

# Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad

Editores  
Alejandra Vanina Volpedo  
Lucas Fernández Reyes

Publicado por:  
Red 406RT0285



CYTED - Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el  
Desarrollo

2008

Esta obra es una contribución de la Red 406RT0285 Efecto de los cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.

© Programa CYTED, 2008

**Edición:** Alejandra Vanina Volpedo y Lucas Fernández Reyes

**Diseño editorial:** Denis Fernández Gridchin

ISBN: 978-987-05-5533-9

## Índice

1-	Prólogo de los Editores	5
2-	Potenciales impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay Alejandro Brazeiro, Marcel Achkar, Carolina Toranza y Lucía Barthesagui	7
3-	El cambio climático y sus posibles efectos en los grupos funcionales de la vegetación del delta del río Paraná (Argentina) Nora Madanes, Rubén Darío Quintana, Patricia Kandus e Inés Camilloni	23
4-	Cambio ambiental en América Austral: pasado, presente y perspectivas futuras Sergio Enrique Gómez, María Jimena Gonzalez Naya y Lorena Pilar Arribas	47
5-	Efectos del ENOS sobre la temperatura superficial del mar y la abundancia de larvas de peces en las aguas oceánicas de Cuba Alina Gutiérrez Delgado, Amaury Alvarez Cruz, María del Pilar Frías e Irma Alfonso	59
6-	Efectos del corrimiento de las isoyetas en el noreste argentino sobre la composición faunística de dos ecorregiones ictiológicas Alejandra Volpedo y Alicia Fernández Cirelli	87
7-	Los manglares del archipiélago Sabana Camagüey: posibles escenarios en relación con el cambio climático Lázaro Rodríguez Farrat, José Manuel Guzmán Menéndez y Leda Menéndez Carrera	101
8-	Resiliencia del ecosistema de manglar y cambio climático en el archipiélago cubano Leda Menéndez Carrera, José Manuel Guzmán Menéndez y Daysi Vilamajó Alberdi	111
9-	Fragmentación de humedales costeros y cambio climático en el archipiélago cubano José Manuel Guzmán Menéndez, Leda Menéndez Carrera y René Capote López	123
10-	Importancia del bosque de <i>Avicennia germinans</i> para la población de <i>Crocodrilus acutus</i> en el humedal Refugio de Fauna “Monte Cabaniguán”, Las Tunas (Cuba) Leda Menéndez Carrera, José Manuel Guzmán Menéndez y Manuel Alfonso Tabet	131
11-	Impacto del cambio climático sobre la avifauna cubana Pedro Blanco y Bárbara Sánchez	139
12-	Modificaciones en la distribución original de especies por impacto antrópico: el caso de <i>Odontesthes bonariensis</i> (Pisces: Atherinopsidae). Andrea D. Tombari y Alejandra V. Volpedo	155

- 13- Los eventos extremos de sequía e inundación y sus consecuencias sobre el coipo o nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) y la actividad de caza en el Delta Medio del Río Paraná (Argentina) 167  
Roberto Fabián Bó, Paula Courtalon, Florencia Spina, Roque Fernández y Gustavo Porini
- 14- Impacto del hexaclorobenceno sobre el cangrejo *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*) de la Bahía de Samborombón (Argentina) 193  
Gabriela Chaufan, Angela Beatriz Juárez, Sebastián Eduardo Sabatini y María del Carmen Ríos de Molina
- 15- Comunidades de crustáceos litorales de humedales del norte de la Patagonia chilena (38° S): rol potencial de la exposición a la radiación ultravioleta 209  
Patricio De los Ríos, Patricio Acevedo, Reinaldo Rivera y Guido Roa.
- 16- 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) 219  
Patricio De los Ríos, Patricio Acevedo, Doris Soto y Juan Norambuena
- 17- Diatomeas continentales como indicadoras de cambios climáticos en Patagonia 233  
Carolina Andrea Díaz Pardo, Daniela María Echazú y Nora Irene Maidana
- 18- Impactos del uso de la tierra sobre los ríos andino-amazónicos. Estudio de caso cuenca río Hacha, Colombia 247  
Marlon Peláez Rodríguez, Melba Gicela Saldaña Gómez y Yineth Ximena Ome Barahona
- 19- Toxicidad de los metales pesados sobre las microalgas: efectos bioquímicos, fisiológicos y morfológicos 261  
María Cecilia Rodríguez, Iara Rocchetta, Ángela Beatriz Juárez, Analía Tolvía y Visitación Conforti
- 20- Derechos y obligaciones canjeables: una herramienta para la conservación del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Región Oriental del Paraguay) 281  
Fátima Mereles y Sonia Delphin

## PRÓLOGO

Los cambios globales son aquellos vinculados a los cambios en el uso y en la cobertura de la tierra, en la diversidad biológica, en la composición de la atmósfera y en el clima que pueden alterar la capacidad del planeta de sustentar la vida.

El calentamiento global por el efecto de los gases de efecto invernadero, el correspondiente ascenso del nivel del mar con la pérdida de extensas zonas de humedales marino costeros, las sequías recurrentes cada vez más prolongadas y los incendios forestales asociados, el incremento de los fenómenos meteorológicos extremos, la alteración de los caudales hidrológicos, el agotamiento de valiosos recursos naturales y del fondo de diversidad, son entre otras, algunas de las consecuencias adversas de estos cambios.

Dichos cambios se han intensificado en las últimas décadas, trayendo aparejado problemáticas a nivel ambiental (pérdida de biodiversidad, fragmentación de hábitats, deterioro de recursos), a nivel socioeconómico (conflictos sociales de uso de recursos, disminución y pérdida de fuentes de trabajo, reconversión de actividades, nuevas estrategias económicas) y a nivel jurídico-político (ajustes en las normativas asociadas a los recursos y su manejo, nuevas sinergias entre los organismos).

Los humedales aparecen como los sistemas más vulnerables ante los cambios globales los cuales están repercutiendo sensiblemente en la alteración del funcionamiento y la degradación acelerada de sus valores y servicios que proporciona al hombre. Iberoamérica, y especialmente América del Sur, es considerada el área geográfica con mayor extensión de tierras húmedas del planeta y una de las zonas con mayor riqueza de biodiversidad a nivel global. Sin embargo, son limitados los conocimientos que tenemos sobre el funcionamiento y la dinámica de los humedales, por lo que aún no podemos estimar cómo estos ecosistemas adaptados a las fluctuaciones ambientales naturales podrían responder ante presiones extremas por el cambio global.

La Red "*Efecto de los Cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica*" del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), cuyo objetivo principal es propiciar la cooperación, el intercambio de experiencias y la transferencia de conocimientos sobre este importante tema, ha asumido el reto de integrar los esfuerzos de diferentes grupos de investigación iberoamericanos y generar sinergias entre investigadores que permitan profundizar los conocimientos en la región y buscar posibles medidas de mitigación, rehabilitación o adaptación.

En el presente libro se presentan los resultados de las investigaciones en diferentes países de Iberoamérica sobre los efectos de los cambios globales en la biodiversidad. En particular, se abordan los efectos de estos cambios en:

- la biodiversidad de los humedales iberoamericanos en diferentes taxones claves (fitoplancton, zooplancton, peces, aves, vegetación) y en comunidades de ecosistemas emblemáticos templados y tropicales, considerando como ejemplos los humedales del noreste de Argentina, del Delta del Paraná, y los manglares de Cuba.

- la intervención humana expresada a través de los cambios en el uso de la tierra y sus

implicancias sobre la biodiversidad terrestre en Uruguay y la biodiversidad acuática de ríos Andino-Amazónicos en Colombia; la contaminación y el deterioro de ecosistemas acuáticos por diferentes xenobióticos (metales pesados y compuestos orgánicos) y su efecto sobre microalgas e invertebrados (cangrejos); la fragmentación de los humedales costeros cubanos y la introducción de especies (pejerreyes) en diferentes hábitats y sus impactos.

-los efectos de eventos extremos (sequías e inundaciones) y su efecto sobre los recursos de los humedales y su uso, tomando como ejemplo al coipo o nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) en el Delta Medio del Río Paraná (Argentina).

-los efectos climáticos/oceanográficos de intensidad como El Niño Oscilación del Sur (ENOS) sobre el zooplancton marino y peces de importancia comercial para Cuba.

Este libro de la Red tiene por objetivo brindar una visión general sobre algunas de las problemáticas que se manifiestan en diferentes países de Iberoamérica.

Los editores agradecen a los autores por sus contribuciones y a prestigiosos especialistas que realizaron la revisión de los manuscritos, los cuales han permitido concretar este aporte al conocimiento de los cambios globales y su repercusión sobre la biodiversidad.

Dra. Alejandra Volpedo  
Dr. Lucas Fernández Reyes

# Potenciales impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay

## Potential Impacts of Land Use Change on the Terrestrial Biodiversity of Uruguay

Alejandro Brazeiro<sup>1</sup>  
Marcel Achkar<sup>2</sup>  
Carolina Toranza<sup>1</sup>  
Lucía Barthesagui<sup>2</sup>

1- Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, 11400 Montevideo-Uruguay  
2- Departamento de Geografía, Facultad de Ciencias, 11400 Montevideo-Uruguay  
brazeiro@fcien.edu.uy

### RESUMEN

Uno de los principales desafíos globales que debe afrontar el hombre moderno, es la colosal pérdida de biodiversidad que está afectando el planeta. Existe consenso respecto a que el cambio de uso y cobertura del suelo (CUCS), el componente más importante del cambio global, es el principal responsable de la actual crisis de la biodiversidad en el ámbito terrestre. En Sudamérica, si bien la deforestación de bosques tropicales y subtropicales es el CUCS más estudiado y difundido, en la región templada la sustitución de paraderas naturales por cultivos está alcanzando magnitudes alarmantes. Uruguay, con un crecimiento exponencial del área sojera y forestal, no se escapa a esta realidad regional. El objetivo del presente trabajo consiste en evaluar el impacto potencial del CUCS derivado de la expansión agrícola, sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay, especialmente sobre los “puntos calientes” de diversidad de tetrápodos (i.e., sitios de mayor diversidad por bioregión). A través del análisis de imágenes satelitales, se pudo observar que en algunas regiones ya se ha perdido alrededor del 50% de los ambientes naturales de los “puntos calientes”. De acuerdo a la simulación de un escenario potencial de CUCS, basado en la máxima expansión posible de los cultivos de soja y forestación, en cuatro de las seis bioregiones zoológicas del país se registrarían importantes impactos por pérdida de hábitats en “puntos calientes”. En estos puntos, de la superficie natural original quedaría tan solo un remanente de 36-50%. Dado que las presiones económicas por expandir la frontera agroforestal se mantienen, e incluso podrían incrementarse, es urgente gestionar medidas para la conservación del ecosistema de pradera en Uruguay y la región, donde la representación de estos ambientes en los sistemas nacionales de áreas protegidas es altamente insuficiente.

**Palabras Clave:** uso del suelo, forestación, soja, expansión agrícola, áreas prioritarias, conservación, biodiversidad

### Abstract

One of the major global challenges facing the modern Man, is the colossal loss of biodiversity that has been hit the planet. There are no doubts that land use and land

cover change (LULC), the most important component of global change, is primarily responsible for the current crisis of biodiversity. In South America, while deforestation in tropical and subtropical forests is the most studied LULC type, in the temperate region the rate of substitution of natural prairies by crops is alarming. Uruguay, with exponential growth of the soybean and forestry areas, was not immune to this regional reality. The purpose of this study was to assess the potential impact of LULC derived from agricultural expansion, on terrestrial biodiversity of Uruguay, especially on "hot spots" of tetrapods diversity (i.e., sites of greater diversity by bioregion). Analyzing satellite images, we found in some regions, reduction of natural areas in "hot spots" of about 50%. According to the simulation of a potential LULC scenario, based on the maximum expansion of soybean cultivation and forestry, four of the six bioregions of the country would register significant impacts on habitat loss in "hot spots". At these sites, just a remnant of 36-50% of the original natural surface would persist. As economic pressures to expand the agroforestry border remain and might even increase, it is urgent to take measures to conserve the prairie ecosystem in Uruguay and the region, where the representation of these environments in national systems of protected areas is highly insufficient.

**Keywords:** land use, forestry, soil been, agriculture expansion, hotspots, conservation, biodiversity

## INTRODUCCIÓN

### Cambio de Uso/Cobertura del Suelo y Crisis Global de la Biodiversidad

Una de las tendencias ecológicas más dramáticas del siglo pasado, ha sido la pérdida de la biodiversidad y la alteración de la estructura y procesos ecosistémicos a escala global, como consecuencia de la acción humana. La destrucción/alteración de hábitats por cambios en el uso de la tierra, el incremento en las invasiones biológicas debido al aumento de la movilidad de la biota relacionada a actividades humanas (e.g., comercio internacional) y el cambio climático, derivado de la emisión creciente de anhídrido carbónico y otros "gases de efecto invernadero", constituyen diferentes componentes del denominado "Cambio Global" (Vitousek, 1994, Chapin *et al.* 1997). Esta serie de alteraciones ya ha causado la extinción del 5 al 20% de las especies de aves, mamíferos, peces y plantas de la Tierra (Pimm *et al.*, 1995) y se estima que la actual tasa de extinción es entre 100 y 1000 veces mayor que la tasa en etapas anteriores a la presencia humana en la Tierra (Wilson, 1992; Lawton y May, 1995; Pimm *et al.*, 1995). Un gran porcentaje de esta pérdida de biodiversidad puede ser atribuible al cambio de uso y cobertura del suelo (CUCS). De hecho, existe consenso respecto a que el CUCS es en la actualidad el componente más importante del cambio global (Vitousek, 1994), y que además potencia otros componentes del mismo, tales como el efecto invernadero y pérdida de biodiversidad (Lambin *et al.*, 2001).

Alrededor de un 50% de la superficie terrestre ya ha sido modificada por el hombre, principalmente a través de la sustitución de sistemas naturales por agroecosistemas o emplazamientos urbanos (Chapin *et al.*, 2000). Cabe destacar que a nivel mundial, la superficie cultivada y el área ganadera, se han incrementado en el período 1961-2000 en un 12 y un 10%, respectivamente. En este sentido, el aumento predicho de la población mundial y del consumo *per capita* actual, presuponen que la demanda de alimentos se incremente al doble o el triple para el año 2050 (Green *et al.*, 2005), en

consecuencia, la demanda por expandir a un ritmo aún mayor la frontera agrícola-ganadera. En esta línea, Sala *et al.* (2000) prevén que el CUCS seguirá siendo el factor de mayor impacto en la pérdida de biodiversidad en el año 2100, debido a la pérdida/alteración de hábitats.

### **La situación regional y nacional**

En el caso de Sudamérica, el CUCS ha estado representado en gran medida por la transición entre sistemas naturales dominados por árboles y sistemas dominados por pasturas (Jobbágy *et al.*, 2006). La transición que más ha ocupado a los investigadores y a la comunidad internacional es la deforestación de las selvas tropicales y bosques subtropicales para implantar sistemas agrícola-ganaderos (Sokle y Tucker, 1993; Balmford y Bond, 2005; Lambin *et al.*, 2003). Sin embargo, en la región templada de Sudamérica, el CUCS está dado por la sustitución de praderas naturales por cultivos y forestación. En este sentido, es importante señalar que la tasa de reemplazo de las praderas naturales ha aumentado significativamente en las últimas décadas, impulsada principalmente por forzantes sociales y económicas, en particular el alto valor de los “comodities” en el mercado internacional (Paruelo *et al.*, 2006).

Uruguay sigue el patrón regional en lo que se refiere a la tendencia de transformación de la cobertura y uso de la tierra. En la última década se ha registrado una importante expansión de la actividad agrícola intensiva (e.g., forestación, soja) que en los últimos 20 años ha convertido 2.5 millones de hectáreas de campos naturales en cultivos (Jobbágy y Jackson, 2003; Paruelo *et al.*, 2006). El sector forestal se vio fuertemente impulsado a partir de la promulgación en 1987 de la Ley N° 15.939, que redujo la presión fiscal en áreas de prioridad forestal, llegándose a un 4% de superficie del territorio forestada en el año 2000 (Censo Agropecuario/MGAP/DIEA, 2000). En algunas regiones el ritmo de la expansión forestal ha sido particularmente elevado, como por ejemplo el noroeste del país con tasas anuales de 300% en los últimos 10 años (Carrasco-Letelier *et al.*, 2004). En el caso de la soja, el área cultivada ha venido creciendo a un ritmo muy acelerado, multiplicándose por 10 en los últimos 10 años (de 45.000 a 450.000 ha), llegando hoy día a convertirse en el principal rubro de la agricultura nacional (MGAP/DIEA).

Considerando la pérdida de hábitats naturales ya ocurrida en Uruguay, y en especial el potencial CUCS en un futuro cercano, el objetivo general del presente trabajo es evaluar el impacto potencial del cambio de uso del suelo derivado de la expansión agrícola, sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay. En primer lugar analizamos bajo el escenario actual (2007), el impacto potencial de la sustitución de hábitats naturales (básicamente pradera) por cultivos extensivos o forestación, sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay, especialmente en las áreas de mayor diversidad (“puntos calientes” de biodiversidad, o “hotspots” en inglés). En segundo lugar, desarrollamos un escenario futuro de pérdida máxima de hábitats en base a la expansión potencial de la soja y forestación, para evaluar su posible impacto sobre las áreas de mayor diversidad. Finalmente, a modo de ejemplo, se focaliza la posible alteración del cambio de uso de suelo sobre aves amenazadas de pradera.

### **ÁREA DE ESTUDIO**

Uruguay, con una superficie continental de 176.215 km<sup>2</sup>, se sitúa en el SE de América del Sur (30°-35° S, 53°-58° W) dentro de la región templada. La temperatura

media anual es de 18° C y las precipitaciones medias, que se distribuyen uniformemente a lo largo del año, varían entre 1100 y 1200 mm.año<sup>-1</sup>. La topografía predominantemente está caracterizada por colinas suaves y una densa red hidrográfica compuesta por numerosos ríos, arroyos y lagunas (Achkar y Domínguez, 2000).

Desde la perspectiva biogeográfica el país se encuentra en la Provincia Pampeana, recibiendo la influencia de las provincias adyacentes (Paranaense, Espinal y la Mata Atlántica) (Cabrera y Willink, 1973; Del Puerto, 1987; Morrone, 2001). Los pastizales naturales, incluyendo praderas y sabanas, ocupan el 71% del territorio, mientras que bosques y humedales ocupan la superficie restante 29 % (MGAP/DIEA, 2000).

## MÉTODOS

### “Puntos calientes” de Biodiversidad

Los puntos calientes de biodiversidad, es decir, las áreas geográficas de alta riqueza de especies, sintetizan un importante valor para la conservación. De hecho, usualmente son usados como criterio clave para la definición de prioridades de conservación, tanto a nivel global (Myers *et al.*, 2000) como nacional (e.g., Ceballos *et al.*, 1998).

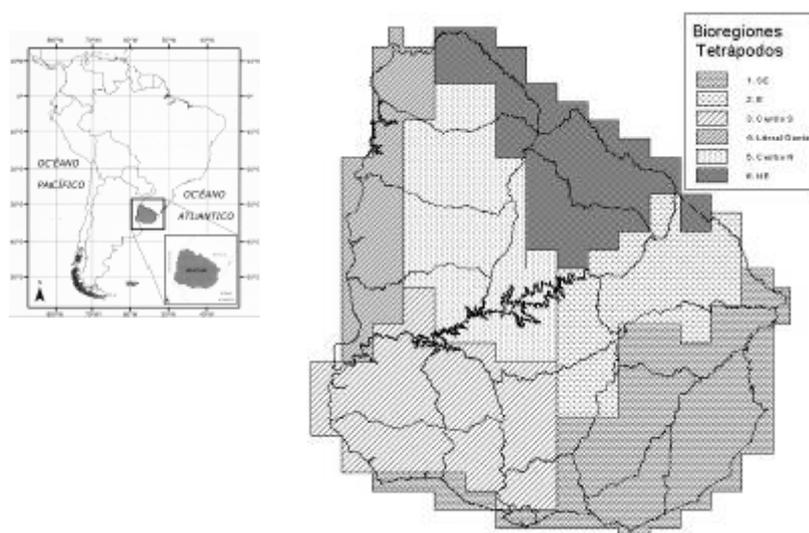


Figura 1. Localización regional del área de estudio (izquierda), y biozonificación de Uruguay en base a la distribución de tetrápodos terrestres, tomado de Brazeiro *et al.* (2007) (derecha).

La determinación de los puntos calientes de biodiversidad de Uruguay se tomaron de Brazeiro *et al.* (2007). En este trabajo, se evaluó la distribución geográfica de la riqueza potencial de tetrápodos (RPT) en Uruguay, usando una grilla base de 302 cuadrículas, de aproximadamente 625 km<sup>2</sup> (25 x 25 km). Para que cada grupo (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) contribuyera homogéneamente a la determinación de la RPT, la riqueza de cada grupo se estandarizó previamente para variar entre 0 y 1. La riqueza potencial se estimó en función de mapas de distribución potencial por especie, que se elaboraron a partir de extensas bases de datos de registros científicos (anfibios: 13.300, reptiles: 4.700, mamíferos: 11.000) y mapas de distribución publicados (aves: Aspiroz, 2001, mamíferos: González, 2001). La RPT fue estandarizada (RPTe) dentro de cada

una de las 6 bioregiones de tetrápodos del país (Brazeiro *et al.*, 2007), como un índice que varía entre 0 y 1 (0: menor y 1: mayor RPT de la bio-región).

### **Interpretación de Usos y Coberturas Actuales del Suelo**

Para realizar la interpretación y delimitación de los usos/coberturas del suelo se utilizaron imágenes captadas por Sensor CCD (Couple Charged Device) del Satélite CBERS 2 (China-Brazil Earth Resources Satellite), principalmente en el año 2007. En algunos casos se debió recurrir a imágenes del 2006, debido a nubes o errores de captación. Las imágenes se obtuvieron del sitio web del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) de Brasil (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). La composición de las imágenes se realizó a través de la combinación de bandas R:G:B/4:2:3 mediante el empleo del *software* ENVI 4.2.

Una vez elaborado el mosaico de todo el país se procedió a realizar la interpretación de las imágenes mediante el uso del *software* ArcView GIS 3.2, trabajando a escala 1:120.000. Se calculó el Índice Verde Normalizado (NDVI en inglés) de cada imagen para luego realizar una clasificación no supervisada. A partir de las clases generadas se procedió a una segunda clasificación de la imagen y posteriormente se realizó la interpretación de las categorías en los distintos usos/coberturas del suelo. Las categorías determinadas fueron: agua, bañado, bosque nativo, matorral, pradera (incluyendo pradera superficial), que se agruparon bajo la supercategoría “superficie natural”, y cultivos, forestación y suelo desnudo, que se agruparon como “superficie antropizada”.

### **Escenario Potencial de Máxima Pérdida de Hábitats**

Para definir el escenario extremo de uso del suelo para cultivos extensivos (forestación y soja) se utilizó la carta de suelos 1:1.000.000, la aptitud de suelos para cultivos de verano según Cayssials y Álvarez (1983) y la definición de suelos de prioridad forestal (Dirección Forestal/MGAP, 2008). La superficie máxima del territorio que podría llegar a ser ocupada por cultivos de soja se delimitó en base a la definición de suelos con aptitud para cultivos de verano. A partir de estos suelos se generó una carta de aptitud de cultivo de soja con las categorías muy apto con un factor 1, apto con factor 0.8 y marginales con factor 0.5. Esta superficie fue corregida de acuerdo al porcentaje de tierra arable de cada tipo de suelo, generando así el factor de uso del suelo con cultivos de soja para cada unidad de suelo.

La superficie máxima de forestación fue delimitada a partir de los suelos de prioridad forestal, corregida con el factor 0.7 de uso efectivo forestal. En los casos en que las proyecciones de uso de aptitud para soja y prioridad forestal se superpusieron, se aplicó una corrección, asignando primero la superficie a la soja, de acuerdo al factor soja, y la restante a la forestación. A partir de este mapa se calculó la superficie de cada cuadrícula que sería ocupada por cada uno de los cultivos en un escenario extremo.

Como se mencionó en la Introducción, la tasa de sustitución de praderas por cultivos de soja y forestación ha sido muy acelerada en las últimas décadas. Si bien resulta esperable que estas tasas se desaceleren en los próximos años, debido a la complejidad del sistema, resulta muy difícil predecir el comportamiento futuro de las mismas, por lo cual sería muy arriesgado estimar en cuanto tiempo se podría alcanzar el máximo potencial determinado. Por tal motivo, en este trabajo no se analiza este punto.

## EVALUACIÓN DE IMPACTOS POTENCIALES DEL CUCS SOBRE LA BIODIVERSIDAD

Tanto la teoría como la evidencia empírica indican que el riesgo de extinción local de una especie aumenta a medida que su hábitat natural se reduce y/o fragmenta (Soulé, 1988). Asimismo, es bien sabido que la riqueza de especies y el área están fuertemente asociados, y que resulta esperable que la tasa de extinción local aumente al perderse área de hábitats naturales (MacArthur y Wilson, 1967). Por lo tanto, en este trabajo desarrollamos un índice de impacto potencial (IP) para estimar el efecto de la pérdida de hábitats sobre la RPTe:

$$IP_i = RPTe_i * AT_i$$

donde RPTe<sub>i</sub> es la riqueza de tetrápodos estandarizada por bio-región de la cuadrícula i, y AT<sub>i</sub> es la proporción de hábitats naturales substituidos por usos antrópicos (cultivos, forestación y suelo desnudo) de la cuadrícula i.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### “Puntos Calientes” de Biodiversidad

La riqueza potencial de tetrápodos terrestres de Uruguay presentó una importante variabilidad geográfica (Tabla 1). Dentro de las seis bioregiones de tetrápodos determinadas por Brazeiro *et al.* (2007), se observó también una importante variabilidad en la riqueza potencial de estos grupos, evidenciándose una relativamente baja correlación espacial entre grupos, aunque de todas formas fue evidente cierta tendencia a concentrarse las mayores riquezas en la periferia del país (Fig. 2).

Tabla 1. Riqueza de tetrápodos terrestres de Uruguay. Se presentan valores máximos, mínimos y promedios por cuadrícula (625 km<sup>2</sup>), y riqueza total del país.

	Riqueza potencial por cuadrícula			Riqueza Total
	Máxima	Mínima	Media	
Anfibios	31	8	22,0	46
Reptiles	44	32	37,6	61
Aves	290	215	241	367
Mamíferos	49	33	38,7	56

La integración de los cuatro grupos zoológicos en un único índice de riqueza (RPTe), cuya variación geográfica se presenta en la figura 3, permitió detectar los “puntos calientes” para la diversidad de tetrápodos por bioregión. El 25% de las cuadrículas con mayor RPTe (>0,75) fueron consideradas “puntos calientes”. Finalmente se detectaron 36 cuadrículas como “puntos calientes”, 4 en el región SE, 8 en la región E, 7 en el Centro S, 3 en el Litoral W, 11 en el Centro S y 3 en la región NE (Fig. 3).

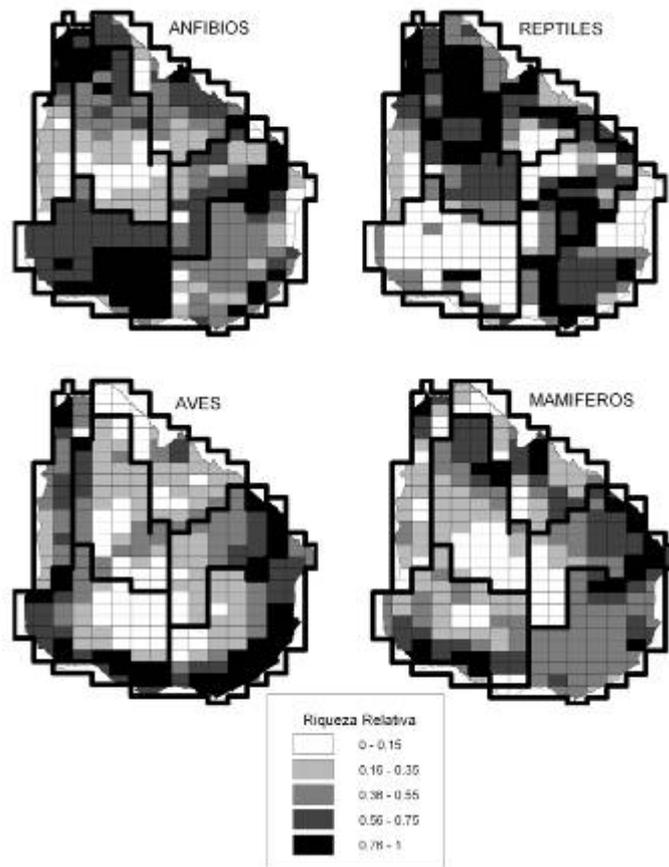


Figura 2. Distribución geográfica de la riqueza potencial estandarizada por bioregión de anfibios, reptiles, aves y mamíferos de Uruguay. Modificado de Brazeiro *et al.* (2007).

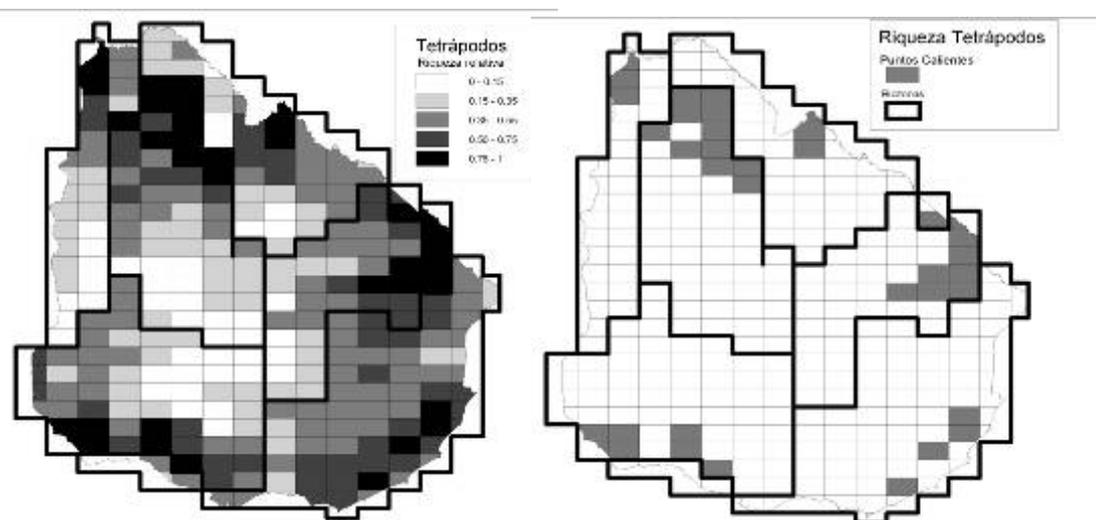


Figura 3. Distribución geográfica de la riqueza potencial estandarizada por bioregión de tetrápodos (izquierda), y localización de los “puntos calientes” de diversidad de tetrápodos por bioregión (derecha). Los “puntos calientes” se determinaron en base al cuartil superior (25%) de la distribución del RPTe ( $RPTe > 0.75$ ) (ver texto por detalles).

Estas cuadrículas que tienden a concentrar las mayores riquezas de anfibios, reptiles, aves y mamíferos terrestres dentro de cada una de las bioregiones zoológicas de Uruguay, deberían ser consideradas prioridades para la conservación de la

biodiversidad del país. Una estrategia de conservación basada en estas cuadrículas permitiría cumplir con dos principios esenciales de la moderna planificación sistemática de la conservación (Margules y Pressey, 2000), la representatividad, al contemplar las diferentes biotas y ecosistemas de las distintas bioregiones, y la eficiencia, al enfocarse en los sitios que concentran el mayor número de especies de tetrápodos. Esta información es particularmente oportuna en Uruguay, ya que las autoridades ambientales del país se encuentran en la etapa de planificación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

### CUCS: Situación Actual y Escenario de Máxima

La evaluación del uso/cobertura del suelo en el año 2007 determinó que 46.969 km<sup>2</sup> (26.4 %) de hábitats naturales del territorio uruguayo, esencialmente praderas, ya han sido substituido por cultivos y forestación (Fig. 4). En el escenario de máxima expansión potencial de los cultivos de soja y forestación, la superficie transformada ascendería a 74.027 km<sup>2</sup>, lo que representaría un 41.7 % del territorio continental Uruguayo (Fig. 4).

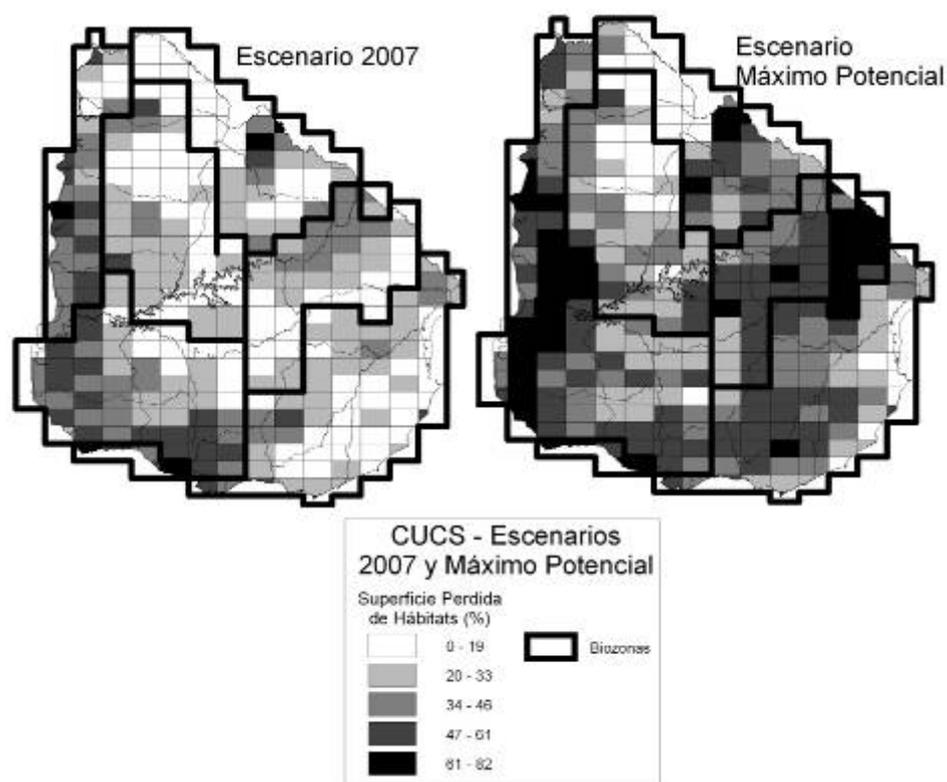


Figura 4. Grado de antropización del territorio en base a la proporción de suelo usado por cultivos y forestación. En el mapa de la izquierda se presenta la situación actual, observada a partir de imágenes satelitales (CBERS 2) del año 2007; y en el mapa de la derecha, se presenta lo esperado en un escenario potencial de máxima expansión del cultivo de soja y forestación.

