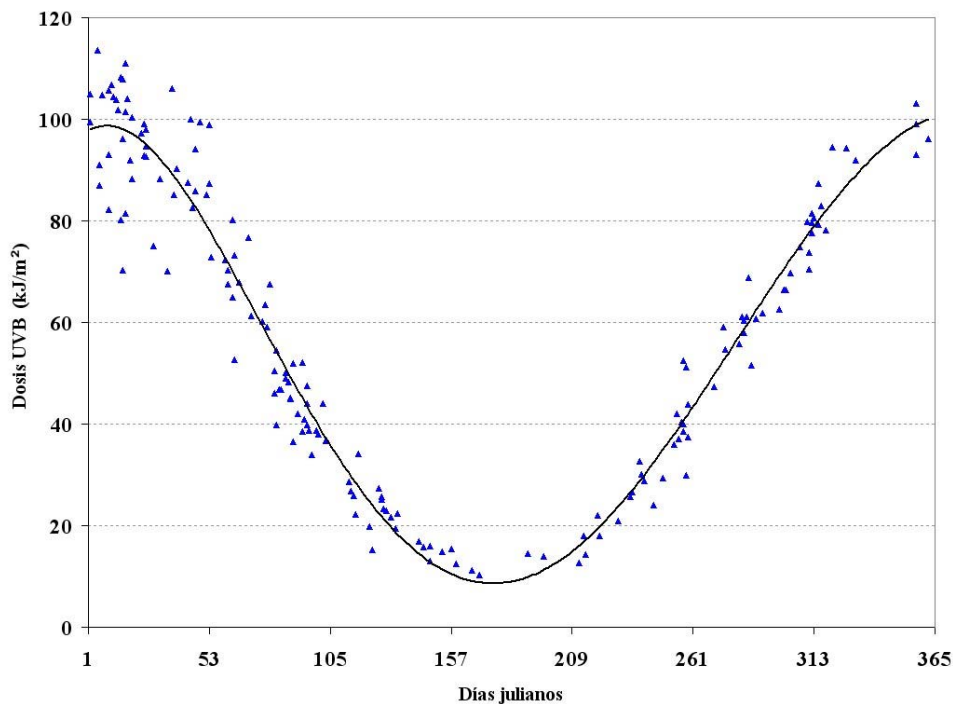


Figura 2. Resultados de dosis de radiación ultravioleta B para Temuco: 1) Variación entre los años 2000 y 2008 (arriba). 2) Variación estacional días despejados entre los años 2000 y 2008 (abajo).

Los estudios integrados de ecología de comunidades de microcrustáceos lacustres han sido realizados principalmente para ambiente planctónico. Estos indican un bajo

número de especies (Soto y Zúñiga, 1991; Soto y De los Ríos, 2006; 2007), estos resultados fueron similares a los reportados en el presente trabajo (Tabla 1). Si bien se atribuye a la oligotrofia como principal responsable de la baja riqueza de especies (Soto y Zúñiga, 1991; De los Ríos y Soto, 2007), recientemente se ha propuesto que el incremento de la penetración de la radiación ultravioleta en la Patagonia, sería otro factor regulador importante de la riqueza de especies, ya que en condiciones de alta exposición a esta radiación, habría una baja riqueza de especies, existiendo solo aquellas más tolerantes (Marinone *et al.*, 2006). Los lagos de la Patagonia chilena tienen baja concentración de carbono orgánico disuelto (De los Ríos y Soto, 2006), por lo que la penetración de la radiación ultravioleta en la columna de agua es alta (Morris *et al.*, 1995; Marinone *et al.*, 2006). Frente a este escenario, si consideramos que la gran mayoría de los ecosistemas de montaña del norte de la Patagonia chilena tienen baja concentración de carbono orgánico disuelto (De los Ríos y Soto, 2006; De los Ríos *et al.*, 2007a), es muy probable que esta condición explicaría el bajo número de especies reportadas para estos sitios (De los Ríos *et al.*, 2007a; Tabla 1). Esto se debería al rol protector del carbono orgánico disuelto, lo cual generaría un efecto de pantalla contra la radiación ultravioleta; en bajas concentraciones de carbono orgánico disuelto, no podrían existir las especies más vulnerables a la radiación ultravioleta como cladóceros de la familia daphnidae (De los Ríos y Soto, 2005; De los Ríos, 2005).

Las descripciones de De los Ríos *et al.* (2007a), son las únicas que describen la ecología de crustáceos litorales en lagos chilenos; este estudio demostró que existiría una relación directa de la riqueza de especies con la protección contra la radiación ultravioleta (brindada por la concentración de carbono orgánico disuelto) y concentración de clorofila. En este escenario, de alta incidencia de radiación ultravioleta, se ha reportado una alta penetración en toda la columna de agua, en el caso de ambientes superficiales, para ecosistemas lacustres de la Patagonia Argentina (Zagarese *et al.*, 1997 a; b) y la zona central de Chile (Cabrera *et al.*, 1999; Tartarotti *et al.*, 1999). Lo anterior implica que en tales condiciones solo es posible la presencia de especies resistentes (Marinone *et al.*, 2006). Esta protección se debería a sustancias que absorben la radiación ultravioleta, como los ácidos húmicos, o una migración a zonas más profundas por parte de las especies (Morris *et al.*, 1995; Marinone *et al.*, 2006). Considerando esta información, se podría explicar la ausencia de procesos aleatorios que expliquen los ensambles de especies (Tabla 2). Así los resultados del presente estudio permitirían sugerir que la penetración de la radiación ultravioleta podría ser un factor potencial que determinaría el tipo de ensamble de especies, lo cual sería reforzado por los resultados de los modelos nulos.

## **Agradecimientos**

Al Proyecto Fondo de Desempeño para el Desarrollo de la Limnología, de la Dirección General de Investigación de la Universidad Católica de Temuco, y al Proyecto DIUFRO 120614 de la Dirección de Investigación de la Universidad de la Frontera por el financiamiento de este trabajo.

## **BIBLIOGRAFÍA**

ARAYA JM y LR ZÚÑIGA, 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. Boletín Limnológico, Universidad Austral de Chile, 8: 1-169 p.

BASUALTO S; J TAPIA; F CRUCES; F PEÑA-CORTÉS; E HAUENTEIN; C BELTRÁN y R SCHLATTER, 2006. The effect of physical and chemical parameters on the structure and composition of the phytoplankton community of lake Budi (IX Region, Chile). *J. Chil. Chem. Soc.* 51 (3): 993-999.

BAYLY, IAE, 1992. Fusion of the genera *Boeckella* and *Pseudoboeckella* and a revision of their species from South America and Subantarctic islands. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 65 (1): 17-63

CABRERA S; M LÓPEZ y B TARTAROTTI, 1999. Phytoplankton and zooplankton response to ultraviolet radiation in a high altitude Andean lake: short versus long term effects. *J. Plankton Res.* 19 (11): 1565-1582.

DE LOS RÍOS P; E HAUENSTEIN; P ACEVEDO y X JAQUE, 2007a. Litoral crustaceans in mountain lakes of Huerquehue National Park (38° S, Araucania region, Chile). *Crustaceana* 80 (4): 401-410.

DE LOS RÍOS P; P ACEVEDO y K VERDUGO. 2007b. Survival of *Ceriodaphnia dubia* (Crustacea, Cladocera) exposed to different screens against natural ultraviolet radiation. *Pol. J. Env. Stud.* 16 (3): 481-485

DE LOS RÍOS P y D SOTO, 2007. Crustacean (copepoda and cladocera) zooplankton richness in Chilean Patagonian lakes. *Crustaceana* 80 (3): 285-296.

DE LOS RÍOS P y D SOTO, 2006 Structure of the zooplanktonic crustaceous Chilean lacustre assemblages: role of the trophic status and protection resources. *Crustaceana* 79 (1): 23-32.

DE LOS RÍOS P y D SOTO, 2005 Survival of two species of crustacean zooplankton under two chlorophyll concentrations and protection or exposure to natural ultraviolet radiation. *Crustaceana* 78 (2): 163-169

DE LOS RÍOS P, 2005 Survival of pigmented freshwater zooplankton exposed to artificial ultraviolet radiation and two concentrations of dissolved organic carbon. *Pol. J. Ecol.* 53 (1): 113-116

GONZALEZ ER, 2003. The freshwater amphipod *Hyaella* Smith 1874 in Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 76 (4): 623-637.

GOTELLI NJ, 2000. Null models of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81(9): 2606-2621.

GOTELLI NJ, 2001. Research frontiers in null model analysis. *Glob. Ecol. Biogeog.* 10 (4): 337-343.

GOTELLI NJ y GL ENTSMINGER, 2007. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. y Kesey-Bear. Jericho, VT 05465.

HAUENSTEIN E; F PEÑA-CORTÉS; M GONZÁLEZ y R SCHLATTER, 2005. Nuevos límites para la distribución de *Salix humboldtiana* Willd., Salicaceae, en Chile. *Gayana Bot.* 62 (1): 44-46.

HAUENSTEIN E; M GONZÁLEZ; F PEÑA-CORTÉS y A MUÑOZ-PEDREROS, 2002. Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Toltén (IX región, Chile). *Gayana Bot.* 59 (2): 87-100.

MARINONE MC; S MENU-MARQUE; D AÑÓN-SUAREZ; MC DIÉGUEZ; A PÉREZ, P DE LOS RÍOS; D SOTO y HE ZAGARESE, 2006 UV radiation as a potential driving force for zooplankton community structure in Patagonian lakes. *Photochem. Photobiol.*, 82 (4): 962-971

MENU-MARQUE S; JJ MORRONE y S LOCASCIO DE MITROVICH, 2000. Distributional patterns of South American species of *Boeckella* (Copepoda, Centropagidae): a track analysis. *J. Crust. Biol.* 20 (2): 262-272

MORRIS DP; HE ZAGARESE; CE WILLIAMSON; EG BALSEIRO; BR HARGREAVES; BE MODENUTTI; RE MOELLER y CP QUEIMALIÑOS, 1995. The attenuation of solar ultraviolet radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.* 40 (8): 1381-1391

PEÑA-CORTÉS F; P GUTIÉRREZ; G REBOLLEDO; M ESCALONA; E HAUENSTEIN; C BELTRÁN; R SCHLATTER y J TAPIA, 2006. Determinación del nivel de antropización de humedales como criterio para la planificación ecológica de la cuenca del lago Budi, IX Región de la Araucanía, Chile. *Rev. Geogr. Norte Gd.* 36(1): 75-91.

REID J, 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais Sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bol. Zool., Univ. São Paulo* 9(1): 17-143.

RODRÍGUEZ-FERNANDEZ JI; CJ BARROS DE CARVALHO y MO MOURA, 2006. Estructura de ensamblajes de Muscidae (Diptera) no Paraná: uma análise por modelos nulos. *Rev. Bras. Ent.*, 50(1): 93-100.

SOTO D y P DE LOS RÍOS, 2006. Trophic status and conductivity as regulators of daphnids dominance and zooplankton assemblages in lakes and ponds of Torres del Paine National Park. *Biologia, Bratislava.* 61(5): 541-546.

SOTO D y L ZÚÑIGA, 1991. Zooplankton assemblages of Chilean temperate lakes: a comparison with North American counterparts. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 64 (3): 569-581

STEINHART GS; GE LIKENS y D SOTO, 2002. Physiological indicators of nutrient deficiency in phytoplankton in southern Chilean lakes. *Hydrobiologia* 489 (1/3): 21-27.

STEINHART GS; GE LIKENS y D SOTO, 1999. Nutrient limitation in lago Chaiquenes (Parque Nacional Alerce Andino, Chile): evidence from nutrient enrichment experiments and physiological assays. *Rev. Chil. Hist. Nat* 72 (4): 559-581.

TARTAROTTI B, S CABRERA; R PSENNER y R SOMMARUGA, 1999. Survivorship of *Boeckella gracilipes* (Calanoida, Copepoda) under ambients of solar UVB radiation in two high mountain lakes. *J. Plankton Res.* 21 (3): 549-560.

TIHO S y J JOHENS, 2007. Co-occurrence of earthworms in urban surroundings: a null models of community structure. *Eur. J. Soil. Biol.* 43 (2): 84-90.

TONDOH JE, 2006. Seasonal changes in earthworm diversity and community structure in central Côte d'Ivoire. *Eur. J. Soil. Biol.* 42 (Supplement 1): 334-340.

VILLAFANE VE; EW HELBLING y HE ZAGARESE, 2001. Solar ultraviolet radiation and its impact on aquatic ecosystems of Patagonia. *Ambio* 30 (2): 112-117.

ZAGARESE H; M FELDMAN y C WILLIAMSON, 1997a. UV-B induced and photoreactivation in three species of *Boeckella* (Copepoda, Calanoida). *J. Plankton Res.* 19 (3): 357-367

ZAGARESE H; C WILLIAMSON; T VAIL; O OLSEN y C QUEIMALIÑOS, 1997b. Long term exposure of *Boeckella gibbosa* (Copepoda, Calanoida) to in situ levels of solar UVB radiation. *Freshwat. Biol* 37 (1): 99-106

# Efectos potenciales a largo plazo de los cambios climáticos y sus efectos en la diversidad de crustáceos de aguas continentales en el sur de la Patagonia (51-53° S, Chile)

Potential long term effects of climate changes and their effects on crustacean inland water biodiversity in Southern Patagonia (51-53° S, Chile)

Patricio De los Ríos<sup>1</sup>

Patricio Acevedo<sup>2</sup>

Doris Soto<sup>3,4</sup>

Juan Norambuena<sup>1</sup>

1-Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales, Escuela de Ciencias Ambientales, Casilla 15-D, Temuco, Chile. patorios@msn.com

2-Universidad de la Frontera, Facultad de Ingeniería, Ciencias y Administración, Departamento de Física, Casilla 54-D, Temuco, Chile.

3-Universidad Austral de Chile, Laboratorio de Ecología Acuática, Casilla 1327, Puerto Montt, Chile.

4-Senior Fisheries Officer Inland Water Resources and Aquaculture Service (FIRI), Fisheries Department, FAO of UN, Via delle Terme di Caracalla, I-00100, Rome, Italy.

## RESUMEN

La zona sur de la Patagonia de Chile (51-53° S) se caracteriza por su clima subpolar, y una diversidad acuática con marcado endemismo. El objetivo del presente estudio es analizar datos climáticos de largo plazo (1990-2007) y compararlos con información publicada sobre comunidades de crustáceos acuáticos, con la idea de proyectar futuros escenarios de extinción de poblaciones locales a causa de los cambios climáticos globales. La información disponible señala la existencia de alteraciones climáticas las cuales causarían efectos visibles como retroceso de glaciares y secado de ecosistemas acuáticos descritos en los primeros estudios de esa zona como cuerpos de agua permanentes. Los niveles de conductividad de ocurrencia de las especies no fueron significativos, hubo organismos tolerantes solo a bajos niveles de conductividad como *Branchinecta* spp., y *Boeckella gracilipes*, mientras que hubo otros tolerantes solo a niveles relativamente moderados a altos de conductividad como los copépodos *B. meteoris* y *B. poopoensis*. Otros tópicos ecológicos fueron discutidos en el presente trabajo.

**Palabras clave:** cambios climáticos, lagunas, conductividad, crustáceos, zooplancton.

## Abstract

The southern Patagonia of Chile (51-53° S) is characterized by its sub polar weather and a marked endemism in its aquatic diversity. The aim of the present study is analyze long term climatic data of this region (1990-2007), and compare with published information about crustacean aquatic assemblages, with the projection of analyze future scenarios about potential local extinction of populations due to changes

in their habitats due global changes. The studied information denoted high alterations in climate that would cause as visual effect the glacier decreasing and drying of former water bodies described in first studies as permanent, with high tolerance to changes in water quality such as mainly calanoids copepods. The conductivity levels for occurrence of species were not significant, nevertheless it had organisms tolerant to low conductivity levels such as *Branchinecta* spp., and *Boeckella gracilipes*, and whereas it had other species with tolerance to relatively moderate and high conductivity levels such as *B. meteoris* y *B. poopoensis*. Other ecological topics were discussed in the present study

**Key words:** climate changes, ponds, conductivity, crustacean, zooplankton.

## INTRODUCCIÓN

La zona sur de la Patagonia (51-54° S) está caracterizada por un clima sub-polar y la presencia de muchos ecosistemas lacustres, tales como lagos grandes, profundos y oligotróficos (Campos *et al.*, 1994a; b), junto con lagunas poco profundas ya sea temporales o permanentes, localizadas en zonas glaciares en los 51° S (Soto *et al.*, 1994), y en zonas más australes, hay numerosas lagunas superficiales temporales o permanentes, las cuales presentan relativamente una alta riqueza de especies y un marcado endemismo en la comunidad zooplanctónica (Soto, 1990; Menu-Marque *et al.*, 2000; De los Ríos y Contreras, 2005; De los Ríos, 2005;2006; De los Ríos *et al.*, en prensa). Además, estas lagunas presentan una alta variación en sus niveles de conductividad y salinidad lo cual es un regulador importante de la comunidad zooplanctónica (De los Ríos y Contreras, 2005; 2006; De los Ríos 2005; De los Ríos *et al.*, en prensa).

Esta zona ha presentado cambios climáticos en las últimas décadas, los cuales han generado consecuencias a gran escala, siendo reportados retrocesos de glaciares (Godoi *et al.*, 2003; Araos *et al.*, 2007). Estos cambios climáticos podrían afectar los numerosos cuerpos de agua superficiales de la zona, considerando que la exposición a fuertes vientos y un clima semiárido, puede generar una alta evaporación, lo cual explicaría la presencia de lagos con altos niveles de salinidad y conductividad (Campos *et al.*, 1994b, 1996; Soto *et al.*, 1994; De los Ríos y Contreras 2005; De los Ríos 2005). Frente a este escenario de variación en la concentración de sales disueltas en el agua, habrían consecuencias en la biodiversidad ya que existe una relación inversa entre concentración de sales y número de especies (Williams 1998; De los Ríos y Crespo 2004). Esto significaría que, en caso de aumento de la concentración de sales, casi se tendría exclusivamente la presencia de especies halófilas (Williams, 1998; De los Ríos y Crespo, 2004; De los Ríos, 2005). El objetivo del presente estudio, es integrar datos meteorológicos obtenidos entre 1990 y 2007, imágenes satelitales, e información publicada de crustáceos zooplanctónicos lacustres, y proyectar posibles consecuencias en la estructuración de estas comunidades.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó información de temperatura y humedad relativa media anual, evaporación y precipitaciones totales anuales obtenida entre los años 1990 y 2006 a partir de una estación meteorológica localizada en la ciudad de Punta Arenas (53°08' S; 70°53' W),

(Buturovic, 2001; 2002; 2003; 2004; 2005; Santana 1989-90; 1991; 1992; 1993-1994; 1995; 1996; 1997; 1998; 2006; 2007), aplicándose un análisis de correlación a fin de estudiar posibles variaciones temporales, utilizando el programa Xlstat.

Se estudiaron imágenes satelitales Landsat (1986, 2001) y Aster (2006) de la zona del Parque Nacional Torres del Paine ( $51^{\circ}$  S), por ser una de las zonas más australes de Chile con estudios limnológicos (Campos *et al.*, 1994 a; b; 1996; Soto *et al.*, 1994; Soto y De los Ríos 2006). Las imágenes satelitales incluyeron el glaciar Grey, localizado al norte del mencionado parque nacional ( $51^{\circ}00$  S,  $73^{\circ}12'$  W), como también un área del parque ( $51^{\circ}01'$  S;  $72^{\circ}52'$  W), caracterizada por la presencia de numerosas lagunas superficiales, con la idea de tener en la medida de lo posible aproximaciones de potenciales variaciones temporales y espaciales.

Se hizo una revisión detallada de información publicada sobre comunidades zooplanctónicas (Campos *et al.*, 1996; De los Ríos y Contreras 2005; De los Ríos 2005; Soto y De los Ríos, 2006; De los Ríos *et al.*, en prensa), que junto a los datos obtenidos en campo durante el año 2001, se utilizaron con el fin de estudiar el efecto de la conductividad sobre el número de especies y la presencia o ausencia de especies. A los datos obtenidos (conductividad de ocurrencia de cada especie, copepoditos ciclopoideos e individuos de *Branchinecta*), se les aplicó la prueba de Levene para verificar homogeneidad de varianza, por medio del programa computacional Xlstat, para posterior aplicación de un análisis de varianza a una vía, con el fin de comparar los datos de conductividad de ocurrencia para los taxos estudiados con más de tres datos. Aunque los datos obtenidos fueron tomados en distintas épocas del año, se usó la misma metodología de medición (Campos *et al.*, 1996; De los Ríos y Contreras 2005; De los Ríos 2005; Soto y De los Ríos 2006; De los Ríos *et al.*, en prensa), lo cual permitió la realización de primeros estudios similares (De los Ríos, 2005; De los Ríos y Contreras, 2005).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del análisis de clima indican que no hay variación temporal significativa en la temperatura ( $R^2 = 0,031$ ;  $p < 0,510$ ) ni en las precipitaciones ( $R^2 = 0,003$ ;  $p < 0,980$ ; Fig. 1), no obstante, se observó una relación directa muy significativa con la humedad relativa ( $R^2 = 0,883$ ;  $p < 0,010$ ) y una relación débilmente significativa con la evaporación ( $R^2 = 0,331$ ;  $p < 0,030$ ).

De igual modo, se observaron períodos con bajas (1991; 1996; 2000 y 2001), y altas precipitaciones (1990; 1993; 1998 y 2006).

Por otra parte, las imágenes satelitales, indican que el glaciar Grey, localizado en la zona norte del Parque Nacional Torres del Paine, presentó un importante retroceso entre los años 1986 y 2001 (Fig. 2).



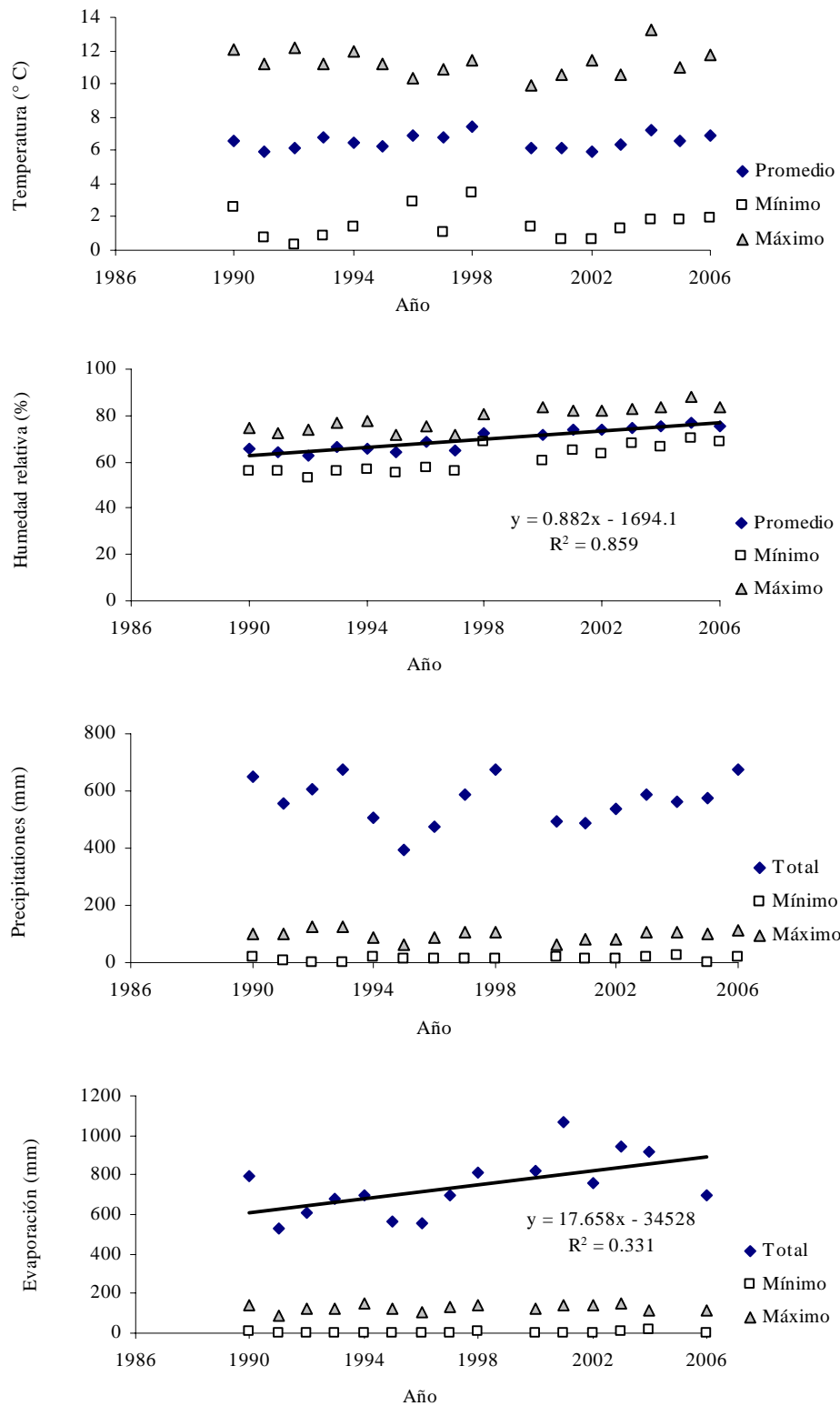


Figura 1. Variaciones temporales de temperatura (°C), humedad relativa (%), precipitaciones (mm) y evaporación (mm), para la ciudad de Punta Arenas, entre los años 1990 y 2006.

Se pudieron observar dos sectores, el primero (ver letra “A” Figura 2) con un retroceso de 2150 m y 3,8 km<sup>2</sup> de superficie, y el segundo (ver letra “B” Figura 2) con un retroceso de 980 m y 0,55 km<sup>2</sup> de superficie. En las imágenes se observa la presencia de

numerosas lagunas superficiales (Fig. 3), de estas se destaca, la situación de la laguna Cisnes (Tabla 1), que originalmente fue descrita como laguna permanente, (Soto *et al.*, 1994), pero según las imágenes satelitales del año 2007, esta laguna, así como otras, pasaron por proceso de desecación, lo cual se demuestra por el color gris, a diferencia del color negro de las lagunas permanentes.

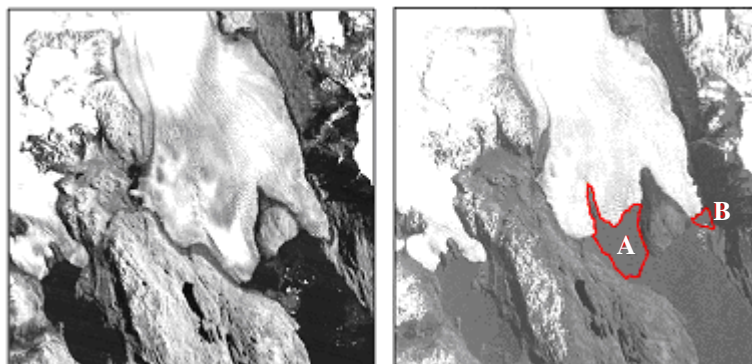


Figura 2. Imágenes satelitales obtenidas para el glaciar Grey (año 1986 a la izquierda y 2006 a la derecha), donde se puede demostrar el retroceso del glaciar.

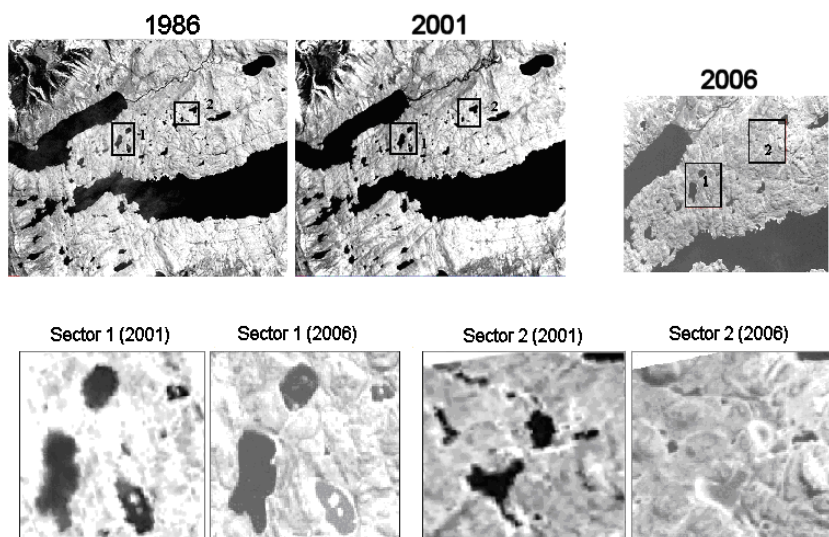


Figura 3. Imágenes satelitales infrarrojas de la zona del Parque Nacional Torres del Paine, donde se observan zonas con lagunas superficiales temporales y/o permanentes. Fila superior, imágenes para los años 1986, 2001 y 2006. No se observan cambios entre las imágenes de los años 1986 y 2001. En la fila inferior se tiene el detalle de lagunas que han presentado cambios entre los años 2001 y 2006. Se observa con claridad el aumento de reflectancia en algunas de las lagunas, lo que corresponde a un suelo desnudo húmedo, es decir, donde antes había agua ahora sólo se presenta barro.

Los resultados de los estudios climatológicos muestran una clara variación temporal, en cuanto a humedad relativa y evaporación, lo cual concordaría con estudios realizados para el territorio chileno (Lauenroth *et al.*, 2004). El retroceso de los glaciares como consecuencia de estos cambios climáticos ha sido reportado para el glaciar Tyndall, localizado en  $51^{\circ}$  S en el Parque Nacional Torres del Paine (Araos *et al.*, 2007).

Tabla 1. Coordenadas geográficas, profundidad máxima (Zmax), superficie, conductividad y especies reportadas para lagunas del sur de la Patagonia.

Sitio	Fecha	Localización [S / W]	Zmax [m]	Área [km <sup>2</sup> ]	Conductividad µS/cm	Especies reportadas	Referencia
1- Isidoro	Octubre 2001	50°57' 72°53'	<1.5	<0.1	150,00	6	De los Ríos (2005)
2- Guanaco	Octubre 2001	51°01' 72°50'	<2	<0.1	552,00	7	De los Ríos (2005)
3- Don Alvaro	Octubre 2001	51°01' 72°52'	<2	<0.1	153,00	7	De los Ríos (2005)
4- Larga	1989-1991	51°01' 72°52'	<5	<0.1	3448,00	6	Soto y De los Ríos (2006)
5-	Marzo 2001				4330,00	4	De los Ríos (datos sin publicar)
6-	Octubre 2001				20300,00	5	De los Ríos (datos sin publicar)
7- Redonda	1989-1991	51°01' 72°52'	<3	<0.1	1486,00	8	Soto y De los Ríos (2006)
8-	Marzo 2001				1365,00	4	De los Ríos (datos sin publicar)
9-	Octubre 2001				643,00	6	De los Ríos (datos sin publicar)
10- Juncos	1989-1991	51°01' 72°52'	<3	<0.1	2288,00	6	Soto y De los Ríos (2006)
11-	Marzo 2001				403,20	4	De los Ríos (datos sin publicar)
12-	Octubre 2001				503,50	5	De los Ríos (datos sin publicar)
13- Cisnes	1989-1991	51°01' 72°52'	1.0	<0.1	16560,00	7	Soto y De los Ríos (2006)
14-	Marzo 2001				13200,20	4	De los Ríos (datos sin publicar)
15-	Octubre 2001				5900,00	5	De los Ríos (datos sin publicar)
16- Jovito	1989-1991	51°02' 72°54'	<3	<0.1	1380,00	6	Soto y De los Ríos (2006)
17- Paso de la Muerte	1989-1991	51°02' 72°55'	<3	<0.1	801,00	7	Soto y De los Ríos (2006)
18- Paso de la Muerte	Marzo 2001				498,0	6	De los Ríos (datos sin publicar)
19- Paso de la Muerte	Octubre 2001				563,0	3	De los Ríos (datos sin publicar)
20- Vega del Toro	Octubre 2001	51°07' 71°40'	<1.5	<0.1	2156,00	8	De los Ríos (2005)
21- Monserrat	Octubre 2001	51°07' 72°47'	<1.5	<0.1	362,40	7	De los Ríos (2005)
22- Kon Aikén	Octubre 2001	52°50' 71°40'	< 1.0	<0.1	962,00	7	De los Ríos (2005)
23- Kon-Aiken 1	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1.0	<0.1	640,00	4	De los Ríos et al (en prensa)

24- Kon-Aiken 2	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1.0	<0.1	700,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
25- Kon-Aiken 3	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1.0	<0.1	480,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
26- Kon-Aiken 4	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1.0	<0.1	420,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
27- Kon-Aiken 5	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1.0	<0.1	450,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
28- Kon-Aiken 6	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1.0	<0.1	560,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
29- Laredo 1	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 2.0	<0.1	6,140	4	De los Ríos et al (en prensa)
30- Laredo 2	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 2.0	<0.1	2,290	3	De los Ríos et al (en prensa)
31- Río Seco	Octubre 2005	53°06' 70°53'	< 1.0	<0.1	2,300	3	De los Ríos et al (en prensa)

Los estudios sobre el potencial efecto del clima sobre el patrón hidrológico en lagunas de climas áridos, han sido descritos detalladamente para lagunas salinas del Salar de Atacama (Zúñiga *et al.*, 1991) y laguna Amarga, en el Parque Nacional Torres del Paine (Campos *et al.*, 1996). En estos casos se reportó una marcada variación de los niveles de salinidad anual, generado principalmente por las variaciones de las precipitaciones, no obstante, para los sitios estudiados no hubo variación en la composición de la comunidad zooplanctónica. Esto último, se debe a que estas lagunas presentaron altos niveles de salinidad, lo cual solo permitió la presencia de *Artemia* (Zúñiga *et al.*, 1991; Campos *et al.*, 1996).

El aumento de la salinidad por clima semiárido, conlleva la desecación de los ecosistemas acuáticos (Parque Nacional Pali-Aike, 53° S, Chile; Domínguez *et al.*, 2004). Algunos de los ecosistemas acuáticos del sur de la Patagonia que se encuentran en una misma zona (Soto, 1990; Menu-Marque *et al.*, 2000; Soto y De los Ríos, 2006), son temporales, cuya presencia o ausencia se debe a las precipitaciones (Soto 1990; De los Ríos *et al.*, en prensa). Frente a este escenario, probablemente existirían procesos de colonización y extinción local a pequeña escala temporal, siguiendo procesos de dinámica de metapoblaciones (Gotelli, 2001). La presencia de una relativamente alta riqueza de especies de crustáceos observada en el presente estudio (Anexo 1) coincide con similares reportes para la Patagonia argentina (Menu-Marque *et al.*, 2000) e islas subantárticas (Hannsson *et al.*, 1996; Pugh *et al.*, 2002; Dartnall 2005). Los estudios ecológicos solo están restringidos para la Patagonia chilena, los cuales mostraron que la salinidad tiende a regular la presencia y ausencia de especies de crustáceos zooplanctónicos (De los Ríos y Contreras, 2005; De los Ríos, 2005), aunque De los Ríos y Soto (2006) proponen además un efecto combinado entre conductividad y condiciones tróficas.

Los resultados de niveles de conductividad en que aparecieron las especies, tuvieron homogeneidad de varianza ( $F = 1,660$ ;  $p > 0,090$ ), y el análisis de varianza no demostró diferencias significativas ( $F = 1,455$ ; Nivel de confiabilidad 0,05; Grados de libertad: 11, 125;  $p > 0,157$ ). Si bien no hay diferencias significativas, se podría observar la presencia de organismos propios de bajos niveles de conductividad, como *Branchinecta* spp, *Daphnia dadayana*, *D. obtusa*, *Chydorus sphaericus* y *Boeckella gracilipes* (Tabla 2; Anexo 1).

Tabla 2. Resultados estadísticos descriptivos de niveles de conductividad ( S/cm) de especies y taxas de crustáceos zooplanctónicos lacustres reportados para la zona sur de la Patagonia.

	Promedio	Mínimo	Máximo	N
<i>Boeckella gracilipes</i> (Daday, 1902)	3070,1	154,0	20301,0	10
<i>Boeckella meteoris</i> (Kiefer, 1928)	11887,7	5901,0	16561,0	3
<i>Boeckella. michaelsoni</i> (Mrázek, 1901)	3761,4	151,0	20301,0	7
<i>Boeckella poopoenis</i> (Marsh, 1906)	16560,0	Sin datos	Sin datos	1
<i>Boeckella poppei</i> (Mrázek, 1901)	2835,7	151,0	20301,0	26
<i>Parabroteas farsi</i> (Mrázek, 1901)	2972,1	154,0	16561,0	18
Copepoditos ciclopoideos	2637,3	151,0	16561,0	12
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller 1785)	2015,9	151,0	6140,0	9
<i>Daphnia dadayana</i> (Paggi, 1999)	1295,8	151,0	6140,0	13
<i>Daphnia obtusa</i> (Kurz, 1874)	1660,2	553,0	3449,0	6
<i>Daphnia pulex</i> (Scourfield, 1877)	2852,8	154,0	20301,0	15
<i>Neobosmina chilensis</i> (Daday, 1902)	4499,5	151,0	20301,0	11
<i>Branchinecta</i> spp.	607,4	420,0	962,0	7

Por otro lado, se observaron especies muy tolerantes a amplios niveles de conductividad, siendo principalmente copépodos calanoideos como *B. brasiliensis*, *B. brevicaudata*, *B. gracilipes*, *B. michaelsoni*, *B. poppei*, *Parabroteas sarsi* y cladóceros como *D. pulex* y *Neobosmina chilensis* (Tabla 2; Anexo 1). Se destaca la presencia de especies con alto nivel de tolerancia a la conductividad como los copépodos calanoideos *B. meteoris* y *B. poopoenis* (Tabla 2; Anexo 1). Considerando los antecedentes expuestos sería necesario realizar estudios que incluyan variaciones temporales a corto y mediano plazo en estos ecosistemas, los que deben integrar variables climáticas, y considerar procesos de colonización y extinción de poblaciones a distintas escalas temporales.

### Agradecimientos

A la Dirección de General de Investigación de la Universidad Católica de Temuco (Proyecto Fondo de Desempeño para el Desarrollo de la Limnología), a la Universidad de la Frontera (Proyecto DIUFRO 120614), a la Universidad Austral de Chile (Proyecto DID-UACH D2001-1), al CONICYT-Chile (Beca Doctoral y Beca de Apoyo para la realización de la Tesis Doctoral), y proyecto IAI (“Enhanced ultraviolet B radiation in natural ecosystems as an added perturbation due ozone depletion”) por el fiannaciamiento de este trabajo.

### BIBLIOGRAFÍA

ARAOS J; GODOI MA y R CARVALLO., 2007. Variaciones recientes del lóbulo Zapata Sur, Glaciar Tyndall: Campo de Hielo Patagónico Sur (Chile). *Rev. geogr. Norte Gd.* 37: 75-84.

BUTOROVIC, N, 2001. Resumen meteorológico año 2000, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 29: 173-182.

BUTOROVIC, N, 2002. Resumen meteorológico año 2001, estación Jorge C. Schythe

- (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 30: 157-164.
- BUTOROVIC, N, 2003. Resumen meteorológico año 2002, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 31: 123-130.
- BUTOROVIC, N, 2004. Resumen meteorológico año 2003, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 32: 79-86.
- BUTOROVIC, N, 2005. Resumen meteorológico año 2004, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 33: 65-71.
- CAMPOS H; D SOTO; O PARRA; W STEFFEN y G AGÜERO, 1996. Limnological studies of Amarga lagoon, Chile: a saline lake in Patagonia, South America. *Int. Journ. Salt Lake Res.*, 4 (4): 301-314.
- CAMPOS H; D SOTO; W STEFFEN; G AGÜERO; O PARRA y L ZÚÑIGA, 1994a. Limnological studies of Lake del Toro (Chile) morphometry, physics, chemistry and plankton. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 99: 199-215.
- CAMPOS H; D SOTO; W STEFFEN; G AGÜERO; O PARRA y L ZÚÑIGA, 1994b. Limnological studies of Lake Sarmiento (Chile): A subsaline lake from Chilean Patagonian. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 99: 217-234.
- DOMÍNGUEZ E; C MARTICORENA; A ELVEBAKK y A PAUCHARD, 2004. Catalogo de la flora vascular del Parque Nacional Pali Aike, XII región, Chile. *Gayana, Botánica*, 61 (2): 67-72.
- DARTNALL JG, 2005. Freshwater invertebrates of subantarctic South Georgia. *Journ. nat. Hist. London*, 39 (73): 3321-3342
- DE LOS RÍOS P, C ROGERS y N RIVERA, (En prensa). *Branchinecta gaini* (Daday, 1910)(Branchiopoda, Anostraca) as a bioindicator of oligotrophic and low conductivity shallow ponds in southern chilean patagonia. *Crustaceana*
- DE LOS RÍOS, P, 2005. Richness and distribution of zooplanktonic crustacean species in Chilean altiplanic and southern Patagonian ponds. *Pol. J. Env. Stud.* 14 (6): 817-822.
- DE LOS RÍOS, P y P CONTRERAS, 2005. Salinity level for occurrence of calanoids copepods in shallow ponds of South American altiplano and Chilean Patagonia. *Pol. J. Ecol.*, 53 (3): 445-450.
- DE LOS RÍOS, P y J CRESPO, 2004. Salinity effects on the abundance of *Boeckella poopoensis* (Copepoda, Calanoida) in saline ponds in the Atacama desert, northern Chile. *Crustaceana*, 77 (4): 417-423
- GODOI, M; CARVALLO R y M ARÉVALO, 2003. Condición actual del lóbulo Zapata Sur, en la zona de ablación del glaciar Tyndall, mediante radio-ecosondeo sobre la superficie del glaciar. *An. Inst. Patagonia*, 31: 5-15.
- GOTELLI NJ, 2001. A primer of ecology. Third Edition Sinauer Associates Inc. Publihers, Sunderland, Massachusetts, Estados Unidos de América, 265p.