La mayor pérdida de hábitat al año 2007, se ha registrado esencialmente en 3 regiones: (1) Litoral Oeste, debido básicamente a la explosiva expansión del cultivo de soja, y secundariamente a la forestación (Departamentos de Río Negro y Paysandú), (2) Zona Sur alemana a Montevideo, como consecuencia del desarrollo hortofrutícola, y (3) Zona Noreste, asociada a la intensa expansión de la forestación (Departamentos de Rivera y Tacuarembó). Cercana a esta región, se advierte al Sur una zona medianamente

afectada por la forestación, en la zona Este (Departamento de Cerro Largo). En el escenario de máxima expansión de la soja y forestación, la pérdida de hábitat se intensifica en dos de las 3 zonas ya fuertemente afectadas, el Litoral Oeste y Zona Noreste. Asimismo, como consecuencia de la consolidación de la forestación, surgirían dos nuevas regiones con una muy intensa pérdida de hábitats, las zonas Centro Este (Cerro Largo, Durazno, Treinta y Tres) y Sureste (Maldonado, Lavalleja, Rocha).

### Impactos de CUCS sobre “Puntos Calientes” de Diversidad

Los “puntos calientes” de biodiversidad detectados (Fig. 3) han sufrido ya una considerable erosión de hábitats naturales al año 2007, que se profundizaría significativamente en el escenario de máxima expansión agroforestal (Fig. 5). Las regiones Centro Sur y Noreste son las más afectadas en la actualidad, donde ya se ha perdido alrededor del 50% de los ambientes naturales de los “puntos calientes” (Fig. 5), y, por ende, es allí donde se registran los mayores impactos (Fig. 6). Por su parte, los “puntos calientes” del Litoral Oeste han experimentado en la actualidad un impacto intermedio, mientras que las bioregiones Sureste, Este y Centro Sur, mantendrían sus áreas de mayor diversidad relativamente poco afectadas por el CUCS (Figs. 5 y 6).

En el escenario potencial de máxima alteración, a las bioregiones ya muy afectadas, Centro Sur y Noreste, se le sumarían la Este y Litoral Oeste. De los “puntos calientes” de estas bioregiones, quedaría como remanente tan solo un 36-50% de la superficie natural original (Fig. 5), con varios puntos altamente impactados (Fig. 6). De acuerdo a este escenario, en solo dos (Centro Norte y Sureste) de las seis bioregiones, los “puntos calientes” sufrirían impactos leves por expansión de la soja y forestación.

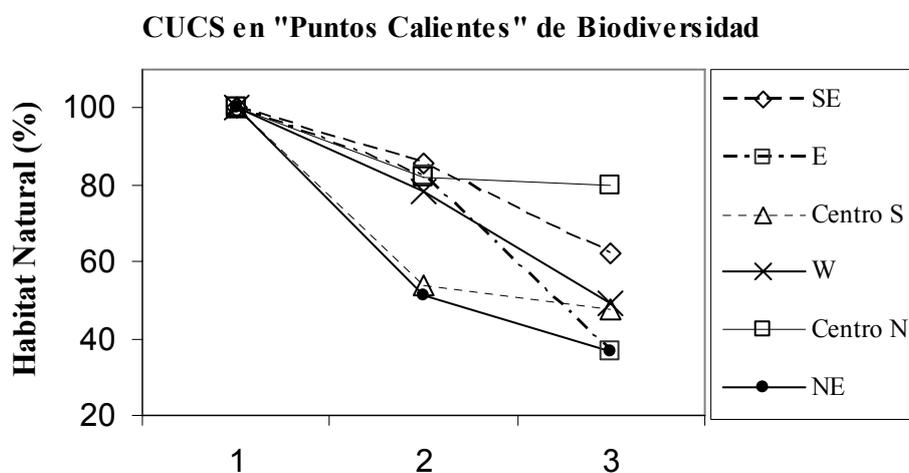


Figura 5. Reducción de la superficie de hábitats naturales en los “puntos calientes” de biodiversidad de las seis bioregiones. La superficie total de las cuadrículas que se detectaron como “puntos calientes” (100%) se presenta en el punto 1, en el 2 se representa la superficie ocupada por hábitats naturales registrada en 2007, y en el punto 3, se representa la superficie natural remanente proyectada en el escenario de máxima expansión del cultivo de soja y forestación.

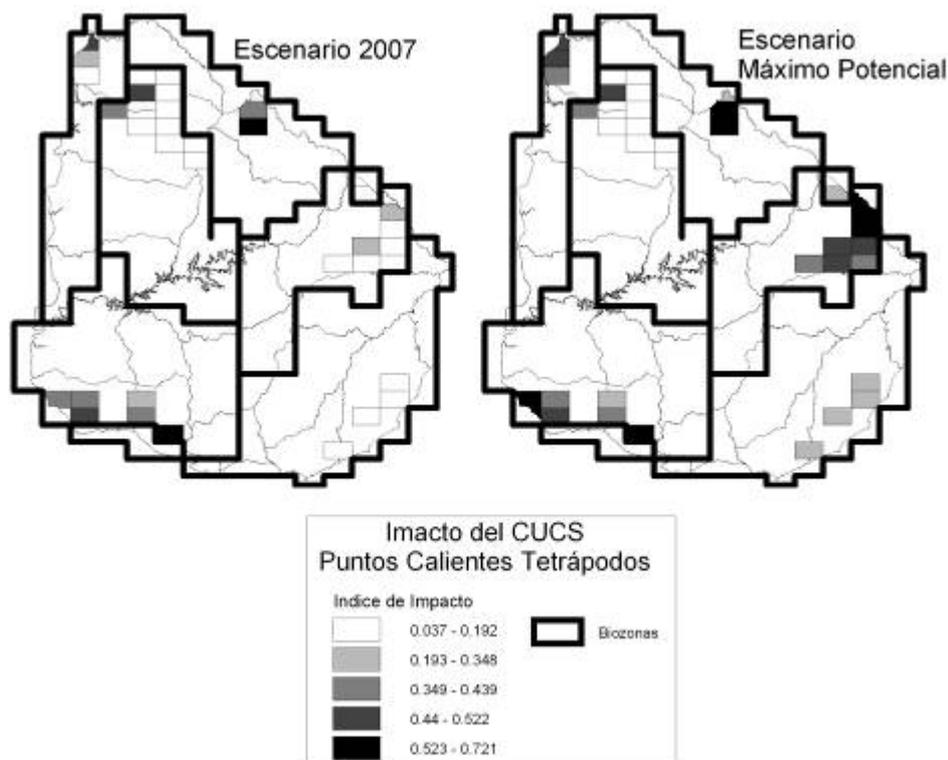


Figura 6. Grado de impacto del CUCS sobre los “puntos calientes” de diversidad de tetrápodos de Uruguay. En el mapa de la izquierda se presenta la situación actual (2007); y en el mapa de la derecha, se presenta lo esperado en un escenario potencial de máxima expansión del cultivo de soja y forestación.

Estos resultados indican que la pérdida de hábitat ya registrada amenaza seriamente la conservación de las especies en algunas de las zonas más relevantes y estratégicas para la biodiversidad terrestre de Uruguay. La posible expansión de la frontera sojera y forestal, impulsada por el mercado internacional, acentuaría significativamente este panorama, afectando los “puntos calientes” de la mayor parte del país. Además de la pérdida de hábitats, estas actividades agroforestales extensivas generan otras fuentes secundarias de amenazas para la conservación de las especies, tales como la fragmentación de hábitat y la liberación al medio de agroquímicos. A estas presiones, se le debe adicionar otra actividad extensiva no considerada en este estudio, la ganadería, que si bien no produce en general pérdidas de praderas naturales (praderas artificiales), provoca alteraciones estructurales y funcionales del ecosistema (Altesor *et al.*, 2005) que podrían afectar la viabilidad de algunas especies.

### **CUCS y Especies Raras: el Caso del Capuchino de collar (*Sporophila zelichi*)**

El CUCS es la principal amenaza para la biodiversidad en el mediano y largo plazo, pero representa en el corto plazo un riesgo severo para las especies amenazadas y raras. Estas especies se caracterizan por tener una baja abundancia y/o distribución restringida (Gaston, 1994). Dicha condición genera una doble amenaza para estas especies, dado que tanto las bajas densidades poblacionales como la estrecha distribución pueden contribuir de forma independiente al riesgo de extinción global (Johnson, 1998; Lawton, 1993).

En el caso de Uruguay donde aún hoy no se han generado Listas Rojas para la avifauna, la rareza puede ser un buen indicativo del riesgo de extinción y por lo tanto de las prioridades de conservación a nivel nacional. En un trabajo reciente sobre el ensamble de aves de pradera de Uruguay, Toranza (2006) detectó 9 especies raras, de las cuales 3 son residentes en el país, el Capuchino boina negra (*Sporophila bruvvireuil*), el Capuchino de collar (*Sporophila zelichi*) y el Carpintero del cardón (*Melanerpes cactorum*). En este sentido, debe prestarse especial atención a los impactos del CUCS sobre el área de distribución de estas especies, y particularmente sobre aquellas con un grado de amenaza global. A modo de ejemplo, en esta sección analizamos el caso del Capuchino de collar (*S. zelichi*) (Fig. 7), especie categorizada en Peligro crítico de extinción a nivel global (UICN, 2007).

Figura 7. Foto de la especie *S. zelichi* (Capuchino de collar). Fuente: [www.fotosaves.com.ar](http://www.fotosaves.com.ar)



La distribución geográfica del Capuchino de Collar es en la actualidad muy reducida. Comprende dos áreas principales, una que se extiende en la frontera paraguay-argentina y otra ubicada en torno al Río Uruguay en la frontera argentino-uruguaya, y una tercer área menor asociada a las tierras bajas del sureste uruguayo (Azpiroz, 2001; BirdLife, 2008). Dentro del territorio uruguayo, el área de distribución abarca algo más de 8.000 km<sup>2</sup>, que se reduce a la mitad al considerar el área potencial de ocupación, dada por la disponibilidad de praderas naturales que habría existido antes de la implantación de cultivos y forestación (Fig. 8). Esta área de ocupación se ha reducido en la actualidad en aproximadamente un 25% por la implantación de cultivos y forestación, y podría llegar a ser mayor al 50% en un escenario de máxima expansión del cultivo de soja y forestación (Fig. 8).

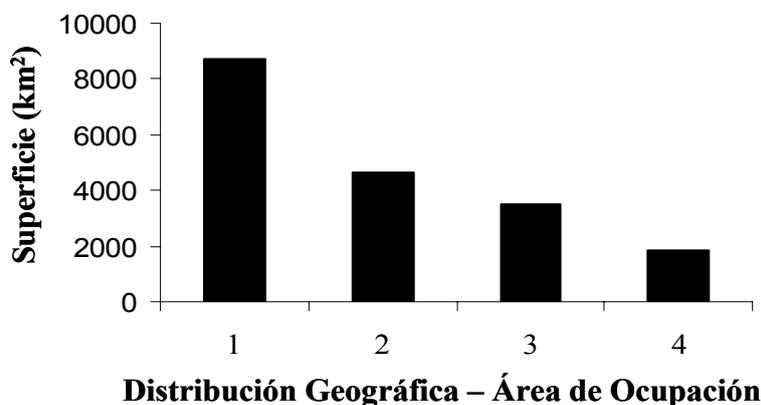


Figura 8. Reducción de la disponibilidad de pradera en el área de distribución geográfica de *S. zelichi* en Uruguay bajo distintos escenarios. Se presenta, (1) la distribución geográfica de la especie en Uruguay (o extensión de ocurrencia), estimado en base a la superficie de las cuadrículas donde la especie está presente, (2) el área potencial de ocupación definida en

base a la superficie del hábitat pradera dentro de su área distribución, antes de la implantación de cultivos y forestación , (3) el área de ocupación actual estimada en base a la superficie remanente de pradera en el año 2007 y (4) área de ocupación que podría tener la especie, en función de la pradera que quedaría remanente bajo el escenario de máxima expansión agrícola.

Por otra parte, el mapeo del área de pradera remanente en la actualidad y en el escenario proyectado, nos permite hacer otras apreciaciones acerca el impacto que puede tener el CUCS sobre esta especie. En la actualidad ninguna de las cuadrículas de ocupación de *S. zelichi* retiene más del 60% del área original, y según el escenario proyectado, en la mayoría del área de distribución quedará menos de un 20% de la superficie original de pradera (Fig. 9). De acuerdo con el escenario proyectado, el mayor y más grave impacto se daría sobre la población que reside en el entorno del río Uruguay, la cual probablemente se extinguiría por falta de hábitat (Fig. 9).

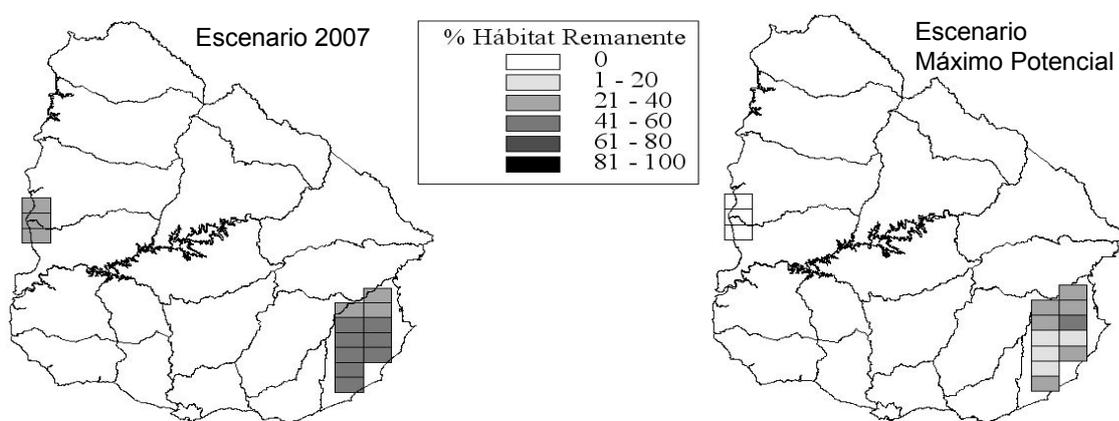


Figura 9. Porcentaje de la superficie de pradera remanente dentro del área de distribución de la especie *S. zelichi* en Uruguay, en el escenario actual (izquierda) y en el escenario proyectado de máxima expansión del soja y forestación (derecha).

De acuerdo con estos resultados, y considerando que en Argentina la expansión de la soja es igual o aún más acelerada que en Uruguay, es evidente que la conservación del Capuchino de Collar está comprometida por el CUCS. Esta situación podría también aplicarse a muchas otras especies de pradera, con baja abundancia y distribución restringida. En el caso particular de las aves, ya ha sido planteado que la agricultura y su intensificación es la mayor fuente de riesgo para las aves amenazadas, riesgo que es sustancialmente mayor en los países en desarrollo (Green *et al.*, 2005).

## CONCLUSIONES

El CUCS ha sido seguramente la principal amenaza para la conservación de la biodiversidad terrestre de Uruguay, y en los próximos años, debido a la proyectada expansión de la frontera agroforestal, podría llegar a ser responsable de la extinción de numerosas especies. Los sitios más relevantes y estratégicos para la conservación de la biodiversidad terrestre de Uruguay, los “puntos calientes” de diversidad de tetrápodos, han sufrido ya una importante reducción de hábitat, y en el escenario de máxima

expansión de los cultivos de soja y forestación, la mayor parte de estos puntos serían impactados.

De mantenerse la tendencia actual de avance de la frontera agroforestal, es muy probable que muchas especies se vean afectadas, reduciendo sus abundancias y áreas de ocupación, y finalmente extinguiéndose localmente. Las especies de pradera, raras y ya amenazadas, serían las primeras afectadas por este proceso, que no sólo se da en Uruguay, sino que afecta a una buena parte del Cono Sur de Sudamérica.

Los potenciales impactos del CUCS son especialmente alarmantes en la Provincia Pampeana, debido a que el Bioma de pradera tiene un muy bajo nivel de protección, tanto a nivel mundial (Henwood, 1998) como Sudamericano (Martino, 2004). De hecho, el bioma de praderas templadas, con un 0,69% bajo protección, es el menos protegido de los 15 biomas terrestres, lo que se agrava en nuestra región (pampa Argentina), donde solo un 0,08% de las praderas son protegidas (Henwood, 1998). Por lo tanto, es urgente tomar medidas de conservación para proteger el ecosistema de pradera tanto en Uruguay como en la región. En este sentido, las áreas protegidas constituyen una de las principales herramientas de conservación, donde los hábitats naturales y la biodiversidad que albergan, pueden ser resguardados de las presiones antrópicas, y en especial del CUCS.

## BIBLIOGRAFÍA

ACHKAR, M y A DOMINGUEZ, 2000. El sistema ambiental uruguayo. pp. 17-27. en: Domínguez, A., Y R.G., Prieto (eds.) Perfil Ambiental del Uruguay/ 2000. Editorial Nordan-Comunidad del Sur, Montevideo, Uruguay.

ALTESOR, AI; M, OESTERHELD; E, LEONI; F, LEZAMA y C, RODRÍGUEZ, 2005. Effects of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179:83-91.

AZPIROZ, AB, 2001. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo.

BALMFORD, A y W BOND, 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecol. Letters*, 8: 1218-1234.

BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2008. *Species factsheet: Sporophila zelichi*. www.birdlife.org (9/6/2008).

BRAZEIRO, A; M ACHKAR; A CAMARGO; A CANAVERO; B COSTA; C FAGÚNDEZ, EM GONZÁLEZ; I GRELA; F LEZAMA, R MANEYRO; D NUÑEZ; I DA ROSA y C TORANZA, 2007. Bases Científicas para la planificación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay: vacíos de información, eco-regionalización y prioridades. II Congreso Latinoamericano de Parques Nacionales y otras Áreas Protegidas. Bariloche, Argentina.

CABRERA, L y YA WILLINK, 1973. *Biogeografía de América Latina* DC: Programa regional de desarrollo científico y tecnológico. Departamento de asuntos científicos, Secretario General de la Organización de los Estados Americanos.

CARRASCO-LETELIER L; G EGURENB; C CASTIÑEIRA; O PARRA y D PANARIO, 2004. Preliminary study of prairies forested with Eucalyptus sp. at the northwestern Uruguayan soils. *Env.Pol.*, 127: 49–55.

CAYSSIALS, R y C ALVAREZ, 1983. *Interpretación agronómica de la carta de reconocimiento de suelos del Uruguay*. MGAP. DGRNR. Boletín Técnico N° 9. Montevideo, Uruguay.

CEBALLOS, G; P RODRÍGUEZ y RA MEDELLÍN, 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecol. Applications* 8:8-17.

CHAPIN, FS; BH WALKER; RJ HOBBS; DU HOPER; JH LAWTON; OE SALA y D TILMAN, 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, 277: 500-504.

DEL PUERTO, O, 1987. *La extensión de las comunidades arbóreas primitivas en el Uruguay*. Facultad de Agronomía, Notas Técnicas N° 1, Montevideo, Uruguay.

GASTON, KJ, 1994. *Rarity*. Capman y Hall, London.

GREEN, ER; SJ CORNELL; JPW SCHARLEMANN y A BALMFORD, 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307:550-555.

GONZÁLEZ, E, 2001. *Guía de Campo de los Mamíferos del Uruguay. Introducción al estudio de los mamíferos*. VIDA SILVESTRE. Montevideo, Uruguay, 1-339 pp.

HENWOOD, W, 1998. An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *Parks*, 8(3): 3-8.

JOBBÁGY, EG; M VASALLO; KA FARLEY; G PIÑEIRO; MF GARBULSKY; MD NOSETTO; RB JACKSON y JM PARUELO, 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y sus costos ecológicos. *Agrociencia*, 10: 109-124.

JOHNSON, CN, 1998. Species extinction and the relationship between distribution and abundance. *Nature*, 394: 272–274.

LAMBIN, EF; BL TURNER; HJ GEIST; SB AGBOL; A ANGELSEN; JW BRUCE; OT COOMES; R DIRZO; G FISCHER; G FOLKE; PS GEORGE; K HOMEWOOD; J IMBERNON; R LEEMANS; X LI; EF MORAN; M MORIMORE; PS RAMAKRISHNAN; JF RICHARDS; H SKÅNES; W STEFFEN; G DSTONE; U SVEDIN; TA VELDKAMP; C VOGEL y J XU, 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11: 261-26.

LAMBIN, FE; HJ; GEIST y E LEPERS, 2003. Dynamics of land-use and cover change in tropical regions. *Ann. Rev. Env. Re.*, 28: 205-241.

LAWTON, JHy RM May, 1995. *Extinction rate*. Oxford, University Press. Oxford.

- MAC ARTHUR, R y EO WILSON, 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MARGULES, CR y RL PRESSEY, 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243-253
- MARTINO, D, 2004. Conservación de praderas en el Conosur: valoração de las áreas protegidas existentes. *Ecosistemas*, 13(2): 114-123.
- MGAP, DIEA. Censo General Aropecuario, 2000. Disponible en Internet: [www.mgap.gub.uy](http://www.mgap.gub.uy)
- MORRONE, JJ, 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. MyT-Manuales y Tesis SEA, vol. 3. Zaragoza, España, 148 pp.
- MYERS, N; RA MITTERMEIER, CG MITTERMEIER; GAB DA FONSECA y J KENT, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- PARUELO, JM; JP GUERSCHMAN; G PIÑEIRO; EG JOBBÁGY; SR VERÓN; G BALDE y S BAEZA, 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10: 47-61.
- PIMM, SL; GL RUSSELL; JL GITTLEMAN y TM BROOKS, 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269:347-350.
- SALA, OE FS CHAPIN III; JJ ARMESTO; E BERLOW; J BLOOMFIELD; R DIRZO; E HUBER-SANWALD; LF HUENNEKE; RB JACKSON; A KINZIG; R LEEMANS; DM LODGE; HA MOONTEY; M OESTERHELD; NL POFF; MT SYKES; BH WALKER; M WALKER y DH WALL, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- SOKLE, D y C TUCKER, 1993. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science*, 260: 1905-1909.
- SOULÉ, ME; DT, BOLGER; AC, ALBERTS; J, WRIGHT; M, SORICE y S, HILL, 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat island. *Cons. Biology*, 2: 75-92.
- TORANZA, C, 2006. Relación distribución-abundancia en aves de pradera de Uruguay: evaluación de hipótesis explicativas. Tesis de Licenciatura, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay
- UICN, 2007. IUCN Red List of Threatened Species, [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- VITOUSEK, P, 1994. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7): 1861-1876.
- WILSON, EO, 1992. *The diversity of life*. Norton WW y Company. New York, 424 pp.



# El cambio climático y sus posibles efectos en los grupos funcionales de la vegetación del delta del río Paraná (Argentina)

The effects of climate change on vegetation functional groups in the Parana River delta, Argentina

Nora Madanes<sup>1</sup>  
Rubén Darío Quintana<sup>1</sup>  
Patricia Kandus<sup>2</sup>  
Inés Camilloni<sup>3</sup>

1-Grupo de Investigación en Ecología de Humedales. Dpto. Ecología, Genética y Evolución. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Universidad de Buenos Aires. noram@ege.fcen.uba.ar, rubenq@ege.fcen.uba.ar

2-Dpto. Ecología, Genética y Evolución. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. pato@ege.fcen.uba.ar

3-Dpto. Ciencias de la Atmósfera. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. (CONICET) ines@cima.fcen.uba.ar

## RESUMEN

El objetivo del trabajo consiste en caracterizar la vegetación de la región del Delta del Río Paraná a escalas regional y de paisaje, establecer relaciones con variables ambientales y analizar los posibles efectos del cambio climático en los distintos grupos funcionales. Estos fueron definidos en función del origen, el área de distribución, el ciclo de vida y las características morfoecológicas. A nivel regional, se encontró que dominaron las especies nativas, emergentes fijas no palustres, de distribución subtropical-templada y perenne. En escala de paisaje esta tendencia se mantuvo, si bien variaron las proporciones de los grupos con distribución subtropical y templada en función del hidroperíodo y de las características geomorfológicas del paisaje. El escenario de cambio climático para esta región prevé que los cambios en las precipitaciones no contrarrestarán los incrementos de las temperaturas y de la evapotranspiración. Además, la mayor frecuencia de vientos del este sobre el estuario del Plata y el ascenso del nivel del mar conducirían a un aumento del nivel de sus aguas. En función de este escenario planteamos que en la región y en las unidades de paisaje se producirán cambios en la composición y riqueza de grupos funcionales y variaría su distribución a lo largo del gradiente topográfico. Se reducirían las áreas permanente y semipermanentemente inundadas con una disminución de los grupos morfoecológicos típicos de éstas debido a condiciones ambientales menos favorables. Por otra parte, el aumento en el nivel medio del Río de la Plata produciría en el frente de avance del Bajo Delta un cambio de su dinámica que lo transformaría en un pantanal dominando las especies palustres. En consecuencia, el efecto del cambio climático daría como resultado un cambio en la composición y abundancia de los grupos, una disminución de la calidad florística y la expansión de especies exóticas invasoras.

**Palabras claves:** grupos funcionales, vegetación, humedal, Delta del Río del Paraná, cambio climático.

## Abstract

The objective of this work was to characterize the vegetation of the Paraná River Region at both regional and landscape scales in order to link plant-environment relationships and to analyse probable effects of climate change on the different plant functional groups. These groups were defined considering the following features: origin, distribution area, life cycle and morphoecologic features. At regional level, natives, subtropical-temperate, perennial, and non palustrine rooted species were the most frequent. At landscape level we observed the same trend, although the proportion of subtropical and temperate groups was variable due to the hydroperiod and geomorphological features of landscape units. The future climate change scenario for this region considers that changes in rainfall will not compensate increases in temperature and evapotranspiration. In addition, increases in both eastern wind frequency and sea level will conduct to an increase in the level of the de la Plata estuary. As a consequence of climate change, composition of functional groups would change as well as their variation along the topographic gradient. Permanent and semipermanent waterlogged areas would decrease together with those functional groups associated with them. Increases in de la Plata River level, on the other hand, would impact on the Delta front. This impact would modify its dynamic, transforming this area in a swamp with a dominance of palustrine species. Summarizing, the effect of climate change in this region will conduct to a change in floristic composition and species abundance, a decrease in floristic quality and an expansion of alien species.

**Key words:** functional groups, vegetation, wetlands, Paraná River Delta, climatic change.

## INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas que se caracterizan por permanecer en condiciones de inundación o por lo menos con su suelo saturado con agua, durante prolongados períodos de tiempo. Por lo tanto, se reconoce que tanto el régimen hidrológico como el patrón geomorfológico son los factores determinantes de su presencia y permanencia (Brinson, 1993; Malvárez, 1997; Mitch y Gosselink, 2000). En estos ambientes la variabilidad espacial y temporal del nivel de agua, su origen y forma de circulación determinan las características de los ciclos y flujos biogeoquímicos, promueve el desarrollo de suelos con fuertes características hidromórficas y soporta una elevada y particular biodiversidad adaptada a un amplio rango de condiciones de disponibilidad y calidad de agua (Neff *et al.*, 1994). Por su dimensión espacial, los humedales suelen expresarse a escala subregional, bajo una homogeneidad climática.

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más importantes en términos de diversidad y productividad (Poff LeRoy *et al.*, 2002), así como por los servicios ecológicos que brindan al hombre (NRC, 2002). Por otra parte y como resultado de su dependencia con el régimen hidrológico, los humedales tienen una alta sensibilidad frente a cambios ambientales como los derivados de procesos de cambio climático (Poff LeRoy *et al.*, 2002). También son particularmente sensibles a las acciones del hombre, tanto a escala regional o local -drenajes, rellenos, etc.- (Brinson y Malvárez, 2002; Kercher y Zedler, 2004).

## LA VEGETACIÓN DE LOS HUMEDALES Y LOS GRUPOS FUNCIONALES

La vegetación es una de las características más conspicuas de los de humedales. Esencialmente, se desarrolla en el agua o en un sustrato con deficiencias periódicas de oxígeno por lo que presenta adaptaciones fisiológicas, metabólicas y compartimentales que le permiten afrontar estas condiciones (Cowardin *et al.*, 1979; Larcher, 1995; Tiner, 1999). La vegetación de los humedales también puede caracterizarse por su sensibilidad, tolerancia y respuesta a otros factores abióticos tales como la disponibilidad de nutrientes, las alteraciones hidrológicas, el incremento de la salinidad y los cambios en la sedimentación y el régimen de incendios (Adamus y Gondyau, 2000).

En este contexto, el empleo de los tipos funcionales de vegetación (TFV) es una poderosa herramienta para evaluar la respuesta de los ecosistemas al impacto antrópico y al cambio climático. La importancia del concepto radica en que estos constituyen un puente entre la fisiología vegetal y el estudio de comunidades y ecosistemas (Woodward y Kelly, 1997). Las características ecofisiológicas de los TFV han sido empleadas frecuentemente para explorar la asociación entre los distintos atributos y entre el atributo y el ambiente (Keddy, 1992; Grime *et al.* 1996; Gitay y Noble, 1996). En el caso de los humedales, la elaboración e identificación de grupos funcionales de vegetación se debe establecer en base a los atributos vegetales emergentes de los factores que controlan el ambiente antes mencionados y que en líneas generales dependen del emplazamiento geomórfico del humedal, su régimen hidrológico o hidropériodo y el origen del agua (Brinson, 2004).

## LA REGIÓN DEL DELTA DEL PARANÁ

En la Argentina, las áreas correspondientes a humedales ocupan más del 21% del territorio del país (Kandus *et al.*, 2007). En particular, la región del delta del Río Paraná que abarca aproximadamente 17.500 km<sup>2</sup> en la porción final de la Cuenca del Plata, la cual es la segunda en importancia en Sudamérica después de la del Amazonas (Neiff *et al.*, 1994). Posee una longitud de 320 km y un ancho variable que va desde 18 km frente a Baradero (Provincia de Buenos Aires) hasta más de 60 km entre los ríos Luján (Buenos Aires) y Gutiérrez (Entre Ríos) (Chébez y Chiesa, 1983; Sarubbi, 2007).

Esta región tiene una posición geográfica estratégica (Fig. 1) ya que es receptora tanto de los flujos de materia y de energía de toda la cuenca del Paraná como de los fenómenos que ocurren aguas abajo, en el estuario del Río de la Plata. El Río Paraná tiene sus nacientes en una zona subtropical y desemboca en una templada, donde converge con el Río Uruguay en el estuario del Río de la Plata. El Río Paraná es uno de los más caudalosos del mundo, siendo su caudal medio de alrededor de 18.000 m<sup>3</sup>/s, alcanzando valores extremos que superan los 50.000 m<sup>3</sup>/s durante los momentos de crecidas extraordinarias (Ré, 2005).

La historia geomorfológica y el actual régimen hidrológico hacen que esta región se comporte como un macromosaico de humedales (Neiff, 1994; Malvárez, 1997). La mayor superficie de la región se compone de depósitos litorales originados por

procesos de ingresión y regresión marina ocurridos durante el Holoceno medio, a los que se yuxtaponen fases fluviales y deltaicas pasadas y presentes (Cavalotto *et al.*, 2002; Iriondo y Scotta, 1979). En la actualidad, el régimen de inundaciones es complejo y se caracteriza por la influencia de distintas fuentes de agua con diferente comportamiento. Las precipitaciones locales y el régimen hidrológico de los grandes ríos actúan combinándose de diferentes formas según la zona de la región de que se trate (Malvarez, 1997).

La compleja red hídrica definida por el Delta está sometida a inundaciones periódicas de mayor o menor magnitud que funcionan como reguladores naturales de la diversidad biológica de la región a través del transporte de nutrientes, semillas, plantas y animales y como agente modelador del paisaje (Chébez y Chiesa, 1983; Sarubbi, 2007). En este contexto y desde un punto de vista biogeográfico y ecológico, esta región constituye una unidad natural de características únicas dentro del territorio de la Argentina. Así, a diferencia de otras regiones del país, los rasgos biogeográficos que la distinguen no surgen de elementos de flora y fauna exclusivos ya que la génesis reciente del paisaje determina que casi no existan endemismos (Burkart, 1957). El ingreso de especies de linaje tropical y subtropical en una zona templada (la provincia pampeana), permite la coexistencia de especies típicas de ambas zonas, que dan al área un perfil diferencial, conformando un patrón típico de comunidades bióticas (Ringuelet, 1961).

Con respecto a su flora, la región fue considerada por distintos autores como parte del Parque Mesopotámico Argentino (Burkart, 1947; Parodi, 1945) o dentro del Distrito Uruguayense de la Provincia Pampeana (Cabrera y Willink, 1973). En los últimos años, la región conjuntamente con las islas de cauce del río Paraná ha sido definida como una eco-región dentro de la Argentina (SRNDS-APN, 1988).

Malvarez (1997) realizó una zonificación de la región (Fig. 1) a partir de considerar el patrón de paisaje, el régimen hidrológico y el tipo de vegetación dominante en base a los cuales identificó y caracterizó distintas unidades de paisaje (UP; Tabla 1).