- HANSSON LA, HJ DARTNALL; JC ELLIS-EVANS; H MACALISTER y LJ TRANVIK, 1996. Variations in physical, chemical and biological components in the subantarctic lakes of South Georgia. *Ecography*, 19 (4): 393-404
- LAUENROTH WK; HE EPSTEIN; JM PARUELO; IC BURKE; MR AGUIAR y OE SALA, 2004 Potenciales efectos del cambio climático en zonas templadas de América del Norte y del Sur. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77 (4): 439-453.
- MENU-MARQUE S; JJ MORRONE y C LOCASCIO DE MITROVICH, 2000. Distributional patterns of the South American species of *Boeckella* (Copepoda, Centropagidae): a track analysis. *J. Crust. Biol.* 20 (2): 262-272.
- PUGH PJA, H DARTNALL y SJ MCINNES, 2002. The non-marine Crustacea of Antarctica and the islands of the Southern Ocean: biodiversity and biogeography. *Journ. nat. Hist., London*, 36 (9): 1047-1103.
- SANTANA, A, 2007. Resumen meteorológico año 2006, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 35: 81-89.
- SANTANA, A, 2006. Resumen meteorológico año 2005, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 34: 81-90.
- SANTANA, A, 1990-1989. Resumen meteorológico año 1990, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs Nat.*, 19: 93-107.
- SANTANA, A, 1991. Resumen meteorológico año 1991, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 20: 113-123.
- SANTANA, A, 1992. Resumen meteorológico año 1992, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 21: 147-157.
- SANTANA, A, 1994-1993. Resumen meteorológico año 1993, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 22: 79-86.
- SANTANA, A, 1995. Resumen meteorológico año 1994, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 23: 119-126.
- SANTANA, A, 1996. Resumen meteorológico año 1995, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 24: 97-104.
- SANTANA, A, 1997. Resumen meteorológico año 1996, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 25: 127-134.
- SANTANA, A, 1998. Resumen meteorológico año 1997, estación Jorge C. Schythe (53°08' S; 70°53' W; 6 m s.n.m). *An. Inst. Patagonia, Ser. Cs. Nat.*, 26: 141-149.
- SOTO, D y P DE LOS RIOS, 2006. Influence of trophic status and conductivity on zooplankton composition in lakes and ponds of Torres del Paine National Park (Chile). *Biologia, Bratislava (Section Zoology)*, 61(5): 541-546.

SOTO D; H CAMPOS; W STEFFEN; O PARRA y L ZÚÑIGA, 1994. The Torres del Paine lake district (Chilean Patagonia): A case of potentially N-limited lakes and ponds. *Arch. Hydrobiol.*, 99: 181-197.

SOTO, D, 1990. Biomasa zooplanctónica de lagunas Patagónicas y su relación con el flamenco Chileno (*Phoenicopterus chilensis*). Actas Primer Taller Internacional de Especialistas en Flamencos Sudamericanos, San Pedro de Atacama, Chile. 84-102.

WILLIAMS, WD, 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia* 381 (1/3): 191-201.

ZÚÑIGA L; V CAMPOS; H PINOCHET y B PRADO, 1991. A limnological reconnaissance of lake Tebenquiche, Salar de Atacama, Chile. *Hidrobiología* 210 (1/2): 19-24.



Tabla 1. Coordenadas geográficas, profundidad máxima (Zmax), superficie, conductividad y especies reportadas para lagunas del sur de la Patagonia.

Sitio	Fecha	Localización [S / W]	Zmax [m]	Área [km <sup>2</sup> ]	Conductividad μS/cm	Especies reportadas	Referencia
1- Isidoro	Octubre 2001	50°57' 72°53'	<1,5	<0,1	150,00	6	De los Ríos (2005)
2- Guanaco	Octubre 2001	51°01' 72°50'	<2	<0,1	552,00	7	De los Ríos (2005)
3- Don Alvaro	Octubre 2001	51°01' 72°52'	<2	<0,1	153,00	7	De los Ríos (2005)
4- Larga	1989-1991	51°01' 72°52'	<5	<0,1	3448,00	6	Soto y De los Ríos (2006)
5- Larga	Marzo 2001	51°01' 72°52'	<5	<0,1	4330,00	4	De los Ríos (datos sin publicar)
6- Larga	Octubre 2001	51°01' 72°52'	<5	<0,1	20300,00	5	De los Ríos (datos sin publicar)
7- Redonda	1989-1991	51°01' 72°52'	<3	<0,1	1486,00	8	Soto y De los Ríos (2006)
8- Redonda	Marzo 2001	51°01' 72°52'	<3	<0,1	1365,00	4	De los Ríos (datos sin publicar)
9- Redonda	Octubre 2001	51°01' 72°52'	<3	<0,1	643,00	6	De los Ríos (datos sin publicar)
10- Juncos	1989-1991	51°01' 72°52'	<3	<0,1	2288,00	6	Soto y De los Ríos (2006)
11- Juncos	Marzo 2001	51°01' 72°52'	<3	<0,1	403,20	4	De los Ríos (datos sin publicar)
12- Juncos	Octubre 2001	51°01' 72°52'	<3	<0,1	503,50	5	De los Ríos (datos sin publicar)
13- Cisnes	1989-1991	51°01' 72°52'	1,0	<0,1	16560,00	7	Soto y De los Ríos (2006)
14- Cisnes	Marzo 2001	51°01' 72°52'	1,0	<0,1	13200,20	4	De los Ríos (datos sin publicar)
15- Cisnes	Octubre 2001	51°01' 72°52'	1,0	<0,1	5900,00	5	De los Ríos (datos sin publicar)
16- Jovito	1989-1991	51°02' 72°54'	<3	<0,1	1380,00	6	Soto y De los Ríos (2006)
17- Paso de la Muerte	1989-1991	51°02' 72°55'	<3	<0,1	801,00	7	Soto y De los Ríos (2006)
18- Paso de la Muerte	Marzo 2001	51°02' 72°55'	<3	<0,1	498,0	6	De los Ríos (datos sin publicar)
19- Paso de la Muerte	Octubre 2001	51°02' 72°55'	<3	<0,1	563,0	3	De los Ríos (datos sin publicar)
20- Vega del Toro	Octubre 2001	51°07' 71°40'	<1,5	<0,1	2156,00	8	De los Ríos (2005)
21- Monserrat	Octubre 2001	51°07' 72°47'	<1,5	<0,1	362,40	7	De los Ríos (2005)
22- Kon Aikén	Octubre 2001	52°50' 71°40'	< 1,0	<0,1	962,00	7	De los Ríos (2005)
23- Kon-Aiken 1	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1,0	<0,1	640,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
24- Kon-Aiken 2	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1,0	<0,1	700,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
25- Kon-Aiken 3	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1,0	<0,1	480,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
26- Kon-Aiken 4	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1,0	<0,1	420,00	4	De los Ríos et al (en prensa)

27- Kon-Aiken 5	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1,0	<0,1	450,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
28- Kon-Aiken 6	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 1,0	<0,1	560,00	4	De los Ríos et al (en prensa)
29- Laredo 1	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 2,0	<0,1	6,140	4	De los Ríos et al (en prensa)
30- Laredo 2	Octubre 2005	52°51' 70°55'	< 2,0	<0,1	2,290	3	De los Ríos et al (en prensa)
31- Rio Seco	Octubre 2005	53°06' 70°53'	< 1,0	<0,1	2,300	3	De los Ríos et al (en prensa)

## ANEXO 1

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31		
<i>Daphnia dadayana</i>	X		X										X							X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Daphnia obtusa</i>		X		X			X			X						X	X																
<i>Daphnia pulex</i>		X	X		X	X	X	X	X						X	X	X	X	X	X	X												
<i>Chydorus sphaericus</i>	X		X	X			X			X						X	X												X	X			
<i>Neobosmina chilensis</i>	X	X		X		X	X			X			X			X	X			X	X	X											
<i>Branchinecta</i> sp.																				X		X	X	X	X	X	X						
<i>Boeckella brasiliensis</i>																					X												
<i>Boeckella gracilipes</i>		X	X		X	X	X	X	X								X	X	X														
<i>Boeckella meteoris</i>													X	X	X																		
<i>Boeckella michaelsoni</i>	X					X				X		X							X	X	X	X											
<i>Boeckella popoensis</i>													X																				
<i>Boeckella poppei</i>	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Parabroteas sarsi</i>		X	X	X	X		X	X	X		X		X	X	X					X		X											
Copepoditos cyclopoideos	X	X	X	X			X			X			X			X	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Especies y taxas reportados en los sitios considerados en el presente estudio (ver numeración de sitio en tabla 1).



# Diatomeas continentales como indicadores de cambios climáticos en Patagonia

## Non marine diatoms as indicators of climatic changes in Patagonia

Carolina Andrea Díaz Pardo<sup>1</sup>

Daniela María Echazú<sup>2</sup>

Nora Irene Maidana<sup>3</sup>

1-Facultad de Ciencias Departamento de Ciencias Ecológicas Laboratorio de Paleocología, Universidad de Chile-Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Chile

2-Laboratorio de Diatomeas Continentales, Depto. de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina

nim@bg.fcen.uba.ar

### RESUMEN

Algunos modelos teóricos y experimentales basados en algas sugieren que la variabilidad ambiental inducida por cambios climáticos puede aumentar la biodiversidad. Sin embargo, si esta perturbación se sostiene en el tiempo finalmente produciría el fenómeno inverso, debido a la homogeneización del ambiente. El efecto real de estos cambios es poco claro debido a la escasez de inventarios disponibles de la biota presente en los cuerpos de agua, a pesar de su abundancia y diversidad y esto es particularmente notorio en la porción más austral del continente sudamericano, conocida como Patagonia.

Pese a la importancia geográfica, política y científica del extremo austral de Sudamérica, son más que escasos los estudios paleoambientales que utilizan a las diatomeas, a pesar de su reconocida utilidad como paleobioindicadores. Uno de las principales causas es la notable escasez de especialistas locales y la necesidad del conocimiento detallado de las floras locales.

La hipótesis de la disminución de la biodiversidad debida a cambios ambientales de origen natural o antropogénicos puede ser testada a través de un estudio de la evolución paleoambiental en esta región, para lo cual es imprescindible el conocimiento de la diversidad presente y pasada. Es imposible determinar que algo se ha perdido si se desconoce lo que se tiene.

**Palabras claves:** diatomeas, cambios climáticos, *bioproxy*, Patagonia, funciones de transferencia

### Abstract

Some experimental and theoretical models based on algae suggest that environmental variability induced by climate changes may increase biodiversity. However, if this disturbance is held in time eventually can produce the opposite phenomenon, due to the environmental homogenization. The actual effect of these changes is unclear because of the scarcity of available inventories of the biota present in water bodies, despite their abundance and diversity and it is particularly noticeable in the southernmost portion of the South American continent, known as Patagonia.

Despite the geographical, political and scientific importance of southernmost end of South America, they are more than scarce the paleoenvironmental studies using diatoms, despite their known utility as paleobioindicators. One of the main causes is the notable lack of local specialists and the necessity of a detailed knowledge of the local floras.

The hypothesis of the decreasing of biodiversity due to natural or antropical environmental changes can be tested through a study of the palaeoenvironmental evolution in this region, and for this is essential the knowledge of the past and present diversity. It is impossible to assess that something has been lost if we do not know what we have.

**Key words:** diatoms, climatic changes, *bioproxy*, Patagonia, transfer functions

## INTRODUCCIÓN

Algunos autores han sugerido, apoyándose en modelos teóricos y experimentales basados en algas, que la variabilidad ambiental inducida por cambios climáticos puede aumentar la diversidad debido a una disminución de la competencia interespecífica; esto permitiría la coexistencia de un mayor número de especies al incrementarse el número de nichos posibles de ser colonizados (Tilman, 1981; McCabe y Cyr, 2006). Sin embargo, un cambio climático sostenido en el tiempo finalmente podría conducir a una pérdida de diversidad debido a la homogeneización del ambiente (Vanormelingen *et al.*, 2008).

Si bien la disminución de la biodiversidad en ambientes terrestres concentró la atención de los científicos durante las últimas décadas, solo muy recientemente ha aumentado la preocupación por la pérdida de especies en ambientes acuáticos. A pesar de la abundancia y diversidad de la biota que habita en los cuerpos de agua, la escasez de inventarios impide que se tenga claridad respecto del real efecto de ciertos cambios climáticos sobre la diversidad (Mann, 1999).

La hipótesis de la disminución de la biodiversidad debida a cambios ambientales de origen natural o antrópico puede ser testeada a través de un estudio de la evolución paleoambiental en una región determinada, para lo cual es imprescindible el conocimiento de la diversidad presente y pasada. Es imposible determinar que algo se ha perdido si se desconoce lo que se tiene.

## LA PATAGONIA COMO EJE DE ESTUDIOS PALEOAMBIENTALES

La región más austral de Sudamérica, conocida como Patagonia, resulta particularmente atractiva para la comunidad científica internacional no sólo por su geografía privilegiada sino también por la enorme riqueza y variedad de ambientes que posee. A pesar de ello, y comparada con otras regiones del mundo, ha sido poco estudiada desde el punto de vista de las comunidades algales que pueblan y poblaron los ambientes no marinos. Esta región, que se extiende aproximadamente desde los 40°S, está dividida longitudinalmente por la cordillera de los Andes, que determina una discontinuidad marcada en el régimen pluvial y en la influencia de los vientos. Los

“westerlies”, que provienen del Océano Pacífico, descargan su humedad en el lado occidental de la cordillera y crean un gradiente de humedad decreciente en sentido O-E. Por otra parte, los “easterlies”, que provienen del Océano Atlántico, aportan precipitaciones a la estepa patagónica argentina.

Patagonia es una región que posee una gran diversidad de humedales, particularmente lagos, lagunas, turberas y mallines. Estos cuerpos de agua, de distribución heterogénea, constituyen ecosistemas frágiles, vulnerables a la intervención humana. De allí que a nivel mundial han sido objeto de preocupación conservacionista, especialmente en Europa. Su lenta evolución los hace vulnerables a cualquier intervención externa y son excelentes testigos de enriquecimientos ya sea antrópicos o naturales, por ejemplo eventos volcánicos. La identificación de interrupciones, discontinuidades o cambios de dirección en la evolución de estos ecosistemas permitirían inferir fluctuaciones climáticas extendidas en el tiempo.

El Hemisferio Sur no cuenta con masas continentales emergidas más allá de los 40°S, a excepción de Patagonia, de modo que los sedimentos lacustres preservados en sus cuerpos de agua, actuales o fósiles, constituyen uno de los escasos, y quizás únicos, registros capaces de revelar la historia paleoambiental de elevadas latitudes (Zolitschka *et al.*, 2006).

Tales sedimentos poseen una importancia relevante, ya que ellos constituirían un archivo continuo e imperturbado de todas las modificaciones climáticas y ambientales ocurridas desde el Pleistoceno medio hasta la actualidad. Ellos permitirían documentar y reconstruir cualitativa y cuantitativamente los cambios ocurridos en estas latitudes australes a lo largo de periodos que pueden abarcar más de un ciclo glacial e interglacial.

## **LAS DIATOMEAS (BACILLARIOPHYCEAE)**

Son algas microscópicas unicelulares, que viven solitarias o agregadas, cuya característica distintiva es su cubierta celular silíceo (frústulo), formada por varias piezas. Su identificación taxonómica se basó, tradicionalmente, en la forma, dimensiones y otras particularidades del frústulo y sólo recientemente se ha visto la necesidad de complementar estas observaciones con datos acerca de caracteres citológicos, ecológicos, reproductivos, etc. Estas algas tienen una alta capacidad para sobrevivir en todo tipo de ambiente, con tal de que éste posea las condiciones mínimas para sustentar la vida de una célula eucariota. Es posible encontrarlas desde los hielos polares hasta las aguas termales, desde las salinas hasta los lagos ultraoligohalinos; en el agua o sobre el suelo, con luz o en la oscuridad, en forma libre y hasta viviendo como endosimbiontes dentro de otros organismos, por ejemplo foraminíferos (Round *et al.*, 1990).

Las diatomeas son constituyentes integrales de la biota acuática y un conjunto de especies viviendo en un momento dado y en una determinada localidad es el resultado de los factores que afectan las aguas en las que proliferan en un período de tiempo dado. En los ecosistemas acuáticos, las comunidades de algas, y en particular las poblaciones de diatomeas son diversas y ocupan un amplio rango de hábitats y desde hace tiempo se sabe que su distribución está muy relacionada con la química del agua, la estacionalidad y la geología (Battarbee, 1986).

Una vez que las células mueren, los frústulos pueden depositarse en los sedimentos del fondo del cuerpo de agua en el que habitaban y permanecer allí, muchas veces imperturbados. Debido a su composición fundamentalmente silícica, los frústulos son resistentes al deterioro producido por acción bacteriana, erosión e incluso la presión mecánica de los mismos sedimentos depositados sobre ellos. De esta manera, los sedimentos ricos en diatomeas se transforman en un reservorio o archivo de la historia ambiental local.

## LAS DIATOMEAS COMO INDICADORES PALEOAMBIENTALES

Según Johnson *et al.* (1993) un bioindicador es una especie o asociación de especies que presentan requerimientos específicos para un conjunto de variables físicas y químicas, tal que los cambios en su presencia/ausencia, número, morfología, fisiología o comportamiento, etc., indicarán que las actuales condiciones físicas y químicas se encuentran fuera del límite de tolerancia de aquella especie. Pueden utilizarse, entre otras cosas para indicar variación (aumento/disminución) y presencia/ausencia de contaminación por metales pesados e hidrocarburos, fenómenos de eutroficación por vertido de nutrientes y pesticidas y de estrés ambiental por cambios en el nivel de agua, en el pH, la conductividad, etc.

En este sentido, y considerando todas las características ya mencionadas, las diatomeas se consideran excelentes bioindicadores y las relaciones entre las diatomeas y las características de su hábitat han sido cuantificadas y usadas para caracterizar ambientes acuáticos, tanto los presentes como los pasados o paleoambientes (Battarbee, 1986).

Dentro de los estudios paleoambientales, se define como *proxy/proxies* a aquellos componentes de un archivo ambiental que pueden ser extraídos, identificados y cuantificados de una manera tal que las condiciones ambientales pasadas que se infieran a partir de su análisis sean confiables y consistentes (Oldfield, 2005). Uno de los *proxies* biológicos más utilizado es el grupo de las diatomeas, las que se consideran eficientes indicadores debido a su amplia distribución geográfica, su elevado número de especies, su habilidad para colonizar diferentes medios y su capacidad de respuesta a cambios en su entorno. Son una valiosa herramienta para realizar inferencias paleoclimáticas debido a su sensibilidad a variables indicadoras de cambios ambientales, como por ejemplo profundidad del agua, temperatura, turbulencia, salinidad, conductividad, pH, oxígeno disuelto, nutrientes, carbono y nitrógeno orgánicos (Round *et al.*, 1990; Van Dam *et al.*, 1994). El empleo de estas herramientas microscópicas para inferir condiciones ambientales pasadas requiere de un conocimiento profundo de la taxonomía y ecología de las especies actuales.

Stoermer y Smol (1999) dividieron la historia de los estudios ecológicos basados en diatomeas, en tres eras. La primera, o “de exploración”, comenzó alrededor de 1830 y aún está en desarrollo, particularmente en áreas geográficas extremas. Este período se caracteriza por estudios descriptivos cuya temática abarca el descubrimiento de nuevos taxones, de sus ciclos de vida y su fisiología básica u observaciones de su distribución geográfica y/o temporal. Uno de los hitos de esta era fue el “concepto de especie indicadora”. Durante la segunda era, “de sistematización”, que se extendió aproximadamente entre 1900 y 1970, se trató de organizar el enorme volumen de información básica obtenida en la era anterior. El logro más exitoso fue el desarrollo de los llamados “sistemas” y “espectros”, como por ejemplo: halobios, saprobios, pH,

temperatura, etc. (Battarbee, 1986), que aún son utilizados como tales y, en algunos casos, se han mejorado. La tercera era, o “de objetivación”, abarca desde 1970 hasta el presente. En este período, gracias a la generalización del uso de herramientas computacionales, se ha podido establecer con más certeza cuáles variables afectan la ocurrencia y crecimiento de las diatomeas y, lo que es muy importante, hacerlo de una manera cuantitativa, reproducible y con una precisión mensurable.