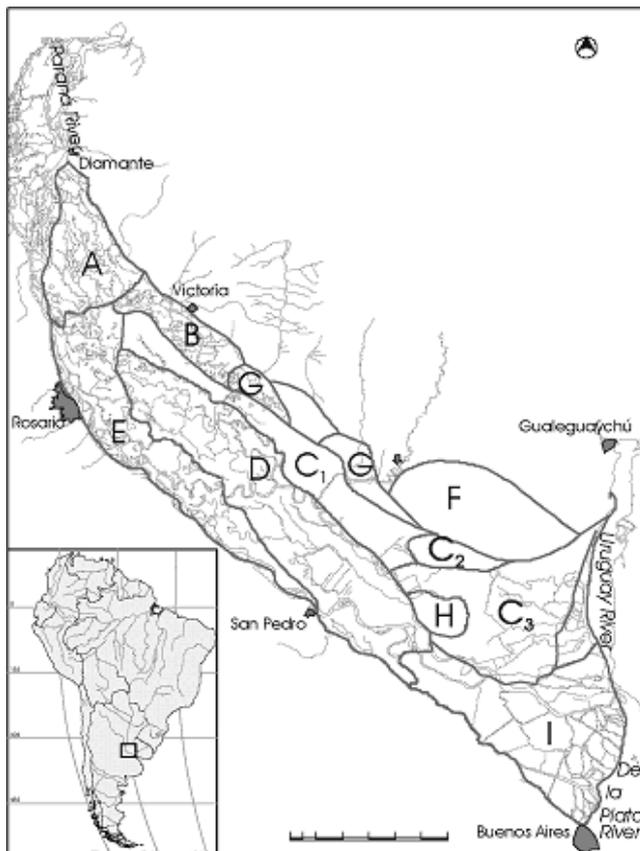


Figura 1. Mapa de unidades de paisajes (UP) del Delta del Río Paraná (Malvarez, 1977). Referencias: A. UP Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; B. Isletas de praderas y albardones bajos; C: Unidades de cordones paralelos y depresiones; D: Paredera de la antigua llanura de mareas; E: Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná; F: Praderas y sabanas de la antigua laguna litoral; G: arbustales de antiguos deltas; H: Praderas de la Isla Ibicuy; Pajonales y Bosques del Bajo Delta

Tabla 1. Unidades de paisaje de la Región del Delta del Río Paraná y sus características principales (Fuente: Malvárez, 1997).

<b>Unidad</b>	<b>Patrón de paisaje</b>	<b>Régimen hidrológico</b>	<b>Vegetación</b>
A	Lagunas no vegetadas y patrón de espiras de meandro. Albardones altos en tramos del Paraná	Río Paraná. Inundación estacional.	Albardones y espiras: bosque. Media loma: praderas herbáceas altas. Bajos: praderas de herbáceas acuáticas.
B	Constituido por grandes superficies cubiertas de agua con algunas isletas, que se corresponden a antiguos albardones.	Río Paraná. Inundación estacional.	Isletas: praderas de herbáceas gramínoformas con algunos árboles aislados.
C	Alternancia de cordones arenosos y depresiones anegables. No presenta lagunas permanentes y los cauces son escasos	Río Paraná y, hacia el sur, Uruguay. Los tiempos de permanencia son intermedios.	Cordones: comunidades herbáceo-arbustivas con espinillo, seibo y tala. Depresiones anegables: composición variable según condiciones hidrológicas.
D	Zonas inundadas en forma permanente y semipermanente, lagunas que ocupan una pequeña extensión y riberas elevadas.	Río Paraná. Prolongado tiempo de permanencia de las aguas.	Albardones: bosques bajos. Media loma: praderas de herbáceas.
E	Conformado por secuencias de altos y depresiones	Río Paraná. Tiempos breves de permanencia de agua. Con aguas altas: gran proporción sin inundación.	Altos: bosques. Zonas deprimidas: comunidades de herbáceas latifoliadas o de herbáceas gramínoformas flotantes.
F	Constituido por una extensa planicie correspondiente a la Antigua albufera. Se encuentra a mayor altura y se separa del resto de la región por la barrera del cordón litoral.	Precipitaciones locales.	Pradera de herbáceas gramínoformas bajas sobre las que se encuentran ejemplares de especies arbóreas.
G	Constituido por los antiguos deltas de los ríos Nogoyá, Cle y	Ríos Paraná y Gualeguay. Tiempos intermedios de	Albardones: bosque con especies típicas de ambientes

	Gualeguay.	permanencia de agua.	ribereños. Media loma: arbustal y bosques bajos. Bajos o bañados: praderas de herbáceas acuáticas.
H	Constituido por la isla Ibicuy. Sector topográficamente elevado.	Río Paraná. Baja frecuencia de inundaciones.	Praderas de graminiformes bajas.
I	Patrón de islas y cauces de distinta magnitud. Islas: conformadas por albardones perimetrales que rodean áreas deprimidas.	Ríos Paraná y Uruguay, mareas del estuario Del Plata y sudestadas. Permanencia de agua breve.	Albardones: bosque. Áreas deprimidas: praderas de herbáceas altas – pajonales o juncales.

Las actividades productivas tradicionales son la ganadería extensiva, la caza y la pesca tanto comercial como de subsistencia (Bó, 2006), la apicultura, la recolección de leña (en la porción entrerriana), la forestación con sauces y álamos y el turismo (Quintana, 2005). Estas últimas dos actividades están más desarrolladas en el Bajo Delta insular (UPI; Tabla 1). Esta unidad posee una historia de uso productivo y residencial relativamente antigua que tiende a intensificarse en la actualidad (Quintana, 2005; Bó, 2006).

## **ALGUNOS CAMBIOS CLIMÁTICOS E HIDROLÓGICOS OBSERVADOS DURANTE LAS ÚLTIMAS DÉCADAS EN LA CUENCA DEL PLATA**

En la Argentina, los registros de temperatura media de los últimos 50 años no muestran fuertes tendencias de calentamiento debido a que en la región centro-norte del país las temperaturas mínimas aumentaron aproximadamente 1 °C mientras que las temperaturas máximas se redujeron prácticamente en la misma proporción. Con respecto a la precipitación, en el sector argentino de la Cuenca del Plata se encuentran tendencias al aumento, especialmente a partir de las décadas del '60 y '70, vinculadas a la ocurrencia de frecuentes inundaciones y el anegamiento de terrenos bajos. En esta región la precipitación anual aumentó entre el 10 y 40% en los últimos 40 años, con los mayores incrementos en el norte de Corrientes y sur de Misiones. Asimismo, en el centro y este del país se ha triplicado la frecuencia de ocurrencia de eventos extremos de precipitación (Barros, 2006).

Como consecuencia del aumento de las precipitaciones, los caudales de los ríos de la Cuenca del Plata aumentaron también en forma manifiesta. En los ríos Bermejo, Paraguay, Iguazú, Paraná y Uruguay, pese a que muestran una marcada variabilidad interanual en su caudal, es posible detectar tendencias positivas desde 1970. Si bien estos aumentos se deben en gran parte al incremento de las precipitaciones, podrían también estar vinculados al efecto de los cambios en el uso del suelo en la cuenca (Camilloni, 2008).

Otro cambio significativo en el clima de Argentina está asociado a modificaciones en la circulación del aire próximo a la superficie como consecuencia del desplazamiento hacia el sur del anticiclón del Atlántico Sur a partir de la década del '60 (Di Luca *et al.*, 2006). Los impactos más relevantes de este cambio están relacionados con una mayor frecuencia de vientos de la dirección este sobre el estuario del Río de la Plata, que sumado al mayor aporte de los ríos tributarios Paraná y Uruguay y al ascenso del nivel del mar, son los responsables de aumento del nivel de las aguas del Río de la Plata. Los datos provistos por el mareógrafo de Buenos Aires muestran un aumento en el nivel del río a razón de 1,7 mm/año durante el siglo XX (D'Onofrio *et al.*, 2003). Ante esta situación se plantea que el frente de avance del Delta del río Paraná sería una de las áreas físicamente más vulnerables al cambio climático en la zona de influencia del estuario del Plata (Codignotto y Kokot, 2006).

### **Escenarios climáticos futuros**

Los escenarios climáticos son representaciones acerca del futuro posible a partir de suposiciones sobre emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y del conocimiento científico actualizado sobre qué efecto tendrán sobre el clima global las acciones humanas que involucran la inyección de GEI en la atmósfera. Con esta información es posible evaluar la vulnerabilidad de sistemas humanos y naturales frente al cambio climático así como diseñar medidas de adaptación apropiadas para dar respuesta a sus impactos.

Para la elaboración de escenarios climáticos, es necesario definir una línea de base o período de referencia para determinar el clima con respecto al cual la información de cambio climático es referida. La mayoría de los estudios de impacto tiene como objetivo determinar los efectos del cambio con respecto al "presente" y por lo tanto utilizan períodos de base recientes.

Los modelos climáticos globales (MCG) representan los procesos físicos en el sistema climático y constituyen la herramienta más confiable de la que se dispone en la actualidad para simular su respuesta al incremento de las concentraciones de GEI. Los MCG disponibles describen el clima utilizando una grilla tridimensional sobre la Tierra con una resolución horizontal de entre 150 y 600 km, 12 a 45 niveles verticales en la atmósfera y aproximadamente 40 niveles en el océano.

En la preparación de escenarios climáticos se utilizan proyecciones acerca de la forma en la que las condiciones socio-económicas y ambientales cambiarán en el futuro. La causa más importante de los rápidos cambios observados en la composición de la atmósfera es la actividad económica, en particular las emisiones de GEI y aerosoles y las modificaciones en la cobertura y uso del suelo. Este tipo de escenarios desarrollados por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) y comúnmente denominados "escenarios de emisiones" incluyen proyecciones hasta el año 2100, considerando una amplia variedad de suposiciones socio-económicas. El IPCC ha propuesto cuatro familias de escenarios donde en cada una se describe un futuro demográfico, político-social, económico y tecnológico. Dentro de cada familia uno o más escenarios consideran la energía global, la industria y otros desarrollos y sus implicaciones para las emisiones de GEI y otros contaminantes. Las cuatro familias de escenarios denominadas A1, A2, B1 y B2, combinan dos conjuntos o dimensiones de tendencias divergentes: una que varía entre desarrollos con prioridades en valores económicos o ambientales y otra que va desde un aumento en la homogenización

global al mantenimiento de condiciones heterogéneas entre regiones. Para que estos escenarios socioeconómicos puedan ser utilizados en los MCG, se deben obtener de los mismos los escenarios de emisión de cada uno de los gases y estos deben ser convertidos a escenarios de concentraciones utilizando información sobre sus tiempos de vida en la atmósfera.

El grupo de MCGs utilizado para la elaboración de los escenarios climáticos futuros que se presentan en este capítulo se encuentra listado en la Tabla 1. Este conjunto de modelos forma parte de un esfuerzo internacional para el análisis y comparación de MCGs denominado WCRP CMIP3 Multi-Model Dataset Archive disponible a través del Programa para el Diagnóstico e Intercomparación de Modelos (en inglés, Program for Climate Model Diagnosis and Intercomparison- PCMDI) utilizados para la preparación del Cuarto Informe de Evaluación del IPCC presentado durante 2007.

En las Figuras 2 y 3 se presentan los escenarios de cambio de temperatura y precipitación a nivel anual para el sudeste de Sudamérica para la década 2020-29 respecto de 1990-99 considerando el escenario de emisiones intermedio A1B (utilización equilibrada de combustibles fósiles y energías renovables) elaborado a partir de la composición de las simulaciones de todos los MCGs incluidos en la Tabla 2.

### Variación de temperatura anual (C)

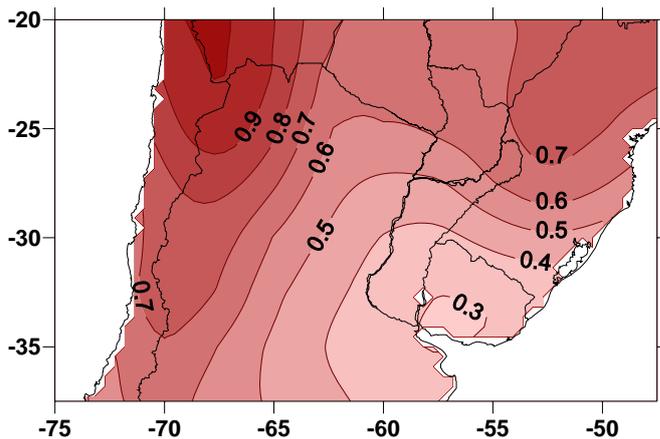
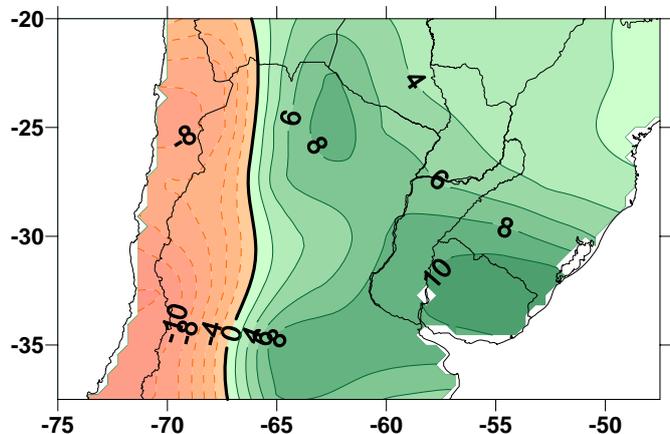


Figura 2. Variación de la temperatura anual (°C) para la década 2020-29 respecto de 1990-99 para el escenario de emisiones A1B.

### Variación de precipitación anual (%)

Figura 3. Variación de la precipitación anual acumulada (%) para la década 2020-29 respecto de 1990-99 para el escenario de emisiones A1B.



Esta forma de presentar escenarios futuros en términos de diferencias entre los

resultados de los modelos entre el período futuro y el de referencia, permite reducir la incertidumbre en la exactitud de los escenarios debido a las limitaciones de los modelos.

Los escenarios de temperatura obtenidos muestran una tendencia al aumento en un rango de entre 0,3 y 0,9 °C. El calentamiento más marcado se registraría en la región noroeste y en la franja oeste del país mientras que sería menor en las provincias de Buenos Aires y Entre Ríos y en Uruguay. Los escenarios futuros de precipitación muestran una tendencia al aumento en el centro-norte de Argentina, Uruguay y sur de Brasil de entre 5 y 10% que estaría acompañada por una tendencia a la disminución de la precipitación en la región al oeste de 67 °O de hasta un 10%.

Tabla 2. Modelos climáticos globales utilizados para la elaboración de escenarios climáticos futuros.

MODELO	INSTITUCIÓN
CNRM-CM3	Météo-France / Centre National de Recherches Météorologiques FRANCIA
CSIRO-Mk3.0	CSIRO Atmospheric Research AUSTRALIA
ECHAM5/MPI-OM	Max Planck Institute for Meteorology ALEMANIA
GFDL-CM2.0	Geophysical Fluid Dynamics Laboratory ESTADOS UNIDOS
GFDL-CM2.1	
CGCM3.1(T47)	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis CANADÁ
ECHO_G	University of Bonn / Korea Meteorological Administration ALEMANIA / COREA
IPSL-CM4	Institut Pierre Simon Laplace FRANCIA
UKMO-HadCM3	Hadley Centre for Climate Prediction and Research / Met Office REINO UNIDO
MRI-CGCM2.3.2	Meteorological Research Institute JAPÓN

Como se mencionó anteriormente, las tendencias positivas en la precipitación en la cuenca del Plata durante los últimos 40 años fueron las principales responsables de los aumentos de los caudales de los grandes ríos. Estos incrementos estuvieron acompañados de cambios poco significativos en las temperaturas medias por lo que tampoco se registraron tendencias importantes en la evapotranspiración (Báez, 2006). Saurral (2007) aplicó un modelo hidrológico distribuido a la cuenca del río Uruguay con el objeto de evaluar el impacto sobre el caudal del río Uruguay de los cambios proyectados en temperatura y precipitación para las décadas 2050 y 2080. Si bien los resultados son preliminares, es importante destacar que los aumentos de temperatura previstos por los escenarios climáticos en combinación con los escenarios de

precipitación darían como resultado una disminución en el caudal del río Uruguay del orden del 15% para la década 2050. Estos resultados son relevantes ya que estarían indicando que las tendencias observadas en las últimas décadas en la región no continuarían en el futuro. Esto se debería a la mayor sensibilidad de los caudales al aumento de la temperatura frente a los cambios en la precipitación, los que no alcanzarían a contrarrestar el aumento en la evapotranspiración determinado por el incremento de la temperatura.

El objetivo del presente trabajo fue caracterizar desde el punto de vista de su vegetación a la región del Delta del Río Paraná a escalas regional y de paisaje, establecer relaciones con variables ambientales y analizar los posibles efectos del cambio climático en los distintos grupos funcionales.

## **CRITERIOS DE ELECCIÓN DE GRUPOS FUNCIONALES PARA LA REGIÓN DEL DELTA DEL RÍO PARANÁ**

En el marco del objetivo planteado, se consideró que el perfil actual de la distribución de las especies en la Región del Delta (década de 1990) es el resultado de procesos que operaron a lo largo de su historia geológica (aproximadamente 6000 años), y los que tienen lugar en el pasado reciente y en la actualidad incluyendo la actividad antrópica durante su desarrollo en que ésta fue colonizada por elementos subtropicales y templados. Para ello se confeccionó la lista florística de la región a partir de relevamientos en campo realizados por Kalesnik (2001), Kandus *et al.* (2003); Malvárez (1997) y Quintana *et al.* (2005). Estos relevamientos fueron realizados en las unidades de paisaje (UP) A, B; C e I (Tabla 1) con el agregado de un sitio: Puerto Constanza (UPCC) ubicado en un área de transición entre las unidades I y C (Fig. 1). En esta lista se consideraron sólo aquellas especies que estuvieron presentes con al menos 1% del valor de abundancia de la escala de Braun-Blanquet (1979) o con valores inferiores a este porcentaje pero con repeticiones en por lo menos 5 censos en la región. De esta forma se seleccionaron 422 especies las cuales fueron utilizadas para caracterizar la región y las distintas unidades de paisaje en base a los atributos que se detallan a continuación. Dichos atributos fueron obtenidos a partir de una revisión bibliográfica exhaustiva.

Los atributos analizados fueron los siguientes:

1. **Origen.** Debido a la historia de uso de la región (agricultura, ganadería, silvicultura), las especies fueron clasificadas y agrupadas en nativas y exóticas siguiendo a Burkart (1969; 1974), Cabrera y Zardini (1993) y Mazzorca (1979). La clasificación y agrupamiento de las especies en exóticas y nativas facilita la comprensión de los procesos ecológicos y antrópicos que actuaron y actúan en el área.

2. **Área de distribución de las especies.** Como se mencionó al caracterizar biogeográficamente la región, ésta no posee especies endémicas sino que son todas de origen extrarregional (linajes pampeano, chaqueño y paranaense). Este atributo resulta interesante de explorar dados los cambios propuestos por los modelos de cambio climático, tanto en temperatura como en precipitación. Las especies fueron agrupadas de acuerdo a Burkart (1969; 1974) y Cabrera y Zardini (1993) en:

a. templadas: se incluyeron las especies de distribución templadas y templadas-frías.

b. subtropicales: se incluyó a especies subtropicales, tropicales y tropical – subtropicales.

c. subtropical-templadas: se incluyó a especies de distribución subtropical-templadas, tropical-templadas y tropical-subtropical-templadas.

Se consideraron especies de origen subtropical a aquellas que biogeográficamente se correspondieron con las Provincias Chaqueñas y Paranense y templadas a las de origen pampeano (Quintana *et al.*, 2002).

3. **Características morfoecológicas.** Todas las especies fueron clasificadas como hidrófitas (Daubenmare, 1968; Cowardin *et al.*, 1979; Tiner, 1999). Dentro de este grupo se incluyeron 5 categorías de acuerdo a Sculthorpe (1967) modificado: flotantes (FL); sumergidas fijas (SF); hojas flotantes fijas (HFL), no palustres emergentes fijas (NPEF) y palustres (PEF) (Lahitte y Hurell, 1997).

Estas categorías se vinculan con el potencial carácter dispersivo de las especies nativas de forma tal que debido a un disturbio pueden “tener una oportunidad” para la colonización de nuevas áreas o permanecer en ellas dadas las condiciones particulares del ambiente y sus cambios. Los factores que pueden explicar las causas y consecuencias de la colonización de estas especies son, entre otros, la disponibilidad de sitio, la ausencia de depredadores o competidores, un rango de tolerancia amplia, la eficiencia en el uso de los recursos (Zedler y Kercher, 2004)

4. **Ciclo de vida.** Las especies fueron clasificadas y agrupadas en función de si son anuales, anual-perennes o perennes, de acuerdo a Burkart (1969; 1974), Cabrera y Zardini (1993) y Mazzorca (1979).

Las plantas en los humedales muestran una mayor propensión a propagarse asexualmente (reproducción vegetativa), por lo que la mayoría de éstas son metapoblaciones (Harper y Bell, 1979) que forman propágulos. Estos son estructuras clonales que se independizan de la planta madre. Estas estructuras no solo juegan un papel importante en la reproducción sino que pueden desarrollar otras funciones tales como el anclaje y almacenamiento de carbohidratos (Cronk y Fannessy, 2001), razón por la cual el tipo de reproducción, es un indicador de su potencial carácter invasor y competidor en estos ambientes.

## ESTADO ACTUAL Y POSIBLES CAMBIOS DE LA VEGETACIÓN

Los humedales son altamente vulnerables al cambio climático. En particular, son afectados por los cambios en la disponibilidad de agua y en el nivel de evapotranspiración. Estos cambios, a su vez, se manifiestan en su biota, debido a su sensibilidad a pequeños cambios en el contenido del agua en la superficie del suelo (Brinson, 2006). Sin embargo, las predicciones sobre cambios en el balance hídrico en humedales no resulta sencillo de predecir puesto que, de acuerdo a los MCG, las variaciones en la temperatura serían siempre positivas mientras las variaciones en las precipitaciones pueden ser tanto positivas como negativas (Brinson, 2006). De acuerdo con la frecuencia, duración e intensidad con que se produce este fenómeno será la magnitud del impacto sobre los hábitats naturales de los humedales. Las alteraciones

del caudal y los patrones de lluvias provocarían cambios en la estructura de la vegetación tales como cambios en la proporción de grupos funcionales presentes, en la composición y riqueza de especies y en sus funciones (e.g., fenología, productividad, etc.).

En el Delta del Paraná, la vegetación actual está formada por un conjunto de especies cuyos atributos le permitieron sortear los distintos filtros de selección que actuaron en la región a lo largo de su historia (*sensu* Lambers *et al.*, 1998). En líneas generales, los estudios de prospección de la porción inferior de la Cuenca del Plata definieron escenarios que implicarían un incremento de la temperatura y de la evapotranspiración que no se alcanzarían a contrarrestar con el incremento de las precipitaciones. Si se considera como modelo conceptual la distribución actual de especies a lo largo de un gradiente de humedad y temperatura (Euliss *et al.*, 2004), un escenario posible es asumir que las especies de plantas y animales de los humedales de agua dulce serán capaces de redistribuir sus poblaciones ante estos cambios climáticos. Esta situación podría favorecer el avance de ciertos grupos funcionales que puedan adaptarse a estas nuevas condiciones y el retroceso de aquellos que no.

En la Tabla 3 se observa que el grupo de plantas emergentes fijas no palustres (NPEF) fue el más abundante en la región, representando el 82,2%. El resto de los grupos morfoecológicos presentó valores inferiores al 8%. Cabe señalar que el grupo NPEF estuvo integrado por una diversidad de formas de vida, por lo cual este grupo cubre una mayor amplitud de hábitats (e.g., *Eritrina crista-galli* -árbol-, *Aeschynomene montevidensis* -arbusto- y *Solidago chilensis* -herbácea latifoliada-).

Tabla 3: Porcentaje de los distintos grupos morfoecológicos según su origen para la Región del Delta del Río Paraná. Referencias: NPEF: no palustres emergentes fijas; PEF: palustres emergentes fijas; FL: flotantes; HFL: hojas flotantes fijas y SF: sumergidas fijas

Origen	Grupos morfoecológicos				
	NPEF (%)	PEF (%)	FL (%)	HFL (%)	SF (%)
Exóticas	15,4	0,4	0	0	0
Nativas	66,8	8,1	4,5	3,7	1,2
Total	82,2	8,5	4,5	3,6	1,2

Por otra parte, en la figura 4a se observa que, dentro de las nativas, las de distribución subtropical-templada dominaron en los grupos NPEF, PEF y HFL, con alto valor de importancia (tienen un elevado número de especies) en los dos primeros.

En el grupo EF el segundo en valor de importancia fueron las especies de distribución templada, en tanto que en los grupos PF y HFL las segundas fueron el grupo de especies de distribución subtropical. A su vez, en el grupo FL co-dominaron las especies de distribución subtropical y tropical-templada, mientras que en el grupo SF se observó una dominancia de especies de origen templado y las segundas fueron las especies tropical-subtropicales.

Con respecto al área de distribución de las especies, a escala regional se observó una dominancia del grupo subtropical-templado (53,9%), seguido por el constituido por especies de distribución templadas (23,6%) y el subtropical (22,6%), los cuales co-

dominaron.

El área de distribución de los distintos grupos morfoecológicos está determinada por las adaptaciones morfológicas y funcionales de las plantas que lo componen. De esta manera, cada grupo está constituido por especies que desarrollan estrategias similares para optimizar el uso de los recursos y permitir así su supervivencia. Así, el límite natural de distribución de un grupo morfoecológico es el resultado de la interrelación de dicho grupo con los factores físicos y bióticos que en el caso de los humedales estarían condicionados por el hidroperíodo, la posición topográfica (Malvárez, 1997) y la tolerancia a la inundación (Brändle *et al.*,1996).

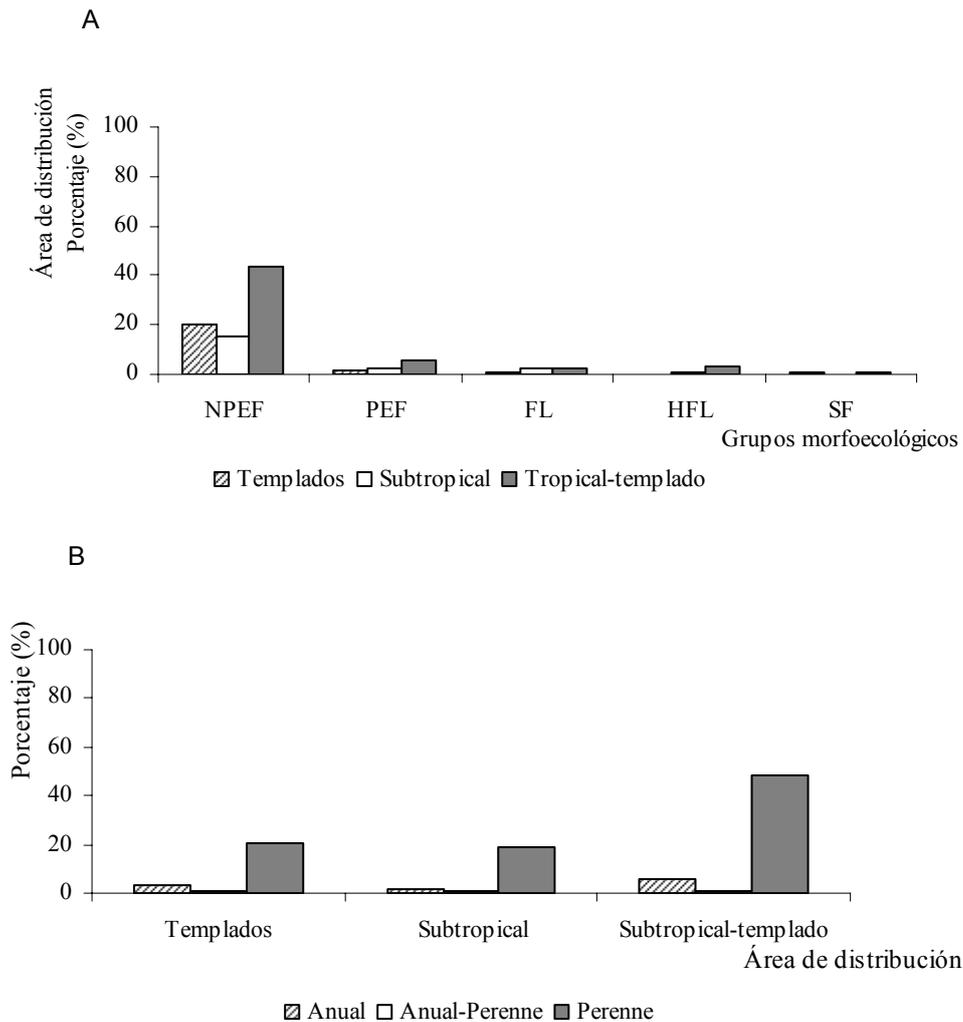


Figura 4. a) Porcentaje de los distintos grupos morfoecológicos y b) Porcentaje de los distintos grupos en función de su ciclo de vida para las especies nativas de la Región del Delta del Río Paraná Referencias: NPEF: no palustres emergentes fijas; PEF: palustres emergentes fijas; FL: flotantes; HFL: hojas flotantes fijas; SF: sumergidas fijas.

Históricamente, los ríos Paraná y Uruguay funcionaron como corredores naturales de especies de linaje tropical y subtropical que alcanzan así la porción terminal de la cuenca, instalándose muchas de ellas exitosamente en la región del Delta del Paraná.

En dicha región estas especies conviven con otras provenientes de zonas templadas

(Quintana *et al.*, 2002). Sin embargo, en las próximas décadas los ríos Paraná y Uruguay podrían ver restringida su función como vía migratoria dado que se espera una disminución de sus caudales, lo que limitaría la llegada de propágulos de origen subtropical.

Por otra parte, dentro del ensamble de especies características del Delta, gran parte de éstas son típicas de ambientes de humedal. Las especies de ambientes más terrestres se limitan solo a las áreas más elevadas del gradiente topográfico local. Ante el escenario de cambio previsto, la dispersión e instalación de especies de distinta distribución en las décadas futuras se verían reducidas a solo aquellas que podrían soportar condiciones de mayor sequedad. En este contexto, se esperaría un incremento de las especies pertenecientes al grupo de NPEF, las que en esta situación contarían con una mayor disponibilidad de sitios aptos para su establecimiento y desarrollo. Contrariamente, las pertenecientes a los grupos PEF, HFL y SF se verían restringidas a los relictos de zonas húmedas remanentes. Estos cambios tienen una íntima relación con las adaptaciones de las plantas de humedales a las condiciones ambientales. Dependiendo del hidropériodo, las limitaciones por inundabilidad pueden estar seguidas por limitaciones por sequía y esta alternancia puede, además, estar acompañada por otros factores limitantes como el frío y el fuego. Por otra parte, las plantas de humedales necesitan adaptaciones para sobrevivir en un medio anóxico. El desarrollo de tejido aerenquimático constituye una solución a la falta de oxígeno. También la elongación de los pecíolos es una respuesta a la submergencia (Amstrong *et al.*, 1994). Otras adaptaciones son la formación de sistemas radiculares poco profundos, respiración anaeróbica, heterofilia, raíces adventicias, entre otras (Brändle *et al.*, 1996).

En la Tabla 4 se observa que en la región dominó el grupo constituido por especies nativas perennes.

Tabla 4. Porcentaje de los distintos grupos de ciclo de vida según su origen para la Región del Delta del Río Paraná.

<b>Origen</b>	<b>Ciclo de vida</b>		
	Anual (%)	Anual-perenne (%)	Perenne (%)
<b>Exóticas</b>	3,6	0,4	11,7
<b>Nativas</b>	8,5	1,6	74,1
<b>Total</b>	12,1	2,0	85,8

El ciclo de vida perenne implica un desarrollo vegetativo o de reproducción asexual que es el característico en la vegetación de los humedales aunque preservan la reproducción sexual. Según Cronk y Fanessy (2001) esta última garantiza un mayor rango de dispersión mientras que la vía asexual permite a las especies expandirse rápidamente formando stands monoespecíficos (e.g., *Schaenoplectus californicus*, *Zizaniopsis bonariensis* y *Typha latifolia*). En cuanto a las especies arbustivas o arbóreas, las que colonizan las márgenes de los ríos presentan una alta reproducción vegetativa. Estas están adaptadas a condiciones de cambio constante por causa de los procesos de erosión y sedimentación como es el caso del sauce (*Salix humboldiana*; Málvarez, 1997) y del aliso – (*Tessaria integrifolia*; Reboratti *et al.*, 1987)

En la Figura 4b se observa que la mayoría de las especies fueron perennes independientemente de su distribución, lo que remarca la adaptación de este ciclo de

vida en los ambientes de humedal.

Frente a condiciones de mayor sequedad, entre las especies adaptadas a situaciones de anegamiento temporario o permanente, aquellas cuya forma de reproducción sea principalmente vegetativa se verán más o menos afectadas en función del incremento en los valores de evapotranspiración y a su variación intraanual, los que pueden afectar a los órganos involucrados en este tipo de reproducción (rizomas, estolones, etc.).

A nivel de unidades de paisaje, en todas ellas dominaron las especies nativas. El mayor porcentaje de exóticas se registro en la UPI, siguiendo en importancia UPPC, UPF y UPA mientras que en el resto de la unidades las exóticas estuvieron presentes con valores inferiores 7% (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de los diferentes orígenes de las especies presentes en las distintas unidades de paisaje de la Región del Delta del Río Paraná.

Origen	Unidades de paisaje de la región del Delta del Río Paraná					
	A (%)	B (%)	F (%)	C (%)	PC (%)	I (%)
Exóticas	10,26	7,69	14,06	6,82	16,19	21,05
Nativas	89,74	92,31	85,94	93,18	83,81	78,95

Kalesnik (2007) encontró del total de especies exóticas presentes en los albardones de la UPI, que sólo siete pueden ser consideradas invasoras (*Ligustrum sinense*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Gleditzia triacanthos*, *Lonicera japonica*, *Rubus* spp., *Acer negundo* y *L. lucidum*). En los bajos de esta misma unidad sólo se encontraron cinco especies exóticas (*Iris pseudacorus*, *Lonicera japónica*, *Ligustrum sinense*, *Amorpha fruticosa* y *Rubus* spp.; Kandus, 1997; Valli, 1990) las que no son consideradas como invasoras ya que fueron poco abundantes (Kalesnik, 2007). El resto de las unidades de paisajes presentó menor porcentaje de especies exóticas debido, entre otros factores, a que las actividades antrópicas no están tan desarrolladas o como en la UPI o que éstas dificultan su establecimiento y desarrollo (e.g., fuego, ganadería, etc.). En este contexto, McIntyre (1988) plantea que altos niveles de disturbio endógeno ayudarían a conferir resistencia a los ecosistemas para prevenir la invasión de especies. Los escenarios de cambio climático previstos para la región darían como resultado una modificación de los ambientes de forma tal que la relación de especies exóticas y nativas se vea alterada, de manera que dichas condiciones favorezcan el avance de especies exóticas invasoras mencionadas anteriormente sobre áreas ocupadas inicialmente por ambientes de bajo. Un ejemplo de ello sería la invasión de *Datura ferox*, una especie ausente en humedales, en la última década en los humedales relictuales de *Spartina densiflora* de la Reserva Natural “Rómulo Otamendi” (Madanes, obs. pers.).

En todas las unidades de paisaje dominó el grupo NPEF. En UPA el segundo grupo en importancia fue el de HFL mientras que en el resto de las unidades las PEF y las HFL presentaron mayores porcentajes (Tabla 6).

Los distintos porcentajes de los grupos morfoecológicos podrían ser explicados en función de la tipología de elementos del paisaje y por las características hidrológicas de cada unidad (Málvarez, 1997). Esta tipología incluye por una parte cuerpos de agua libre y por la otra, cursos de agua (arroyos, riachos y ríos), en los que se encuentran principalmente los grupos HFL, FL y SF). Por otra parte, en los bajos con inundación semipermanente-permanente y en las medias lomas o altos relativos con inundación

temporaria domina el grupo PEF y está presente el HFL. Por último, en los altos con inundación temporaria y en las áreas drenadas para explotación forestal domina el grupo NPEF y está presente el PEF. En la organización de los ecosistemas de las planicies aluviales, Junk *et al.*, (1989) señalan la importancia de la recurrencia periódica de las fases de inundación (pulso). En este sentido, es posible explicar que la distribución de muchas comunidades y especies en el espacio no tienen límites estables a través del tiempo sino que estos pueden presentar variaciones estacionales o interanuales. Esto se acentúa especialmente en los ambientes sujetos a inundación temporaria y semipermanente de las unidades con mayor influencia fluvial (e.g., UPA y UPB).

Tabla 6. Porcentaje de los distintos grupos morfoecológicos en las distintas unidades de paisaje de la región del Delta del Río Paraná. Además, para cada grupo morfoecológico se muestra el porcentaje de especies según su origen. Referencias: CM: características morfoecológicas, NPEF: no palustres emergentes fijas; PEF: palustres emergentes fijas; FL: flotantes; HFL: hojas flotantes fijas, SF: sumergidas fijas; SD: sin dato

Unidades de paisaje de la región del Delta del Río Paraná						
	A (%)	B (%)	F (%)	C (%)	PC (%)	I (%)
CM						
NPEF	87,2	61,53	73,4	81,8	79,9	76
PEF	2,6	15,4	9,4	6,8	7,7	12,9
HFL	7,7	7,7	6,3	2,3	4,8	3,8
FL	SD	12,8	7,83	6,83	6,7	6,8
SF	2,6	2,6	3,13	2,3	1	0,8

Por otra parte, en todas las unidades de paisaje analizadas dominaron las especies de distribución subtropical-templada (Fig. 5).

Las segundas en importancia en las UPA, UPB, UPF y UPC fueron subtropicales en tanto que en la UPCC y en la UPI fueron las templadas y las templadas y subtropicales, respectivamente. Cuando se relacionó la distribución con los grupos morfoecológicos (Fig. 6), se observó que en todas las unidades de paisaje dominaron las NPEF del grupo subtropical-templado, las especies del subtropical fueron las segundas en importancia en las UPA y UPB, en tanto que en las UPF, UPC y PC fueron las templadas.

En el grupo HFL dominaron las subtropicales-templadas en todas las unidades de paisaje. Dentro del grupo de las FL dominaron las subtropicales- templadas y siendo segundas en valor de importancia las subtropicales en UPB, mientras que en las UPF y UPC fueron las especies de distribución subtropical. Finalmente, las SF, cuando estuvieron presentes, nunca incluyeron especies con distribución subtropical-templada. Malvárez (1993) señala que las especies vegetales de origen chaqueño (distribución subtropical) se desarrollan principalmente a lo largo de la zona de barrancas de la ribera y en las zonas altas de las islas del río Paraná y, por lo tanto, se las encuentra principalmente en las UPA, UPB, UPC y UPI.

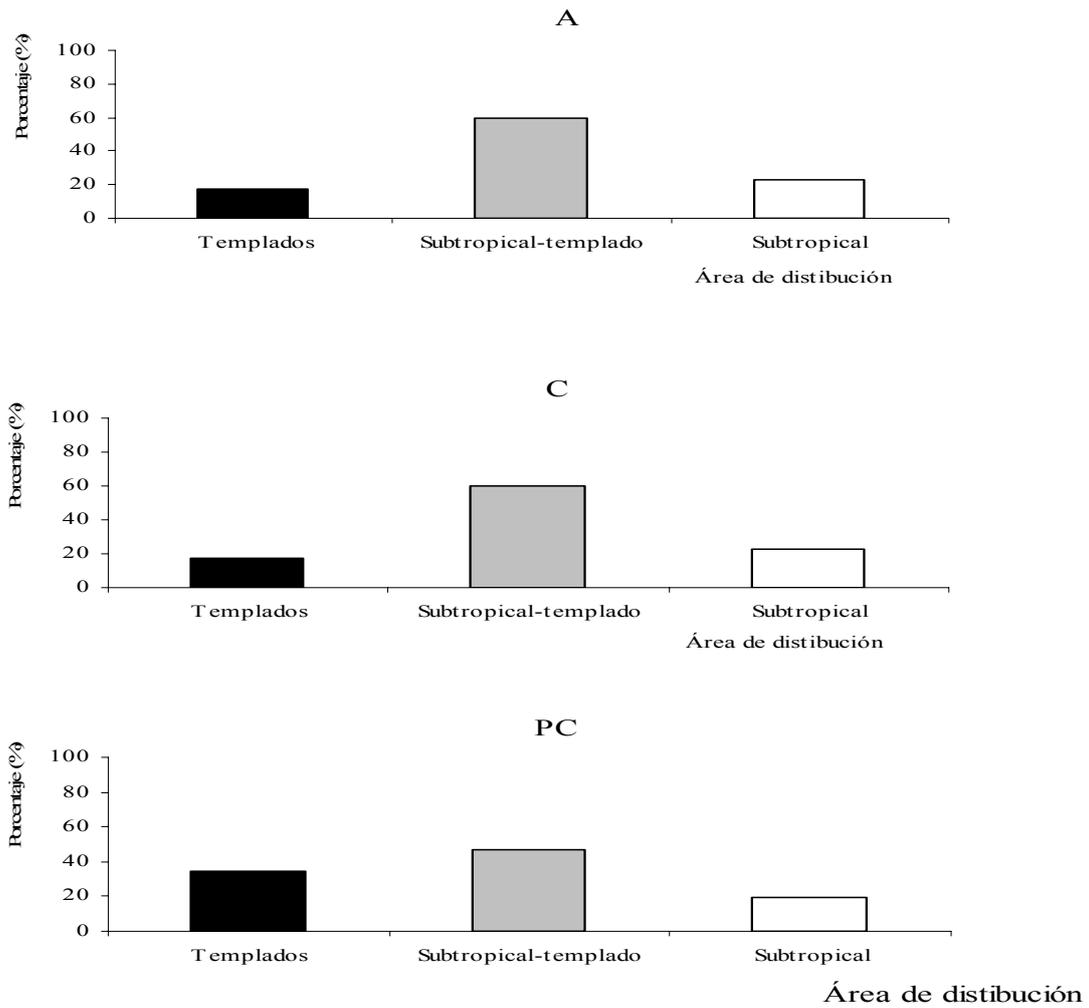


Figura 5. Porcentaje de abundancia de especies en función de su área de distribución de en las distintas unidades de paisaje de la Región del Delta del Río Paraná

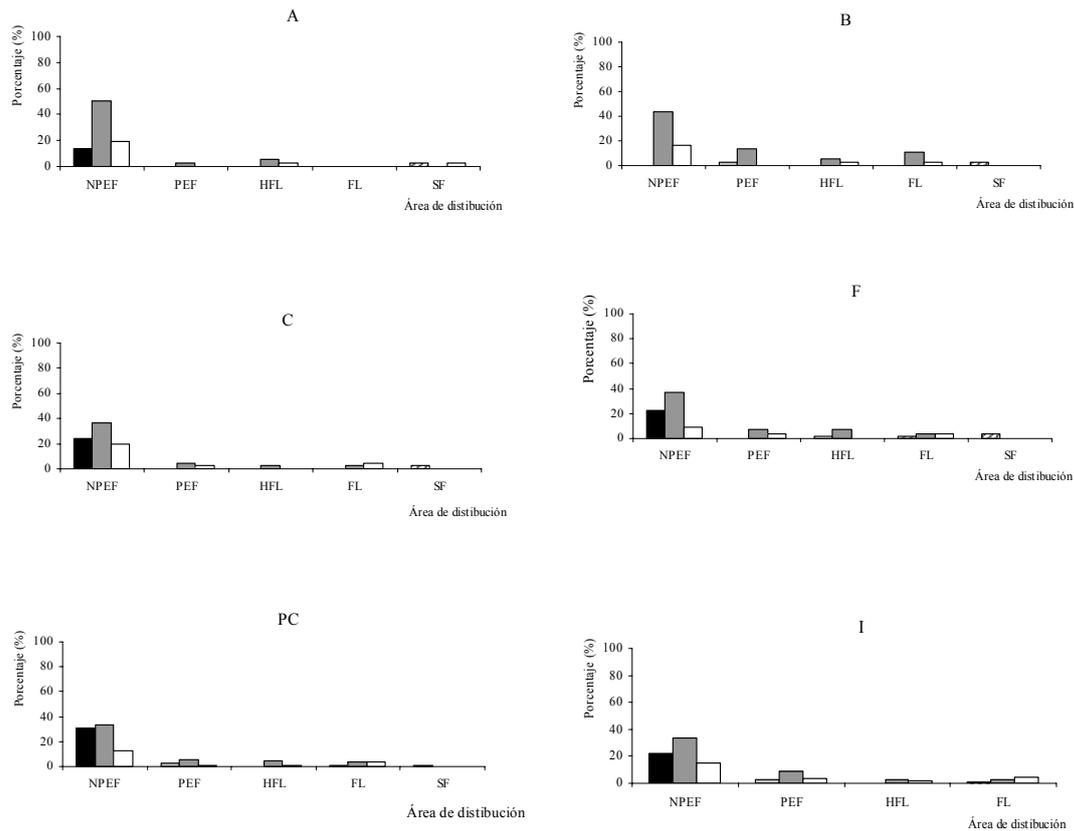


Figura 6. Porcentaje de abundancia los grupos morfoecológicos en función de su área de distribución en las distintas unidades de paisaje de la Región del Delta del Río Paraná. Referencias: NPEF: no palustres emergentes fijas; PEF: palustres emergentes fijas; FL: flotantes; HFL: hojas flotantes fijas; SF: sumergidas fijas; Área de distribución: subtropical en negro, subtropical-templado en gris y templado en blanco.

Las especies de la selva Paranaense (distribución subtropical), por otra parte, colonizan diferencialmente de acuerdo a su vía de acceso: las que ingresan por el río Paraná se establecen en la zona del denominado Delta Superior (UPA y UPB) mientras que las que bajan por el Uruguay se dispersan hacia el Delta Inferior (UPC y UPI). Los ambientes de media loma y bajo de todas las unidades de paisaje presentan comunidades que poseen asociaciones de especies de distribución subtropical-templado y templado (Paranaense-Pampeano; Cabrera y Willink, 1973). Por último, se pueden mencionar distintos tipos de ambientes no insulares en los que se desarrollan principalmente comunidades vegetales de origen chaqueño. Entre las mismas se destacan los bosques o sabanas de algarrobo (*Prosopis nigra*, especie que tiene su límite de distribución austral en la región) presentes en la UPF.

La caracterización de la vegetación de la región del Delta y de las distintas unidades de paisaje es emergente de los distintos factores abióticos que actuaron y actúan en el presente. En función de los cambios climáticos planteados para la región, se espera que los mismos tengan efectos sobre su biota. Es de esperar que el incremento de evapotranspiración en el Delta no compensada por las precipitaciones de como resultado una tendencia a la conversión de parte de los ambientes anegados en ambientes terrestres, perdiendo así una de sus funciones más importantes que es la de

amortiguar los excedentes hídricos producto de los eventos de inundación.

Por otra parte, el incremento del nivel medio de las aguas del Río de la Plata, cuyo régimen de mareas afecta principalmente a la UPI conduciría a un aumento de la acción erosiva de las mismas, de forma tal que se esperaría una disminución de la tasa de avance del frente deltaico (Sarubbi, 2007). Sin embargo, más que un cambio cuantitativo mensurable, lo que esos factores regresivos podrían llegar a producir es un cambio de su dinámica, pasando por una transgresión. Es decir, que se generaría una redistribución de los sedimentos del Delta que transformaría a la zona del frente en un pantanal y luego, parcialmente, en una planicie de marea (Codignotto y Kokot, 2006). En este contexto, se esperaría un incremento de la abundancia de especies pertenecientes al grupo PEF en detrimento de los otros.

## CONCLUSIONES

El escenario de cambio climático para la región del Delta del Paraná prevé que los cambios en las precipitaciones no contrarrestarán los incrementos de las temperaturas, y por consiguiente, de la evapotranspiración. Además, la mayor frecuencia de vientos del este sobre el estuario del Río de la Plata y el ascenso del nivel del mar conducirían a un aumento del nivel de sus aguas. En función de este escenario planteamos que en la región y en las distintas unidades de paisaje se producirán cambios en la distribución y riqueza de los grupos funcionales. Como consecuencia del cambio climático no sólo se modificaría la composición de grupos funcionales sino que también podría variar la distribución de especies a lo largo del gradiente topográfico. Se reducirían las áreas permanente y semipermanentemente inundadas con una disminución de las formas HFL, FL y PEF. Esto se debería a condiciones ambientales menos favorables para éstas con respecto otras como las NPEF, cuya riqueza y abundancia podrían aumentar debido a un incremento de la superficie de su hábitat. Por otra parte, el aumento en el nivel medio del Río de la Plata producirá en el frente de avance del Bajo Delta un cambio su dinámica que llevaría a su transformación en un pantanal con dominancia de especies palustres y una reducción de las otras categorías morfoecológicas. En consecuencia, este proceso podría dar como resultado un cambio en la composición y abundancia de especies en la región, una disminución de la calidad florística y la expansión de especies exóticas invasoras.

## Agradecimientos

A la Universidad de Buenos Aires (UBA) y a la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica por el financiamiento de los proyectos X 273 y PICT 1849, respectivamente donde se enmarca este trabajo.

## BIBLIOGRAFÍA

ADAMUS PR y A GONDYAW, 2000. *National Data Base of Wetlands Plant Tolerances*. Prepared for the U.S. Environmental Agency. Internet address <http://www.epa.gov/owow/wetlands/bawwg/publicat.html>.

- AMSTRONG W; R BRAENDLE y MB JACKSON, 1994. Mechanisms of floods tolerance in plants. *Acta Bot. Neerl.* 43: 307-358.
- BAEZ, J., 2006. Tendencias de la evaporación. Capítulo VI I .Pp. 93-109. En: V. Barros, R. Clarke y P. Silva Días (eds.). *El Cambio Climático en la Cuenca del Plata*. 1 a edn. CIMA. Buenos Aires.
- BARROS, V, 2006 Introducción. Capítulo I Pp. 11-18. En: V. Barros, R. Clarke y P. Silva Días (eds.). *El Cambio Climático en la Cuenca del Plata*. 1 a edn. CIMA. Buenos Aires
- BO RF, 2006. Situación ambiental en la ecorregión Delta e Islas del Paraná. Pp 131-143. En: Brown A., U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Cercuera (eds.). *Situación ambiental Argentina 2005*. 1 a edn. Fundación Vida Silvestre .Buenos Aires.
- BRÄNDLE R; J POKORNY; J KVET y H CIZKOVA, 1996. Wetland plants as a subject of interdisciplinary research, *Folia Geobot. Phytotax.* 31 : 1-6.
- BRAUN-BLANQUET, J, 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*.H. Blume. Barcelona.
- BRINSON, MM, 1993. *A hydrogeomorphic classification for wetlands. Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-4*, U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- BRINSON, MM, 2004. Niveles extremos de variación de patrones y procesos en humedales. En: A. I. Malvárez (ed.) Documentos del curso-taller *Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina*. 1a. ed. Buenos Aires
- BRINSON, MM, 2006. Consequences for wetlands of a changing global environment. Capítulo 12. Pp 436-461. En: D.P.Batzer y R.R. Sharitz (eds). *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*. University of California. Berkeley, CA.
- BRINSON, MM. y AI MALVÁREZ, 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Env. Conserv.* 29:115-133.
- BURKART, A, 1947. Parque Mesopotámico. Tomo VIII. Pp. 91-143, En: GAEA (ed.) *Geografía de la República Argentina*, Buenos Aires
- BURKART, A, 1957. Ojeada sinóptica sobre la vegetación del Delta del Río Paraná. *Darwiniana* 11: 457-561
- BURKART, A, 1969. *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. Parte II. Col. Cient. INTA. Buenos Aires.
- BURKART, A, 1974. *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. Parte VI. Col. Cient. INTA. Buenos Aires.
- CABRERA A y A WILLINK, 1973. *Biogeografía de América Latina*. OEA, Serie Biología, Monog. N° 13, Secretaría General de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, D.C.

- CABRERA, AL y EM ZARDINI, 1993. *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires*. ACME. Buenos Aires.
- CAMILLONI, I, 2008. Cambio Climático. *Ciencia Hoy*. 103, 42-49.
- CAVALOTTO JL; F COLOMBO y RA VIOLANTE, 2002. Evolución reciente de la llanura costera de Entre Ríos. Pp 500-505. *Actas del XV Congreso Geológico Argentino*. El Calafate.
- CODIGNOTTO, J y R KOKOT, 2006. Geología y geomorfología. Capítulo VIII. Pp 85-105 En: V. Barros, R. Clarke y P. Silva Días (eds.). *El Cambio Climático en el Río de la Plata*. 1 ed. CIMA . Buenos Aires.
- COWARDIN, LM; MV CARTER; FC GOLET y ET LE ROE, 1979. *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. U.S. Fish and Wildlife Service Pub. FWS/OBS-79/31. Washington.D.C.
- CRONK, JK y MS FANNESSY, 2001. *Wetlands Plants: Biology and Ecology*. Lewis Publishers . Washington D.C.
- CHÉBEZ, JC y P CHIESA, 1983. *Salvar al Delta*. Vida Silvestre Capítulo 1.Pp. 8-14 Fundación Vida Silvestre .Buenos Aires.
- DAUBENMIRE, RF, 1968. *Plants and environmental*. A Textbook of Plant Autoecology. Harper and Row. New York.
- DI LUCA, A; I CAMILLONI y V BARROS, 2006. Sea-level pressure patterns in South America and the adjacent oceans in the IPCC AR4 Models. Preprints of 8th *International Conference on Southern Hemisphere Meteorology y Oceanography*. Foz de Iguazu, Brasil.
- D'ONOFRIO, E; FIORE ME y E H.RUIZ, 2003. Tendencia relativa del nivel medio del Río de La Plata, en el Puerto de Buenos Aires. Pp7-14. Contribuciones a la Geodesia Aplicada. Instituto de Geodesia de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires.
- EULISS, NH; JRJW LABAUGH; LH FREDRICKSON; DM MUSHET; MK LAUBHAN; GA SWANSON; TC WINTER; DO ROSEMBERRY y RD NELSON, 2004. The wetlands continuum. A conceptual framework to interpreting biological studies. *Wetlands* 24:448-458.
- GITAY, H y RI NOBLE, 1997. What are functional types and how should we seek them?. Cap 1: 3-19.En: T.M. Smith, H.H. Shugart y F.I. Woodward. (Eds.) *Plant functional types. Their relavance to ecosystem properties and global change*. Cambridge University Press . Cambridge. U.K.
- GRIME, JP; JG. HODGSON; R HUNT; K. THOMPSON; GAF HENDRY; BD CAMPBELL; A JALILI; SH HILLIER; S DÍAZ y MJW BURKE, 1996. Functional types: testing the concept in Northern England. Pp: 123-131. En: Smith, T.M. Shugart, H.H. y Woodward, F.I. (eds.) *Plant functional Types*. Cambridge Unyversity Press .

- HARPER, JL y AD BELL, 1979. The population dynamics of growth form in organism with modular construction. Pp 29-52. En: R.M. Anderson, B.D. Turnery: L.R. Taylor (eds.). *Population dynamics*. Blacwell Scientific. London.
- IRIONDO, M y E SCOTTA, 1979. The evolution of the Paraná River Delta. Pp. 405-418. En: Proceedings of the 1978 International Symposium on Coastal Evolution in the Quaternary. San Pablo, Brazil
- JUNK, WJ; PB BAYLEY y RE SPARKS, 1989. *The flood pulse concept in river-floodplain systems*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 106:110-127.
- KALESNIK F., 2001. Relación entre las comunidades vegetales de los neoecosistemas de albardón y la heterogeneidad ambiental del Bajo Delta del Río Paraná. Tendencias sucesionales y proyecciones sobre la composición Futura. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires.
- KALESNIK, F; P ACEÑOLAZA; y AI MALVÁREZ, 2007. La distribución de las especies exóticas invasoras y nativas en los albardones del bajo delta del río Paraná. Argentina. *Acta sci., Biol. sci.* En prensa
- KANDUS, P, 1997. *Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta del Río Paraná (Argentina)*. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- KANDUS, P; P MINOTTI y AI MALVÁREZ, 2007. La distribución de humedales en Argentina y su estimación a partir de la carta de suelos. *Acta sci., Biol. sci.* En prensa
- KANDUS, P; AI MALVÁREZ y N MADANES, 2003. Estudio de las Comunidades de Plantas Herbáceas Naturales de las Islas del Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). *Darwiniana* 41:1-16.
- KEDDY, PA, 1992. A pragmatic approach to functional ecology. *Func. Ecol.* 6: 621-626.
- KERCHER SM y JB ZEDLER, 2004. Flood tolerance in wetland angiosperms:a comparison of invasive and non invasive species. *Aq. Bot.* 80: 89-102.
- LAHITTE, HB y JA HURELL, 1997. *Plantas de la Costa. Las plantas nativas y naturalizadas más comunes de las costas del Delta del Paraná, Islas Martín García y Ribera Platense*. LOLA. Buenos Aires.
- LAMBERS, H ;FS CHAPIN III y TL PONS, 1998. *Plant Physiological Ecology*. Pringer-Verlag. New York.
- LARCHER, W, 1995. *Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups*. 3 a edn. Springer-Verlag . New York.
- MALVÁREZ, AI, 1993. El Delta del Río Paraná como Región Ecológica. En: Iriondo, M. (ed). *El Holoceno en Argentina*. 2: 81-93. CADINQUA (INQUA-AGA-CONICET). Paraná.

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

MAZZORCA, A, 1979. *Manual de Malezas.* 3 a edn. Hemisferio Sur . Buenos Aires.

MCINTYRE, S; P LADIGES y G ADAMS, 1988. Plant species-richness and invasion by exotics in relation to disturbance of wetland communities on the Riverine Plain, NSW. Australian . *J. Ecol.* 13: 361-373.

MITSCH, WJ y JG GOSSELINK, 2000. *Wetlands.* John Wiley y Sons (Ed.). New York

NEIFF, JJ; MH IRIONDO y R CARIGNAN, 1994. Large Tropical South American Wetlands: An Overview. Pp. 56-165. Proceedings of the International Workshop on *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial: Ecotones: MAB-UNESCO-IHP-Center for Streamside Studies.* Seattle.

NRC, 2002 *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management.* Washington DC, USA: National Academic Press .

PARODI, LR, 1945. Las regiones fitogeográficas argentinas y sus relaciones con la industria forestal. Pp. 127-132. En: F. Verdoon (ed.) *Plant and plant science in Latin American,* Waltham, Mass.

POFF LEROY, N; MM BRINSON y JW DAY, 2002. *Aquatic ecosystems and Global Climate change. Potential impacts on island freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States.* PEW Center on Global Climate Change.

QUINTANA, R; RF BÓ y F KALESNIK, 2002. Flora y fauna silvestres de la porción terminal de la cuenca del Plata Pp 99-124. En: Borthagaray, J.M. (ed.). *El Río del la Plata como territorio.* Infinito. FADU.FURBAN.

QUINTANA, RD; N MADANES; AI MALVÁREZ; FA KALESNIK y M CAGNONI, 2005. Caracterización de la vegetación en tres tipos de hábitat de carpinchos en la baja cuenca del Río Paraná, Argentina. *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II INSUGEO, Miscelánea,* 14: 83 – 96.

QUINTANA, RD, 2005. El patrimonio natural y cultural como herramienta para el manejo sostenible de humedales: el caso del Bajo Delta del Paraná. Pp. 327-353 En: *Humedales Fluviales en América del Sur. Hacia un manejo sustentable.* Peteán J. y Capatto, J. (compiladores). PROTEGER .

RÉ, M, 2005. *Impacto del Cambio Climático Global en las Costas del Río de la Plata. Tesis de Maestría.* Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Buenos Aires.

REBORATTI, HJ; JJ NEIFF y M ROMANO, 1987. Estructura de los “Alisales” de *Tessaria integrifolia* (Ruiz Pavón). Rev. Asoc. Cs. Naturales del Litoral 18(1):77-83

Ringuelet R., 1961. Rasgos fundamentales de la zoogeografía de la Argentina. *Physis XXII,* Bs. As. 63: 152-170.

SARUBBI A., 2007 *Análisis del Avance del Frente del Delta del Río Paraná. Tesis de grado*

en *Ingeniería Civil*. Facultad de Ingeniería. Universidad de Buenos Aires.

SAURRAL, R, 2007. *Impacto de las variaciones climáticas en la cuenca del río Uruguay*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

SCULTHORPE CD, 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Arnold (Ed.). London  
Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable y Administración de  
Parques Nacionales, 1998. *Eco-Regiones de la Argentina*. Buenos Aires.

TINER, R, 1999. *Wetland Indicators. A guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping*. Lewis (Ed), Washington.

VALLI, S, 1990. Tendencia de las forestaciones en el Delta del Río Paraná y sus implicancias ecológicas. Pp. 43-60. En: J. Adámoli y A.I. Malvárez (Eds.). *Condicionantes ambientales y bases para la formulación de alternativas productivas y ocupacionales en la Región Delta*. Inf. Téc. UBACyT N° 135.

WOODWARD, FI y CK KELLY, 1997. Plants functional types: towards a definition by environmental constrains. Pp 47-65. En: Smith, T.M., H.H. Shugart y F.I. Woodward (Eds.). *Plants functional types. The relevance to ecosystems proprieties and global change*. Cambridge University Press (Ed).

ZEDLER, JB y S KERCHER, 2004. Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: Opportunities, Opportunists and Outcomes Plant. *Sciences*, 23(5):431-452

# Cambio ambiental en América Austral: pasado, presente y perspectivas futuras

## Environmental change in southern South America: past, present and future perspectives

Sergio Enrique Gómez<sup>1,2</sup>  
María Jimena González Naya<sup>1,2</sup>  
Lorena Pilar Arribas<sup>1</sup>

1-Museo Argentino de Ciencias Naturales, Av. A. Gallardo 470 (CP 1405 DJR). CA de Buenos Aires.

2-CONICET. sgomez@macn.gov.ar

### RESUMEN

Se describe la situación “estable” topográfica y climática de fines del siglo XX para distintos cuerpos de agua argentinos. Tres importantes bases gráficas de datos (río Paraná, Río de la Plata, laguna Vitel) anteriores a 1977 son tabuladas y reanalizadas para futuras comparaciones. Hipótesis o pronósticos enunciados en 2002 relacionados con cambios climáticos y topográficos son confirmados con la descripción de tres ataques recientes de pirañas y también con la dispersión direccional de *Hypostomus sp.* desde laguna Chascomús hacia el SW. Se compilan y comentan los movimientos y cambios recientes de la ictiofauna, desde el 2000, en el SW de la pampasia, antigua zona árida. Las hipótesis a corto y mediano plazo implican: calentamiento, profundización de termoclinas, ampliación de zonas litorales, disminución del número de lagunas pampásicas, pero con aumento de sus áreas y reducción del caudal del Paraná. En cada caso las posibles consecuencias sobre la ictiofauna tienen bajo valor predictivo por la diversa complejidad y naturaleza de las variables involucradas.

**Palabras clave:** Argentina, cambio climático, cambio topográfico, cambio ambiental, peces pampásicos, peces patagónicos, distribución de peces neotropicales.

### Abstract

End of 20th century stable topographic and climatic situation for different Argentine water bodies are described. Prior to 1977 three important graphic databases (Paraná river, Río de la Plata, Vitel Laguna) are tabulated and reanalyzed for future comparisons. Hypothesis and predictions stated in 2002 related to climatic and topographic changes are confirmed with the description of three recent piranha attacks and to the *Hypostomus sp.* directional dispersal from Chascomús lagoon to the SW. Since 2000 movements and recent changes in the ichthyofauna in the pampasic SW, old west zone, are collected and commented. Long and short term hypothesis include: warming, thermoclines deepening, extension of littoral zones, reduction in the number of pampasic lagoons but with an increase in their areas and a reduction of the Paraná's water flow. In each case the possible consequences upon the ichthyofauna are of low predictable value due to the diverse complexity of the variables involved.

**Key words:** Argentine, climatic change, topographic change, environmental change,

pampasic fishes, patagonic fishes, neotropical fishes distribution.

## INTRODUCCIÓN

A fines del siglo XX la ecología y la zoogeografía de peces paranaenses y patagónicos se encontraba bien establecida. Ringuelet (1975); Arratia *et al.*, (1983) y Almirón *et al.*, (1997), consideraban un clima estable, con variaciones solo estacionales. y con cambios topográficos, realizados o en proceso, como represas y canales. Estaban claros los límites de distribución entre peces paranaenses y patagónicos, una zona seca sin agua y sin peces y una pequeña franja “ecotonal” entre el río Colorado y el río Negro. Además, la fauna del río Salado del sur (López *et al.*, 2001) se componía de 24 especies, que son un subset de los peces paranaense más eurióticos. La numerosidad de especies autóctonas está negativamente relacionada con la latitud y positivamente con la temperatura. En un trabajo, que pasó desapercibido, Hoffmann (1989) documentó el cambio de posición de la isoyeta de 800 mm que se desplazó unos 200 km hacia el oeste. Este evento aumentó la inestabilidad natural de algunos ambientes como la llanura aluvial, la estacionalidad en muchos ríos cordilleranos y de las lagunas pampásicas. Oldani (1990) probablemente fue el primero en relacionar los movimientos de peces paranaenses con fenómenos climáticos a nivel continental. El área de estudio involucra a la Argentina, con énfasis en la ecoregión de las pampas (33 a 39°S).

Desde 1850 aproximadamente el aumento de consumo de combustibles fósiles, motivado por la revolución industrial, generó la acumulación de dióxido de carbono en la atmósfera y el “efecto invernadero”, rápidamente se detectó el fenómeno conocido como “calentamiento global”, que conceptualmente en la primera década del siglo XXI evolucionó en corto tiempo incorporando otras variables al cambio climático global.

El ambiente acuático presenta marcadas diferencias con el terrestre y los vertebrados que lo habitan explotan ampliamente las tres coordenadas espaciales presentando distintas estrategias para combatir el frío. Entre éstos, los peces son particularmente sensibles a la temperatura que afecta de manera importante alguno de los tres aspectos básicos de su nicho ecológico, ya sea distribución, alimentación o reproducción, y son particularmente afectados por el cambio ambiental. En este marco se considera cambio ambiental (CA) al producto de la interacción dinámica en el tiempo del cambio climático (CC) con el cambio topográfico (CT) y con las interacciones biológicas, especialmente las de origen antrópico (Gómez, 2008). Los análisis de movimientos de fauna y CA necesariamente requieren de datos previos de clima, topografía y distribución de especies. En la Argentina los datos anteriores a 1950 son muy escasos y estamos limitados al estudio de cambios y situaciones actuales puntuales. El objetivo de este trabajo es describir la situación actual en comparación a la del siglo XX y enunciar algunas hipótesis a corto y mediano plazo para la ictiofauna continental argentina.

## SITUACIÓN HISTÓRICA A FINES DEL SIGLO XX

En datos históricos para el embalse Río Tercero se puede ver que en 1979 la isoterma de 23°C se encontraba a 17 metros de profundidad Boltovskoy (1985). En el lago Mascardi (Drago, 1974) en enero de 1972 la temperatura de superficie tenía un valor equivalente a la temperatura del aire de 14°C y existía una isoterma significativa de 9°C a 30 metros de profundidad.

Salvo en la Central Nuclear Atucha, sobre el río Paraná, no existen registros periódicos de temperaturas de agua. A los efectos de futuras comparaciones y tener datos históricos disponibles hemos recuperado un ciclo anual para el Paraná medio en base a Drago (1984), para el Río de la Plata (López, 1970) y para la laguna Vitel (Olivier, 1961), gráficos antiguos con datos no tabulados, fueron digitalizados y tratados con un procesador de gráficos, recuperando los valores originales y calculando los promedios mensuales (Tabla 1).

Tabla 1. Temperatura (°C) media diurna del agua y otros valores estadísticos para tres localidades en los años indicados, a lo largo de los 12 meses del año.