En Sudamérica, y en particular en Argentina y Chile, podríamos señalar sólo dos períodos en los estudios que involucran a las diatomeas continentales, los puramente cualitativos y los que incorporan técnicas de análisis de datos cuantitativos. En coincidencia con la primera era descrita por Stoermer y Smol (1999), la primera etapa comenzó a mediados del siglo 19 con la publicación de los hallazgos realizados durante excursiones de naturalistas europeos como Kützing, Hooker y Ehrenberg, de acuerdo con Luchini y Verona (1972) y Rivera (2006). Según estos mismos autores, en la primera mitad del siglo 20 se publicaron trabajos de autores locales, como los de Frenguelli que abarcaron tanto territorio chileno como argentino y los de los chilenos Espinosa y Llana-Garín. En la segunda mitad del siglo pasado, las publicaciones de Rivera (1967) en Chile y García de Emiliani (1973) y Ferrario (1975) en Argentina, dieron un invaluable impulso al conocimiento de la biodiversidad diatomológica.

En la segunda etapa del estudio de diatomeas en la porción austral de Sudamérica, además del relevante desarrollo de un índice de calidad de agua por parte de Gómez y Licursi (2001) podemos incluir los primeros aportes a las reconstrucciones paleoambientales de Maidana (1994), Maidana y Corbella (1997) y González y Maidana (1998). Recién en los albores del siglo 21 vemos crecer exponencialmente el número de trabajos paleolimnológicos interdisciplinarios y *multiproxy*, todos ellos realizados en la provincia más austral de Argentina, Santa Cruz, con la participación de una diatomóloga argentina: Habberzettl *et al.* (2005); Markgraf *et al.* (2003); Mayr *et al.*, (2005); Wille *et al.* (2007), entre otros. En Chile, por otra parte, ha sido poco utilizada esta aproximación debido a la gran escasez de especialistas en la taxonomía del grupo y sólo recientemente se han publicado unos pocos estudios paleoambientales que incluyen diatomeas entre los *proxies* analizados (Cruces *et al.*, 2001 y 2006) y ninguno de ellos se refiere a ambientes continentales patagónicos. En la actualidad se han aprobado proyectos de investigación paleoambientales en Patagonia chilena que incluyen diatomólogos chilenos.

## **ALGUNOS DESAFÍOS QUE PLANTEAN LOS ESTUDIOS PALEOAMBIENTALES EN SUDAMÉRICA, PARTICULARMENTE EN PATAGONIA**

En Argentina, Chile, y probablemente en otros países de Sudamérica, desarrollar investigaciones paleoambientales representa un desafío para los diatomólogos.

Para realizar un estudio acabado de los cambios climáticos pasados basados en estos *bioproxies* se necesita un conocimiento detallado de los taxones y de la relación entre ellos, el clima, los procesos de la columna de agua y los sedimentos (Battarbee, 1986). La escasez de especialistas en taxonomía de diatomeas en ambos países es, sin dudas, uno de los principales factores limitantes.

En cada nuevo cuerpo de agua (en el agua o en el registro sedimentario) que comienza a ser estudiado se encuentran especies que han sido mencionadas previamente una o dos



veces y usualmente para regiones muy distantes en el mundo, o se descubren nuevos taxones, lo que implica que, generalmente, se desconoce cuáles pueden ser sus requerimientos ecológicos. Esto nos da algunas ideas de por qué deben estudiarse la estructura y dinámica de las comunidades que viven actualmente en esos cuerpos de agua, al menos en un ciclo de uno o dos años.

La identificación de especies puede ser un grave problema para los investigadores, aún para los más expertos, debido a la escasez de bibliografía especializada, porque se necesita comparar los ejemplares hallados con otros ilustrados en obras monográficas específicas a nivel regional o local.

Cuando en el transcurso de un estudio que involucra la diversidad biológica en ambientes actuales o pasados, se encuentra un individuo difícil de identificar porque no coincide totalmente con los que aparecen en la literatura, la práctica habitual más fácil (aunque no la correcta) es asignarle el nombre de la especie conocida más similar. Decimos que es la práctica más fácil, porque la descripción de un nuevo taxón implica dos grandes problemas: hay que llevar a cabo estudios morfológicos, estructurales y, en muchos casos, ultraestructurales, que consumen tiempo y dinero y, ya que es un nuevo taxón, sería deseable establecer sus rangos de tolerancia para las variables del ambiente en que vive. Los resultados de esa investigación, entonces, tienen que esperar hasta que se sepa todo lo posible acerca de esta molesta nueva criatura (si se tiene la suerte de encontrar una sola de estas nuevas "cosas" en las muestras). Si decidimos que este taxón, ya que no encaja exactamente en la diagnosis, es un tipo de variación intraespecífica de una especie conocida, y luego usamos la autoecología de esa especie conocida para inferir acerca de las condiciones ambientales pasadas, estamos introduciendo una gran fuente de error en nuestras interpretaciones. Y eso debe ser evitado a toda costa.

La escasez de floras sudamericanas agrava el problema, ya que para identificar especies hay que usar trabajos monográficos del Hemisferio Norte. Entre las escasas monografías que contienen información sobre diatomeas del sur de Sudamérica, una ha sido escrito por autores locales (Zalocar de Domitrovic y Maidana, 1997) y otra tiene a un sudamericano como coautor (Metzeltin y García-Rodríguez, 2005); los otros fueron escritos totalmente por investigadores europeos como es el caso de Metzeltin y Lange-Bertalot (1998, para las diatomeas tropicales amazónicas) y Rumrich *et al.* (2000, para las diatomeas andinas) y este último trabajo es el único que incluye algunas diatomeas patagónicas, tanto de Chile como de Argentina.

Mirando la bibliografía de esta última obra se hizo evidente que no se consultaron los trabajos sobre la región publicados por autores americanos, incluyendo uno de Ruth Patrick sobre las diatomeas de lagos de Bolivia (Patrick, 1961) o los de Miriam Steinitz-Kannan, quien trabajó extensamente con las diatomeas de Ecuador y Perú (De Oliveira y Steinitz-Kannan, 1993; Steinitz-Kannan *et al.*, 1993; Steinitz-Kannan, 2000, entre otros).

Esta falta de conocimiento de los estudios previos hechos por diatomólogos norte y sudamericanos llevó, por ejemplo a Rumrich *et al.* (2000) a proponer como nuevas especies a taxones que ya habían sido válidamente publicados. Tal es el caso de, por ejemplo *Navicula altiplanensis* Rumrich *et al.*, (2000), *Navicula* (?nov.) *spec. cf. accedens* y *Nitzschia chungara* Rumrich *et al.* que deben ser consideradas como sinónimos de

*Navicula salinicola* var. *boliviana* Patrick 1961; *Navicula atacamana* Patrick 1961 y *Nitzschia halloyii* Herbst y Maidana 1989, respectivamente.

Entre los trabajos paleoambientales basados en diatomeas de Patagonia, elaborados por investigadores europeos podemos citar el reciente de Sterken *et al.* (2008) referido al lago Puyehue, Chile (40°40' S, 72°28' W), donde una diatomea, que ya había sido válidamente publicada como *Cyclostephanos patagonicus* (Guerrero y Echenique, 2002), aparece como *Cyclostephanos* sp. y aún así es utilizada para hacer inferencias ambientales.

La situación es particularmente grave cuando estamos trabajando en ambientes extremos y poco conocidos, como es el caso de los sistemas patagónicos. Es más que probable que muchas de las especies que viven, por ejemplo, en ambientes salinos continentales, no sean cosmopolitas ni tengan una amplia distribución geográfica. Por el contrario, muchas de las especies que encontramos en nuestros ambientes salinos del sur americano son endémicas y/o nuevas para la ciencia. Podemos citar a modo de ejemplo el caso del lago Potrok Aike (51° 58' S, 70° 23' W) donde, desde que comenzó su estudio en 1997, ya se han hallado un nuevo género de diatomeas (*Corbellia* Maidana y Round) y dos nuevas especies (*Corbellia contorta* Maidana y Round y *Thalassiosira patagonica* Maidana) y está próxima a publicarse la descripción de otra nueva especie del género *Cyclostephanos*.

Por otra parte, si bien se conoce en gran medida el rango de tolerancia de muchas de las especies actuales, esta información es insuficiente para inferir determinadas variables ambientales. Esta situación obligó a desarrollar distintas metodologías de análisis que permitieran inferir las fluctuaciones, por ejemplo del paleopH o de las concentraciones de fósforo en función del tiempo. Se crearon algunos índices, como por ejemplo el de Renberg y Helberg (1982), se aplicaron métodos multivariados (Birks, 2005; Dixit *et al.*, 1991; Guillizzoni *et al.*, 1996) llegando hasta el desarrollo de funciones de transferencia, método en cierta forma similar al de análogos modernos usado en palinología (Gasse *et al.*, 1995; Ginn, 2007). En el caso de las funciones de transferencia basadas en diatomeas, se tiene la ventaja de disponer de un amplio rango de condiciones ambientales limnológicas asociadas a una flora variada y, generalmente, abundante. Esta aproximación permite una reconstrucción paleolimnológica más acotada geográficamente debido a que es posible evaluar las respuestas de las especies a la combinación de distintas variables ambientales (Rosén *et al.*, 2000).

El inconveniente más difícil de abordar es obtener un amplio gradiente de cada variable ambiental, ya que se requiere reunir un conjunto de datos (*set* de calibración) de un número importante de cuerpos de agua distribuidos ampliamente en el área de interés, de modo tal que permita eliminar el posible efecto ecológico local de pequeña escala (Ginn, 2007). Esta aproximación multivariada plantea el mismo desafío que las anteriores: requiere del conocimiento acabado de la taxonomía de las diatomeas locales modernas y fósiles.

## **EJEMPLOS DE ALGUNOS ESTUDIOS QUE ACTUALMENTE SE DESARROLLAN EN LA PATAGONIA**

Actualmente, en sistemas patagónicos de ambos lados de la cordillera de los Andes (Fig. 1) están en curso varios estudios paleolimnológicos que se realizan en el marco de

proyectos locales con vinculaciones internacionales y que consideren el relevamiento de la biodiversidad diatomológica.

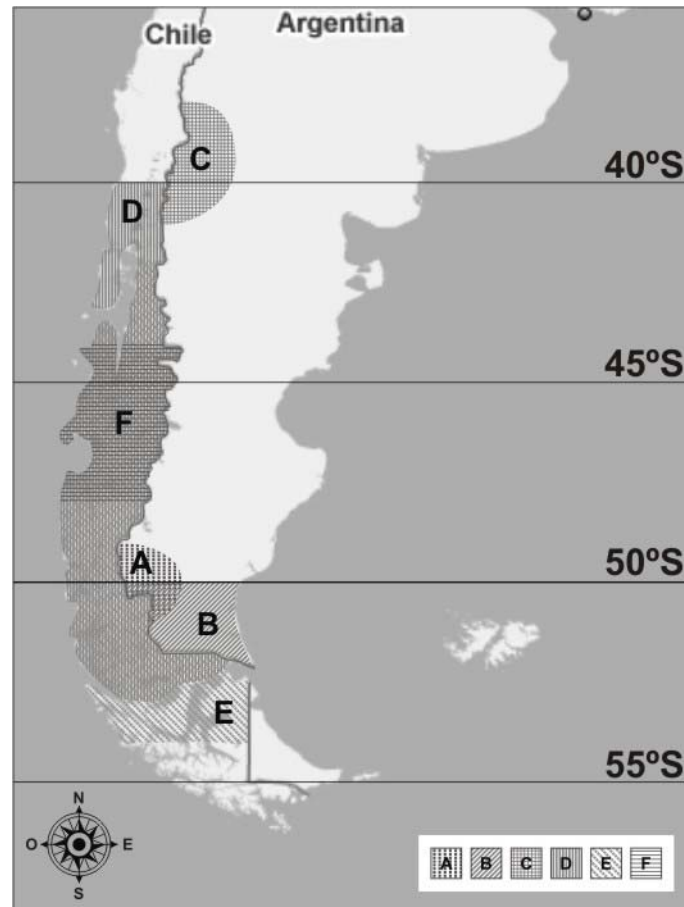


Figura 1. Áreas de Patagonia donde se desarrollan actualmente estudios paleoambientales: A. Proyecto “Influencia de eventos volcánicos pasados sobre la composición de la ficoflora (diatomeas y clorofíceas) en turberas y mallines de Santa Cruz, Argentina”; B: “Proyecto Interdisciplinario Patagonia Austral” (PIPA). C: “Reconstrucción paleoambiental del Cuaternario Tardío en el norte de la Patagonia Andina (Argentina) basada en el análisis de diatomeas de sedimentos lacustres”; D: “Evolución paleoambiental en Patagonia NW y SW desde el último máximo glacial, a partir del análisis de diatomeas fósiles”; E: “Building a North-South transect for the reconstruction of late Quaternary climate and environmental change in southern Chile: (paleo)limnological and limnogeological reconnaissance”; F: “Cambios ambientales en los ecosistemas lacustres patagónicos durante los últimos 1000 años: coinciden con eventos climáticos del Hemisferio Norte”.

En Argentina, podemos mencionar como ejemplos:

- “*Influencia de eventos volcánicos pasados sobre la composición de la ficoflora (diatomeas y clorofíceas) en turberas y mallines de Santa Cruz, Argentina*” (UBACyT X 806). Este proyecto, desarrollado en la Universidad de Buenos Aires (UBA), considera turberas y mallines entre el Lago del Desierto (49° S; 72° O) y Río Turbio (51° S; 72° O), en la Provincia de Santa Cruz (Fig. 1 A). Desde el año 2006 se está relevando la biodiversidad de las diatomeas actuales de mallines y turberas para relacionarlas con variables ambientales, a fin de recopilar datos ecológicos útiles para la interpretación de secuencias fósiles de las muestras de sedimentos obtenidas en esos ambientes.

-“*Proyecto Interdisciplinario Patagonia Austral*” (PIPA). Este proyecto, recientemente aprobado por la ANPCyT y que involucra a tres centros de investigación argentinos (UBA, UNPA y CONICET), se vincula estrechamente con el proyecto interdisciplinario internacional ICDP- Potrok Aike Lake Sediment Archive Drilling Project (PASADO), financiado por varias instituciones de Europa y Norteamérica. PIPA propone un enfoque multidisciplinario que combina la información geológica, biológica y arqueológica tanto del presente como del pasado. Entre sus objetivos biológicos se propone elaborar una base de datos de la biodiversidad de organismos planctónicos y bentónicos, sus requerimientos ecológicos y su distribución geográfica actual en cuerpos de agua lénticos del sur de la provincia de Santa Cruz, entre los 50 y los 52° S (Fig. 1 B) y relacionar la distribución actual de los distintos *bioproxies*, entre ellos las diatomeas, con datos físicos, químicos y climáticos propios de los hábitats que ocupan. De esta manera se dispondrá de un un set de calibración basado en diatomeas actuales y su uso en la elaboración de funciones de transferencia aplicables a la reconstrucción paleambiental que se planea realizar en el Lago Potrok Aike (52° S; 70° O) en el marco de PASADO.

-“*Reconstrucción paleoambiental del Cuaternario Tardío en el norte de la Patagonia Andina (Argentina) basada en el análisis de diatomeas de sedimentos lacustres*”. Este estudio, que se realiza en la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), forma parte del proyecto internacional “Historia de la vegetación y fluctuaciones de la línea de bosque en el norte de la Patagonia andina” financiado por dos instituciones suecas. El trabajo está centrado en el análisis de las asociaciones diatomológicas en sedimentos superficiales y en secuencias sedimentarias de cuerpos de agua en diferentes tipos de bosques y ecotonos de bosque de los Andes norpatagónicos (38° S; 71° O – 41° S; 71° O, Fig. 1 C). Constituye el primer estudio realizado en Argentina acerca de las fluctuaciones del límite altitudinal del bosque norpatagónico sobre la base de las asociaciones de diatomeas fósiles.

La información sobre cambios ambientales aportada por este trabajo y la obtenida en estudios palinológicos y de macrorrestos vegetales, permitirá reconstruir la historia de la vegetación en el norte de la Patagonia durante el Cuaternario tardío así como realizar inferencias sobre las variaciones paleolimnológicas y paleoclimáticas durante dicho período.

En Chile, algunos ejemplos de estudios paleolimnológicos que involucran a las diatomeas y se realizan actualmente en Patagonia son:

-“*Evolución paleoambiental en Patagonia NW y SW desde el último máximo glacial, a partir del análisis de diatomeas fósiles*”. Este estudio se realiza en la Universidad de Chile, en el marco de dos Proyectos FONDECYT: “*The Southern Westerly Winds in NW and SW Patagonia During and Since the Last Glacial Maximum: Regional and Global Implications*” (1070991); “*Historia vegetacional y climática postglacial de Patagonia Centro-Sur (45°-53° S)*” (1040204), “*Historia vegetacional y climática postglacial de los ecosistemas templados de Patagonia Centro (44°-49° S)*” (1080485).

Como parte de este proyecto, se utiliza a las diatomeas como herramientas para esclarecer la historia deglacial y postglacial de los vientos del oeste, mediante la reconstrucción de variaciones de anomalías de niveles lacustres a ambos lados de la posición actual de máxima intensidad de los vientos del oeste (48° S) en Patagonia

Oeste. El estudio considera el desarrollo de un set de calibración en el gradiente Patagónico Oeste (40° S-53° S, Fig. 1 D), analizando las diatomeas actuales y su relación con variables limnológicas estrechamente relacionadas con cambios en las condiciones hidrológicas. Estos resultados podrán ser aplicados al análisis del registro sedimentario de dos pequeños lagos endorreicos (42° S; 73° O y 52° S; 72° O) para inferir variaciones pasadas de estos parámetros aplicando las Funciones de Transferencia previamente establecidas.

-“*Building a North-South transect for the reconstruction of late Quaternary climate and environmental change in southern Chile: (paleo)limnological and limnogeological reconnaissance*”, proyecto bilateral chileno (Universidad de Chile)-belga (Universidad de Gent), financiado con fondos europeos. Su objetivo es contribuir al conocimiento del clima durante el Cuaternario tardío y del cambio ambiental en la región entre 42 y 54° S (Fig. 1 E), en el sur de Chile. Más específicamente, se orienta hacia registros continuos de sedimentos lacustres que representan ambientes pasados y/o cambios climáticos en el área circundante a los lagos. Se utiliza una aproximación paleolimnológica *multi-proxy*, incluyendo diatomeas, para evaluar dichos cambios. Con los resultados de esta investigación se pretende, también, completar el vacío de información que existe entre los estudios paleoclimáticos que se desarrollan en la Región de los Lagos (38-42° S) y los de la Antártida marítima y submarítima (55-70° S).

-“*Cambios ambientales en los ecosistemas lacustres patagónicos durante los últimos 1000 años: coinciden con eventos climáticos del Hemisferio Norte*” (FONDECYT 1070508). Esta investigación, encabezada por el al Centro EULA, pretende establecer el desarrollo, en la Patagonia Septentrional de Chile (Fig. 1 F), de eventos climáticos a escala decadal-centenal, descritos para el Hemisferio Norte, durante el holoceno tardío: Período Cálido Medieval (MWP) y La Pequeña Edad de Hielo (LIA). Para lograr lo anterior, se realiza una reconstrucción de las condiciones ambientales de los últimos 1.000 años, mediante el estudio de los registros biológicos (diatomeas, polen, quironómidos), presentes en núcleos de sedimentos lacustre de la Patagonia Norte y a través de la utilización de información histórico documental de la zona. Los resultados preliminares indican la existencia de un evento frío tipo LIA y la presencia de un probable evento cálido, tipo MWP en la Patagonia Septentrional.

## BIBLIOGRAFÍA

BATTARBEE, RW, 1986. Diatom Analysis. [Cap 26] Pp. 527-570 en: BE Berglund (ed.). Handbook of Holocene Paleoecology and Paleohidrology. John Wiley y Son, Chichester.

BIRKS, HJB, 2005. Quantitative palaeoenvironmental reconstructions from Holocene biological data. [Cap 9] Pp. 107-123 en: A Mackay; RW Battarbee; HJB Birks y F Oldfield (eds.). Global Change in the Holocene. Arnold, London

CRUCES, F; R URRUTIA; A ARANEDA; L TORRES; M CISTERNAS y W VYVERMAN, 2001. Evolución trófica de Laguna Grande de San Pedro (VIII Región, Chile) durante el último siglo, mediante el análisis de registros sedimentarios. *Rev. chil. hist. nat.* 74 (2): 407-418.