	<b>Paraná medio</b> <b>(31° 47'S)</b>	<b>Río de la Plata</b> <b>(34° 34'S)</b>	<b>Laguna Vitel</b> <b>(35° 31'S)</b>
	<b>1965</b>	<b>1976-77</b>	<b>1957</b>
<b>Temperatura del agua (°C)</b>			
Enero	27,65	24,27	26,30
Febrero	27,45	26,67	19,70
Marzo	27,00	20,25	21,90
Abril	22,00	17,65	18,20
Mayo	19,50	14,75	14,10
Junio	16,25	13,17	9,40
Julio	17,20	11,82	9,60
Agosto	17,60	13,20	12,30
Septiembre	20,00	15,50	12,30
Octubre	24,15	18,67	18,90
Noviembre	24,55	21,07	24,10
Diciembre	28,75	22,83	22,40
<b>Media aritmética</b>	<b>22,68</b>	<b>18,32</b>	<b>17,43</b>
<b>Desvío estándar</b>	<b>4,51</b>	<b>4,80</b>	<b>5,76</b>
<b>Coefficiente de Variación</b>	<b>19,88</b>	<b>26,18</b>	<b>33,05</b>

Los datos meteorológicos más confiables son la estadística decaídica 1961-1970 (SMN, 1985), ésta es la primera antes de la detección en Argentina del cambio climático. Aunque estos datos son útiles para futuras comparaciones la situación final dependerá de la temperatura y del balance hídrico total (precipitaciones, evaporación, caudal en las turbinas etc.).

## **SITUACIÓN ACTUAL**

Las descripciones correctas de la ictiogeografía dentro de un panorama estático del siglo XX cambiaron muy rápidamente a principios del siglo XXI.

En la Argentina, las regiones Oeste de la Pampasia y Norte de Patagonia, están siendo intensamente estudiadas y, de hecho, son los únicos casos que documentan cambios y movimientos significativos en poblaciones de peces por el CA. En el oeste de la Pampasia entre las Encadenadas del Oeste y Gral. Villegas se originaron nuevos cuerpos de agua y otros ampliaron su superficie por CC y CT. El ambiente pampásico

actualmente tiene una pendiente promedio del 1%. Cada canal implica un terraplén y cada depresión sufre la acción de deflación eólica; estas depresiones se inundan ya sea por alcanzar niveles freáticos, por canalizaciones o por el notorio aumento de la pluviosidad. En las últimas décadas del siglo XX, al menos dos grandes canales se construyeron en el oeste, el Gran canal del Oeste en la zona de Trenque Lauquen y el canal Ameghino que conectó las Encadenadas del Oeste con la cuenca del río Salado. Los nuevos cuerpos de agua fueron colonizados por un subconjunto de las especies más eurióticas del río Salado. El descubrimiento, en el año 2000, de lagunas con poblaciones de peces en General Villegas (Gómez *et al.*, 2004), mostró que había un desplazamiento del límite de distribución de los peces pampásicos hacia el oeste. Actualmente se conocen 10 especies de los Bañados de La Amarga, 10 de los alrededores de Gral. Villegas y 4 de Trenque Lauquen, presuntamente estos ambientes se originaron o fueron construidos en la década de 1980 (Trenque Lauquen). Las lagunas Encadenadas del Oeste son un caso singular, su ictiofauna aumentó de 7 a 18 especies en aproximadamente treinta años (Ringuelet, 1975; Miquelarena y López, 1995) y tiene actualmente 75% de similitud con la ictiofauna de la cuenca del río Salado.

El oeste de la Pampasia, a la longitud del meridiano 64°W ya no es una región seca sin peces, se la incluye en la Subregión Brasílica y en sus cuerpos de agua se pueden encontrar hasta 18 especies de peces brasílicos, con poblaciones presuntamente en expansión debido a un aumento de 1°C de la temperatura mínima y el 35% de la precipitación en aproximadamente los últimos 40 años. En el siglo XX el aumento promedio del nivel del mar fue del orden de los 10 a 20 cm, con mayor erosión de la línea de costa. La temperatura media de 1°C aumentará en los próximos 20 años y habrá un aumento de la pluviosidad, los vientos dominantes ya se establecieron en el cuadrante este (Gómez *et al.*, 2004; Gómez y Menni, 2005).

Algunas poblaciones de peces pampásicos se han desplazado desde la cuenca del Salado hacia el sudoeste originando pequeños ensamblajes con un balance apropiado al menos en sus cadenas tróficas. Dos especies singulares fueron bien “rastreadas” y podrían servir de referencia para comparaciones futuras.

Las pirañas (gro. *Serrasalmus*) son peces medianos, gregarios, carnívoros y muy agresivos en determinadas condiciones ambientales, especialmente en espacios limitados y con altas temperaturas (>28°C). En las represas de Brasil es común que ataquen en grupo lesionando gravemente a las personas (Braga, 1975). En Argentina son comunes en madrejones de la llanura aluvial del Paraná, alcanzando en verano el Río de la Plata en poca numerosidad; la temperatura del agua de invierno (12°C) es letal para estas especies. Curiosamente, en el Río de la Plata se mantuvieron activas hasta mayo del 2007. Existen pocos registros de ataques en la Argentina (Ringuelet *et al.*, 1967) pero en la presente década documentamos 3 casos; en los dos primeros las pirañas quedaron confinadas en espacios reducidos por cambios topográficos, diques o terraplenes que les impidieron el retorno al cauce principal del río. El primero de estos casos ocurrió en un balneario de la ciudad de Salto (34°15'S) a 270 Km del río Paraná, donde algunas personas sufrieron amputación de alguno de sus miembros (Gómez *et al.*, 2004), siendo el registro más austral del mundo. En el año 2007 (Diario Clarín, 15/08/07) en el Bañado La Estrella (Formosa, 26°S) numerosos vacunos perdieron sus genitales por ataques de estos peces. El tercer caso sucedió en febrero del 2008 en un balneario cercano a Rosario (33°S) parcialmente conectado con el Paraná, atacando a humanos y produciendo lesiones diversas ([www.conicet.gov.ar/noticias](http://www.conicet.gov.ar/noticias); 02/08). El

cambio ambiental sin duda potenciará el comportamiento agresivo y ampliará hacia el sur la distribución de estos peces.

La vieja de río, *Hypostomus commersoni*, es una especie común de la cuenca parano-platense, son peces no migratorios, sedentarios, de tamaño mediano, identificables por su morfología característica. Si se analiza la dispersión de *H. commersoni* en el este de la pampasia desde 1957 hasta la actualidad, las referencias conocidas son numerosas para el río Paraná y Río de la Plata, pero la primera referencia para las aguas interiores de la provincia de Buenos Aires es inexacta, Ringuelet y Arámburu (1957) indican a esta especie como presente para la “cuenca del río Salado de Buenos Aires”; posteriormente se confirmó su presencia en la laguna Chascomús (35°S) (Iwaszkiw y Sendra, 1981). Gómez (2008) compila datos para 8 lagunas y opina que “...muy probablemente ya esté distribuido en todo el grupo de las Encadenadas del Este y otras localidades de la pampasia...”.

Recientemente se la encontró en las cabeceras del río Samborombón y se documentó su presencia en la laguna Indio Muerto, un “ensanchamiento del Arroyo Saladillo” (Roque Pérez), ésta laguna pertenece a la Cuenca del río Salado a los 35°S (Toresani *et al.*, 1994) a 200 km al sudoeste, siguiendo una tendencia general de expansión direccional (Gómez *et al.*, 2007). Esta especie presuntamente comprimió o fragmentó el nicho de *Lorycarina annus* y actualmente, considerando la biomasa, ocupa el tercer lugar en las capturas de laguna Chascomús, mientras que *L. annus* ocupa el sexto lugar (Berasain *et al.*, 2005).

Las condiciones ambientales actuales de vida de *H. commersoni* y otros peces del sector este de la cuenca del río Salado son: una temperatura media de 22,7 (Enero) a 8,4°C (Junio), una precipitación total de 1062 mm anuales considerando la Estación Bolívar 36°15'S y 93 m.s.n.m. (1981-1990), ([www.smn.gov.ar](http://www.smn.gov.ar); Oct., 2007). La poca tolerancia al frío de *H. commersoni* sugiere que su distribución, muy incrementada a partir de 1960, puede responder al aumento de la temperatura y la pluviosidad, inundaciones y a los numerosos canales artificiales que han “interconectado” las cuencas (López *et al.*, 2001).

Los cambios en Patagonia comenzaron a principios del siglo XX con la introducción de salmónidos y posteriormente con la expansión de la ictiofauna brasílica que alcanzó el norte de la Patagonia aparentemente después de 1951 cuando se canalizó la boca del río Colorado. La situación actual es compleja incluyendo a) la ictiofauna Austral interactuando con salmónidos desde 1904 y sin retrocesos notables hacia el sur, b) cambios topográficos y cambios climáticos significativos desde 1900 y c) un desplazamiento hacia el sur de la ictiofauna Brasílica con, al menos, nueve especies representadas al sur del río Colorado (Aigo *et al.*, 2008). La zona litoral de los lagos presenta diferencias térmicas con el epilimnion que condicionan su uso por parte de los peces. Estas situaciones micro-ambientales de exclusión, espacial y temporal, tendrán repercusión sobre el acceso al alimento, el crecimiento y la depredación. El uso diferencial de la zona litoral es la clave que permite la coexistencia de salmónidos y peces nativos. Es importante el aumento del número de especies brasílicas en Patagonia y hay indicios de deterioro de las poblaciones de salmónidos en su zona norte, (Cussac *et al.*, 2008).

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Dado que la temperatura del agua es un componente crítico del hábitat de los peces,

esta información será de utilidad en la planificación y manejo de futuras represas. Las consecuencias del cambio climático son múltiples, las represas actúan como una trampa de calor, produciendo aguas abajo un calentamiento mayor al producido por calentamiento global, esto incrementa el estrés y la posibilidad de mortandades masivas de peces (Gooseff *et al.*, 2005). El calentamiento global ha producido un incremento en las mortandades y una reducción significativa de los stocks pesqueros (Kangur *et al.*, 2007). Los efectos generales del cambio climático en los sistemas de agua dulce incrementarán la temperatura del agua, con disminución del oxígeno disuelto y aumento de la toxicidad de contaminantes. En los sistemas lóticos, se modificarán los regímenes hidrológicos y aumentará la temperatura afectando la calidad del hábitat de los peces. En los sistemas lénticos, la eutrofización será incrementada y la estratificación será más pronunciada. Las comunidades de peces pueden cambiar y esto probablemente ocurrirá en un nivel de especie y se agregará una nueva presión biótica. El cambio genético también puede ocurrir y es la única opción para las especies que no puedan migrar o adaptarse (Ficke *et al.*, 2007). Un aspecto muy importante en los ríos tropicales, con estacionalidad de caudal, es que se producirá una disminución del caudal y una alteración del régimen de crecidas debido al cambio climático. Fluctuaciones estacionales extremas en la descarga de los ríos tropicales causan efectos en la disponibilidad y condiciones del hábitat. La evaluación inicial de los efectos del cambio climático sobre los peces debe centrarse en los cambios en las variables de los ambientes costeros (Meisner y Shuter, 1992).

Entre los innumerables cambios topográficos ocurridos en la región figuran las tosqueras para la extracción de tierra y fabricación de adobe, utilizado en ranchos y corrales, las canteras destinadas a extraer material para los terraplenes de caminos y ferrocarriles que alteraron la dirección de la escorrentía y produjeron endicamientos, las represas, los canales que inicialmente desagotaban la baja cuenca del Salado y la desembocadura del río Colorado y los canales más recientes (Mercante, Canal del Oeste y Ameghino) que conducen al oeste de la pampasia.

La presencia de cuerpos de agua permanentes es la condición básica para la existencia de peces y las conexiones entre cuencas posibilitan la dispersión. Si se considera además, que la temperatura es un factor limitante para la distribución de los peces brasílicos en la Pampasia (Gómez, 1996), los nuevos cuerpos de agua, la construcción de canales y el aumento de la temperatura, explican las ampliaciones en la distribución de los peces discutidas en Gómez *et al.* (2004) y en este trabajo. Los cambios topográficos recientes, básicamente canales de drenaje, alteración de pendientes y terraplenes, conectaron distintas regiones del oeste con la cuenca del río Salado, permitiendo que fueran colonizadas por los peces más eurióticos. El río Salado es un corredor desde la Bahía de Samborombón hacia el interior de la Pampasia y los canales Mercante, Jauretche, Ameghino y Piñero son un corredor hacia el oeste para la ictiofauna de la cuenca del río Salado. Aún un pequeño cambio climático en cortas distancias es suficiente para modificar la composición de la fauna dentro del mismo ambiente, como en los arroyos Las Tortugas y Las Mojarras en la provincia de Córdoba (Menni, 2004).

Hasta el presente no hay registros de peces patagónicos ni cuyanos en el oeste de la Pampasia, y los peces de los nuevos ambientes son siempre un subgrupo de la ictiofauna de la cuenca del río Salado. Considerando que la ecoregión de las Pampas tiene su límite actual en el meridiano 64°W, estimamos que, como resultado de cambios ambientales, seguirán formándose nuevos humedales en el oeste de la Pampasia, con

nuevas presencias de ictiofauna brasilica.

La comunidad de peces parano-platenses tiene actualmente una dinámica muy compleja que incluye migraciones tróficas, migraciones reproductivas, estrategias de cría muy diversas y gran variedad de relaciones tróficas. No es posible predecir los cambios en esta comunidad frente al cambio ambiental, por lo que las hipótesis que siguen deben entenderse como posibles, siendo muchas de ellas contradictorias y sin valor probabilístico.

Las antiguas bases de datos (Tabla 1) muestran que la temperatura del agua en lagunas pampásicas es semejante a la del aire con mínimas de 9.4°C, en el Río de La Plata las mínimas son del orden de 12°C, algo mayores a las del aire y en el río Paraná son de 2 a 4°C mayores, porque este río de gran caudal se origina en regiones cálidas de baja latitud. El cambio climático reducirá la diferencia de temperaturas entre estos ambientes.

Por la disminución del caudal en los ríos Paraná y Uruguay y un aumento del nivel del mar, la salinidad del estuario del Río de la Plata podría aumentar hasta la latitud de la Isla Martín García (con valores de 20 g/l), esto constituirá una barrera zoogeográfica separando poblaciones de peces (*e.g.*, Gros. *Prochilodus*, *Salminus*, *Pseudoplatystoma*) y la única ruta abierta sería el río Paranacito. Algunas poblaciones como la del sábalo quedarían fragmentadas en dos grupos, uno sobre el río Uruguay (que no tiene llanura de inundación) y otro en el río Paraná. El aumento del nivel del mar también aumentará la salinidad en la Bahía de Samborombón, en esta última se cortará el corredor descrito por Gómez (en Menni, 2004) y posiblemente especies marinas colonicen el tramo inferior del río Salado. Aumentará la erosión de la línea de costa y afectará la desembocadura de ríos y arroyos, algunos de los cuales ya están canalizados como el río Colorado y el río Samborombón.

Para la cuenca parano-platense se prevé una disminución del caudal del 30% (Barros, 2006; IPCC, 2002), además del ya conocido aumento global de la temperatura de, al menos, 1°C; ésta situación hace que sea muy difícil establecer o predecir un “balance térmico final” para el Río de la Plata. La disminución de caudal traería una pérdida significativa de la llanura aluvial del Paraná y la pérdida de hábitats ribereños con lo cual desaparecerían importantes áreas de cría de especies claves y ocurriría un incremento de las mortandades masivas de peces. Si el Río de la Plata se estabiliza con una temperatura media anual superior a la actual (12 ó 13°C son los valores normales en invierno), muchas de las especies que actualmente son de presencia estacional serían permanentes y la alteración de la temperatura modificaría los patrones estacionales de migración de muchas especies.

Los efectos del cambio climático en la cuenca del Plata y otras regiones de la Argentina son notorios (Barros *et al.*, 2006). En la pampasia el régimen de lluvia se alteró desde 1989 y según la permeabilidad de cada región habrá menos lagunas pero más grandes, los peces tendrán períodos de crecimiento más prolongados y la ictiofauna se está desplazando claramente hacia el sur y el oeste. Es de destacar que si el tamaño del cuerpo de agua aumenta, la estabilidad térmica aumenta, de acuerdo a los modelos de Shuter y Post (1990), el ciclo de vida del pejerrey se verá alterado, pero es evidente que algunas de las sus distintas poblaciones se unificarán.

Algunos cambios topográficos producen cambios climáticos; Lima Iván (com. pers.)

determinó que las 52000 represas en el mundo contribuyen en más del 4% del calentamiento global debido al metano emitido por procesos de difusión y burbujeo, originado por la descomposición de la materia orgánica de los embalses (Lima *et al.*, 2007).

Para peces de aguas templado frías del hemisferio norte se han desarrollado modelos adecuados de respuesta frente al CA. Estos incluyen como factores abióticos básicos el calentamiento, la profundización de la termoclina y la ampliación de la zona litoral que trae aparejado una nueva distribución de los recursos tróficos. Las repuestas incluyen el cambio de distribución geográfica, la alteración de parámetros poblacionales como son la temporada reproductiva, el período de crecimiento y las relaciones intra e interespecíficas (Shuter y Post, 1990; Jansen y Hesslein, 2004). Este tipo de modelos, con las modificaciones adecuadas, podría aplicarse en la Argentina a los pejerreyes y salmónidos para su manejo en la actual situación de CA. Las localidades para los peces nativos en la Patagonia muestran un patrón claro, donde la diversidad muestra una tendencia decreciente con la latitud, similar a la observada en el hemisferio norte, esto ya se ha informado para la subregión Brasílica Cussac *et al.* (2008). La exclusión de los salmónidos de la zona litoral debido a un aumento en la temperatura del agua en las costas de los lagos (Jansen y Hesslein, 2004) podría beneficiar a *Percichtics trucha* y afectar negativamente a los salmónidos (Aigo *et al.*, 2008). Lo cierto es que la profundidad de la termoclina ampliará la zona litoral y afectará a la comunidad de peces, al menos, en la distribución de recursos tróficos y estacionalidad reproductiva.

Los cambios climáticos pueden producir cambios topográficos, más raramente cambios topográficos producen cambios climáticos. La acción humana genera muchos de estos cambios y los acelera notablemente. Cambios como la dispersión hacia el sur, la variación en la abundancia relativa y los patrones geográficos de abundancia relativa y diversidad, son conceptos básicos necesarios no solo para futuras investigaciones sino también para el diseño del manejo de poblaciones de peces paranenses, pampásicos y patagónicos. Gran parte del cambio climático tal vez sea modelable y predecible, pero los cambios topográficos y el factor humano tienen un alto grado de aleatoriedad, por lo que los efectos del cambio ambiental son, por ahora, impredecibles.

## BIBLIOGRAFÍA

- ALMIRÓN, A; M AZPELICUETA; J CASCIOTTA y A LOPEZ CAZORLA, 1997. Ichthyogeographic boundary between the Brazilian and Austral Subregions in South America, Argentina. *Biogeographica* 73(1):23-30.
- AIGO, J; V CUSSAC; S PERIS; S ORTUBAY; S GÓMEZ; H LÓPEZ; M GROSS; J BARRIGA; y M BATTINI, 2008. Distribution of introduced and native fish in Patagonia (Argentina): patterns and changes in fish assemblages. *Rev. Fish Biol Fisheries*, Springer Science, DOI 10.1007/s11160-007-9080-8.
- ARRATIA, G; MB PEÑAFORT y S MENU-MARQUE, 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7:48-107.
- BARROS, V; R CLARK y P SILVA DIAS, 2006. El cambio climático en la Cuenca del Plata. CONICET, Buenos Aires.

BERASAIN, GE; DC COLAUTI; M REMES LENICOV y CA VELASCO, 2005. *Biología Acuática* (22):47-58.

BOLTOVSKOY A y M FOGGETTA, 1985. Limnología física del Embalse Río III (Térmica, hidrología y derivaciones biológicas) *Biología Acuática* 7:2-26.

BRAGA, RA, 1975. Ecología y eteología de piraña no nordeste do Brasil. (Pisces-*Serrasalmus* Lacépède, 1803). *Boletín Cearense de Agronomía* (15-16):1-268.

CUSSAC, VE, DA FERNÁNDEZ; SE GÓMEZ; y HL LÓPEZ, 2008 Fishes of southern South America; a story driven by temperature. *Fish Physiol Biochem*. DOI:10.1007/s10695-008-9217-2.

DRAGO, ECE, 1974. Estructura térmica del Lago Mascardi (Provincia de Río Negro, Argentina). *PHYSIS* 33: 207-216.

DRAGO, ECE, 1984. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná. *Rev. de la Asoc. de Cs. Naturales del Litoral* 15: 79-92.

FICKE, AD; CA MYRICK y LJ HANSEN, 2007. In press. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Rev. Fish Biol. Fisheries*.

GÓMEZ, SE, 1996. Resistenza alla temperatura e salinitá in pesci della Provincia di Buenos Aires (Argentina), con implica-zioni zoogeografiche. En: *Atti Con-gressuali, IV Convegno Nazionale Asso-ciazione Italiana Ittiologi Acque Dolci*, Trento, Italia (1991):171-192.

GÓMEZ, SE y RC MENNI, 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la pampasia (Argentina central). *Biología Acuática* 22:151-156.

GÓMEZ, SE; CA BENTOS y JL RAMIREZ, 2004. Humans attacked by piranhas (Pisces:Serrasalmidae) in Buenos Aires Province,Argentina. *aqua, Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*. 9(1):25-28.

GÓMEZ, SE; PS TRENTI y RC MENNI, 2004. New fish populations as evidence of climate change in former dry areas of the pampa region (Southern South America). *Physis* (Buenos Aires) Sec. B (136-137):43-44.

GÓMEZ, SE; CA BENTOS; GR LÓPEZ y EM FERNANDEZ, 2007. Ampliación de la distribución de *Hypostomus commersoni* en la pampasia.. En: *Primeras Jornadas Interdisciplinarias Sobre Cambio Climático*. UBA, Sec. De Ciencia y Técnica (Programa PIUBACC, 14 a 16 de noviembre 2007).

GÓMEZ, SE, 2008. *En prensa*. Notas sobre el cambio ambiental en ictiología. *Biología Acuática* 24.

GOOSEFF, MN; K STRZEPEK y S CHAPRA, 2005. Modeling the potential effects of climate change on water temperature downstream of a shallow reservoir, lower Madison River, MT. *Climate Change* 68:331-353.

HOFFMANN, JA, 1989. Las variaciones climáticas ocurridas en la Argentina desde fines del siglo pasado hasta el presente. *Servicio Meteorológico Nacional (FAA)*. Serie Divulgación 15:1-9.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2002. *Third Assessment Report. The Scientific Basis*. Cambridge University Press.

IWASZKIW, JM y ED SENDRA, 1981. Nuevas citas para la ictiofauna de la laguna de Chascomús y análisis de las relaciones merísticas en *Gymnogeophagus australis* (Gosse) (Cichlidae) y *Plecostomus commersoni* (Val.) (Loricariidae). *Limnobiós*, La Plata, Argentina, 2(4):247-252.

JANSEN, W y RH HESSLEIN, 2004. Potential effects of climate warming in fish habitats in temperate zone lake with special reference to Lake 239 of the experimental lakes area (ELA), north-western Ontario. *Environmental Biology of Fishes* 70: 1-22.

KANGUR, A; P KANGUR; K KANGUR y T MÖLS, 2007 (in press). The role of temperature in the population dynamics of smelt *Osmerus eperlanus eperlanus* m. *spirinchus* Pallas in Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Hydrobiología* DOI 10.1007/s10750-007-0614-9.

LIMA, IBT; FM RAMOS; LAW BAMBACE y RR ROSA, 2007. Methane Emissions from Large Dams as Renewable Energy Resources: A Developing Nation Perspective. *Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change* DOI 10.1007/s11027-007-9086-5.

LÓPEZ, HL; CRM BAIGÚN; JM IWASKIW; RL DELFINO y OH PADÍN, 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Editorial de la Universidad de La Plata, *Serie Ambiente y Desarrollo*, La Plata, Argentina, 75 pp.

LÓPEZ, RB, 1970. Viejas del Río de la Plata (Pisces, Loricariinae). *Rev. Mus. Arg. Cs Nat. "Bernardino Rivadavia"* (8):113-129.

MEISNER, JD y BJ SHUTER, 1992. Assessing potential effects of global climate change on tropical freshwater fishes. *GeoJournal* 28:21-27.

MENNI, RC, 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del *Mus. Arg. Cs Nat. "Bernardino Rivadavia"* N°5, 316 pp.

MIQUELARENA, AM y HL LÓPEZ, 1995. Fishes of the Lagunas Encadenadas (Province of Buenos Aires, Argentina), a wetland of international importance. Freshwater Biological Association, *Freshwater Forum* 5(1):48-53.

MÜLLER, P, 1979. Introducción a la zoogeografía. *Blume ecología*. Barcelona, 232 pp.

OLDANI, NO, 1990. Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná (Argentina). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, París, Francia, 23(1):67-76.

OLIVIER, SR, 1961. Estudios limnológicos en la Laguna Vitel (Partido de Chascomús, Bs. As., Arg.). *Agro*, Argentina, 3(6):1-128.

RINGUELET, RA, 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2: 1-122.

RINGUELET, RA y RH ARÁMBURU, 1957. Enumeración sistemática de los Vertebrados de la Pcia. de Buenos Aires. *Ministerios de Asuntos Agrarios de la Pcia. de Bs. As.* (La Plata) Publ 119: 1-94.

RINGUELET, RA; AA ARÁMBURU y RH ARÁMBURU, 1967 a. Los peces de agua dulce de la República Argentina. *Comisión de Investigaciones Científicas*, La Plata, 602 pp.

SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL (SMN), 1985. Estadística climatológica 1961-1970. *FAA Estadística* N° 35, Buenos Aires.

SHUTER, BJ y JR POST, 1990. Climate, population viability , and the zoogeography of temperate fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 119:314-336.

TORESANI, NI, HL LÓPEZ y SE GÓMEZ, 1994. Lagunas de la Provincia de Buenos Aires. *Dirección de Intereses Marítimos, Ministerio de la Producción de la Provincia de Buenos Aires*, La Plata, 108 pp.



# Efectos del ENOS sobre la temperatura superficial del mar y la abundancia de larvas de peces en las aguas oceánicas de Cuba

The effects of ENOS on the sea superficial temperature and the abundance of larvae of fish in the oceanic waters of Cuba.

Alina Gutiérrez Delgado<sup>1</sup>  
Amaury Alvarez Cruz<sup>1</sup>  
María del Pilar Frías<sup>2</sup>  
Irma Alfonso<sup>2</sup>

1-Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba. 1ra ave % 184 y 186 Reparto Flores. Playa Cuba

2-Centro de Investigaciones Pesqueras, 5<sup>ta</sup> Ave y 246, Barlovento, Santa Fe, Playa Cuba  
alinarita@gmail.com, amaurya@ama.cu

## RESUMEN

Esta investigación muestra los efectos del evento ENOS 1997-1998 en la temperatura superficial del mar (TSM) y en la abundancia de larvas de peces de las familias *Thunnidae*, *Carangidae* y *Lutjanidae* en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba. La data histórica está integrada por 37 cruceros oceanográficos realizados entre los años 1966 y 1999. De ellos, 3 cruceros fueron realizados bajo el efecto del ENOS 1997-1998 en los meses de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999. También fue utilizada la serie de TSM desarrollada en el Centro Meteorológico Nacional de la NOAA para la cuadrícula de Cuba 23°-24°N y 74°-85°O entre los años 1966 y 1999. Las anomalías térmicas de la TSM, durante septiembre de 1998, provocaron un aumento tanto de la distribución espacial como de la abundancia del desove en las especies pelágicas de las familias *Thunnidae* y *Carangidae*. Durante septiembre de 1998, es notorio un aumento significativo del total de larvas de las especies estudiadas (9325 larvas/100m<sup>2</sup>) en comparación con mayo de 1999 (5945 larvas/100m<sup>2</sup>) cuando históricamente el mes de mayo coincide con el pico de desove de la mayoría de las especies estudiadas.

**Palabras clave:** desove, temperatura, peces, pelágico, Mar Caribe

## Abstract

This investigation shows the effects of event ENOS 1997-1998 on the Sea Surface Temperature (SST) and the abundance of larvae of fish of the families *Thunnidae*, *Carangidae* and *Lutjanidae* in oceanic waters adjacent to Cuba. Historical data consists of 37 oceanographic cruises, which took place from 1966 to 1999. Some data come from three oceanographic cruises carried out under ENSO 1997-1998 in December 1997, September 1998 and May 1999. The SST series developed in NOAA's National Meteorological Center for Cuba's grid 23°-24°N and 74°-85°W between 1966 and 2000 was also used. Thermal SST anomalies, during September 1998, caused an increase in both the space distribution and the abundance of spawning in pelagic species of *Thunnidae* and *Carangidae*. During September 1998, a significant increase in the total

of larvae of the studied species (9325 larvae/100m<sup>2</sup>) in comparison with May 1999 (5945 larvae/100m<sup>2</sup>) is noticeable, when historically May coincides with spawning peaks of studied species.

**Key words:** spawning, temperature, pelagic, fish, Caribbean Sea

## INTRODUCCIÓN

En diferentes latitudes han sido observadas evidencias de la influencia del ENOS (El Niño – Oscilación del Sur) en los cambios de distribución, abundancia larvaria y captura de algunas especies pelágicas (Kimura *et al.*, 1997; Lehodey *et al.*, 1997; Castro *et al.*, 2000; Sugimoto *et al.*, 2001; Lavaniegos *et al.*, 2002; Escribano *et al.*, 2004; Sánchez-Velasco *et al.*, 2004). Una de las interpretaciones de mayor aceptación es que los eventos El Niño ocurren dentro del acoplamiento del sistema océano-atmósfera del Pacífico tropical, donde las ondas Kelvin ecuatoriales se propagan desde el oeste hacia Suramérica deprimiendo la termoclina y aumentando el nivel del mar en las costas. El resultado de estos cambios se traduce para Cuba en efectos sobre el clima caracterizados por anomalías en la presión atmosférica, las lluvias, la temperatura del aire (Cárdenas, 1998) y anomalías en la temperatura superficial del mar (TSM) (Hernández, 2001).

Durante los últimos seis eventos ENOS, la serie de TSM de Reynolds en la cuadrícula cubana 17-25°N y 73-87°O indica un comportamiento anómalo. El promedio anual de las anomalías de las TSM entre los años 1970-1998 señala los años más fríos entre 1974 y 1976, siendo este último el más frío, con un promedio anual de -0,42°C. Los años de anomalías positivas recayeron entre 1980 y 1983, 1995, 1997 y 1998, siendo este último el más cálido (Hernández, 2001). Específicamente, los efectos físicos del ENOS 1997-1998 sobre el clima en Cuba se caracterizaron por un verano cálido en extremo con record de temperaturas máximas y mínimas altas (Cárdenas, 1998), anomalías positivas de la TSM (esta investigación). Sin embargo, los efectos biológicos del ENOS son menos reportados e insuficientemente entendidos, por la carencia de monitoreos sistemáticos. Los estudios en general han sido aislados y descriptivos de un evento. Los eventos ENOS pueden incrementar la fertilización del océano en la región del Caribe (Melo *et al.*, 2001), intervienen en la retención y reclutamiento larval (Pringle, 1986); en el desove y pesquerías (Pearce y Philips, 1988), adelantando o retrasando su ciclo biológico estacional de las especies, las anomalías térmicas asociadas al evento pueden afectar a peces, crustáceos (Criales *et al.*, 2003) y demás componentes de la fauna. Estos efectos llegan a través de los mecanismos receptores del sistema nervioso central de los organismos, modificando los estímulos, los procesos metabólicos y finalizando muchas veces, con una actividad migratoria que los mueve hacia zonas de “máximo confort” (Sugimoto *et al.*, 2001).

Muchas especies son sensibles a una pequeña variación de la temperatura. Un aumento de sólo un grado podría tener efectos en la mortalidad y distribución de los organismos marinos. Las especies de mayor movimiento tienen la posibilidad de evadir las mayores temperaturas y podrían ajustar sus rangos de tolerancia térmica, pero las especies menos móviles no podrían (Kennedy *et al.*, 2002).

Las investigaciones de (García *et al.*, 1994) sobre la dinámica estacional de los procesos fisiológicos en los peces tropicales demuestran que pequeñas fluctuaciones de las

condiciones ambientales del trópico (temperatura, iluminación, etc.), pueden provocar notables variaciones en el estado fisiológico y por tanto conducir a un ritmo reproductivo específico. Además de la temperatura, existen aspectos claves en la retención y concentración de las larvas, como son giros y eddies (Lee y Williams, 1999), las rutas de migración, localidades y tiempo de desove, tasas de crecimiento y mortalidad, comportamiento de las larvas en la vertical, disponibilidad de alimento, habilidades sensoriales y de nado de las especies (Spounagle *et al.*, 2002). Todos estos factores interactúan durante un tiempo para determinar la concentración y/o dispersión de las larvas.

Las especies tropicales tienen períodos de desove típicamente largos. Un número considerable de especies desovan durante todo el año. En las aguas cubanas muchas especies fecundan entre marzo y agosto, cuando la temperatura del agua tiene 26-27°C, sin embargo, este patrón puede ser específico para las condiciones ambientales en el área y las particularidades de cada especie (Claro *et al.*, 2001).

Los pargos (*Lutjanidae*) son particularmente importantes en la economía pesquera y en las comunidades arrecifales del archipiélago cubano por su valor estético y enlace trófico. Las especies neríticas de esta familia realizan migraciones desde las aguas interiores de la plataforma hacia mar abierto, para desovar en momentos en que las corrientes y el viento facilitan el transporte de los huevos y larvas hacia el océano, donde permanecen hasta que concluye el período de duración larval. De algunas especies se conoce con exactitud su período de desove. Por ejemplo, el caballero (*L. griseus*) tiene un desove máximo en julio-agosto, cuando el fotoperíodo y la temperatura del agua alcanzan valores máximos. El desove pico de la biajaiba (*L. synagris*) es en mayo y el del pargo criollo (*L. analis*) en junio (Claro *et al.*, 2001).

Dentro de las especies pelágicas que habitan próximas a la plataforma cubana, los principales recursos pesqueros son el bonito (*Katsuwonus pelamis*) y la albacora (*Thunnus atlanticus*). Estas dos especies se encuentran formando grandes cardúmenes, con frecuencia, muy cerca de la superficie donde se realiza la captura comercial. De todas las capturas de peces, estas especies representan el segundo grupo más importante por volumen de captura. Las especies de Thunnidos son eminentemente migratorias con picos de desove principalmente entre mayo y agosto (Frías, 1998).