- CRUCES, F; R URRUTIA; O PARRA; A ARANEDA; H TREUTLER; S BERTRAND; N FAGEL; L TORRES; R BARRA Y L CHIRINOS, 2006. Changes in diatom assemblages in an Andean lake in response to a recent volcanic event. *Arch. Hydrobiol.* 165 (1): 23-35.
- DE OLIVEIRA, P y M STEINITZ-KANNAN, 1993. The diatom flora (Bacillariophyceae) of the Cuyabeno Faunistic Reserve, Ecuadorian Amazonia. *N.-Hedw.* 54 (3-4): 515-552.
- DIXIT, SS, AS DIXIT y JP SMOL, 1991. Multivariate environmental inferences based on diatom assemblages from Sudbury (Canada) lakes. *Freshwat. Biol.* 26: 251-266
- FERRARIO, ME., 1975. Diatomeas del lago Puelo (Prov. del Chubut, Argentina), 1. *Darwiniana* 19: 207-284.
- GARCÍA DE EMILIANI, MO, 1973. Ultraestructura y polimorfismo de *Melosira pseudogranulata* A. Cl. y cambios en la densidad de su población en el lago Mascardi. *Soc. Cient. Arg., secc. Santa Fe.* 1: 1-10.
- GASSE, F ; S JUGGINS y LB KHELIFA, 1995. Diatom-based transfer functions for inferring past hydrochemical characteristics of African lakes. *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.* 117:31-54.
- GINN, B; B CUMMING y J SMOL, 2007. Diatom based environmental inferences and model comparisons from 494 northeastern north american lakes. *J. Phycol.* 43: 647-661.
- GÓMEZ, N y M LICURSI, 2001. The pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35:173-181.
- GONZALEZ, MA y NI MAIDANA, 1998. Postwinsconsinian Paleo-environments at Salinas Del Bebedero Basin (San Luis, Argentina) *J. Paleolimnol.* 20(4): 353-368.
- GUERRERO, JM y R ECHENIQUE, 2002. *Cyclostephanos patagonicus* sp. nov., a new freshwater diatom from Western Patagonia (Argentina ) *Diat. Res.* 17 (1): 141-151.
- GUILIZZONI, P; A MARCHETTO; A LAMI; NG CAMERON; PG APPLEBY; NL ROSE; A SCHNELL; CA BELIS; A GIORGIS y L GUZZI, 1996. The environmental history of a mountain lake (Lago Paione Superiore, Central Alps, Italy) for the last c. 100 years: a multidisciplinary, paleolimnological study. *J. Paleolimnol.* 15: 245-264.
- HABERZETTL,T; M FEY; A LÜCKE; NI MAIDANA; C MAYR; C OHLENDORF; F SCHÄBITZ; GH SCHLESER; M WILLE y B ZOLITSCHKA, 2005. Climatically induced lake level changes during the last two millennia as reflected in sediments of Laguna Potrok Aike, southern Patagonia (Santa Cruz, Argentina). *J. Paleolimnol.* 33 (3): 283-302.
- JOHNSON, RK; T WIEDERHOLM y DM ROSENBERG, 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. [Cap 2] Pp. 40-157 en DM Rosenberg y VH Resh (eds.). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.* Chapman y Hall, Nueva York, 488 pp.

LUCHINI, L y CA VERONA, 1972. Catálogo de las diatomeas argentinas. I. Diatomeas de aguas continentales (incluido el Sector Antártico). C.I.C. Buenos Aires. Monografía N° 2: 1-300. La Plata.

MAIDANA, NI, 1994. Fossil Diatoms from Salinas del Bebedero (San Luis, Argentina). *Diat. Res.* 9(1): 99-119.

MAIDANA, NI y H CORBELLA, 1997. Análisis preliminar de las asociaciones de diatomeas cuaternarias en un paleolago volcánico, Santa Cruz austral, Argentina. Actas del VI Congr. Bras. Abequa, Curitiba, Brasil. Pp. 336-340.

MANN, DG, 1999. The species concept in diatoms. *Phycologia* 38(8): 437-495

MARKGRAF, V; JP BRADBURY; A SCHWALB; S BURNS; C STERN; D ARISTEGUI; A GILLI; F ANSELMETTI; S STINE y NI MAIDANA, 2003. Holocene palaeoclimates of Southern Patagonia: limnological and environmental history of Lago Cardiel, Argentina. *Holocene* 13 (4): 581-591.

MAYR, C; M FEY; T HABERZETTL; S JANSSEN; A LÜCKE; N MAIDANA; C OHLENDORF; F SCHÄBITZ; G SCHLESER; M WILLE y B ZOLITSCHKA, 2005. Palaeoenvironmental changes in southern Patagonia during the last millennium recorded in lake sediments from Laguna Azul (Argentina). *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.* 228: 203-227.

McCABE, SK Y H CYR, 2006. Environmental variability influences the structure of benthic algal communities in an oligotrophic lake. *Oikos* 115: 197-206.

METZELTIN, D y H LANGE-BERTALOT, 1998: Tropicische Diatomeen in Südamerika I. 700 überwiegend wenig bekannte oder neue Taxa repräsentativ als Elemente der neotropischen Flora. – Iconografía. *Diatomologica*. 5: 1-695 pp.

METZELTIN, D y F GARCIA-RODRIGUEZ, 2005. Las Diatomeas Uruguayas. Montevideo, DIRAC, p. 208, ISBN: 9974-0-022.

OLDFIELD, F, 2005. Introduction: the Holocene, a special time. [Cap 1]. Pp 1 - 8. En: A Mackay; RW Battarbee; HJB Birks y F Oldfield (eds.). *Global Change in the Holocene*. Arnold, London.

PATRICK, R, 1961. Results of Research in the Antofagasta Ranges of Chile and Bolivia. II. Diatoms (Bacillariophyceae) from the alimentary tract of *Phoenicoparrus jamesi* (Sclater). Postilla, Yale Peabody Museum 49: 43-55, 1 Pl.

RENNBERG, I y T HELLBERG, 1982. The pH history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio* 2(1): 30-33.

RIVERA, P., 1967. Algunas especies de *Melosira* Ag. en el Lago Ranco. *Boletín Mensual del Museo Nacional de Historia Natural, Santiago* 135: 3-9.

- RIVERA, P, 2006. Estado de Conocimiento de las Diatomeas Dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70 (1): 1-7.
- ROSÉN P; R HALL; T KORSMAN y I RENBERG, 2000. Diatom transfer-functions for quantifying past air temperature, pH and total organic carbon concentration from lakes in northern Sweden. *J Paleolimn.* 24: 109–123.
- ROUND, FE; RM CRAWFORD y DG MANN, 1990. The diatoms. Biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 747 pp.
- RUMRICH, U; H LANGE-BERTALOT y M RUMRICH, 2000. Diatoms of the Andes, from Venezuela to Patagonia/Tierra del Fuego, and two additional contributions. ARG Gartner Verlag KG, Koningstein, 673 pp.
- STEINITZ-KANNAN, M; M NIENABER; M RIEDINGER y R KANNAN, 1993. The fossil diatoms of lake Yambo, Ecuador. A Possible Record of El Niño Events. *Bull. Inst. fr. études andines.* 22(1): 227-241.
- STEINITZ-KANNAN, M, 2000. Las Diatomeas del Ecuador. Publicaciones del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales. Monografía. Quito, Ecuador.
- STERKEN, M; E VERLEYEN; K SABBE; G TERRYN; F CHARLET; S BERTRAND; X BOËS; N FAGEL; M DE BATIST y W VYVERMAN, 2008. Late Quaternary climatic changes in southern Chile, as recorded in a diatom sequence of Lago Puyehue (40-40° S). *J. Paleolimnol.* 39:219–235.
- STOERMER, EF y JP SMOL, 1999. Applications and uses of diatoms: Prologue. . [Cap 1] Pp. 3-8 en: EF STOERMER y SMOL (eds.). The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences. Cambridge University Press, Cambridge, Uk.
- TILMAN, D, 1981. Tests of Resource Competition Theory Using Four Species of Lake Michigan Algae. *Ecology*, 62 (3): 802-815
- VAN DAM, H; A MERIENS y J SINKELDAM, 1994. A Checklist and Ecological Indicators Values of Freshwater Diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquatic Ecol.* 28 (1): 117-133.
- VANORMELINGEN, P; E VERLEYEN y W VYVERMAN, 2008. The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiversity and Conservation* 17 (2): 393-405
- WILLE, M; NI MAIDANA; F SCHÄBITZ; M FEY; T HABERZETTL; S JANSSEN; A LÜCKE; C MAYR; C OHLENDORF; GH SCHLESER y B ZOLITSCHKA, 2007. Vegetation and climate dynamics in southern South America: the microfossil record of Laguna Potrok Aike, Santa Cruz, Argentina, *Rev. Palaeob. Palynol.* 146: 234-246.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y y N MAIDANA, 1997. Taxonomic and ecological studies of the Paraná River diatom flora (Argentina). *Bibliotheca Diatomologica*, 34.122 pp.



ZOLITSCHKA, B; F SCHÄBITZ; A LÜCKE; G CLIFTON; H CORBELLA; B ERCOLANO; T HABERZETTL; N MAIDANA; C MAYR; C OHLENDORF; G OLIVA; M PAEZ; GH SCHLESER; J SOTO; P TIBERI y M WILLE, 2006. Palaeoecological potential of crater lakes in the Pali Aike Volcanic Field, southern Patagonia (Argentina). *Journal of South American Earth Sciences* 21:294-309.

# Impactos del uso de la tierra sobre los ríos andino-amazónicos.

## Estudio de caso cuenca río Hacha, Colombia

Impacts of the land use on the Andean Amazon Rivers.  
Study of case Hacha River Basin, Colombia

Marlon Peláez Rodríguez  
Melba Gicela Saldaña Gómez  
Yineth Ximena Ome Barahona

Universidad de la Amazonia, Florencia (Colombia). mpelaez@uniamazonia.edu.co

### RESUMEN

El Río Hacha es el principal recurso hídrico de la ciudad de Florencia (Caquetá-Colombia). El agua de este río es utilizada para diferentes usos, entre los que se destacan el abastecimiento y la recreación. Sin embargo, el ambiente presenta señales de degradación por lo que es importante determinar el impacto de las diferentes actividades antrópicas sobre el río a fin de gestionar medidas para controlar estos cambios.

Se seleccionaron cinco puntos de muestreo representativos de los usos e impactos a los que se ve sometido este curso de agua. Las estaciones seleccionadas fueron: El Caraño (aguas arriba de la bocatoma del acueducto de Florencia), Primer Puente (zona sub-urbana), Puente El Encanto (zona urbana), Puente López (zona urbana) y Capitolio (aguas abajo del Aeropuerto Gustavo Artunduaga Paredes). En cada una de ellas, se registraron y analizaron variables fisicoquímicas y la comunidad de macroinvertebrados como indicadores del impacto. A través de los resultados se evidenció el impacto de las actividades antrópicas sobre la ecología del Río Hacha

**Palabras clave:** Amazonia colombiana, Río Hacha, calidad de agua, macroinvertebrados acuáticos.

### Abstract

The Hacha River is the main hydric resource of Florencia (Caquetá) since its waters are used for different uses, among those that stand out supply and recreation. However their waters present degradation signs without so far it is taken measures to control this phenomenon. For this reason, this investigation is presented, which had as objective to determine the impact of the different antropic activities on the river.

Five representative sampling points of the uses and impacts were selected those that are subjected this body of water. The selected stations were: El Caraño (up bocatoma of the aqueduct of Florencia), Primer Puente (sub-urban area), Puente El Encanto (urban area), Puente López (urban area) and Capitolio (downs the Airport Gustavo Artunduaga Paredes). In each one of them, they registered and they analyzed physical-chemical variables and the macroinvertebrates community as impact indicators.

Through the results demonstrate the impact of the antropic activities on the ecology of the Hacha River.

**Key words:** Colombian Amazon, Hacha River, water quality, macroinvertebrates aquatic.

## INTRODUCCIÓN

En Colombia la migración de la población rural hacia los centros urbanos ha generado serios problemas para los ecosistemas acuáticos, localizados en proximidades de las ciudades. Entre los impactos que pueden ser observados se destacan la deforestación de las áreas próximas a los cursos de agua y el vertido de efluentes sin tratamiento. Estos impactos sobre los ecosistemas acuáticos ha sido motivo de preocupación en las últimas décadas. Por esta razón, existe un creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, desarrollando criterios físicos, químicos y biológicos que permitan estimar el efecto y magnitud de las intervenciones humanas (Norris y Hawkins, 2000).

La Región Andino-Amazónica Colombiana cuenta con un abundante potencial hídrico y posiblemente por eso no se le ha dado la suficiente importancia, siendo escasa la información al respecto sobre este recurso. A pesar de la abundancia en recursos hídricos, muchos cursos de agua de la región presentan señales de perturbación, en especial los que están relacionados estrechamente con los asentamientos humanos. Este es el caso del río Hacha, principal cuerpo de agua de la ciudad de Florencia, la cual a pesar de ser la mayor ciudad de la Amazonia Colombiana, con aproximadamente 150.000 habitantes, no posee un tratamiento de sus aguas residuales, vertiendo los mismos directamente a los ecosistemas acuáticos próximos como el río Hacha.

El objetivo de este trabajo es determinar el impacto de las diferentes actividades antrópicas sobre el Río Hacha a fin de tener herramientas para la gestión adecuada de este recurso.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron cinco sitios de muestreo representativos de los diferentes usos dados al río Hacha, según su aspecto visual, facilidad de acceso y representabilidad de los diferentes usos dados al río (Tabla 1), los cuales fueron muestreados mensualmente durante seis meses (septiembre-2004 a febrero-2005).

En dichos sitios se midieron parámetros físicos y químicos *in situ*: temperatura del agua (termómetro en °C), oxígeno disuelto (método Winkler) y conductividad eléctrica (conductímetro). El contenido de materia orgánica fue caracterizado a través de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendedos Totales (SST), APHA, AWWA, WPCF (1989).

Tabla 1. Características de las estaciones de muestreo seleccionadas en el río Hacha.

Estación	Nombre	Kilómetro	Altura	Localización	Características
1	El Caraño	33	520	N: 1°44'15.1" W: 75°38'44.1"	Área rural. Aguas correntosas y sustrato predominantemente rocoso.
2	Primer Puente	50	315	N: 1° 38'39.6" W: 75°37'10.6"	Limite del área urbana de la ciudad de Florencia. Aguas correntosas y sustrato predominantemente arenoso.
3	Puente Encanto	El 57	270	N: 1° 37'28" W: 75° 7'21.4"	Área urbana. Aguas con ligera corriente y sustrato predominantemente arenoso.
4	Puente López	60	255	N: 1°36'28.9" W: 75°36'46.1"	Área urbana. Aguas con ligera corriente y sustrato arenoso y lodoso.
5	Capitolio	65	240	N: 1°35'26.0" W: 75°32'15.1"	Área semi-urbana. Aguas con ligera corriente y sustrato arenoso y lodoso.

Para complementar la información suministrada por los análisis físico-químicos y a la vez conocer el impacto de las actividades antrópicas sobre la biota del río Hacha, se evaluó la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, por ser los más utilizados en la bioindicación de ecosistemas lóticos (Trivinho-Strixino y Nascimento; 2000; Zúñiga 2000).

El muestreo biológico se llevó a cabo de manera simultánea a la medición de las variables físico-químicas. La recolección de los macroinvertebrados se realizó por 15 minutos en cada estación. Para la colecta de los especímenes se tuvieron en cuenta diferentes hábitats como: piedras, sedimento (arena y lodo), troncos, hojarasca, macrófitas y superficie del agua.

Para la colecta de material adherido a piedras y troncos se utilizaron pinzas entomológicas y pinceles. Para la captura de individuos superficiales y el arrastre de sedimento se empleó una jama triangular de 36cm de longitud y malla de de muselina de 315 µm de poro. Los especímenes colectados se conservaron en alcohol al 70%. La

determinación taxonómica se llevó hasta el nivel de familia (Roldán 1988; Fernández y Domínguez 2001).

## ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Hacha se encuentra localizada en el municipio de Florencia, Departamento de Caquetá. El 89% de su territorio se encuentra en la cordillera Oriental (partes media y alta de la cuenca) y el 11% restante pertenece a la altiplanicie amazónica (parte baja), distribuyéndose de esta manera, en dos importantes regiones naturales de Colombia: la región Andina y la región Amazónica, denominadas Cinturón Andino-Amazónico de Suramérica, con alturas que van desde los 240 hasta los 2575 msnm.

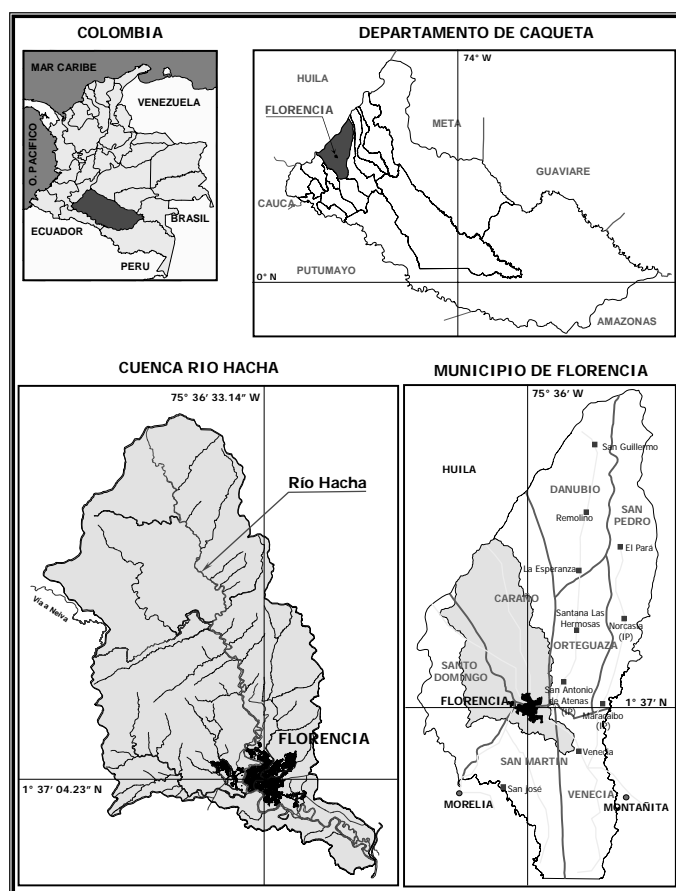


Figura 1. Localización de la cuenca río Hacha. Modificado de POMCA 2005

Esta variación de altura origina pisos bioclimáticos que van desde las partes bajas y planas con clima cálido y húmedo, pasando por un clima templado muy húmedo de las laderas intermedias del sector montañoso hasta el clima frío muy húmedo de las cimas de la cuenca (POMCA 2005). La cuenca tiene un régimen pluviométrico monomodal, con un período lluvioso y otro de estiaje; el lluvioso se presenta a mediados de año distribuido entre los meses de marzo a noviembre y el de estiaje de diciembre a febrero, este último período es poco severo ya que todos los meses registran precipitaciones medias superiores a 100 mm. Según la clasificación Holdridge, en la cuenca del río

Hacha se presenta tres ecosistemas: bosque muy húmedo tropical, bosque muy húmedo premontano y bosque muy húmedo montano bajo. La cuenca del río Hacha se extiende sobre un área de 49018 hectáreas, de las cuales aproximadamente el 10% está dedicada al uso agrícola, el 18% a pastos, el 69% a bosques y rastrojos y el 3% al área urbana. La cuenca posee forma rectangular a excepción de su extremo sur donde a partir de la ciudad de Florencia se estrecha en forma de embudo hasta drenar en el río Ortegüaza, uno de los principales afluentes del río Caquetá (Japurá en Brasil), siendo éste a su vez tributario del río Amazonas. Su colector principal es el río Hacha, el cual nace en la Reserva Forestal a una altura aproximada de 2400 msnm cerca del límite con el Departamento del Huila; tiene una longitud de 64.5 km y su curso lleva una dirección noroeste – sureste. Su caudal promedio es de 38.30 m<sup>3</sup>/seg. En su recorrido por el municipio de Florencia recoge las aguas de las quebradas El Caraño, La Ruidosa, Tarqui, Sucre, El Paraíso, La Perdiz, Las Doradas, Travesías, La Carbona, El Dedo y La Yuca, entre otras (Fig. 1).

## RESULTADOS

### Temperatura del agua

En la Tabla 2 están indicados los valores de temperatura del agua durante el período de estudio. La temperatura del agua vario de un valor mínimo de 20,0°C en el mes de noviembre, y un máximo de 25,5°C en febrero, correspondientes a las estaciones El Caraño y Capitolio, respectivamente. En la figura 2 se observan los valores promedio de temperatura del agua para las diferentes estaciones de muestreo.

Tabla 2. Valores de las variables físicas y químicas analizadas.

Mes	Estación	Temperatura (°C)	Oxígeno Disuelto (%)	Conductividad (uS/cm)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)
Septiembre	1	20,5	93	*	5,4	5
	2	21,8	91	*	7,4	17
	3	22,7	82	*	8,9	20
	4	23,4	89	*	15,8	22
	5	23,8	79	*	21,8	30
Octubre	1	21,6	95	18	10,1	5
	2	23,0	92	24	15,5	10
	3	22,6	90	21	17,0	20
	4	23,2	89	28	17,4	40
	5	23,5	85	28	30,6	55
Noviembre	1	20,0	103	18	0,5	5
	2	21,0	102	22	22,5	5
	3	22,0	92	24	67,5	7
	4	22,0	88	26	69,0	25
	5	22,0	81	23	213,5	25
Diciembre	1	21,0	109	17	299,2	9
	2	22,3	103	26	8,0	12
	3	23,4	94	33	12,1	15
	4	24,3	103	32	12,6	32
	5	24,1	91	31	7,6	34
Enero	1	21,0	100	22	5,5	15
	2	25,0	101	32	5,1	30

	3	25,0	95	33	4,7	35
	4	24,7	95	46	9,7	25
	5	24,3	100	38	4,7	44
Febrero	1	22,3	101	12	1,2	5
	2	24,0	92	13	5,4	8
	3	24,5	98	14	6,4	12
	4	25,3	90	15	9,3	48
	5	25,5	90	14	16,5	20

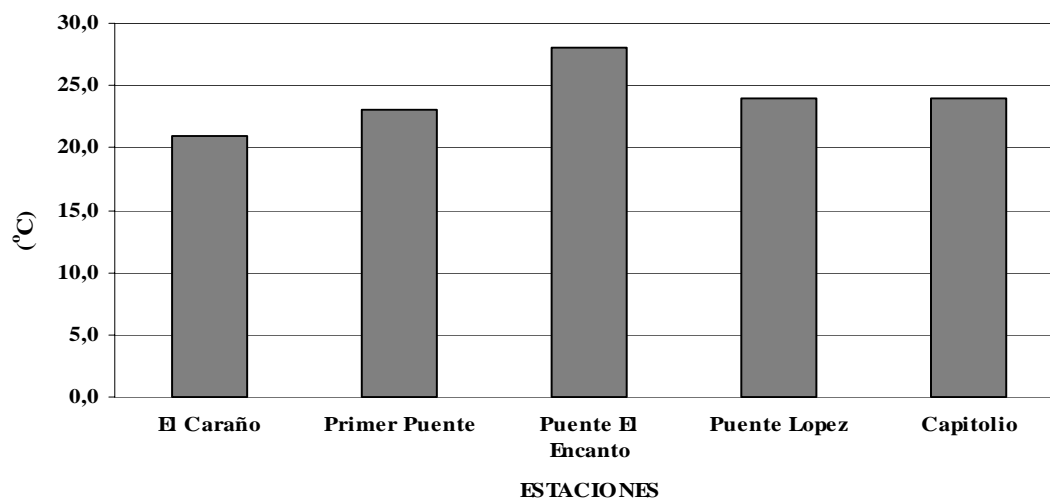


Figura 2. Valores promedio por estación de la temperatura del agua del río Hacha, Florencia Caquetá, durante el período de septiembre de 2004 - febrero de 2005. \*Datos no disponibles

### Oxígeno disuelto (OD)

Los valores del porcentaje de saturación del oxígeno disuelto demostraron que el ecosistema de estudio presentó, por lo general, aguas bien oxigenadas (Tabla 2) con porcentajes de saturación entre 79%, en la estación Capitolio, a 109% en la estación El Caraño, en los meses de septiembre y diciembre, respectivamente. En la figura 3 se observan los valores promedio, en porcentaje de saturación del oxígeno disuelto, medido para las diferentes estaciones de muestreo.

### Conductividad eléctrica

El río Hacha presentó, en general, mayores valores de conductividad eléctrica en la estación Puente López, con un valor máximo de 46  $\mu\text{S}/\text{cm}$  registrado en el mes de enero y los valores mas bajos en la estación El Caraño, con un mínimo de 12  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , obtenido en el mes de febrero (Tabla 2). En la figura 4 se observan los valores promedio de la conductividad eléctrica para las diferentes estaciones de muestreo.

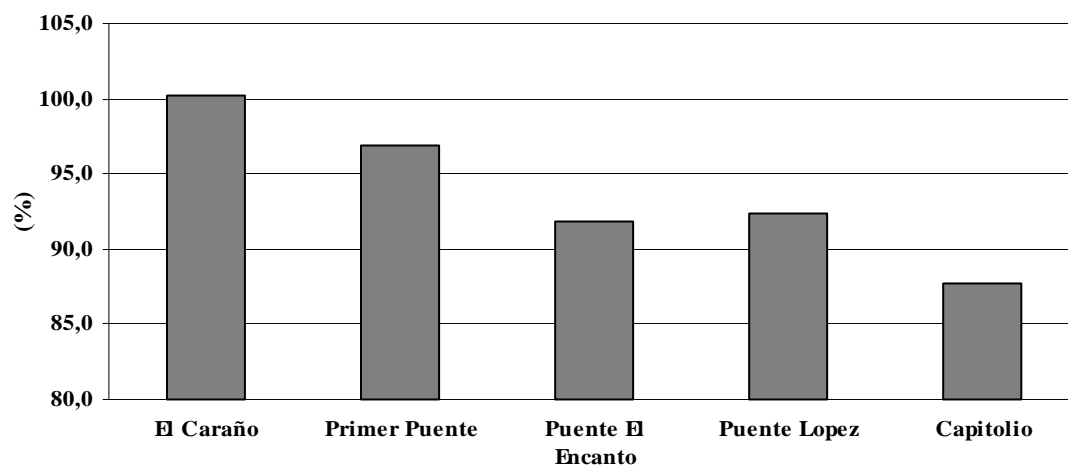


Figura 3. Valores promedio por estación del porcentaje de saturación de oxígeno del río Hacha, Florencia Caquetá, septiembre de 2004 – febrero de 2005.

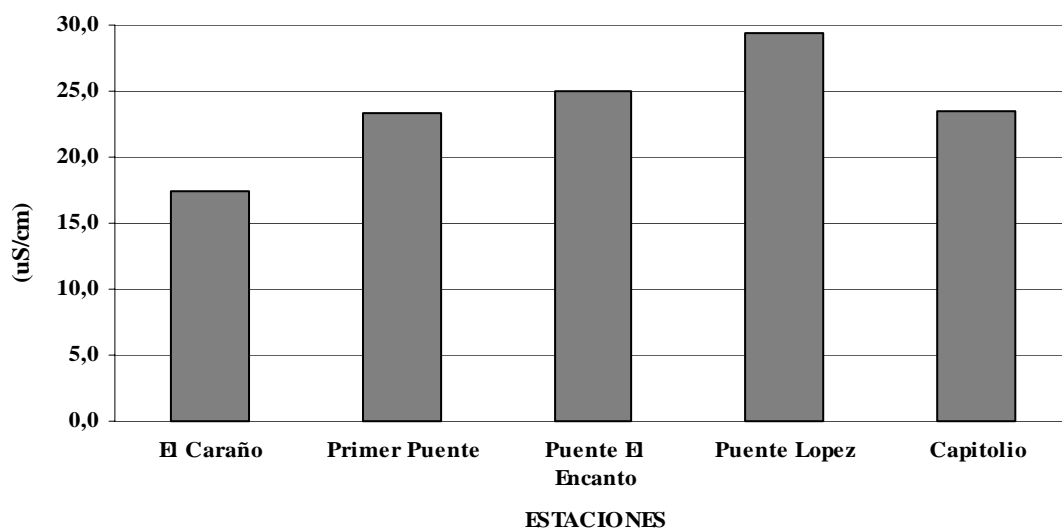


Figura 4. Promedio por estación de la conductividad eléctrica del río Hacha, Florencia Caquetá durante el periodo de octubre de 2004 – febrero de 2005.

### Sólidos suspendidos totales (SST)

Los valores los SST se presentan en la Tabla 2. En general sus valores aumentan a medida que el río transcurre aguas abajo, presentando un caso inusual en la estación El Caraño, la cual presentó tanto los valores mínimos 0.5 mg/L como máximos 299.2 mg/L, en los meses de noviembre y diciembre respectivamente. En la figura 5 se observan los valores promedio de SST para las diferentes estaciones de muestreo.



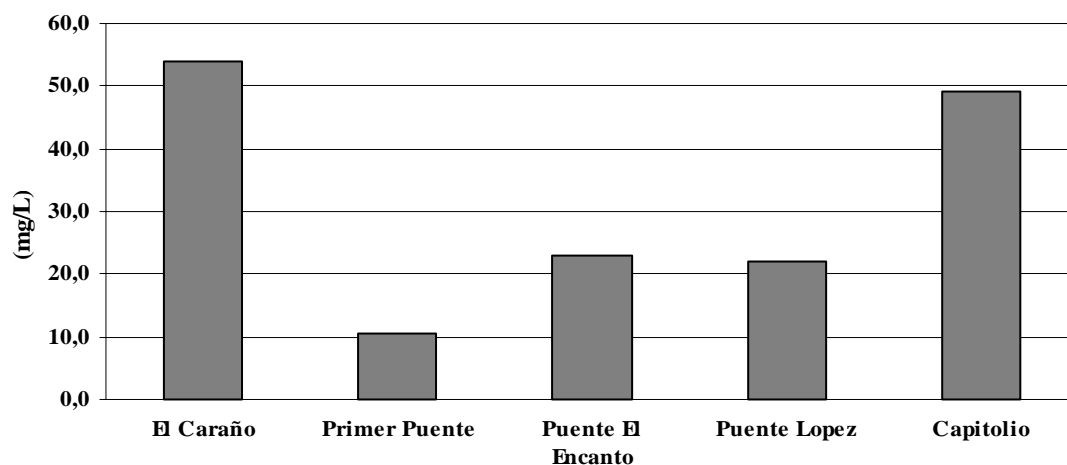


Figura 5. Valores promedio por estación de la concentración de sólidos suspendidos totales del río Hacha, Florencia Caquetá para septiembre de 2004 – febrero de 2005.

### **Demanda química de oxígeno (DQO)**

La DQO del Río Hacha presentó valores que oscilan desde los 5 mgO<sub>2</sub>/L hasta 55 mgO<sub>2</sub>/L (Tabla 2). La estación El Caraño presentó los valores más bajos y la estación Capitolio los más altos. En la figura 6 se observan los valores promedio de la DQO para las diferentes estaciones de muestreo.

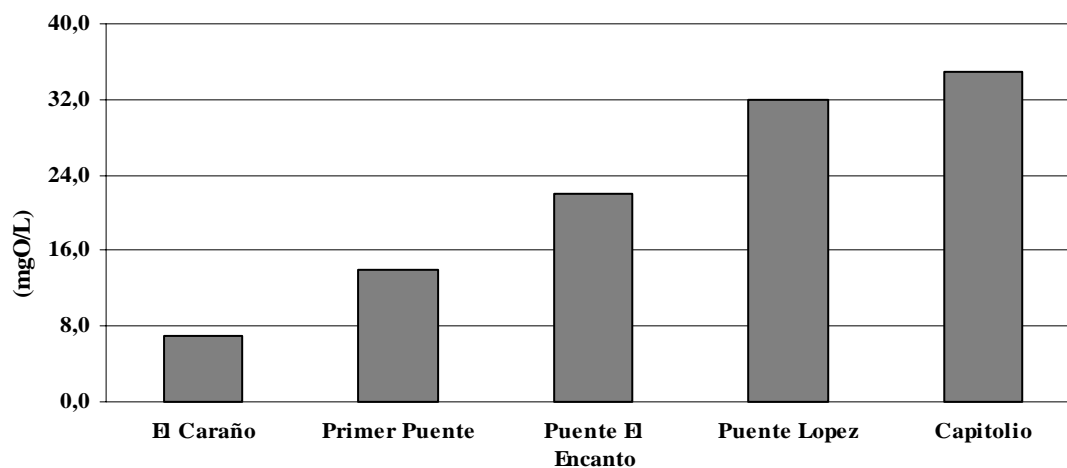


Figura 6. Valores promedio por estación de la demanda química de oxígeno del Río Hacha, Florencia Caquetá, durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

### **Macroinvertebrados acuáticos**

La estación El Caraño corresponde al sitio con mayor cantidad de individuos colectados con un total de 491, distribuidos en 24 familias, pertenecientes a ocho órdenes. Se destacan por riqueza de familias el orden Trichóptera, con seis familias y el orden Coleóptera con cinco. Con respecto a la abundancia los órdenes más abundantes fueron Hemíptera con 183 individuos y Ephemeroptera con 153 (Fig. 7).

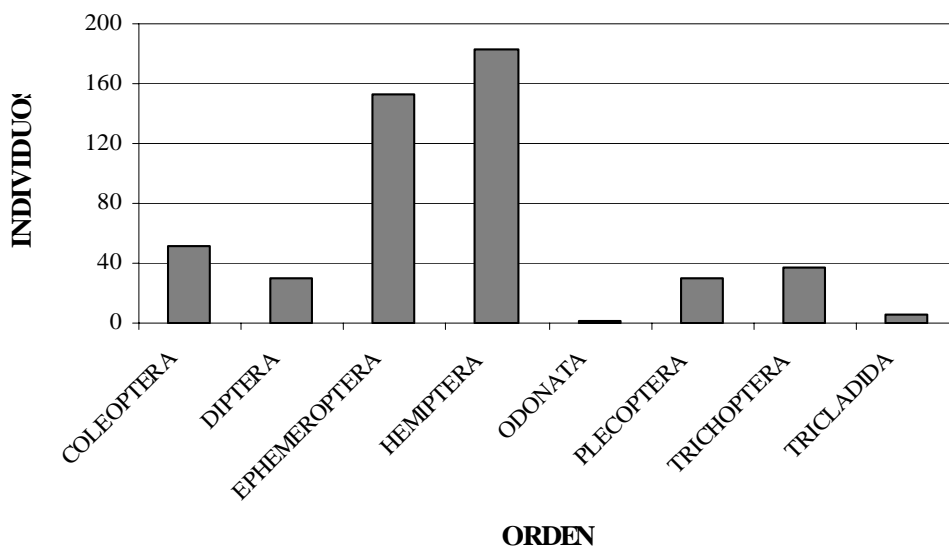


Figura 7. Número de individuos en la estación El Caraño durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

En la estación Primer Puesto se capturaron 218 individuos, distribuidos en 17 familias pertenecientes a nueve órdenes. Los órdenes con más riqueza fueron Hemíptera y Ephemeroptera, con cuatro familias cada uno y coincidieron siendo los más abundantes, con 122 y 62 individuos respectivamente (Fig. 8).

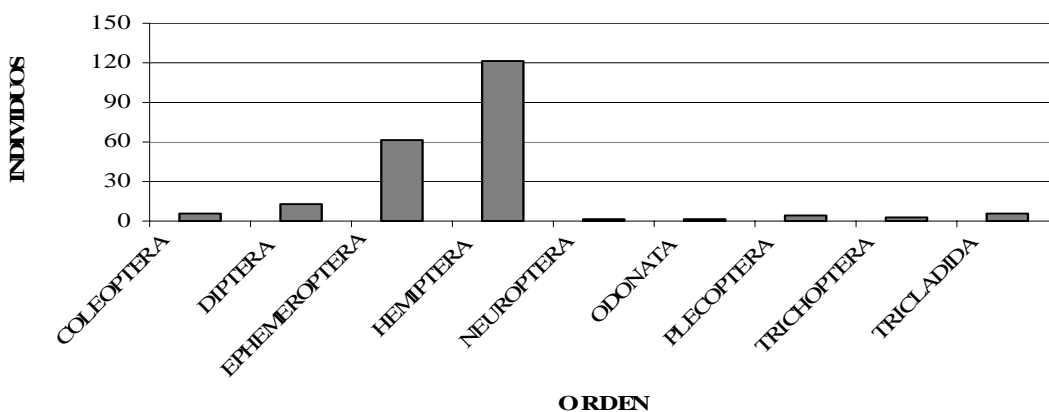


Figura 8. Número de individuos en la estación El Primer Puesto durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

En la estación Puente El Encanto se colectaron 378 individuos, distribuidos en 17 familias pertenecientes a nueve órdenes, donde predominaron en riqueza los órdenes Ephemeroptera y Díptera con cuatro familias cada uno. En lo que a abundancia se refiere, los órdenes más abundantes fueron Hemiptera con 236 individuos y Díptera con 78 (Fig. 9).

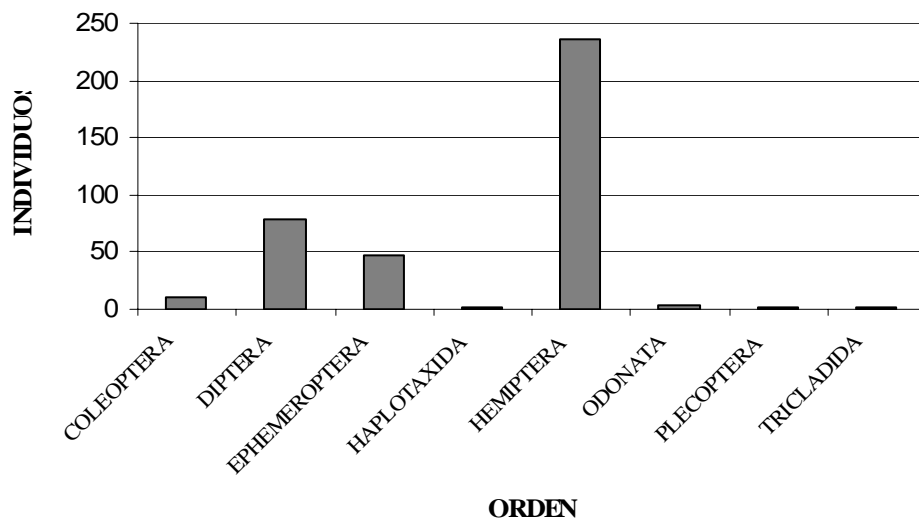


Figura 9. Número de individuos en la estación El Encanto durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

En la estación Puente López se capturaron 276 organismos distribuidos en 16 familias pertenecientes a ocho órdenes. En esta estación el orden Díptera presentó, tanto la mayor riqueza como la mayor abundancia con seis familias y 230 individuos, de un total de 276 colectados (Fig. 10).

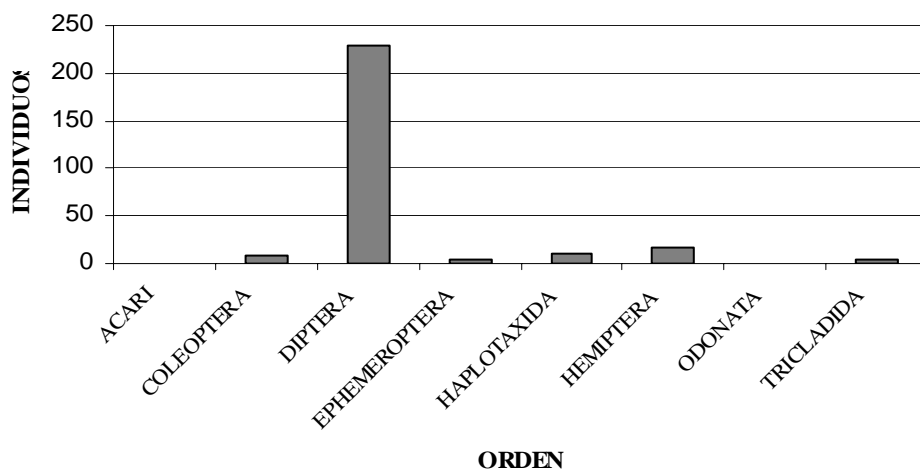


Figura 10. Número de individuos en la estación Puente López durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

En la estación Capitolio se colectaron 212 individuos, de 18 familias, agrupadas en ocho órdenes. Dentro de este grupo los órdenes que presentaron más familias fueron Díptera y Hemíptera, con cuatro familias cada uno. Con respecto a la abundancia el orden Díptera continuó siendo el más abundante con 150 individuos de 212 colectados en esta estación (Fig. 11).