Las especies de Carangidae de amplia distribución en las regiones tropicales y subtropicales, forman parte de las principales pesquerías en Cuba. La mayoría de estas especies exhiben los principales picos de desove en abril-mayo, agosto-septiembre y en octubre-noviembre (Montolio, 1978; Frías y Montolio, 1986).

En Cuba los efectos del ENOS mejor documentados son referidos a las anomalías de la TSM y anomalías de factores meteorológicos (Lapinel *et al.*, 2002). Los efectos biológicos del ENOS son generalmente ignorados y las evaluaciones de estos efectos aún no ofrecen suficientes evidencias (Hernández, 2001; Melo *et al.*, 2001). La escasa información biológica de los efectos del ENOS conlleva a una evidente desinformación del efecto de El Niño en comunidades del plancton. Esta investigación carece de un cúmulo de información que permita realizar comprobaciones más robustas. En general, aún cuando se logra alguna observación durante el evento, no existe información entre eventos, disminuyendo las comparaciones entre situaciones con y sin evento. A pesar de esta situación los autores encontraron provechoso exponer el resultado de tres muestreos realizados bajo los efectos del ENOS 97-98, el más fuerte reportado en el

siglo XX y realizar comparaciones con años sin este efecto.

En este trabajo se estudia la respuesta de la temperatura superficial del mar (TSM) y de la abundancia de larvas de peces de las familias *Thunnidae*, *Carangidae* y *Lutjanidae* en relación al evento ENOS 1997-1998. La densidad larvaria muestreada durante la presente investigación fue comparada con otros cruceros realizados en el mismo mes de diferentes años.

## MÉTODOS

La región de estudio seleccionada comprende las aguas oceánicas adyacentes a Cuba, entre los 19° y 24° N y los 74° y 85° O. (Fig. 1).

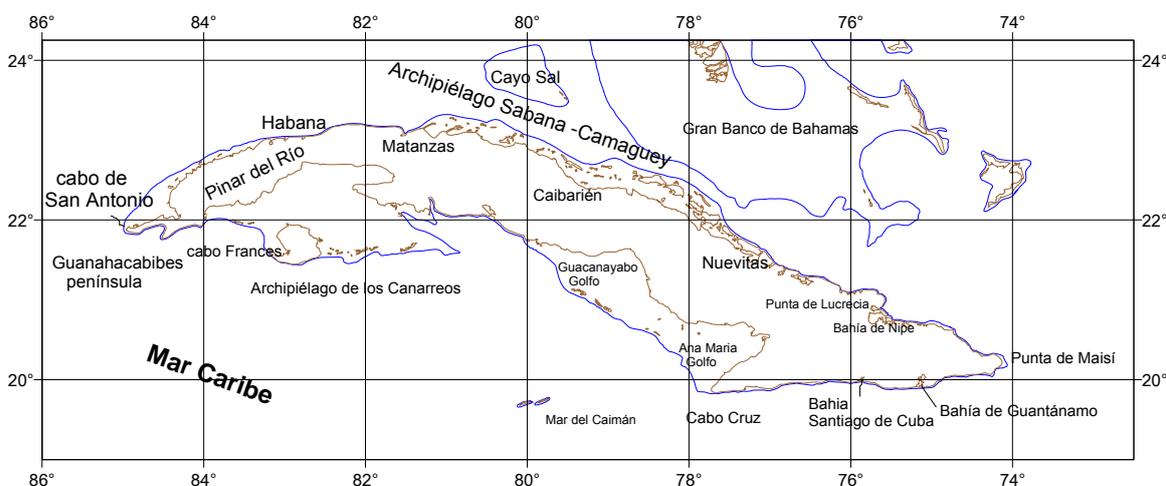


Figura 1. Ubicación geográfica de la región de estudio

Las evidencias físicas y biológicas del ENOS 1997-1998 en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba fueron analizadas a través de tres cruceros oceanográficos a bordo del BIC-Ulises. Los cruceros de septiembre de 1998 y de mayo de 1999 cubren la misma red de estaciones alrededor de Cuba, con 167 estaciones cada uno (Fig. 2 a y b).

Particularmente, el crucero de diciembre de 1997 es realizado en la costa norte de Cuba, cubriendo una red de 119 estaciones que coinciden con la ubicación de las estaciones de la costa norte, durante septiembre de 1998 y mayo de 1999.

Las muestras de plancton fueron tomadas con una red Trapecio, de un metro de diámetro en la boca (Guitart,1971), en lances dobles oblicuos con malla filtrante de 0.505 mm, a partir de los 200 metros de profundidad hasta la superficie, la cual fue suficiente para muestrear las especies de las tres familias.

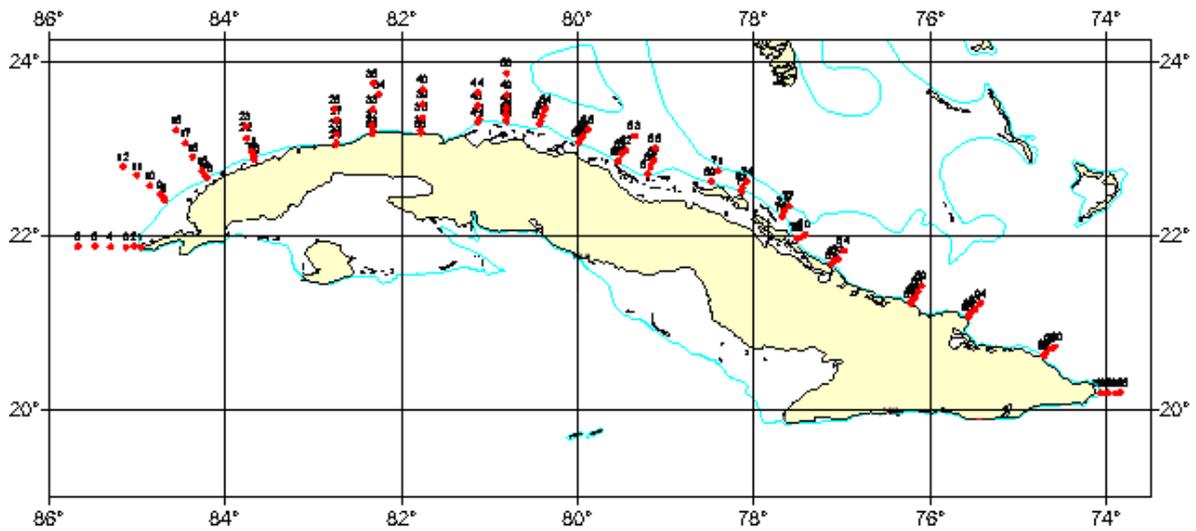


Figura 2a. Red de estaciones realizada durante el crucero de diciembre de 1997.

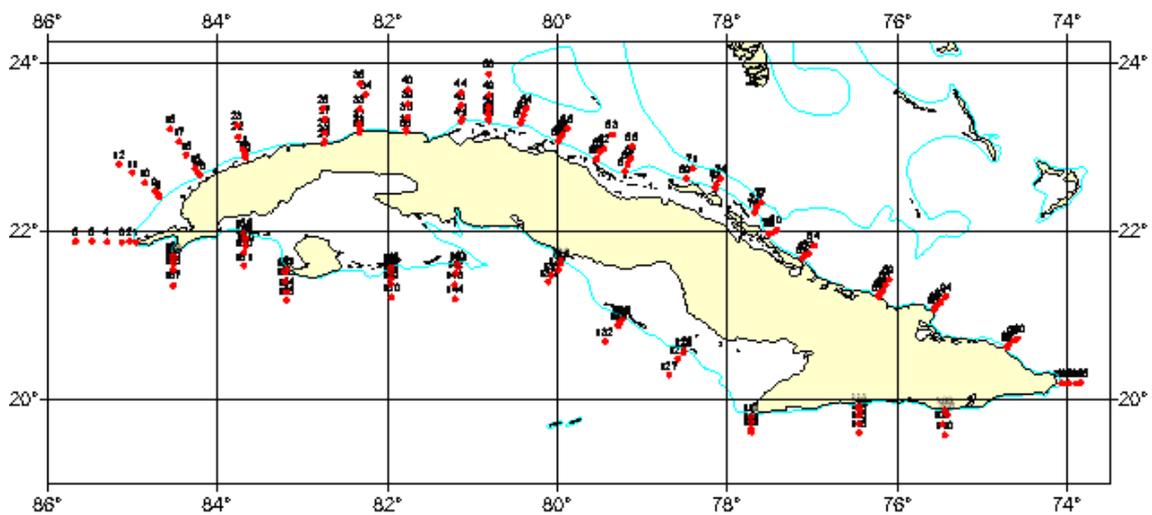


Figura 2b. Red de estaciones realizada durante los cruceros de septiembre de 1998 y mayo de 1999

El volumen de agua filtrada y la profundidad de arrastre son medidos mediante un flujómetro, y un registrador de distancia-profundidad, colocados en la boca de la red respectivamente. Las larvas son clasificadas por especies de la familia Thunnidae, Carangidae y Lutjanidae y las concentraciones totales determinadas mediante la conversión del diámetro de la red a un área de 100 m<sup>2</sup> (Kramer *et al.*, 1972).

Cada lance de la red, equivalente a un arrastre por estaciones, fue precedido por mediciones *in situ* de la TSM utilizando termómetros de precisión 0.01°C. (Emery y Thomson, 2001).

A modo de cuantificar el total del desove por cruceros fueron sumadas las colectas de las tres familias estudiadas, aunque el hincapié del estudio se realiza mediante una estadística básica de cada familia. De esta manera, los promedios de concentración de larvas se calcularon con el total de las especies de una misma familia. Los rangos de

valores se establecieron entre 0 y 50, 51 y 100, 101 y 200 y mayores de 200 larvas/100m<sup>2</sup> de superficie marina.

La comparación de las colectas de larvas entre cruceros fue posible cuando los cruceros cumplían homogeneidad con igual región de monitoreo, similar número de estaciones y estacionalidad con igual mes de observaciones.

El análisis de los datos consiste en mostrar evidencias de la influencia de las anomalías de la TSM sobre el desove de especies de las tres familias estudiadas. Las colectas de larvas fueron comparadas: primero, teniendo en cuenta la totalidad del desove en cada uno de los cruceros de la presente investigación; segundo, de forma independiente por familias de peces en cuanto a densidad y diversidad y tercero, son comparadas las colectas y sus respectivas anomalías de la TSM con otros cruceros que cumplieran con las exigencias anteriormente descritas. Por último, son actualizados los rangos de TSM asociados al desove de las especies estudiadas.

El estudio de la temperatura superficial en las aguas oceánicas cubanas y el cálculo de las anomalías de la TSM durante los meses de muestreo (diciembre, septiembre y mayo) provienen de mediciones *in situ* realizadas entre los años 1966 y 1999. La Tabla 1 muestra la irregularidad de los datos *in situ*, los cuales se caracterizan por no estar espaciados en el tiempo de manera homogénea. Independiente a esta particularidad los datos de cruceros oceanográficos constituyen una información muy útil en los estudios del clima, pues aunque espaciados, permiten realizar una caracterización de la TSM a partir de la segunda mitad del siglo XX.

Tabla 1. Cruceros oceanográficos realizados en aguas cubanas entre los años 1966 y 1999

No	Crucero	Fecha de ejecución	No	Crucero	Fecha de ejecución
1.	EF/1	8-9/ 1966	2.	Abril 1986	4-5/1986
3.	EF/2	2/1967	4.	Maltsevo I	7-8/86
5.	EF/3	5/1968	6.	Maltsevo II	11/1986
7.	octubre 1968	9-10-11/ 1968	8.	Maltsevo 4	12/1986
9.	Diciembre 1968	12/1968	10.	Streles I	1/1987
11.	EF/6	8/9/1972	12.	Streles II	2/1987
13.	Mayo s	5/1980	14.	Ulises 0	12/1987
15.	Mayo s	5/1981	16.	Ulises 1	7/1988
17.	Julio agosto	7/8/1982	18.	Ulises 2	10-11/1988
19.	Korchatov	3/1984	20.	Ulises 3	2/1989
21.	Yuca I	5/6 / 1984	22.	Ulises 4	5-6/1989
23.	Julio 1984	7/1984	24.	Ulises 5	7-8-9/1989
25.	Septiembre 1984	9/1984	26.	Bugaev	11-12/1989
27.	Febrero marzo 1985	2/3 1985	28.	Yuca II	11-12/ 1989
29.	I Bojeo	9/1998	30.	Vitias	2/1990
31.	Marzo 1999 Ecofront	3/1999	32.	Yuca III	4 /1991
33.	EF/1	8/19 66	34.	Ulises 6	9-10 1991
35.	EF/2	2/1967	36.	Ergoclina I	7 /1994
37.	EF/3	5/1968	38.	Ergoclina II	3/ 1995
39.	octubre 1968	10-11/ 1968	40.	Ulises 8/95	8-9/1995
41.	Diciembre 1968	12/1968	42.	Ulises2/96	2/1996

43.	EF/6	8-9/1972	44.	Ulises9/96	9/1996
45.	Abril 1985	4 -5/1985	46.	Ulises2/97	2/1997
47.	Agosto 1985	8-9/1985	48.	II Bojeo	5-6/99

La anomalía de la TSM se definió como el valor del dato, menos la media mensual de los años analizados ( $t_i - T$ ); donde:  $t_i = 1, 2, 3, \dots, n$ .

A partir de los datos de TSM medidos *in situ* son calculadas las medias históricas de la TSM de los meses de diciembre, septiembre y mayo con el objetivo de conocer las anomalías térmicas durante los cruceros de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999.

Para corroborar los cálculos de anomalías de los datos *in situ* es utilizada la serie de Reynolds, entre los años 1966 y 1999, en el mismo cuadrante de las observaciones *in situ* 19°-24 °N y 74°-85 °O. La serie de Reynolds desarrollada en el Centro Meteorológico Nacional de la NOAA consiste en observaciones mensuales de la TSM, obtenidas por una interpolación óptima (IO) (Reynolds y Smith, 1994).

La serie de mediciones *in situ* tiene una separación entre estaciones de 0.05 grados como mínimo y de 0.16 grados entre las estaciones más alejadas. Los datos de la serie de Reynolds aparecen en una rejilla de 1x1 grados, por esta razón no interesan las comparaciones cuantitativas entre ambas series, sino el hecho de que ambas reflejan los efectos del ENOS 97-98.

## RESULTADOS

### Temperatura superficial del mar

El estudio de la TSM en aguas cubanas entre los años 1966 y 1999 exhibe un valor medio anual de 27.7 °C, un máximo promedio en agosto - septiembre de 29.61 °C y un mínimo promedio en febrero de 25.64 °C, asociados estos con los meses más cálidos y fríos del año (Fig. 3).

En concordancia con estos resultados (Melo *et al.*, 2000) obtiene para la serie entre 1978 y 1986 una variación estacional promedio de la TSM de 27.53 °C, un máximo en agosto-septiembre de 29.00 °C y un mínimo en febrero de 25.84 °C.

En las aguas de la costa norte en el verano (julio-agosto-septiembre) generalmente existe un patrón de disminución de la TSM desde la región noroeste (29.10°C) hasta la región noreste (28.1°C) de Cuba. Esta característica de la TSM responde probablemente a la marcada difusión de calor de la corriente cálida del Lazo en la región noroeste de Cuba. (Tabla 2).

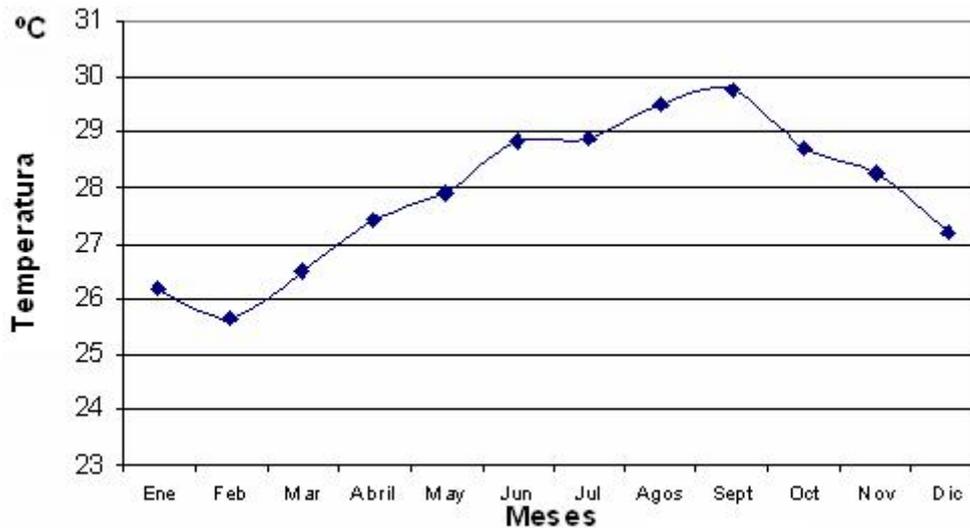


Figura 3. Valores mensuales promedios de la TSM para la serie entre 1966 y 1999

Tabla 2. TSM promedio en la región NW, canales de San Nicolás y Viejo de Bahamas y la región NE de la costa norte de Cuba durante las estaciones climáticas de verano e invierno.

Región	TSM (°C) verano	TSM (°C) invierno
Noroeste	29.10	26.00
Canales	28.38	26.30
Noreste	28.1	27.10

En el período invernal, como consecuencia de una alta frecuencia de frentes fríos sobre la región noroeste, los patrones térmicos en la costa norte de Cuba se invierten en relación a los del verano de tal manera que las aguas más frías (26.10 °C) de la costa norte se observan en la región noreste mientras las más cálidas se corresponden con la región oriental (27.10 °C).

En los canales de San Nicolás y Viejo de las Bahamas la TSM promedio es de 28.38 °C en el verano y de 26.3 °C en el invierno, las características térmicas de esta región responden a la mezcla de las aguas cálidas de la corriente de la Florida con las corrientes del extremo noreste de Cuba.

De manera general las mediciones *in situ* muestran que en la costa sur la TSM promedio es más alta (28.18 °C) en aproximadamente 0.89 °C que en la costa norte (27.29 °C) (Tabla 3).

Tabla 3. Reporte de la TSM promedio en las costas N y S de Cuba. La TSM promedio proviene de mediciones *in situ* entre los años 1966 y 1999.

Estaciones climáticas	TSM (°C)	TSM (°C)
	Costa Norte	Costa sur
verano	28,02	29,17
invierno	26,56	27,19
Promedio	27,29	28,18

Utilizando la serie de Reynolds en el período comprendido entre los años 1966 y 1999 se obtiene que la TSM promedio en la costa norte es de 27,32 °C, mientras que en la costa sur es de 28,25 °C. La diferencia de 0,93 °C entre ambas costas confirma el patrón espacial de la TSM procedente de mediciones en cruceros oceanográficos.

Los promedios mensuales de la serie de TSM *in situ* en los meses de diciembre, mayo y septiembre son de 27,2 °C, 28 °C y de 29,75 °C, respectivamente. Durante el crucero de diciembre de 1997 la TSM se mantuvo alta en comparación con la media histórica de ese mes. Las anomalías positivas 0,82 °C sugieren la existencia de un efecto modulador de la temperatura en las aguas oceánicas, el cual también afectó el área durante el crucero de septiembre de 1998. Este crucero reafirma que los patrones térmicos de la TSM muestran alteraciones de 0,63°C por encima del valor medio histórico del mes de septiembre (Tabla 4).

Tabla 4. Reporte de la TSM mínima, máxima y media y anomalía de la TSM *in situ* y de la serie de Reynolds entre los años 1966 y 1999.

Fecha del crucero	Temp. Mínima °C	Temp. Máxima °C	Temp. Media C	Anomalías <i>in situ</i> °C	Anomalías serie de Reynolds °C
diciembre 1997	23,6	28,28	27,21	0,82	0,40
septiembre 1998	29,03	30,63	29,87	0,63	0,44
mayo 1999	26,94	28,41	28,01	-0,28	-0,17

A diferencia de los anteriores muestreos, el de mayo de 1999 encuentra anomalías térmicas negativas (-0,28°C), lo cual parece indicar que el efecto cálido de El Niño 97-98 había cesado para dar lugar a los efectos de La Niña 99.

Con el objetivo de corroborar los resultados de la TSM *in situ*, son comparados estos con la serie de TSM de Reynolds (Reynolds y Smith, 1994). Las anomalías térmicas de la serie de Reynolds en los meses de diciembre de 1997 (0,40°C), septiembre de 1998 (0,44°C) y mayo de 1999 (-0,17°C) también confirman el efecto del evento ENOS sobre las aguas oceánicas cubanas.

### Ictioplancton

Las larvas colectadas de acuerdo con la red utilizada estuvieron en un rango entre 1.1 mm y 8.0 mm, lo que indica por el tamaño de las larvas que ocurrió el desove en el período de cada muestreo.

De forma general es notorio un aumento del total de larvas de las especies estudiadas (9325 larvas/100m<sup>2</sup>) en el mes de septiembre de 1998, en comparación con mayo de 1999 (5945 larvas/100m<sup>2</sup>) cuando históricamente coincide el mes de mayo con los picos de desove de la mayoría de las especies estudiadas (Tabla 5).

Tabla 5. Densidad Total de todos los arrastres realizados por cruceros (diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999). La densidad total es dada por las especies de cada familia y equivale en espacio al número de larvas por 100 m<sup>2</sup>.

Especies	D.T Diciembre	D.T Septiembre	D.T Mayo
Thunnidae	1178	5376	3101
Carangidae	1371	3016	1648
Lutjanidae	2000	933	1196
TOTAL	4549	9325	5945

En el caso de las especies de Lutjanidae, en diciembre de 1997 la densidad larvaria (2000 larvas/100m<sup>2</sup>) fue mayor que la colectada en septiembre de 1998 (933 larvas/100 m<sup>2</sup>) y en mayo de 1999 (1196 larvas/100 m<sup>2</sup>). Las abundantes colectas de Lutjanidae en diciembre de 1997 específicamente de *Lutjanus synagris* (Biajaiba), fueron comprobadas en las pesquerías dos años después del muestreo.

### Larvas de la familia Thunnidae

En diciembre de 1997 las mayores densidades, entre 50 y 100 larvas/100m<sup>2</sup> ocurrieron en la región nororiental y norte de Matanzas respectivamente, siendo la especie más representativa *K. pelamis*, seguida de *T. atlanticus*. (Fig. 4)

En septiembre de 1998 la distribución de las larvas de Thunnidae es significativamente mayor en relación a los muestreos de 1997 y 1999. El bonito (*K. pelamis*), fue la especie más distribuida en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba, aunque la falsa albacora (*T. atlanticus*) fue la especie que presentó las mayores densidades con valores superiores a las 200 larvas/100m<sup>2</sup> en la región noroccidental de Cuba, norte de Cayo Coco, región suroccidental del archipiélago de los Canarreos y sur del Golfo de Guacanayabo.

En mayo-junio de 1999 las mayores densidades corresponden al *T. atlanticus* con más de 200 larvas/100m<sup>2</sup> al norte del archipiélago Sabana - Camagüey (ASC) y *T. albacares*, con 100 y 200 larvas/100m<sup>2</sup> también en este lugar y norte de Punta Guarico (región nororiental de Cuba).

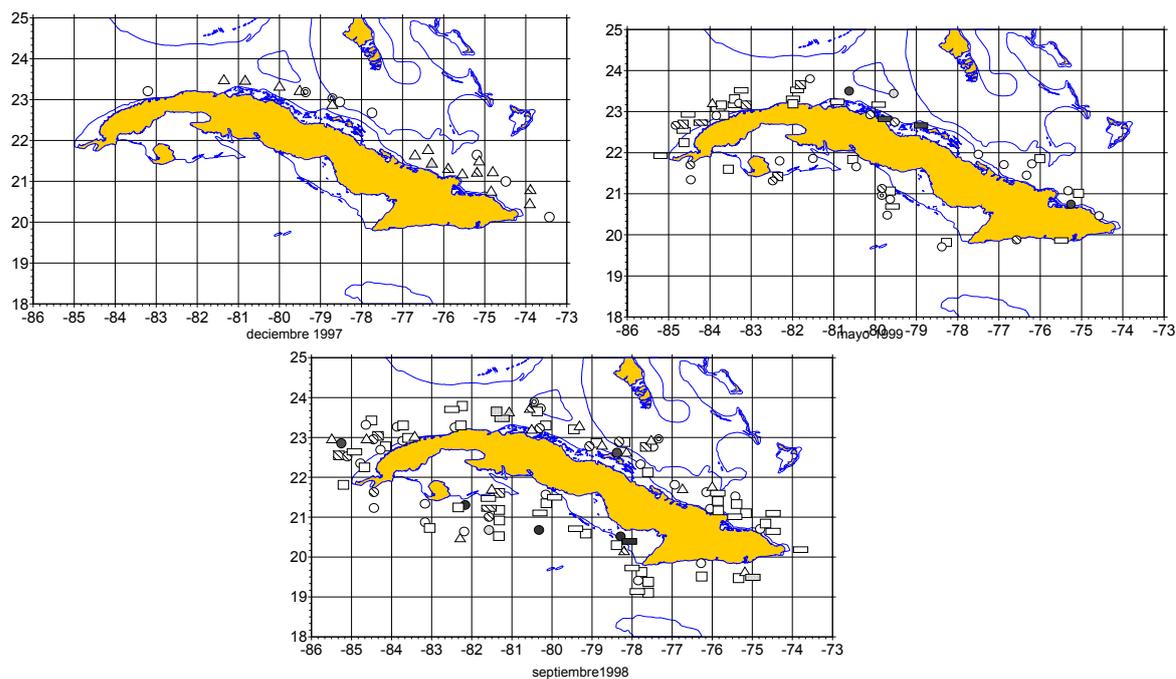


Figura 4. Distribución y concentración de larvas de Thunnidae (Cruceros de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo 1999.)

- *T. atlanticus*    △ *K. pelamis*    □ *E. alleteratus*    ▭ *T. albacares*    ⊙ *A. thazard*  
 ○ 0 - 50    ▨ 51 - 100    ⊘ 101 - 200    ● + 200

### Larvas de la familia Carangidae

En diciembre de 1997 el desove fue registrado principalmente en la región noroccidental y nororiental de Cuba. (Fig. 5).

La especie *D. punctatus*, con más de 100 y 200 larvas /100m<sup>2</sup> es la más abundante en aguas cubanas, coincidentemente con los resultados de 14 campañas de investigación (Gutiérrez y Orozco, 1986).

En el crucero de septiembre de 1998 las especies más abundantes fueron *S. crumenophthalmus*, *Ch. chrysurus*, y *T. lathami* con más de 100 larvas/100m<sup>2</sup> en las regiones central y oriental de Cuba y *Decapterus punctatus* y *Caranx crysus* con más de 200 larvas/100m<sup>2</sup> al sur de Cuba.

En la temporada de mayo-junio de 1999 las especies dominantes fueron *Decapterus punctatus* y *Caranx crysus*. Ambas especies muestran más de 200 larvas /100 m<sup>2</sup> en el archipiélago Sabana – Camagüey.

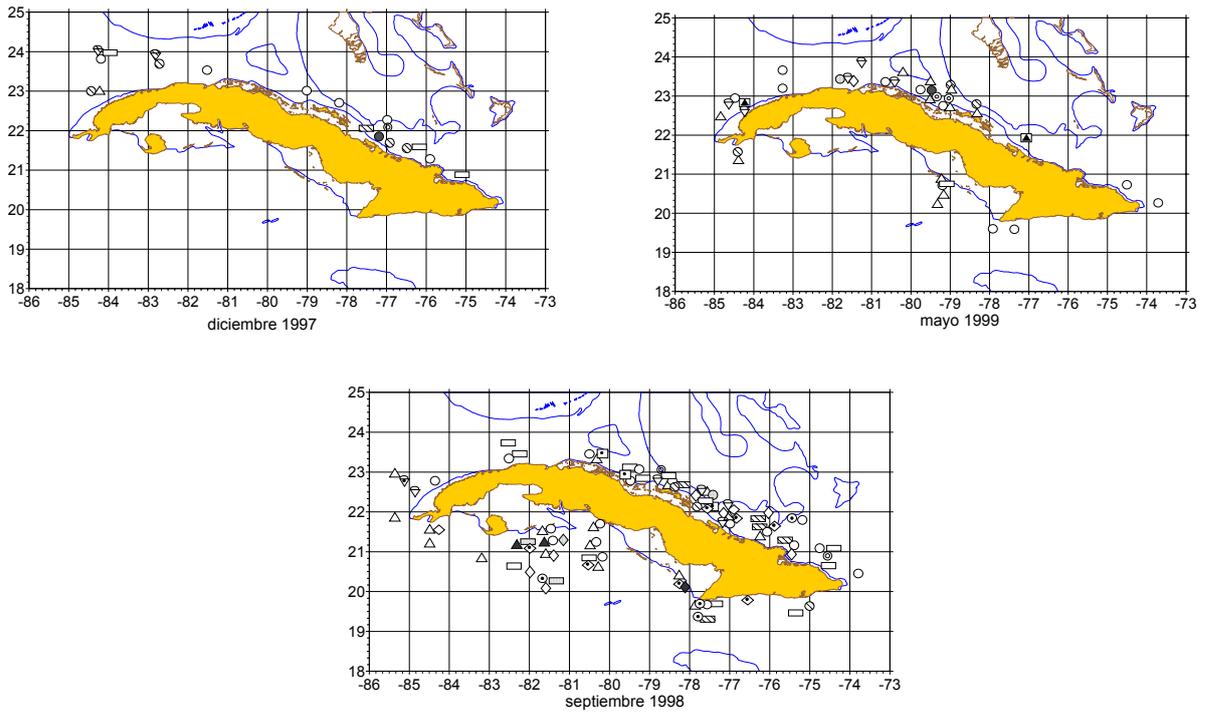


Figura 5. Distribución y concentración de larvas de Carangidae (Cruceos de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999.)

- *Decapterus punctatus* □ *Seriola dumereli* △ *Cananx crysus* ◇ *Trachurus lathami* ◻ *Chloroscombrus crysurus*  
 ▽ *Selar crumenophthalmus* ▲ *Selene setapinnis* ⊙ *Caranx hippos* ♡ *S. dumereli* ◻ *O. saurus* ◇ *N. ductor*  
 ⊙ *C. hippos* ◇ *S. setapinnis* ▲ *Caranx latus*  
 ○ 0 - 50 ⊖ 51 - 100 ⊕ 101 - 200 ● + 200

Las colectas realizadas en diciembre de 1997 y mayo de 1999 muestran igual variedad de especies. Sin embargo, en los muestreos de septiembre de 1998 son observadas tres especies (*Oligoplites saurus*, *Caranx ruber* y *Caranx ductor*), no reportadas en diciembre y mayo. Otra característica notoria durante el muestreo de septiembre fue la mayor densidad de 3016 larvas/100m<sup>2</sup>, casi el doble de la reportada en los cruceos de diciembre y mayo.

### Larvas de la familia Lutjanidae

Durante el muestreo de diciembre de 1997, la especie predominante *L. synagris* realizó grandes desoves de más de 200 larvas/100 m<sup>2</sup> al norte de Cayo Coco y de Nuevitás. (Fig. 6).

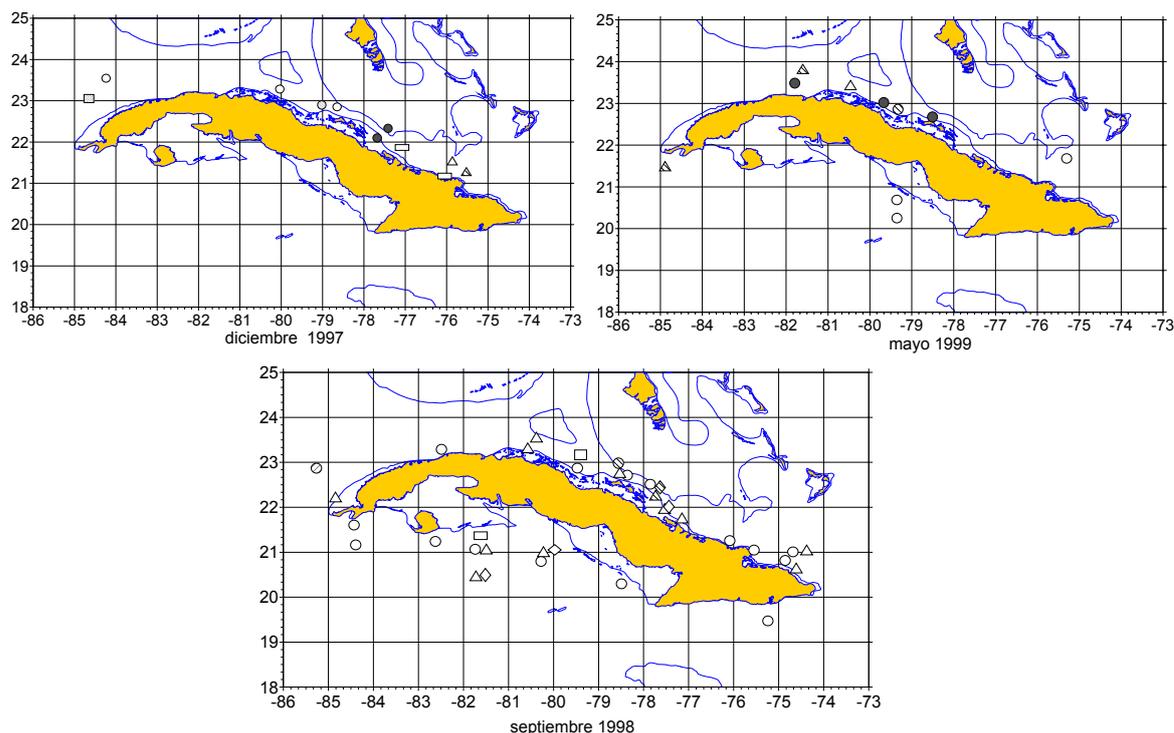


Figura 6. Distribución y concentración de larvas de Lutjanidae (mayo 1999).