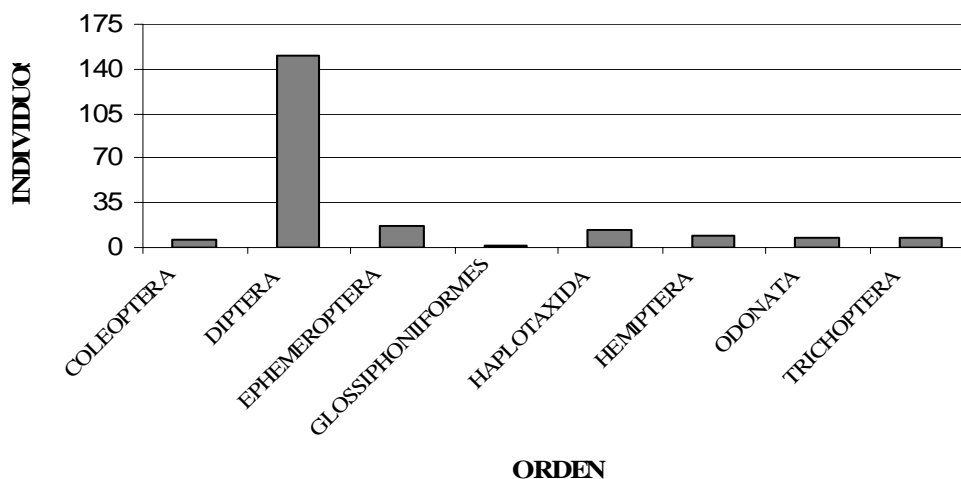


Figura 11. Número de individuos en la estación Capitolio durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

## DISCUSIÓN

La velocidad de la corriente del río Hacha disminuye progresivamente a medida que transcurre aguas abajo; por tal razón, en la estación El Caraño, situada aguas arriba, las corrientes son fuertes y el sustrato pedregoso, mientras que en la estación Capitolio, por ser zona de planicie, presenta menor velocidad del agua y sustrato arenoso.

Según Roldán (2003), la temperatura del agua en las zonas tropicales permanece constante a lo largo del año, situación que se reflejó durante el período de estudio, donde los valores oscilaron entre 20.0 a 25.5°C en las estaciones El Caraño y Capitolio, respectivamente. Esta diferencia se debió principalmente a la diferencia de altura entre El Caraño (520 msnm) y las otras estaciones que se encuentran entre 320 y 240 msnm. Los valores del porcentaje de saturación del oxígeno disuelto demuestran que el río presenta, por lo general, aguas bien oxigenadas con 109% en El Caraño y 79% en el Capitolio; las estaciones con influencia de la zona urbana (Puente el Encanto, Puente López y Capitolio) presentan valores menores con respecto a las estaciones El Caraño y Primer Puente.

Con respecto a la conductividad, Ferraz (2000) menciona que la entrada de desechos orgánicos aumenta los valores de conductividad, debido a que se intensifican los procesos de descomposición, esto puede explicar la ocurrencia de los valores más altos de esta variable en las estaciones Puente El Encanto (25  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Puente López (29  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y Capitolio (27  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) las cuales se encuentra dentro del área urbana y reciben por escorrentía aguas residuales. Este impacto de las aguas residuales se evidencia principalmente en la estación Puente López, la cual recibe las aguas de la Quebrada La

Perdiz, principal colector de las aguas servidas de la ciudad. En la estación Capitolio los valores de conductividad disminuyen un ligeramente con respecto a la estación Puente López, esto se debe a que en la estación Capitolio el río Hacha está alejado del área urbana, disminuyendo de esta forma la influencia de las aguas residuales.

Los valores de los SST presentaron una marcada variación entre las estaciones de muestreo. La estación Capitolio presenta mayores valores de SST, lo que se debe principalmente a la extracción de material de lecho del río aguas arriba de dicha estación. Un caso inusual se presentó en el mes de diciembre en la estación El Caraño, en la cual, debido a las lluvias registradas durante el muestreo, se registró un aumento considerable de SST en sus aguas (299,2 mg/L).

Los valores altos de DQO reportados para el Río Hacha coincidieron con las estaciones que tienen mayor aporte de aguas residuales, así como los valores más altos de SST como son Puente López y Capitolio. Esto demuestra el impacto en el río de las actividades mencionadas anteriormente, como son el vertimiento de las aguas residuales y la explotación de material de su lecho.

Los macroinvertebrados son utilizados como bioindicadores de calidad de agua en estudios de monitoreo ambiental, por la respuesta de éstos a las alteraciones del medio acuático y por la sensibilidad que presentan a variables como las concentraciones de oxígeno disuelto y materia orgánica (Zúñiga, 2000). Permiten además, obtener información con poco esfuerzo y bajo costo que puede ser interpretada por el público en general (De Oliveira y Trivinho-Strixino, 2000).

Los hemípteros o chinches acuáticos, son normalmente encontrados en remansos de ríos y quebradas (Roldán, 1988). Son numéricamente muy importantes en las aguas dulces (Margalef, 1983), lo cual se evidencia en el río Hacha, donde la familia Veliidae fue la más numerosa especialmente en las tres primeras estaciones.

Los efemerópteros vienen siendo utilizados como indicadores biológicos de calidad de agua, debido a su abundancia y ubicuidad, así como a la tolerancia a distintos grados de contaminación (Domínguez *et al.* 2001). De las 4 familias colectadas en el río Hacha, la familia Leptophlebiidae, indicadora de aguas limpias a ligeramente contaminadas (Roldán, 1988), solo se encontró en las estaciones El Caraño, Primer Puente y Puente El Encanto. La familia Leptohyphidae, además de encontrarse en las 3 estaciones anteriores, estuvo presente en la estación Capitolio. Las familias Batidae y Tricorythidae, que toleran cierto grado de contaminación (Roldán, 1988), se encontraron en todas las estaciones.

Del orden Díptera la familia Blephariceridae se colectó únicamente en la estación El Caraño; según Roldán (1988), esta familia prefiere ambientes muy oxigenados, limpios y es indicadora de aguas oligotróficas. La familia más abundante de este orden fue Chironomidae, colectándose en todas las estaciones de muestreo, pero su abundancia aumentó considerablemente en las estaciones con influencia urbana, principalmente en la estación Puente López, corroborando lo indicado por Roldán (1988), al mencionar que la familia prefiere ambientes areno-fangosos y con abundante materia orgánica.

Los plecópteros son reconocidos como buenos indicadores de aguas limpias, su hábitat principal lo constituyen los sistemas lóticos generalmente de aguas rápidas, turbulentas, frías y altamente oxigenadas (Romero, 2001). Esto explica la mayor

ocurrencia de la familia Perlidae en la estación El Caraño. En las estaciones Primer puente y Puente El Encanto también se colectaron pero en un número menor.

Los oligoquetos son organismos que habitan ambientes preferiblemente lénticos y enriquecidos por materia orgánica. Pueden llegar a convertirse en dominantes, por lo que son usados como indicadores de ambientes degradados (Ferraz, 2000; Higuí, 1996). La presencia de su orden Haplotaxida a partir de la estación Puente El Encanto y, su aumento en las estaciones Puente López y Capitolio, las cuales presentaron mayor contenido de materia orgánica, confirman el efecto de la materia orgánica sobre la biota del río.

## CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de conductividad eléctrica, SST y DQO permiten afirmar que los mayores impactos a que se encuentra sometido el río Hacha son el vertimiento de las aguas residuales de la ciudad de Florencia y la explotación de material de su lecho.

El impacto de las actividades, mencionadas anteriormente en la ecología del río Hacha, se evidencia en la participación porcentual de los órdenes de macroinvertebrados colectados, ya que en las estaciones El Caraño y Primer Puente predominaron los órdenes Hemíptera y Ephemeroptera. Este último orden fue reemplazado por el orden Díptera en la estación Puente El Encanto, mientras en las estaciones Puente López y Capitolio pasó a ser el único orden dominante con el 83% y 71%, respectivamente.

Con respecto a las familias colectadas, las más numerosas fueron Veliidae, Leptophlebiidae o Chironomidae. Esta última familia, a pesar de ser poco representativa en las dos primeras estaciones, aumentó a partir de la estación Puente El Encanto y especialmente en las estaciones Puente López y Capitolio, donde fue la más numerosa, lo que puede reflejar que en estos sitios se están creando condiciones favorables para el desarrollo de organismos que toleran altos grados de contaminación orgánica como son los Chironomidae.

## BIBLIOGRAFÍA

APHA, AWWA, WPCF, 1989. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 17<sup>th</sup> Edition. Washington, U.S.A.

DE OLIVEIRA, RF y S TRIVINHO–STRIXINO, 2000. Avaliação preliminar da qualidade da água dos córregos do Município do Luiz Antônio (SP) utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores: Subsídio para o monitoramento ambiental. PUC-SP. *Ciênc. Biol. Ambient.* 2(1) 21-34 pp.

DOMINGUEZ, EJ; MD HUBBARD; ML PESCADOR y C MOLINERI, 2001. Ephemeroptera. (capítulo 1) 17-54pp en: Fernández, H.R. y E. Domínguez. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo.

FERNÁNDEZ, HR y E DOMÍNGUEZ, 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo.

FERRAZ, FC, 2000. Impacto de diversos usos do solo sobre o Ribeirão Canchin (PPSE-Embrapa), São Carlos-SP: Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Dissertação Mestrado en Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos. Brasil.

HIGUTI, J, 1996 Invertebrados como indicadores de poluição ambiental. Dissertação de mestrado en Ecologia de Ambientes Aquáticos continentais. Universidade Estadual de Maringá. Brasil.

MARGALEF, R, 1983. *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona España.

NORRIS, R. y C. HAWKINS, 2000. Monitoring river health. *Hidrobiología* 435: 5-17 pp.

POMCA (Plan de ordenamiento y manejo de la cuenca del río Hacha), 2006-2025. Florencia-Caquetá. 2005. Universidad de la Amazonia-Corpoamazonia. Colombia.

ROLDÁN, PG, 1988. *Guía para el estudio de macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales; Centro de Investigaciones CIEN; FEN Colombia Colciencias.

ROLDÁN, PG, 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia Propuesta para el uso del método BMWP /Col*. Universidad de Antioquia. Medellín. Colombia.

ROMERO, VF, 2001. Plecoptera. (capítulo 1) 110-120 pp en: Fernández, H.R. y E. Domínguez. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos Universidad Nacional de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo.

TRIVINHO-STRIXINO, S y VM NASCIMENTO, 2000. *Indicadores básicos de qualidade ambiental para bacias hidrográficas: macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos*. Curso teórico-prático sobre bioindicadores de qualidade de água. Organizado pela Embrapa meio Ambiente.

ZÚÑIGA, de CM del C, 2000. *Los Insectos como bioindicadores de calidad de agua*. Universidad del Valle. Departamento de procesos químicos y biológicos Cali Colombia.

# Toxicidad de los metales pesados sobre las microalgas: efectos bioquímicos, fisiológicos y morfológicos

## Heavy metal toxicity on microalgae: biochemical, physiological and morphological effects

María Cecilia Rodríguez<sup>1</sup>

Iara Rocchetta<sup>2</sup>

Ángela Beatriz Juárez<sup>3</sup>

Analía Tolivia<sup>4</sup>

Visitación Conforti<sup>5</sup>

1-Dpto. de Biodiversidad y Biología Experimental, FCEN, UBA y CIHIDECAR (CONICET). Dpto. de Química Orgánica, FCEN, UBA.

2-CONICET. Dpto. de Biodiversidad y Biología Experimental y Dpto. Química Biológica, FCEN, UBA.

3-Dpto. de Biodiversidad y Biología Experimental y Dpto. Química Biológica, FCEN, UBA.

4-Dpto. de Biodiversidad y Biología Experimental, FCEN, UBA. Becaria ANPCyT.

5-CONICET. Dpto. de Biodiversidad y Biología Experimental, FCEN, UBA. conforti@bg.fcen.uba.ar

## RESUMEN

Como consecuencia de la creciente contaminación de los ambientes acuáticos con metales pesados, se han desarrollado métodos de diagnóstico y de biomonitoreo que emplean microalgas fitoplanctónicas como organismos modelo en experiencias de laboratorio y campo. La exposición de microalgas a metales pesados incrementa el estrés oxidativo, que se manifiesta con un aumento en el nivel de peroxidación lipídica y una alteración de los fotosistemas. Al mismo tiempo, se desencadena una serie de mecanismos detoxificantes de las especies reactivas de oxígeno vía metabolitos como el ascorbato (vitamina C), el glutatión reducido (GSH), el  $\alpha$ -tocoferol (vitamina E) y los carotenos, o mediante la acción de enzimas detoxificantes como la catalasa, la ascorbato peroxidasa, la glutatión peroxidasa, la glutatión reductasa y la superóxido dismutasa. Los mecanismos y tipos de respuesta de cada especie de alga al ser expuesta a distintos metales permiten clasificar a las especies como: a) sensibles a corto plazo (monitoreo de alarma), b) tolerantes a mediano plazo y c) resistentes. Esta clasificación permite identificar distintos tipos de bioindicadores que pueden ser utilizados de manera eficiente y económica como herramientas de diagnóstico, biomonitoreo y en eventuales procesos de biorremediación.

**Palabras Clave:** Contaminación, metales pesados, microalgas.

## Abstract

As a consequence of the increment in heavy metal aquatic pollution, several diagnostic and biomonitoring methods employing phytoplanktonic microalgae have been developed both at laboratory and field scale. Exposure of microalgae to heavy metals



increases the level of oxidative stress, which is evidenced by the enhancing of lipid peroxidation and the alteration of photosystems. Concomitantly, several reactive oxygen species detoxifying mechanisms are switched on, including the production of metabolites such as ascorbate (vitamin C), reduced glutathione (GSH),  $\alpha$ -tocopherol (vitamin E), carotenes and detoxifying enzymes such as catalase, ascorbate peroxidase, glutathione peroxidase, glutathione reductase and superoxide dismutase. The different mechanisms and responses for each algal species to heavy metal exposure allow the classification of species as: a) bioindicators of short time response (alarm biomonitoring), b) tolerant and c) resistant, conferring to these organisms a key role as diagnostic tools, in biomonitoring and in eventual biorremediation processes.

**Key words:** Pollution, heavy metals, microalgae.

## PROBLEMÁTICA ACTUAL DE LA CONTAMINACIÓN DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS POR METALES PESADOS

La contaminación de los ambientes acuáticos se ha transformado en uno de los problemas ambientales más graves en la mayoría de los países del mundo. Las fuentes de contaminación más frecuentes son el vertido sin tratamiento previo de efluentes provenientes de las áreas urbanas en rápida expansión y de la creciente actividad industrial (Franklin *et al.*, 2000; Davis *et al.*, 2001; Khangarot y Rathore, 2003; Ma *et al.*, 2003). Un contaminante es cualquier agente natural o artificial, producto de las actividades humanas, que modifica el balance de los procesos ecológicos (Moriarty, 1984). En ambientes acuáticos, el grado de contaminación dependerá de las características del cuerpo receptor y del origen de las sustancias contaminantes, así como de su concentración y propiedades físico – químicas.

Acompañando el desarrollo de actividades mineras, agropecuarias e industriales (petroquímicas y metalúrgicas), así como las descargas de plantas de tratamiento, la contaminación de las aguas por metales pesados ha aumentado considerablemente (Davis *et al.*, 2001; Gove *et al.*, 2001; Rashed, 2001; Xue *et al.*, 2002). Se define como metal pesado a aquella especie química cuya densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua (Whitton, 1984). Éstas comprenden nutrientes metálicos esenciales como el Co, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Cr y Zn y metales que carecen de función biológica como el Al, As, Cd, Hg, Ni, Pb y Sn. Los iones metálicos pueden encontrarse en distintos estados de oxidación, dependiendo de las condiciones físico-químicas del ambiente y forman complejos con otras sustancias, lo que condiciona su comportamiento y disponibilidad para el fitoplancton. La reactividad, cinética, solubilidad y volatilidad dependen de la estabilidad de los complejos formados. Por ejemplo, en cuerpos de agua continentales el pH puede variar entre 5 y 9, observándose grandes diferencias en la afinidad de los metales por hidróxidos y carbonatos, incidiendo directamente sobre su biodisponibilidad (Sunda y Huntsman, 1998).

En Argentina, el problema de contaminación por metales pesados también está en franco aumento (Tabla 1).

Tabla 1. Metales pesados detectados en niveles por encima de los niveles guía para la protección de la vida acuática (Decreto 831/93, ley Nacional 24051).

Localidad	Metal	Origen	Fuente
Ptos. Pilcomayo y Formosa (río Paraguay, pcia. Formosa)	Pb, Cr, Cd, Fe, Hg	Agrícola e Industrial	Mugetti <i>et al</i> (2004)
Misión La Paz (río Pilcomayo, Salta)	Pb, Cu, Hg, Zn, Ag	Minería	Comisión Trinacional para la cuenca del río Pilcomayo (1999).
Parque Nacional Iguazú (río Iguazú, Misiones)	Cd, Pb	Minería	CIC (2004)
El Soberbio (río Uruguay, Misiones)	Pb, Fe, Cd, Hg	Industrial	INA (1999)
Buenos Aires (cuenca Matanza- Riachuelo)	Cr, Cu, Hg, Zn, Pb, Cd, Mn	Industrial	AGOSBA-OSN-SIHN (1994); PGA-MR (1995) Stephenson <i>et al</i> (1998)
Buenos Aires (cuenca río Reconquista)	Cr, Cu, Pb, Zn, Cd	Industrial	Topalian <i>et al</i> (1990 y 1999), Castañé <i>et al</i> (1998), Olguin <i>et al</i> (2004)

En la provincia de Buenos Aires, en la cuenca Matanza – Riachuelo, se vierten cerca de 2 millones de metros cúbicos diarios de residuos industriales provenientes de 774 empresas, en su mayoría curtiembres, frigoríficos y galvanoplastías, las cuales son responsables del 80% de la contaminación no biodegradable. La concentración de sustancias químicas como mercurio, zinc, plomo, cromo y contaminantes orgánicos, supera en 50 veces los máximos establecidos por el decreto nacional 831/93 (Tabla 1). Sólo el 3% de las industrias cuenta con procesos de depuración de efluentes. Existe, además, un alto número de empresas que almacenan químicos y petroquímicos, las que en general no operan de acuerdo a criterios de ecoeficiencia.

En las últimas décadas, en Argentina se hicieron relevamientos en distintos ambientes acuáticos, referentes al efecto de metales pesados sobre el fitoplancton (Källqvist, 1984; Loez *et al.*, 1995; Magdaleno *et al.*, 2001; Magdaleno, 2004; Muse *et al.*, 1995; 1999; 2006; O'Farrel *et al.*, 2002; Olguin *et al.*, 2000; Ribeiro Guevara *et al.*, 2005).

Las investigaciones realizadas en estas áreas permiten diseñar el marco metodológico general para estudiar los efectos de los metales pesados en microalgas planctónicas, y evaluar su utilización para monitoreo y diagnóstico de la calidad del agua en ambientes acuáticos. En este trabajo se describen algunos de los métodos empleados para estudiar los efectos de los metales pesados y sus resultados en microalgas planctónicas.

## MODELOS PREDICTIVOS

La relación entre las condiciones físico-químicas de los ambientes acuáticos y los ensambles de especies predominantes en el fitoplancton puede ser utilizada como diagnóstico del tipo de régimen hidrogeoquímico y/o de niveles de contaminación (Reynolds *et al.*, 2002; Batzias y Siontorou, 2008).

La forma más efectiva de evaluar los efectos de la contaminación, consiste en realizar un seguimiento de la especie más representativa de una determinada comunidad y correlacionar este monitoreo con datos físico-químicos ambientales en un programa de muestreo periódico frecuente. Sin embargo, el elevado esfuerzo y costo instrumental de un muestreo de este tipo durante un período largo y a gran escala le confieren un alto atractivo a los modelos biológicos predictivos (Batzias y Siontorou, 2008).

A pesar de los progresos existentes en la elaboración de estos modelos para diagnóstico utilizando ensambles biológicos, existen ciertas falencias en el empleo del biomonitoreo para la cuantificación del estrés por contaminación. Debe tenerse en cuenta que la selección de bioindicadores no implica la mera comparación de listas de especies presentes en ambientes contaminados y prístinos, sino que es necesario entender los mecanismos de toxicidad y de detoxificación que operan en cada caso (Pinto *et al.*, 2003; Satoh *et al.*, 2005).

Dentro de cualquier marco metodológico tendiente a elaborar un modelo de biomonitoreo predictivo, uno de los pasos imprescindibles consiste en la realización de cultivos de laboratorio de las especies seleccionadas en el ambiente natural como posibles bioindicadoras. Los cultivos de microalgas contribuyen eficientemente a verificar la correlación entre la respuesta específica y el factor de estrés, dado que permiten manipular distintos parámetros como el pH, el contenido de nutrientes, fotoperíodo, temperatura, etc. La utilización de cultivos también facilita la detección de respuestas al estrés a distinto nivel y tiempo, incluyendo aquellas de tipo bioquímico (actividades enzimáticas testigo, alteración de los fotosistemas, acumulación de macromoléculas como almidón, metalotioneínas, etc.), reproductivo (alteraciones a nivel de la división celular, genómico, ciclos de vida) o morfológico. Para ello se analizan los mecanismos y tipos de respuesta de cada especie a la exposición a distintos metales, desde la incorporación de éstos a la célula hasta su destino final (degradación, acumulación), midiendo los sucesivos efectos morfológicos, fisiológicos y bioquímicos, así como los posibles sinergismos y antagonismos. Este análisis permite discriminar tres tipos de respuestas para clasificar a las especies como: a) sensibles, b) tolerantes a mediano plazo y c) resistentes. Un estudio de este tipo también se puede utilizar para establecer una base de datos que permita correlacionar las variables ambientales y biológicas a distintos niveles (específico, de población, de comunidad) y a diferentes escalas de tiempo (desde horas a años).