○ *L. synagris* △ *L. griseus* □ *L. campechanus* ◻ *Rhomboplites aurorubens* ◇ *L. bucanella*  
 ○ 0 - 50 ◐ 51- 100 ◑ 101 - 200 ● + 200

A continuación *L. griseus* desovó con más de 100 larvas/100m<sup>2</sup> principalmente al norte de Punta Lucrecia (región nororiental de Cuba). Aunque fueron observadas altas concentraciones de larvas, estas no aparecen distribuidas ampliamente en el área. Es posible que las áreas específicas de concentración de adultos para el desove fuera una limitante para la dispersión de las larvas.

En septiembre de 1998 predominaron: *L. synagris* y *L. campechanus*, con las mayores densidades de 100 larvas/100m<sup>2</sup> al norte de cayo Coco, y norte de cayo Romano respectivamente. En mayo-junio de 1999 la especie *L. synagris* fue la mayor desovadora (+200 larvas/100m<sup>2</sup>) al norte de Matanzas y de los cayos Fragoso y Romano, sitios estos de agrupación de adultos para el desove (Claro *et al.*, 2001).

### Estadística básica de las colectas

La estadística básica de las densidades de larvas de las especies de Thunnidae, Carangidae y Lutjanidae durante los tres muestreos realizados bajo el efecto del ENOS 97-98 es resumido en la (Tabla 6).

Tabla 6. Estadística básica de las colectas (larvas /100 m<sup>2</sup>) realizadas en los tres cruceros de investigaciones de mayo de 1999, septiembre de 1998 y diciembre de 1997

Familias	Promedio	Mínimo	Máximo	Desv. Std
Thunnidae 5-1999	78	3	480	105
Thunnidae 9-1998	107	13	576	127
Thunnidae 12-1997	40	0	130	30
Carangidae 5-1999	68	3	594	122
Carangidae 9-1998	81	8	384	86
Carangidae 12-1997	96	16	351	94
Lutjanidae 5-1999	136	6	555	179
Lutjanidae 9-1998	36	5	137	2
Lutjanidae 12-1997	194	12	1253	382

Las concentraciones máximas de las especies pelágicas fueron observadas en los Thunnidos (576 larvas /100m<sup>2</sup>) durante septiembre de 1998 y en los Carangidos (594 larvas /100m<sup>2</sup>) durante mayo de 1999, mientras la mayor concentración de larvas de Lutjanidos (1253 larvas /100m<sup>2</sup>) fue colectada en diciembre de 1997.

El valor promedio de concentración de larvas de Thunnidae (107 larvas /100m<sup>2</sup>) durante septiembre de 1998, es superior a la de mayo de 1999 y diciembre de 1997. Las especies de Carangidae (96 larvas /100m<sup>2</sup>) y Lutjanidae (194 larvas /100m<sup>2</sup>) mostraron la concentración promedio más alta durante el crucero de diciembre de 1997 (mes invernal). Este hecho llama la atención porque durante el mes de diciembre no son esperadas las concentraciones promedios más altas de las especies de Carangidae y Lutjanidae, éstas deben corresponder a las épocas de primavera y verano cuando históricamente se producen los picos de desove.

La concentración promedio y la máxima de las colectas de Lutjanidae muestran los valores más altos en el crucero de diciembre de 1997. Es posible que para estas especies los efectos de las anomalías positivas de la TSM en combinación con otros factores proporcionaran una mayor colecta en el mes de diciembre.

Las colectas entre decenas y miles de larvas/100m<sup>2</sup> de las especies de Lutjanidae, durante diciembre de 1997 explican la desviación estándar de la densidad de larvas en 382 larvas /100 m<sup>2</sup>. Específicamente las larvas de biajaiba (*Lutjanus synagris*), fueron las de mayor densidad en el orden de 1000 larvas/100m<sup>2</sup> en estaciones localizadas cerca de Caibarién, lo cual es comprobado en las pesquerías dos años después del desove.

## DISCUSIÓN

Las anomalías de la TSM y de la temperatura del aire en el Caribe y su relación con el evento ENOS han sido estudiadas (Carton *et al.*, 1996; Melo *et al.*, 2001; Hernández, 2001; Gutiérrez *et al.*, 2001) para comprobar teleconexiones climáticas entre la cuenca del Caribe y el Pacífico, las cuales han sido probadas por (Enfield, 1997).

Hernández, (2001) analiza una serie de la TSM en aguas cubanas entre el año 1970 y 1998 y encuentra anomalías positivas durante el evento ENOS 1972-73 y a fines de

1976 y primeros meses de 1977. En el evento ENOS 1982-83 la TSM alcanzó valores positivos a partir de diciembre de 1982 y durante todo 1983. El episodio 1987-88 propició anomalías positivas durante 1987 y hasta agosto de 1988. El ENOS 1992-93 presentó anomalías positivas máximas de la TSM hacia fines de 1992, enero de 1993 y primeros seis meses de 1994. Particularmente el ENOS 1997-1998 es caracterizado por un verano cálido en extremo con record de temperaturas del aire máximas y mínimas altas (Cárdenas, 1998) y por anomalías positivas de la TSM discutidas en esta investigación.

Algunas evidencias biológicas de los efectos del ENOS sobre la región oceánica próxima a Cuba, exponen una máxima concentración de pigmentos de clorofila durante el evento ENOS 1982-1983 contrastando con el decrecimiento de la productividad primaria en el Pacífico oriental reportado por (Chávez, 1985) durante estos años. Al sur de Cuba los eventos ENOS se han relacionado con las pesquerías de la langosta (Hernández y Puga, 1995) pero aún no quedan claras estas relaciones (Criales *et al.*, 2003).

La escasa información biológica de los efectos del ENOS conlleva a una evidente desinformación del efecto de El Niño en comunidades del plancton. La presente investigación carece de un cúmulo de información de colectas anteriores que permita realizar comprobaciones más robustas. En general, aún cuando es generada alguna observación durante el evento, se carece de información entre eventos, disminuyendo las posibilidades de comparación entre períodos bajo los efectos con y sin El Niño. Para esclarecer la presencia de este evento en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba durante los años 1997-1998 son descritas evidencias físicas por medio de las anomalías de la TSM y respuestas biológicas encontradas en la densidad de las larvas de cruceros realizados con y sin ENOS.

Las anomalías de la TSM observadas durante los tres cruceros oceanográficos de la presente investigación confirman el efecto del ENOS 97-98 sobre las aguas cubanas. Las anomalías térmicas calculadas a partir de la media histórica de cruceros oceanográficos y las anomalías térmicas de la serie de Reynolds en los mismos meses de las investigaciones no muestran diferencias contrastantes. Las diferencias en las magnitudes de las anomalías de la TSM en ambos cálculos son intuitos por las diferentes fuentes de procedencia de los datos. La TSM procedente de cruceros oceanográficos fue medida en redes de estaciones con diferencias entre un punto y otro de 0.09 y 0.16 grados, mientras que en la serie de Reynolds los datos proceden de una rejilla de 1x1 grado. Sin embargo, para los fines de la presente investigación es suficiente notar que ambas series muestran anomalías positivas durante el evento El Niño 1997-1998 y negativas durante la Niña 1999.

La TSM es una de las variables más utilizadas para explicar cambios ambientales, como indicadora de variabilidad en numerosos procesos oceánicos, físicos (Lee y Williams, 1999; Folland *et al.*, 1990) o biológicos (Criales *et al.*, 2003). Para desarrollar esta investigación es escogida esta variable por las facilidades de medición *in situ*, por las posibilidades que ofrecen los datos de satélites y por representar el fenómeno biológico tratado.

Las especies de las familias estudiadas desovan a profundidades que no sobrepasan la termoclina. Estudios realizados por (Frías, 1998) explican que el desove ocurre en toda la capa mezclada, a profundidades principalmente entre 20 y 50 m. En las aguas

oceánicas cubanas la capa mezclada es caracterizada por la homogeneidad térmica hasta aproximadamente los 100 m de profundidad en el invierno y hasta 50 ó 60 m en el verano. Este hecho sugiere que la TSM, es una variable apropiada para estudiar el desove de estas especies.

Las estrategias de reproducción como es la profundidad del desove es diferente para las especies tropicales. Johannes (1978) argumenta que la depredación es el elemento adaptativo determinante en las aguas tropicales y según este autor no parecen existir relaciones entre el proceso de reproducción y las lluvias o la temperatura del agua. Según Claro (1994), no debe ser considerada una única estrategia reproductiva para todos los peces tropicales por la gran variedad ecológica de éstos, además no se conocen las particularidades por especie. En este sentido esta investigación ofrece evidencias de estrategias de reproducción no reportadas para las especies estudiadas al mostrar rangos térmicos de desove que pudieran obedecer a anomalías de la TSM.

### Incidencia de la temperatura en el desove

Aún cuando ha existido un interés en determinar los efectos de las anomalías térmicas que provoca El Niño en Cuba (Hernández, 2001; Gutiérrez, 2001) son escasos los trabajos que evalúan su efecto en las comunidades oceánicas. El Niño ha sido incorporado como un factor de variabilidad interanual, a la que los organismos marinos podrían o no estar adaptados. En este sentido durante el muestreo de septiembre de 1998 (año ENOS) ocurre el mayor desove de las especies de *Thunnidae* y *Carangidae*, sin embargo, las especies de *Lutjanidae* desovarón menos (Fig. 7).

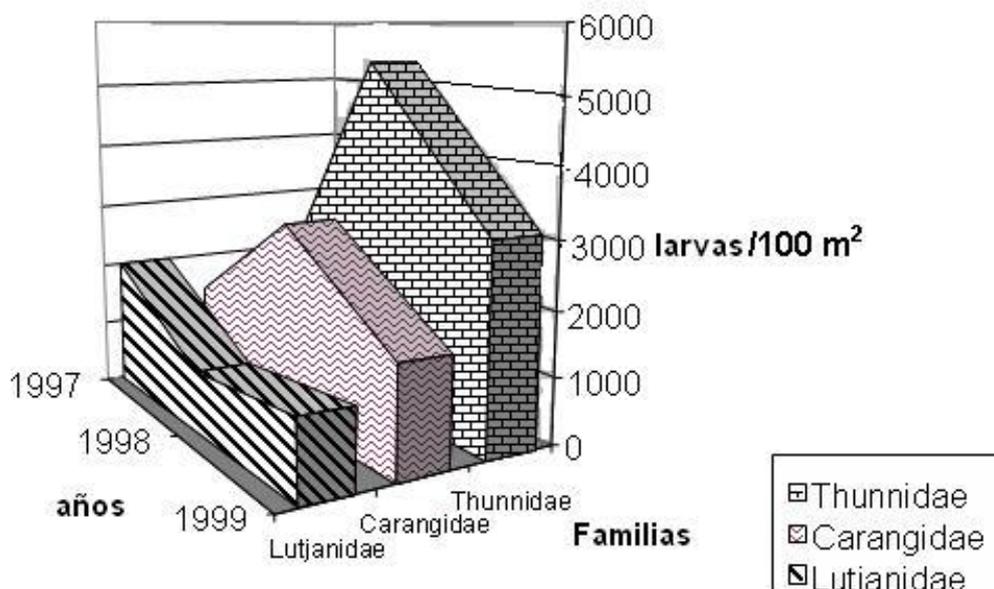


Figura 7. Resultados del muestreo biológico de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999. Densidad (Número de larvas por 100m<sup>2</sup>) de las especies estudiadas de las familias *Thunnidae*, *Carangidae* y *Lutjanidae*. La mayor densidad de larvas de las especies de *Thunnidae* y *Carangidae* se encuentra en el muestreo de septiembre de 1998. Las especies de *Lutjanidae* no desovarón intensamente durante las altas temperaturas de 1998.

Es probable que los diferentes hábitos de las especies de las familias estudiadas respondieran de manera desigual a los cambios térmicos. Las especies de *Thunnidae* y *Carangidae* son de hábitos pelágicos mientras que las especies de *Lutjanidae* frecuentan

las aguas de la plataforma cubana, las cuales a diferencia del océano responden rápidamente ante los cambios océano-atmósfera por las bajas profundidades que la caracterizan. Bajo estas condiciones las especies de Lutjanidae pueden estar expuestas a temperaturas aún mayores que las reportadas para el océano.

Históricamente coinciden los meses de abril y mayo con el principal pico de desove de la mayoría de las especies estudiadas. Sin embargo, esta investigación encuentra un notorio aumento del total de larvas específicamente de las especies pelágicas (9325 larvas/100 m<sup>2</sup>) durante el muestreo de septiembre de 1998 en comparación con mayo de 1999 (5945 larvas/100 m<sup>2</sup>) (Fig. 7).

Las mayores colectas realizadas bajo el efecto ENOS 97-98 podrían resultar de las anomalías positivas de la concentración de clorofila  $\alpha$  bservadas en aguas cubanas por efecto del ENOS (Melo *et al.*, 2001). Una mayor concentración de clorofila debe favorecer mayor disponibilidad de alimento para numerosas especies planctónicas.

En el caso de las especies de Lutjanidae la densidad larvaria (2000 larvas/100 m<sup>2</sup>) fue mayor en diciembre de 1997 que en septiembre de 1998 (933 larvas/100m<sup>2</sup>) y mayo de 1999 (1196 larvas/100 m<sup>2</sup>). Las colectas de las especies de Lutjanidae en diciembre, acentúan la idea de la sensibilidad de estas especies a los cambios de la TSM, lo cual será discutido en la sección de sensibilidad a la temperatura de las especies colectadas.

El momento de reproducción de cada especie está determinado por la interacción de varios factores ambientales. Según García (1994), los cambios estacionales del fotoperíodo generalmente coinciden con los de la temperatura. La temperatura es un factor que afecta diferentes comunidades planctónicas (Castro *et al.*, 2000, Chávez *et al.*, 2002, Lavaniegos *et al.*, 2002), también los ciclos lunares parecen ser importantes dentro del proceso reproductivo pero sólo cuando el organismo posee las condiciones fisiológicas adecuadas (Claro *et al.*, 2001).

Ahora serán comparadas las colectas de las especies de la familia *Thunnidae*, *Carangidae* y *Lutjanidae* de los muestreos biológicos de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999 y sus correspondientes anomalías térmicas con datos de cruceros históricos. Los resultados de estas comparaciones no son definitivos pues los estudios de desove de estas especies encuentran que la variedad de formas en que se manifiesta el desove complica el estudio detallado de la reproducción.

La figura 8 muestra las anomalías térmicas anuales durante los meses de mayo, septiembre y diciembre. En rojo son señaladas las anomalías térmicas correspondientes a las fechas de los cruceros comparados.

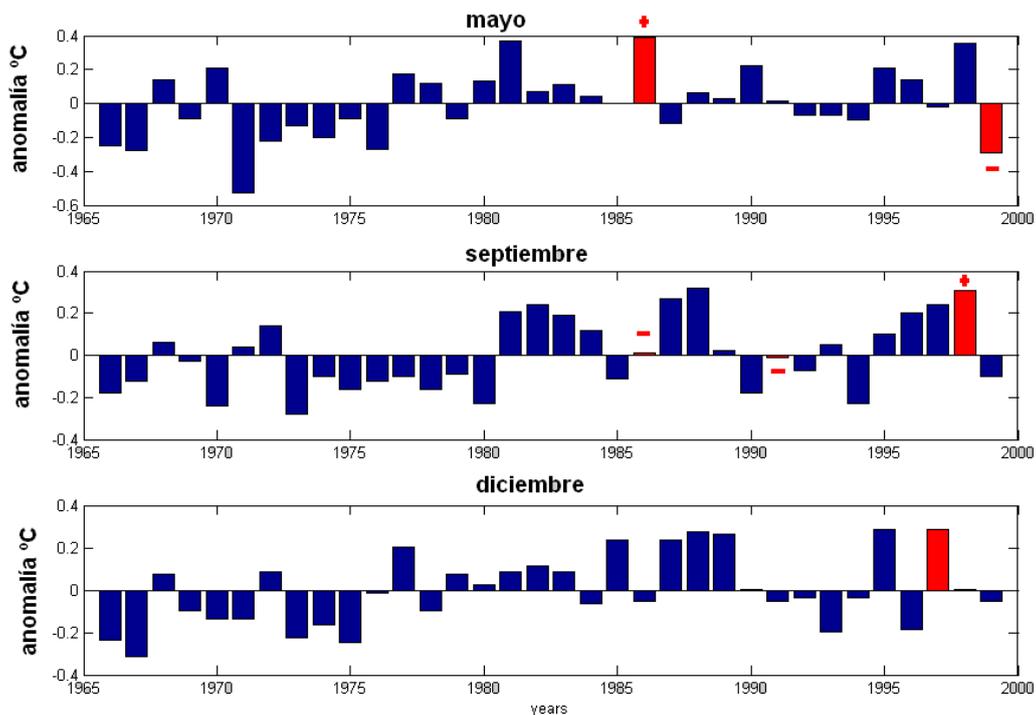


Figura 8. Anomalías térmicas anuales durante los meses de mayo, septiembre y diciembre. La anomalía de la TSM fue calculada a partir de la serie de Reynolds entre los años 1966 y 1999.

La cuantificación del desove de las especies de *Thunnidae* en los meses de mayo-junio muestra que el total del desove (Fig. 9) en las colectas de 1986 es ligeramente superior (3427/100 m<sup>2</sup>) a la de mayo-junio de 1999 (3101/100 m<sup>2</sup>).

Las temperaturas más altas registradas en el crucero de junio de 1986, pudieron favorecer una mayor densidad larvaria, pero aún no existen suficientes evidencias que demuestren que sólo el efecto de la temperatura es la causa determinante.

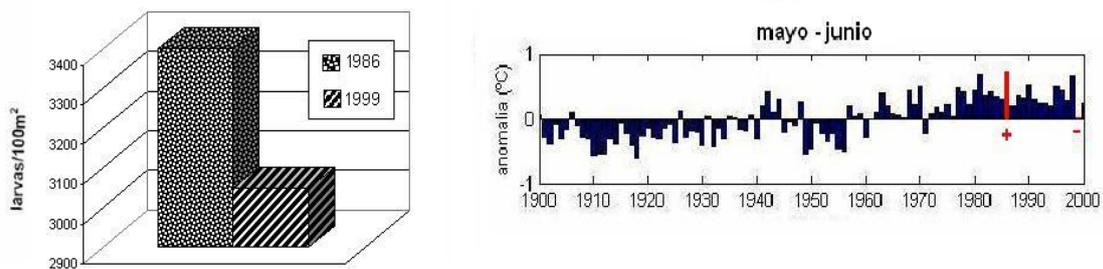


Figura 9. Colectas de larvas de *Thunnidae* durante los muestreos de junio de 1986 y junio de 1999 (Izquierda) Anomalías de la TSM de la serie de Reynolds en el mes de mayo, entre los años 1900 y 2000, para el cuadrante de Cuba ubicado entre los 19°-24 °N y 74°-85 °O (Derecha).

Las concentraciones de las especies de *Thunnidae* durante el muestreo de septiembre de 1998 fueron comparadas con las del crucero de septiembre de 1986 (Fig. 10) notándose mayor abundancia larvaria (5376 larvas/100 m<sup>2</sup>) en 1998 que en septiembre de 1986 (3427 larvas/100 m<sup>2</sup>). La relación de la cuantificación del desove y la anomalía de la TSM asociada muestra que las mayores anomalías de la TSM en aguas cubanas durante septiembre de 1998 están relacionadas con las mayores colectas de las especies

de *Thunnidae*.

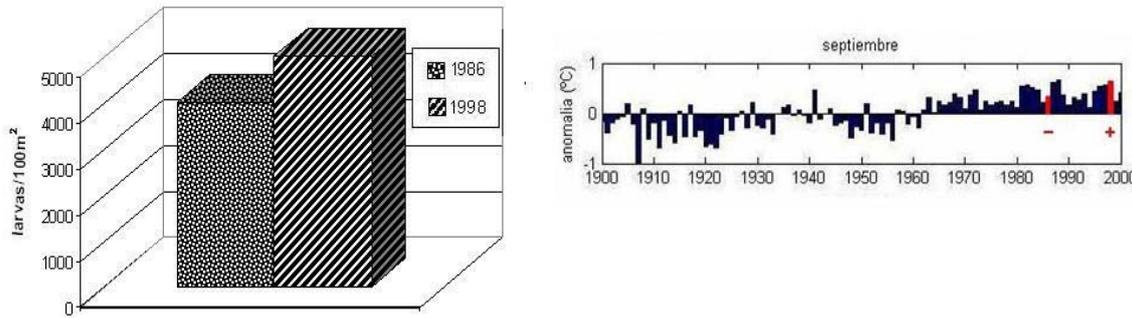


Figure 10. Abundancia de larvas de *Thunnidae* durante los muestreos de septiembre de 1986 y septiembre de 1998. (Izquierda). Anomalías de la TSM de la serie de Reynolds en el mes de septiembre, entre los años 1900 y 2000, para el cuadrante de Cuba ubicado entre los 19°-24 °N y 74°-85 °O (Derecha).

Inversamente a lo observado en el Caribe, el ENOS 97-98 influyó fuertemente en los ecosistemas pelágicos del sur de California. La biomasa del macrozooplancton fue la más baja de un período de 50 años. Las especies (*Loligo opalescens* y *Strongylocentrotus franciscanus*) disminuyeron drásticamente, mientras las capturas de (*Seriola lalandi*, *Sphyraena argentea* y *Thunnus albacares*) se incrementaron. (Lavaniegos *et al.*, 2002)

En el Pacífico ecuatorial occidental el ENOS 97-98 favoreció la expansión hacia el este (a más de 2000 kilómetros) de las zonas de pesca de (*K. pelamis*), habituales en aguas de 29 °C, (Lehodey *et al.*, 1997; Sugimoto *et al.*, 2001). Las zonas de pesca para el atún, (*T. obesus*) también se redistribuyeron hacia el este durante años de EL Niño (Sugimoto *et al.*, 2001).

Las colectas de las especies de Carangidae, ascendieron a 3016 larvas/100 m<sup>2</sup> durante septiembre de 1998, mientras que en el muestreo de septiembre del año 1991 fueron de sólo 817 larvas/100 m<sup>2</sup> (Fig. 11). En este caso también existe relación entre las mayores colectas y la mayor anomalía de la TSM, lo cual sugiere que la anomalía positiva de la temperatura puede actuar como mecanismo disparador del desove para estas especies colectadas.

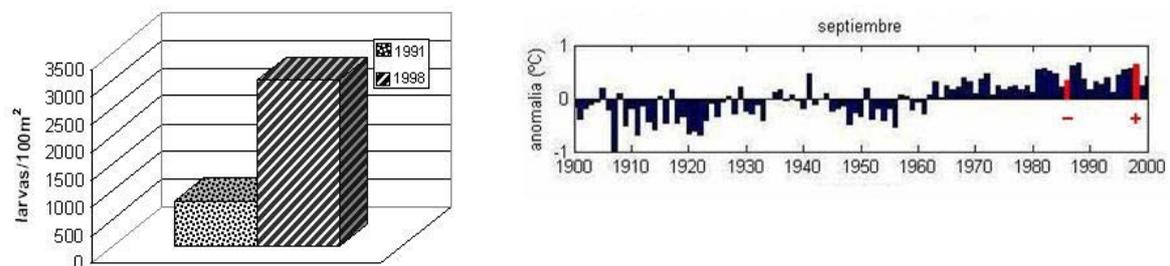


Figura 11. Colectas de larvas de Carangidae durante los muestreos de septiembre de 1991 y septiembre de 1998. (Izquierda). Anomalías de la TSM de la serie de Reynolds en el mes de septiembre, entre los años 1900 y 2000, para el cuadrante de Cuba ubicado entre los 19°-24 °N y 74°-85 °O (Derecha).

En el caso de las especies de Lutjanidae, no es observada gran abundancia en el desove durante el crucero de septiembre de 1998 (933 larvas/100 m<sup>2</sup>) (Fig. 12) como ocurrió en el crucero de septiembre de 1991 (1550 larvas/100m<sup>2</sup>). Lo anterior pudiera sugerir que para estas especies de Lutjanidae adaptadas a las aguas de la plataforma cubana, las temperaturas altas de septiembre de 1998 no favorecieron un gran desove. Evidentemente durante septiembre de 1998 las aguas de la plataforma registraron temperaturas aún más cálidas que las del océano. Riera (1983) confirma que las bajas profundidades en la plataforma cubana propician aguas más calidas que las del océano en alrededor de 1 y 2 °C.

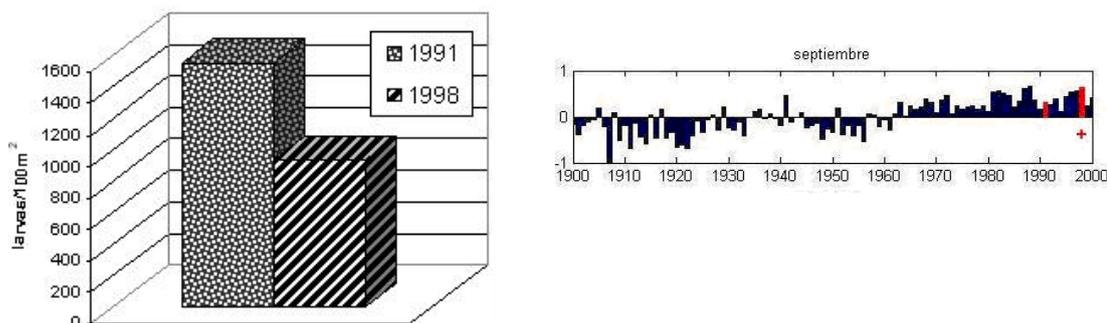


Figura 12. Colectas de larvas de Lutjanidae durante los muestreos de septiembre de 1991 y septiembre de 1998 (Izquierda). Anomalías de la TSM de la serie de Reynolds en el mes de septiembre, entre los años 1900 y 2000, para el cuadrante de Cuba ubicado entre los 19°-24 °N y 74°-85 °O (Derecha).

### Diversidad de especies

Las anomalías de la temperatura detectadas durante los tres muestreos no variaron la diversidad de las especies desovadoras en aguas cubanas de la familia *Thunnidae* y Lutjanidae, sin embargo, una característica observada durante septiembre de 1998 es el desove de una mayor diversidad de las especies de Carangidae. (Tabla 7).

Tabla 7. Resultado de las colectadas de las especies de Carangidae durante los cruceros de 1-diciembre de 1997, 2-mayo de 1999 y 3-septiembre de 1998.

No. De crucero	Especies de Carangidos
123	<i>D. puntatus</i>
123	<i>S. dumereli</i>
123	<i>C. chrysos</i>
123	<i>T. lathami</i>
123	<i>C. chysurus</i>
123	<i>S. crumenophthalmus</i>
3	<i>O. sarus</i>
3	<i>N. ductor</i>
13	<i>C. rubber</i>
23	<i>C. hippos</i>
23	<i>S. setapimim</i>
13	<i>C. latus</i>

Del total de las especies que desovaron, cuatro de ellas (*Oligoplites saurus*, *Caranx ruber*, *Caranx ductor* y *C. latus*), no aparecen en las colectas de mayo de 1999 y dos, (*Oligoplites saurus* y *Caranx ductor*) no son observadas en diciembre de 1997. Aunque las especies de esta familia desovan durante todo el año en aguas cubanas, existen picos de desove que dependen de una especie en particular. Históricamente durante la primavera (abril-mayo) y el verano (agosto-septiembre) es esperada la mayor diversidad en el desove de las especies estudiadas. Sin embargo, existen diferencias en los picos de desove. Montolio (1976) reporta que (*D. puntatus*) tiene dos picos, el primero en abril-mayo y un segundo en octubre-noviembre y para el (*C. crysos*) los picos están enmarcados en abril-mayo y agosto-septiembre.

La diversidad de las especies de Carangidae durante septiembre de 1998 fue comparada con la del muestreo de septiembre de 1991. Los resultados de la comparación indican que en septiembre de 1998 desovaron cuatro especies adicionales (*Oligoplites saurus*, *N. ductor*, *C. hippus* y *S. setapimis*), las cuales no fueron colectadas durante septiembre de 1991. El desove de una mayor diversidad de especies de Carangidae durante septiembre 1998 podría estar relacionado con las anomalías de la TSM. Para probar este hecho son necesarias nuevas colectas que demuestren que realmente la temperatura puede afectar el metabolismo de estas especies.

### **Influencia de la temperatura**

Es conocido que la sensibilidad ante cambios de la TSM varía entre las especies de diferentes latitudes e incluso dentro de la misma latitud. (Katsanevakis *et al*, 2006). Por ejemplo, en el caso de la carduma (*Cetengraulis mysticetus*), las anomalías térmicas provocadas durante el ENOS 1997-1998 favorecieron varios máximos reproductivos en el año, siendo en condiciones normales uno solo, mientras que el pargo coliamarillo (*Lutjanus argentiventris*), no mostró períodos reproductivos claros (Rojas *et al.*, 2004).

Las colectas de zooplancton realizadas en aguas cubanas bajo los efectos del ENOS 97-98 y La Niña 1999, estuvieron asociadas a rangos térmicos de TSM más altos (26,9°C y 30,5°C) que los reportados en anteriores investigaciones.

Las colectas de zooplancton realizadas en las aguas oceánicas cubanas por (Juárez y Frías, 1986) y (Frías *et al.*, 1993;1994) indican que las especies pelágicas de la familia *Thunnidae* desovan frecuentemente a temperaturas del agua entre 26.19°C y 27.07°C, sin embargo, la presente investigación encuentra las mayores colectas de *Thunnidae* durante el monitoreo de septiembre de 1998 a temperaturas del agua entre 29.3°C y 30.5 °C, (Fig. 13a)

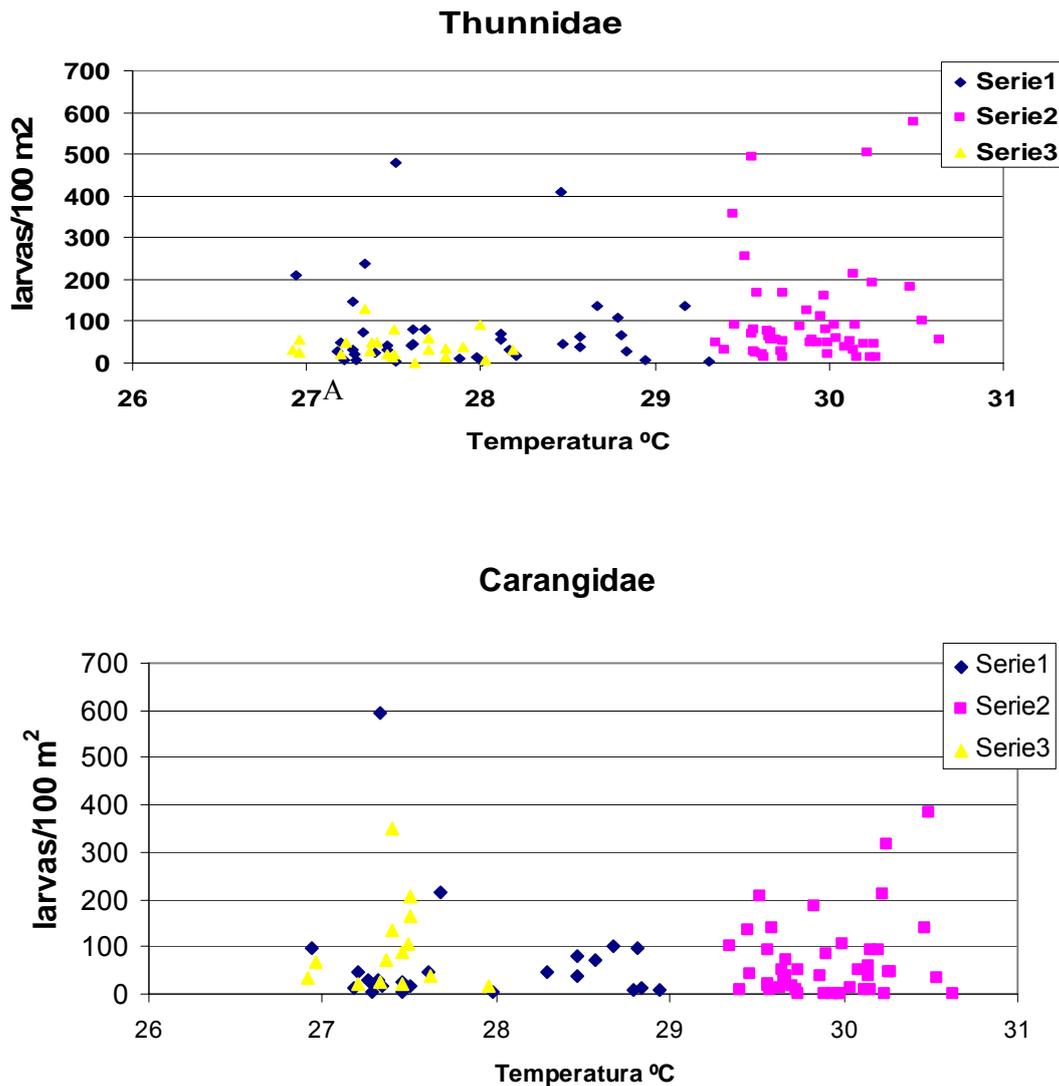


Figura 13. Concentración de larvas de las especies pelágicas durante las colectas de mayo de 1999 (serie 1), septiembre de 1998 (serie 2) y diciembre de 1997 (serie 3)

Según Montolio (1976), el principal desove de las especies de Carangidae es originado cuando el agua tiene temperaturas entre 23°C y 25.5°C. Los monitoreos de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999 indican que el desove de estas especies puede coincidir con temperaturas más cálidas a las reportadas en anteriores monitoreos (Fig. 13).

Es conocido que las especies de Lutjanidae realizan los mayores desoves en aguas con temperaturas cálidas típicas de la primavera y del verano (Claro *et al.*, 2001). Para las especies de *Lutjanidae* la ocurrencia del desove en aguas cubanas es usualmente entre 26°C y 27°C, sin embargo, las colectas de los años 1997, 1998 y 1999 manifiestan que las especies colectadas pueden desovar a temperaturas del agua entre 26.9°C y 30.3 °C (Fig. 14).