## **ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES**

Como ya fue expresado, la disponibilidad de las especies tóxicas de un metal depende de los equilibrios químicos entre formas ligadas y libres de los cationes, según las condiciones físico-químicas del medio. Esto implica que para precisar el rango de toxicidad de un determinado metal, ya sea en un ambiente natural o en el laboratorio, es necesario estimar la concentración real de la forma activa en solución. Para ello, se emplean diversas técnicas analíticas selectivas de alta sensibilidad y precisión como colorimetría, espectroscopía de emisión, fluorescencia de rayos X, polarografía y espectroscopía de absorción atómica (Encina *et al.*, 1995). Una vez establecido el diseño de muestreo apropiado, la toma de muestras debe realizarse mediante procedimientos estandarizados, en recipientes de vidrio o plástico libres de trazas, que se trasladarán en oscuridad y refrigeradas para su posterior procesamiento en el laboratorio. Estos

recaudos garantizan que la concentración no cambie a lo largo de todo el análisis debido a factores no controlados directamente en la experiencia.

Cuando se conoce la exacta formulación del medio (por ejemplo en ensayos de laboratorio con medios de composición definida), la estimación de la concentración de la especie tóxica del metal al inicio de la experiencia puede hacerse mediante el uso de programas de modelado molecular como el HALTAFALL y el MINEQL (Westall *et al.*, 1976; Turner *et al.*, 1981). Esto permite comparar curvas dosis-respuesta entre distintas especies y/o condiciones físico químicas, estimándose la concentración inicial de la especie química tóxica. De ser necesario determinar la concentración existente al final de la experiencia, es posible recurrir a métodos espectroscópicos.

## EXCLUSIÓN INTRA-EXTRACELULAR

La biodisponibilidad del metal en fase acuosa se reduce considerablemente debido a la producción de ligandos orgánicos fuertes por parte de las microalgas (Gledhill *et al.*, 1999; Lombardi y Vieira, 2000; Pistocchi *et al.*, 2000; Rijstenbil y Gerringa, 2002). La evaluación de la tasa de inmovilización de metales resulta indispensable a la hora de seleccionar especies adecuadas para procesos de biorremediación (Cervantes *et al.*, 2001).

La inmovilización de cationes metálicos puede ser extra o intracelular. En el primer caso, las variaciones de la composición de la pared y/o mucílagos de algas pueden explicar diferencias en la toxicidad del metal entre diferentes especies (de la Peña *et al.*, 2005; Franklin *et al.*, 2002; Schiariti *et al.*, 2004) o en la tasa de difusión a través de la membrana plasmática (Freire-Nordi *et al.*, 1998). En el segundo caso, los cationes metálicos son inmovilizados mediante la unión a inclusiones con carga negativa como grupos polifosfatos o tioles de proteínas ricas en cisteína y grupos sulfhidrilos de proteínas como fitoquelatinas o metalotioneínas (Hamer, 1986; Cobbett y Goldsbrough, 2002). El metal complejado es acumulado en vacuolas o en el citoplasma. En efecto, los estudios realizados mediante energía dispersiva de rayos X en cultivos de *Euglena gracilis* a diferentes concentraciones de cromo revelaron una notable cantidad de este metal en vacuolas, además de observarse picos de fósforo, oxígeno, calcio y azufre (Fig.1 a,b) (Rocchetta *et al.*, 2007), lo que estaría relacionado con la utilización de fosfatos para secuestrar y detoxificar el ión metálico, involucrando también la participación de metaloproteínas (Cobbett, 2000; Pistocchi, 2000; Pinto *et al.*, 2003).

Este mismo efecto se detectó al exponer esta microalga al cobre y al zinc, registrándose el metal dentro de numerosas vacuolas (Einicker-Lamas *et al.*, 2002). En forma análoga, se determinó la formación de un complejo fitoquelatinas-cadmio en el cloroplasto de *Euglena gracilis*, mostrando una importante participación de esta organela en procesos de detoxificación (Mendoza-Cozatl *et al.*, 2002; Mendoza-Cozatl; Moreno-Sanchez, 2005).

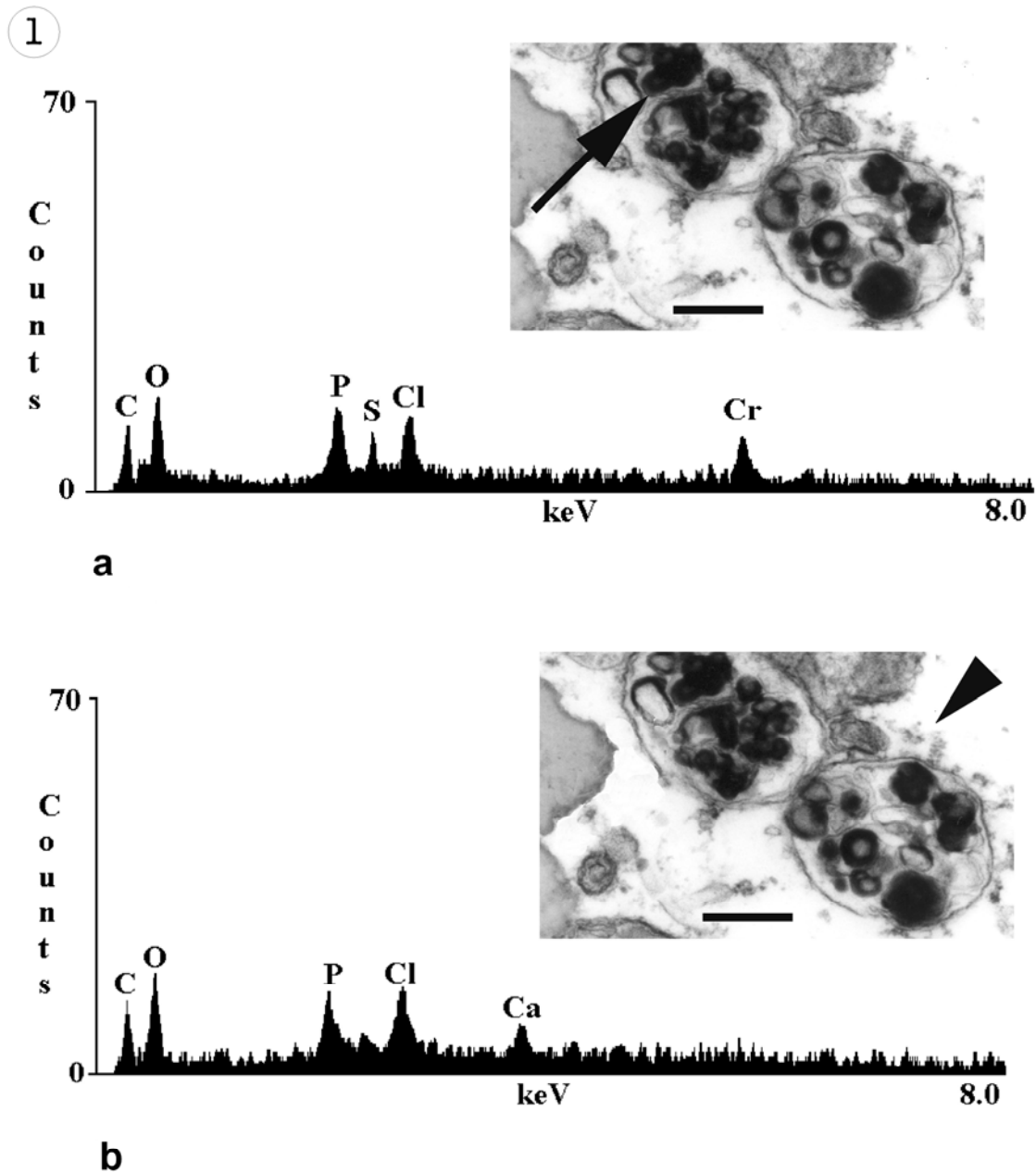


Figura 1. Espectros de rayos X, en *Euglena gracilis* crecidas en presencia de cromo ( $50 \mu\text{M}$ ), del contenido de vacuolas con inclusiones electrodensas y remanentes de membrana (a) y de la región citoplasmática (b). Las flechas señalan el área de emisión (Rocchetta et al., 2007). Escala=  $0,5 \mu\text{m}$

## ESTRÉS OXIDATIVO: INCREMENTO EN LA PEROXIDACIÓN DE LÍPIDOS Y DECOLORACIÓN

Con la aparición de las primeras cianobacterias y el proceso de fotosíntesis oxigénica, durante el período Proterozoico del Precámbrico, comenzó la acumulación de oxígeno molecular en la atmósfera, condicionando el proceso evolutivo. Los organismos capaces de usar oxígeno como aceptor de electrones en la cadena respiratoria incrementaron el

rendimiento energético de una molécula de glucosa en un 400% con respecto a los fermentadores anaeróbicos (Wolfe-Simon *et al.*, 2005).

En comparación con otros compuestos, el oxígeno molecular no es muy reactivo. Sin embargo, como resultado de la actividad metabólica habitual de los organismos aeróbicos, éste es capaz de originar moléculas altamente reactivas conocidas como especies reactivas de oxígeno (ROS, según la sigla inglesa) (Scandalios, 2002). A través de las sucesivas reducciones univalentes se generan el radical superóxido ( $O_2^-$ ), el peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) y el radical hidroxilo ( $OH^-$ ). Por otra parte, fenómenos de transferencia de energía pueden lograr la inversión de spin y producir el llamado oxígeno singulete ( $^1O_2$ ). De todas estas especies, el radical hidroxilo es la más reactiva, constituyendo un oxidante extremadamente potente que ataca moléculas orgánicas en forma inmediata (Mallick y Mohn, 2000).

La acumulación de ROS en las células genera el llamado “estrés oxidativo”, estado caracterizado por debilitamiento a nivel metabólico y fisiológico, deterioro paulatino de la membrana celular, aparición de lesiones genómicas y senescencia celular (Bhattacharjee, 2005). Los metales pesados, los herbicidas, la sequía, las temperaturas extremas, la radiación UV o la exposición a intensidades lumínicas muy elevadas son algunos de los factores ambientales que inducen el incremento del estrés oxidativo en los organismos fotosintéticos.

La exposición de *Euglena gracilis* a distintos metales como cromo, cadmio, cobre y zinc determina un aumento en la cantidad de lípidos totales, en especial de colesterol y fosfolípidos de membrana (Einicker-Lamas *et al.*, 1996, 2002; Rocchetta *et al.*, 2006a). En particular los lípidos de las membranas tilacoidales, ricos en ácidos grasos polinsaturados, son muy susceptibles al daño oxidativo. En cultivos de esta microalga tratados con distintas concentraciones de cromo se pudo comprobar la alteración de los ácidos grasos insaturados del cloroplasto, tales como el ácido linoleico y linolénico, mientras que los relacionados con estructuras no fotosintéticas, como el araquidónico y el eicosapentaenoico, no sufrieron modificación alguna (Rocchetta *et al.*, 2006b).

La peroxidación lipídica inducida por las ROS promueve la desorganización de las membranas de los cloroplastos y por ende, de los complejos estructurales de proteínas - pigmentos que conforman los fotosistemas (FSI y FSII) y de los complejos antena asociados (CAI y CAII). Adicionalmente a todos estos efectos, el  $Cu^{2+}$  y otros cationes pueden sustituir al  $Mg^{2+}$  como elemento de coordinación en el anillo tetrapirrólico de la clorofila (Küpper *et al.*, 2002), tornando a la célula fotosintéticamente inactiva.

Las variaciones en la relación clorofila *a*/clorofila *b* reflejan cambios en el tamaño de los CAs y en la estequiometría FSII/FSI (Melis, 1991). Dado que la clorofila *a* es constituyente tanto de los FSs como de los CAs, mientras que la clorofila *b* lo es únicamente de los CAs, la relación clorofila *a*/clorofila *b* es indicadora de alteraciones en el aparato fotosintético, como las ocurridas luego de una exposición aguda a metales pesados. En situaciones de estrés oxidativo incipiente, se registra una disminución del contenido total de pigmentos (decoloración) y/o un aumento en la relación carotenos/clorofila, atribuidas al rol del  $\beta$ -caroteno como antioxidante (Okamoto *et al.* 2001, Schiariti *et al.*, 2004; Satoh *et al.* 2005). Si el estrés es agudo, en cambio, se produce un desplazamiento en los máximos de absorción de la clorofila que denota la feofitinización de este pigmento (Fig. 2 a, b) (Rodríguez *et al.*, 2007).

20

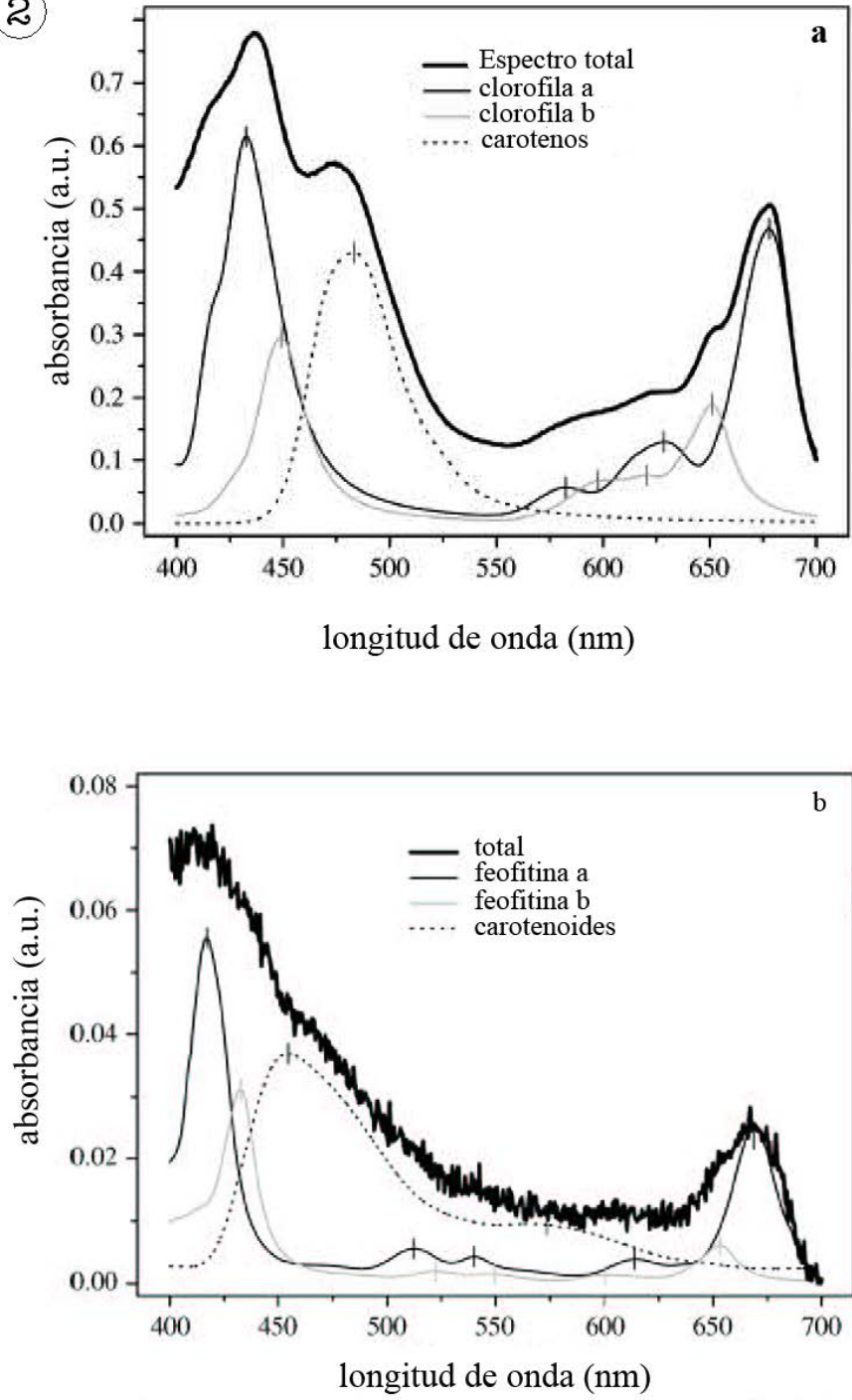


Figura 2. Espectro de absorción de las membranas tilacoidales de células de *Chlamydomonas reinhardtii* en medio de cultivo (a) y en medio de cultivo adicionado con 10  $\mu$ M Cromo (b) obtenido por microespectroscopía (Rodríguez et al., 2007).

El fenómeno de decoloración también puede estar asociado a la interferencia de los metales pesados con enzimas del camino biosintético de la clorofila. Se ha demostrado que el cobre inhibe la actividad de la enzima uroporfirinógeno decarboxilasa de *Chlorella kessleri*, provocando una disminución de la síntesis y del contenido celular de dicho pigmento (Juárez et al., 2006).

La microespectroscopía permite iluminar con un haz de luz puntual una zona seleccionada de la célula (cloroplasto, estigma) y obtener en ese área el correspondiente espectro de absorción *in vivo* (Barsanti *et al.*, 2007). Aplicando esta técnica, se demostró que el estrés agudo causado por cromo hexavalente produce en *Chlamydomonas reinhardtii* una preponderancia de los carotenos acíclicos sobre los  $\beta$ -carotenos en el estigma junto con una pronunciada decoloración de las células (Fig. 3).

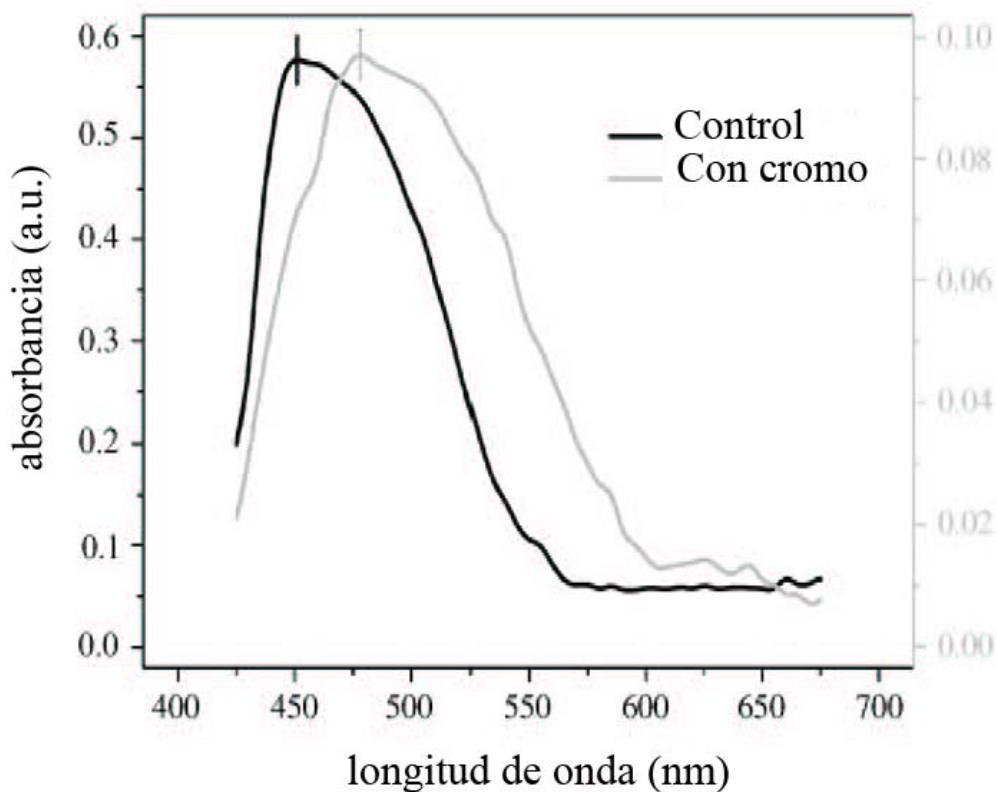


Figura 3. Espectro de absorción del estigma de *Chlamydomonas reinhardtii* en medio de cultivo y en medio de cultivo adicionado con 10  $\mu$ M Cromo obtenido por microespectroscopía (Rodríguez *et al.*, 2007).

Además, se pudieron relacionar variaciones de motilidad celular con cambios espectrales a nivel de los estigmas (Rodríguez *et al.*, 2007). Efectos semejantes fueron detectados también en *Eudorina unicocca* (Juárez, com.per.)

## VARIACIONES MORFOLÓGICAS

Cultivos de *Euglena gracilis* expuestos a dosis letales de cromo muestran cambios morfológicos sumamente importantes (Rocchetta *et al.*, 2007), tales como la lobulación y hasta la fragmentación de los núcleos celulares (Fig. 4).