De forma general, la influencia del ENOS 1997-1998 originó que las especies estudiadas desovaran a temperaturas más cálidas que las históricamente determinadas.

En el escenario de aguas cálidas y saladas del Caribe durante el evento ENOS 97-98 son observadas altas concentraciones de zooplancton fundamentalmente de especies pelágicas. El hecho podría sugerir favorables suministros de comida en el océano, que deberían estar respaldados por los niveles altos de clorofila *a* observados durante el ENOS. Este acontecimiento guarda relación con los reportes de grandes volúmenes de zooplancton asociadas a aguas cálidas y saladas durante el evento ENOS 97-98, en Baja California (Lavaniegos *et al*, 2001).

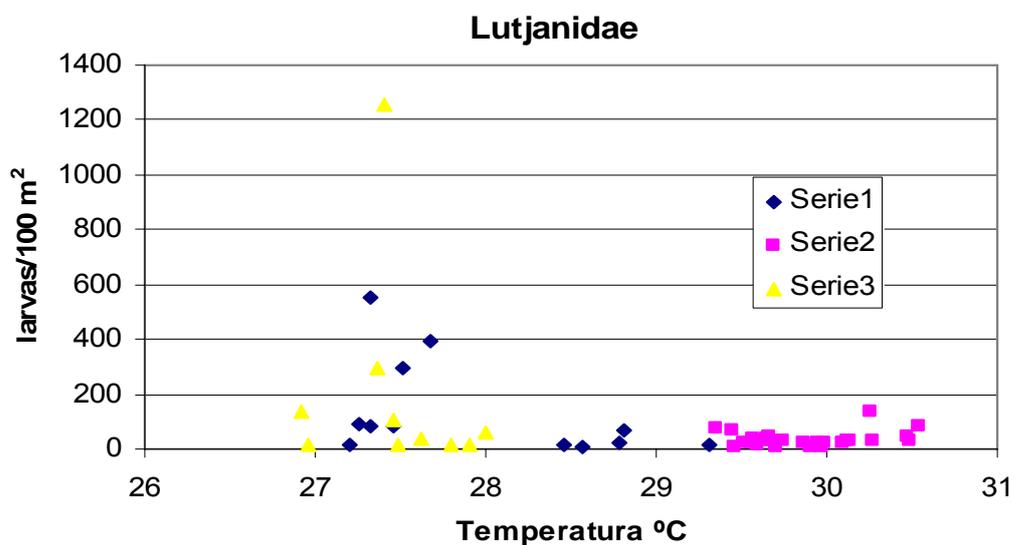


Figura 14. Concentración de larvas de las especies de *Lutjanidae* durante las colectas de mayo de 1999 (serie 1), septiembre de 1998 (serie 2) y diciembre de 1997 (serie 3).

#### Capturas de *L. synagris* dos años después del desove

Claro (1982) verifica que en mayo por lo regular ocurre el mayor desove de la biajaiba (*Lutjanus synagris*), sin embargo, las anomalías positivas de la TSM en diciembre de 1997 favorecieron el desove de esta especie. Específicamente, dos años posteriores al desove de diciembre de 1997 es observado un notable pico de captura a nivel nacional de la biajaiba (Figura 15).

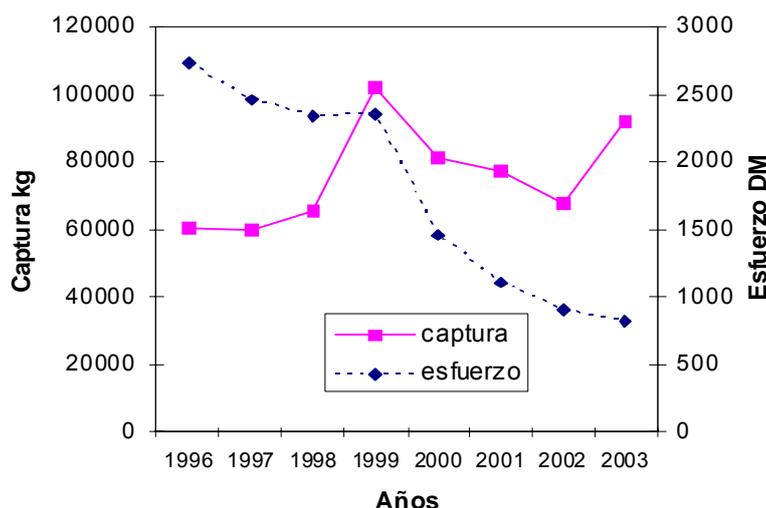


Figura 15. Captura anual de la biajaiba (*Lutjanus synagris*) contra esfuerzo pesquero dado en días mar. (D.M). (Establecimiento de Caibarién del Ministerio de la Industria Pesquera).

En el establecimiento de Caibarién la captura de esta especie durante el año 1999 ascendió a 102.423 t. Es oportuno señalar que el esfuerzo pesquero del establecimiento de Caibarién del año 1999, fue similar al del año anterior, sin embargo, las capturas durante el año 1998 fueron notablemente inferiores (~60 t). La marcada diferencia en las capturas de los años 1998 y 1999, sugiere que el esfuerzo pesquero no fue el factor determinante para lograr las mayores capturas. En este sentido las causas apuntan a factores ambientales. Podría pensarse que la alta temperatura durante el proceso de desove junto a otros factores ambientales propició un mayor desove de la biajaiba, lo cual repercutió dos años después en las grandes pesquerías de la especie.

Los efectos del ENOS 97-98 reconocidos en esta investigación no son concluyentes, evidentemente serán necesarias nuevas investigaciones que permitan esclarecer las interacciones físico-biológicas que fomenta el ENOS en los ecosistemas marinos, los cuales son escenarios complejos que contienen miembros con variedad de estrategias para la supervivencia, incluyendo los ciclos reproductivos diferentes de las especies dentro de una misma familia.

## BIBLIOGRAFÍA

- CÁRDENAS, P, 1998. EVENTO ENOS 1997. *Boletín de SOMETCUBA*. 4(1):122-129
- CARTON, JA; X CHAO; BS GIESE y AM da SILVA,1996. Decadal and interannual SST Variability in the tropical Atlantic ocean. *J. Phys. oceanogr.*, 26:1165-1175
- CASTRO, LR; GR SALINAS y EH HERNANDEZ, 2000. Environmental influences on winter spawning of the anchoveta *Engraulis ringens* off Central Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 197: 247-258.
- CHANG, P, L JI y H LI, 1997. A decadal climate variation in the tropical Atlantic ocean from thermodynamic air-sea interactions. *Nature*, 385: 516-518

CHAVEZ, P.F., J.T. PENNINGTON, C.G. CASTRO y J.P. RYAN, 2002. Biological and chemical consequences of the 1997-1998 El Niño in Central California Waters. *Prog Oceanogr*, 54:205-232.

CLARO, R, 1982. Ecología y ciclo de vida de la biajaiba, *Lutjanus sinagrys* en la plataforma cubana. *Rev. Invest*, 5:1-37.

CLARO, R; KC LINDEMAN y LR PARANTI, 2001. Ecology of the Marine Fishes of Cuba. *Smithsonian Institution*, 253 pp

CRIALES, MA ; C YEUNGB ; DL JONESA; TL JACKSONC y WJ RICHARDSC, 2003. Variation of oceanographic processes affecting the size of pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) postlarvae and their supply to Florida Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 457-468

EMERY, W y RE THOMSON, 2001. Data Analysis Methods in Physical oceanography. ELSEVIER, Amsterdam, Netherlands, second edition. 636 pp

ESCRIBANO, R; G DANERI; L FARIAS; V GALLARDO; H GONZÁLEZ; D GUTIÉRREZ; C LANGE; C MORALES; O PIZARRO; O ULLOA y M BRAUN, 2004. El Niño in the Chilean coastal upwelling system *Deep-Sea Research*, 51(2):2389-2411

FOLLAND, CK; TR KARL y KY VINNIKOV, 1990. Cambio Climático. Evaluación científica del IPCC, informe final del IPCC. Variaciones y cambios climáticos observados, pp. 219-260. OMM. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 1ra edición.

FRÍAS, MP y M MONTOLIO, 1986. Distribución y abundancia larvaria de las especies de la familia Carangidae en la zona económica de Cuba. *Revista Cubana de Invest.* 10(1):2-9.

FRÍAS, MP; G DELGADO; C ÁLVAREZ y N FERNÁNDEZ, 1994. Distribución y abundancia larvaria de las especies *Katsuwonus pelamis* y *Thunnus atlanticus*: *Pieces: Scombridae*, en la Z.E.E, de Cuba. *Rev. Cub. Inv Pesq.*, 18(2):44-49.

FRÍAS, M, 1998. Distribución, abundancia de larvas de túnidos (*Pisces: Scombridae*) y su relación con factores hidrometeorológicos en Cuba. (Tesis). Univ. Habana, La Habana, Cuba, pp 1-90

GARCÍA A; R CLARO y BV KOSHELEV, 1994. Ecología de los peces marinos de Cuba. Capítulo 4. Reproducción. Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. México. pp 525.

GONZÁLEZ, HE; M SOBARZO; D FIGUEROA y EM NÖTHIG, 2000. Composition, biomass and potential grazing impact of the crustacean and pelagic tunicates in the northern Humboldt Current area off Chile: differences between El Niño and non-El Niño years. *Mar Ecol Prog Ser*, 195: 201-220.

GUITART, DJ, 1971. Un nuevo sistema para redes de plancton En: Coloquio sobre investigaciones y recursos del Mar Caribe y regiones adyacentes. UNESCO. Paris

GUTIÉRREZ, A; J VIAMONTES; J PÉREZ; J JIMÉNEZ y R BARBEITO, 2000. Comportamiento de la temperatura superficial del mar alrededor de Cuba en un período de 33 años. CD/MARCUBA 2000.

GUTIÉRREZ, E y L OROZCO, 1986. Larvas de Carángidos en aguas cubanas. *Poeyana*, 324:15-21

JUÁREZ, M y P FRÍAS, 1986. Distribución de las larvas de bonito (*Kasuwonus pelamis*) y falsa albacora (*Thunnus atlanticus*) (Pisces: *Scombridae*) en la zona económica de Cuba Actas de la conferencia ICCAT sobre el Programa del Año Internacional del Listado. Madrid pp 533.

KATSANEVARIS, S y G VERRIOPOULOS, 2006. Modelling the effect of temperature on hatching and settlement patterns of meroplanktonic organisms: the case of the octopus. *Scientia Marina* 70(4):111-123

KENNEDY, VS; RR TWILLEY; JA KLEYPAS; JH COWAN y SR HARE, 2002. Coastal and Marine Ecosystems and Global Climate Change: Potential Effects on U.S. Resources. Report, U.S. Pew Center on Global Climate Change, 52 pp.

KIMURA, S; M NAKAI y T SUGIMOTO, 1997. Migration of albacore, *Thunnus alalunga*, in the North Pacific ocean in relation to large oceanic phenomena. *Fisheries oceanography*, 6: 51-57

KRAMER, DM; J KOLIN; EG STEVENS; JR THRAIKILL y J ZWEIFEL, 1972. Collecting and processing data on fish eggs and larvae in the California. *Current Region. NOAA Tech. Rep. NMFS. Circ.370*:1-38.

LAPINEL, B; D PÉREZ; V CUTIÉ y C FONSECA, 2002. Los eventos ENOS y su asociación con la sequía en Cuba. *Rev. Cub. de Meteorología* (9) 2 :54-59

LAVANIEGOS, BE; LC JIMÉNEZ-PÉREZ y G GAXIOLA-CASTRO, 2002. Plankton Response to El Niño 1997-1998 and La Niña 1999 in the southern region of the California Current. *Prog oceanogr* 54:33-58

LEE, TN y E WILLIAMS, 1999. Mean distribution and seasonal variability of coastal currents and temperature in the Florida Keys with implications for larval recruitment. *Bulletin of Marine Science* 64, 35-56.

LEHODEY, P, M BERTIGNAC; J HAMPTON; W LEWIS y J PICAUT, 1997. El Niño Southern Oscillation and tuna in the western Pacific. *Nature*, 389:715-717

MAUL, G y F VUKOVICH, 1993. The relationship between variations in the Gulf of Mexico, Loop Currents and Strait of Florida volume transport. *J. Geophys Res*, 23: 786-796

MELO, N; F MÜLLER-KARGER; R PÉREZ; I VICTORIA; P CÁRDENAS y I MITRANI, 2000. Near surface phytoplankton distribution in the western Intra-

- Americas Sea: The influence El Niño and weather events. *J. Geophys. Res.*, 105 (6): 14029- 14043
- MOLINARI, RL, 1981. Surface currents in the Caribbean Sea deduced from Lagrangian observations. *J. Geophys Res*, 86:6537-6542
- MONTOLIO, M, 1978. Estudio taxonómico y morfológico de *Caranx hippos Limaeus*, 1766 y algunos aspectos sobre su abundancia desarrollo y mortalidad larvaria. *Rev. Cub. Inv.* 3(4):15-26.
- MOORES, CNK y A MAUL, 1998. Intra-Americas Sea circulation, 11:183-197
- PEARCE, A y B PHILIPS, 1988. ENSO events, the Leewin current, and larval recruitment of the western rock lobster. *J. Cons. Int. Expl. Mer.*, 44: 18-26.
- PRINGLE, JD, 1986. California spiny lobster (*Panulirus interruptus*) larval retention and recruitment: a review and synthesis. *Can. J. Fisheries Aquat. Sci.*, 43(11): 2142-2152.
- REYNOLDS, RW y TM SMITH, 1994. Improved global sea surface temperature analyses using optimum interpolation. *J. Climate*, 7: 929-948.
- RIERA, LM, 1983. Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. *Cien. de la Tierra y el Espacio*, 7. 81-110.
- ROJAS, P; C GUTIÉRREZ; W. PUENTES; A VILLA y E RUBIO, 2004. Aspectos de la biología y dinámica poblacional del pargo coliamarillo *Lutjanus argentiventris* en el Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia. *Invest. Mar*, 32(2): 23-36
- SANCHEZ-VELASCO, L; C AVALOS-GARCIA; M RENTERIA-CANO y B SHIRASAGO, 2004. Fish larvae abundance and distribution in the central Gulf of California during strong environmental changes (1997-1998 El Niño and 1998-1999 La Nina) *Deep-Sea Research*, 51:711-722
- STURGES, W y R LEBEN, 2000. Frequency of ring separations from the loop current in the gulf of Mexico *J. Geophys Res*, 30:1818-1820
- SPOUNAGLE, S, RK COWEN; A SHANKS; SG MORGAN; JM LEIS; J PINEDA; G BOEHLERT; MJ KINGSFORD; KC LINDEMAN; C GRIMES y JL MUNRO, 2002. Predicting self-recruitment in marine populations: Biophysical correlates and mechanisms. *Marine science*, 70 (1): 341-375.
- SUGIMOTO, S; A KIMURA y T KAZUAKI, 2001. Impact of El Niño events and climate regime shift on living resources in the western North Pacific. *Progress in oceanography*, 49: 113-127



# Efectos del corrimiento de las isoyetas en el noreste argentino sobre la composición faunística de dos ecorregiones ictiológicas

## Effects of isohyets displacement on freshwater fish composition in the Northeast Argentina

Alejandra Volpedo <sup>1,2</sup>  
Alicia Fernández Cirelli <sup>1,3</sup>

1-Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Av. Chorroarín 280, CP1427 Buenos Aires, Argentina. avolpedo@fvet.uba.ar

2-Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Intendente Güiraldes 2160, Ciudad Universitaria, CP1428 Buenos Aires, Argentina.

3-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

### RESUMEN

Los cambios ambientales afectan en diferentes aspectos e intensidad la biodiversidad. En los últimas cuatro décadas, Argentina presenta un incremento de las precipitaciones que ha generado importantes cambios climáticos e hidrológicos. Estos cambios se reflejan en el desplazamiento de las isoyetas hacia el oeste. El objetivo de este trabajo es analizar los efectos del desplazamiento de las isoyetas en el noreste argentino sobre la composición íctica de dos ecorregiones ictiogeográficas: “Eje Potámico Subtropical”(EPS) y “Paranoplatense Oriental”(POR) durante los últimos 40 años. Los resultados muestran que la ecorregión EPS presenta una alta biodiversidad con respecto a la ecorregión POR durante las últimas cuatro décadas.

El número de especies de la ecorregión EPS está en el rango de 158 a 189, (60 al 80 % de las especies presentes), y el número de especies de la ecorregión POR está en el rango de 17 a 36 (21 al 33% de las especies presentes). Sin embargo, la cantidad de especies compartidas entre ambas ecorregiones se ha incrementado significativamente en los últimos años. Esto ha generado la redistribución de muchas especies de peces en las diferentes ecorregiones de Argentina, conllevando esto a la modificación de las cadenas tróficas y la composición de las comunidades acuáticas.

**Palabras clave:** cambio climático, desplazamiento de isoyetas, peces dulceacuícolas, Argentina

### Abstract

Environmental changes affect in different aspects and intensity the biodiversity. Argentina has showed an increase of precipitations in the last four decades, which generated important climatic and hydrological changes. These changes are reflected in the western displacement of the isohyets. The purpose of this paper is analyzed the effects of isohyets displacement on freshwater fish composition in the Northeast Argentina during last the 40 years. Two ichthyogeographic ecorregions have been considered: “Subtropical Potamic Axis” (EPS) and “Eastern Paranoplatense” (POR).

The results show that EPS ecoregion presented a higher biodiversity during last four decades. The number of species at EPS ecoregion ranges from 158 to 189 species (that is 60 to 80% of present species), while at POR ecoregion ranges from 17 to 36 (that is 21 to 33% of present species). Nevertheless the number of species shared between both ecoregions has been significantly increased in last years. This has generated the redistribution of many species of freshwater fish in different ecoregions from Argentina, which result in the modification of trophic chain and aquatic community's composition.

**Key words:** climatic change, isohyets displacement, freshwater fish, Argentina

## INTRODUCCIÓN

Los Cambios Globales son aquellos vinculados con las alteraciones en el clima, la productividad de la tierra, los océanos y los recursos hídricos, la química atmosférica y los sistemas ecológicos; estos cambios pueden alterar la capacidad del planeta de sustentar la vida. Algunos de estos cambios como el cambio climático producido por el calentamiento global, promueven el ascenso del nivel del mar, la alteración de ecosistemas y biota, y la presencia de fenómenos meteorológicos extremos. Estos cambios pueden evaluarse en diferentes escalas, a nivel mundial, regional o local.

Los efectos sobre la biodiversidad definidos por el Grupo Intergubernamental de expertos sobre el cambio climático (Suarez *et al.*, 2002) son el aumento del riesgo de extinción de especies, los cambios en la distribución de las especies y los cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y su interacción con los ciclos biogeoquímicos.

El aumento del riesgo de extinción afectaría a las especies, especialmente endémicas, o a aquellas que se encuentran en riesgo debido a la reducción de su población, la fragmentación de su hábitat, o por poseer características bioecológicas singulares (como rangos ambientales de tolerancia limitados).

Los cambios en la distribución de especies, así como los cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y su interacción con los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y otros, se verían reflejados en los cambios en las comunidades y cadenas tróficas.

La respuesta de cada especie al cambio climático será particular, algunas especies podrán aumentar su distribución al poseer rangos de tolerancia mayores, o modificar sus respuestas fisiológicas a las variables climáticas (como la determinación del sexo en reptiles, época de nidificación o de migración en aves, períodos de parición o destete), adecuando sus adaptaciones para conquistar nuevos ambientes propicios, mientras otras especies podrían extinguirse a causa de la imposibilidad de adaptarse a las nuevas condiciones (Parmesan 2006; Skelly *et al.*, 2007; Shaefer *et al.*, 2008).

Los peces constituyen uno de los grupos de vertebrados más sensibles a los cambios ambientales de diferente grado de intensidad y permanencia, que afectan los cuerpos de agua, siendo además un grupo conspicuo, por lo que su estudio permite monitorear el estado de los ecosistemas acuáticos a diferentes escalas.

La ictiofauna sudamericana presenta una alta diversidad y una historia evolutiva y filogenética particular debido a la riquísima variedad de ambientes acuáticos tanto en tamaño, como características y dinámica (Malabarba *et al.*, 1998). La biodiversidad íctica, así como los ambientes acuáticos sudamericanos se verán potencialmente modificados en diferente grado por los efectos del cambio climático en los diferentes escenarios propuestos. En la literatura internacional se encuentran trabajos que evidencian indicios de los diferentes efectos sobre la biodiversidad terrestre a partir de finales de la década del 90 (Bonell, 1998; Green *et al.*, 2001, Araújo y Rahbek 2006; Higgins, 2007). Sin embargo, aunque son escasos los trabajos que analicen estos aspectos sobre la biodiversidad acuática, en últimos años se ha comenzado a estudiar dicha problemática (Boeing y Duffy-Anderson, 2008) y más restringidos aún en Argentina (Gómez *et al.*, 2004; Gómez y Menni, 2005; Volpedo y Fernández Cirelli, 2007).

En los últimos años se ha observado en la Argentina la tendencia creciente en el incremento de las precipitaciones, lo que ha generado notables cambios climáticos e hidrológicos que se ven reflejados en el desplazamiento de las isoyetas hacia el oeste (Berverly *et al.*, 2006), pero no se ha analizado si esta situación afecta a la biota acuática. En este trabajo se analizan los efectos del corrimiento de las isoyetas en el noreste argentino sobre la composición faunística de dos ecorregiones ictiogeográficas: “Eje Potámico Subtropical” y “Paranoplatense Oriental”.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Se analizaron los cambios ambientales en dos ecorregiones del noreste argentino, desde la década del 60 a la actualidad, focalizándose en las variaciones climáticas e hidrológicas.

Se registró la composición íctica de las ecorregiones ictiogeográficas (Fig. 1): “Eje Potámico Subtropical” (EPS) y “Paranoplatense Oriental”(POR) propuestas por López *et al.*, (2002) en cada década, en base a la información publicada (Ringuelet *et al.*, 1967, Bonetto *et al.*, 1978; Arratia *et al.*, 1983; Menni *et al.*, 1992; Menni *et al.*, 1996; López *et al.*, 2002; López y Miquelarena, 2005, Monasterio de Gonzo, 2003; López *et al.*, 2003; Menni, 2004; Menni *et al.*, 2005 y Liotta, 2006) . Se sistematizó la información mediante la elaboración de una base de datos, considerándose por una parte las especies exclusivas de cada ecorregión y, por otra, las especies compartidas en cada década. Se excluyeron del análisis, los taxa introducidos y los taxa considerados limítrofes o de “presencia probable”.

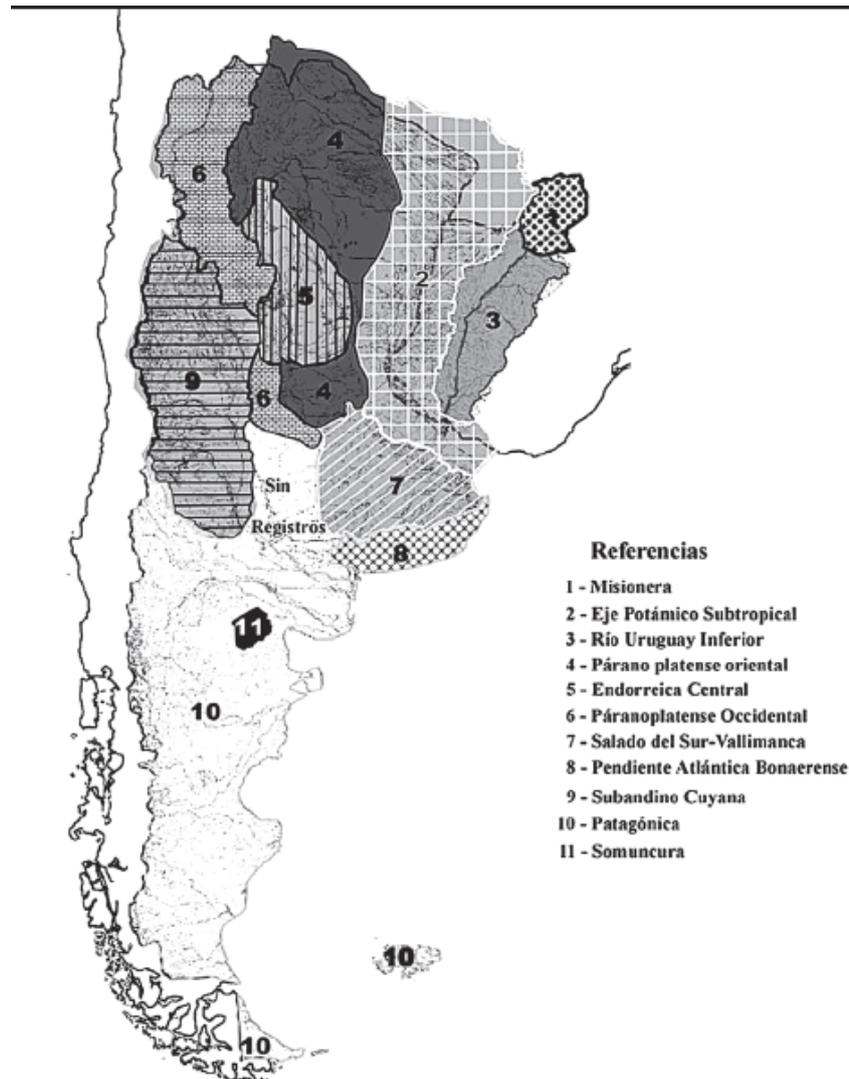


Figura 1. Ecorregiones ictiológicas de Argentina (López *et al.*, 2002).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Características ambientales del noreste argentino

El noreste argentino es una de las áreas ecológicamente más heterogéneas que concentra la mayor cantidad de ambientes acuáticos (Neiff *et al.*, 1994; Menni, 2004). Entre estos ambientes están los sistemas lóticos que incluyen los grandes ríos que son el eje de la Cuenca del Plata, arroyos y tributarios menores, así como los ambientes lénticos (esteros, albardones, planicies de inundación, lagunas y bañados).

La Cuenca del Plata abarca 3.200.000 km<sup>2</sup>, siendo la más importante del territorio argentino y la quinta cuenca en importancia del mundo. Esta cuenca es el eje vertebral del continente contactando las ecorregiones septentrionales tropicales con las ecorregiones más meridionales. El Río Paraná y su mayor tributario, el Río Paraguay, forman el segundo sistema fluvial de Sudamérica (Bonetto, 1986; Arduino, 1990) y abarca un área de 1,75 millones de km<sup>2</sup> (Lammers *et al.*, 1994). El Paraguay Medio

presenta bancos de arena y afloramientos rocosos y aporta el 20% del agua al río Paraguay (Bucher *et al.*, 1993), mientras el tramo Inferior del río Paraguay es meandroso y presenta numerosos madrejones y una planicie de inundación reducida (Drago, 1990). El Paraná Medio aporta el 70% del caudal, mientras que el 30% del caudal restante, lo aporta el río Paraguay. El Paraná Medio posee una amplia llanura de inundación llena de madrejones, lagunas semilunares. En la margen izquierda del río la presencia de terrazas de 35 a 80 m de altura y en la margen derecha el amplio valle de inundación enmarcan a esta vía fluvial.

El Paraná Inferior, está influenciado por las mareas y vientos del sudeste que determinan la presencia de “sudestadas” y por la formación del delta. A las orillas de este tramo del río Paraná se encuentran las ciudades más importantes de Argentina. Con respecto a las tendencias climáticas e hidrológicas, relacionadas con el Cambio Climático que se están presentando en el noreste argentino; hay manifestaciones claras, específicamente en la Cuenca del Plata del aumento de las precipitaciones (Barros *et al.*, 2006). Este parámetro ha variado durante el último siglo (Giorgi, 2002), aumentando en más de un 10% las precipitaciones en los últimos 40 años sobre la mayor parte de la región, pero en algunos lugares este incremento ha alcanzado el 30% o más (Minetti *et al.*, 2003). Un ejemplo de ello se presenta en el oeste de la provincia de Buenos Aires y en parte de la frontera entre Argentina y Brasil, donde la precipitación media anual se ha incrementado en más de 200 mm (Barros *et al.*, 2006).

En el noreste, la precipitación media anual disminuye desde el este hacia el oeste por lo que las isoyetas se extienden aproximadamente en dirección norte-sur. Los aumentos en la precipitación se vieron reflejados en el desplazamiento de más de 100 km hacia el oeste (Fig. 2) de la isoyeta de 800 mm (Barros *et al.*, 2006). Razón que trajo aparejado la modificación en el uso del suelo por la extensión de las tierras agrícolas y la marginalización de ganadería (Barros *et al.*, 2000; Fernández Cirelli *et al.*, 2007). Este aumento de las precipitaciones comenzó alrededor de mediados de la década del 70, aparentemente relacionados con una mayor intensidad de El Niño (Barros y Doyle, 1996; Barros *et al.*, 2000). Además, se ha incrementado el número de episodios de fuertes lluvias, triplicándose la frecuencia de eventos de precipitación que exceden los 100 mm en el centro y este de Argentina durante los últimos 40 años (Barros, 2004).

Esto a su vez conlleva al aumento de los caudales de los ríos debido a que la evaporación controlada por la temperatura, se ha mantenido relativamente constante (García y Vargas, 1998; Genta *et al.*, 1998; Berbery y Barros, 2002). Ello trae aparejado una mayor frecuencia e intensidad en las inundaciones, tanto en los valles fluviales como en las zonas urbanas, que se refleja en la planicie de inundación de los ríos Paraná y Paraguay, donde las inundaciones se han vuelto más frecuentes desde mitad de la década de 1970 (Camilloni y Barros, 2003; Barros *et al.*, 2004).

### **Variación temporal de la ictiofauna del noreste argentino**

El análisis de la información de la base de datos elaborada permitió determinar que el número de especies de las ecorregiones estudiadas se ha incrementado en los últimos cuarenta años (Tabla 1). Esta variación se debe en parte al aumento del conocimiento de la ictiofauna de área del noreste en este período.

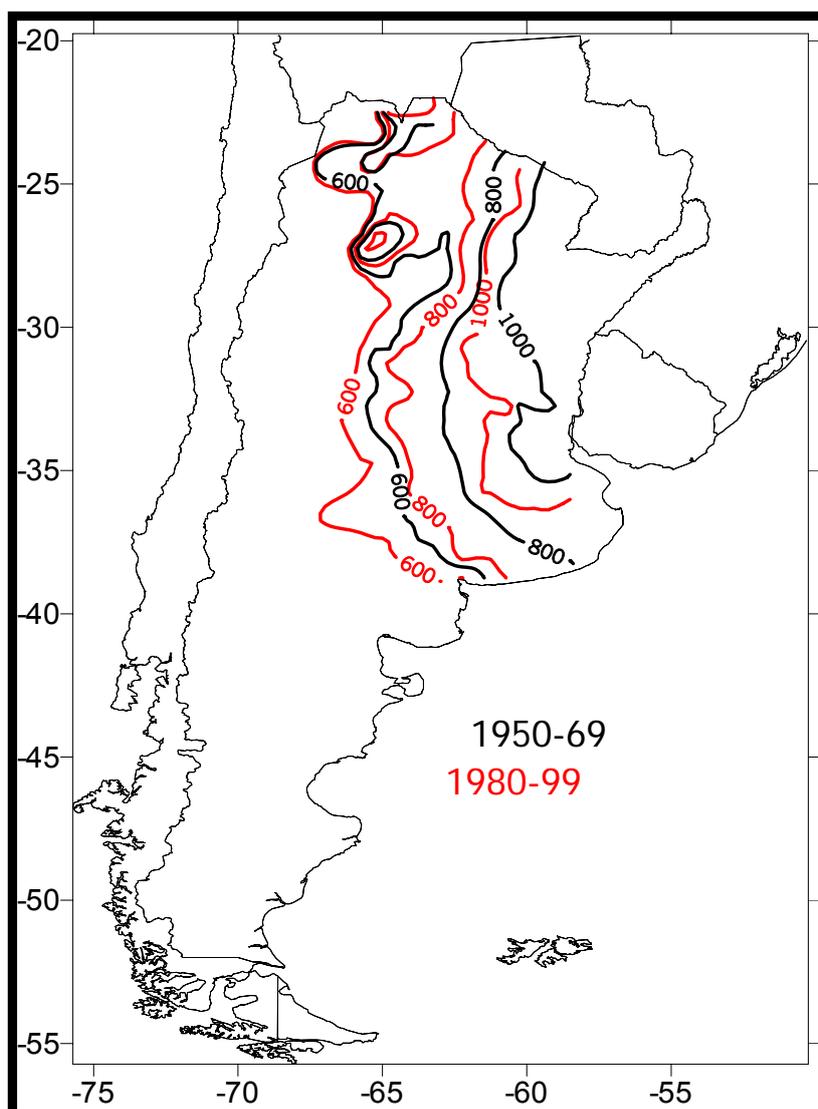


Figura 2. Desplazamiento de las isoyetas en la región del noreste (Barros *et al.*, 2006).

Tabla 1. Taxones representados en las ecorregiones EPS y POR desde 1960 a la actualidad.

Taxones		Ecorregión "Eje Potámico Subtropical"					Ecorregión "Paranoplatense Oriental"						
		Total de especies	Décadas					Total de especies	Décadas				
Familia	Subfamilia		60	70	80	90	2000		60	70	80	90	2000
<i>Acestrorhynchidae</i>		1	1										
<i>Anablepidae</i>	<i>Jenynsiinae</i>						2	1				1	
<i>Anostomidae</i>		9	6		1	2	4	3				1	
<i>Apternotidae</i>		2	2										
<i>Ariidae</i>		2	2										
<i>Aspredinidae</i>	<i>Bunocephalinae</i>	7	4	2		1							
<i>Atherinopsidae</i>		3	1			2	1				1		
<i>Auceptoridae</i>		8	7			1	4	1				3	
<i>Belonidae</i>		2	1	1									
<i>Callichthyidae</i>		9	5	1	2	1	5	3	1	1			
<i>Cetopsidae</i>		1	1				2	1				1	

	<i>Characinae</i>	5	3	2				5	1	1	1	2	
	<i>Cheirodontinae</i>	8	4			3	1	4	3		1		
	<i>Aphyocharacinae</i>	4	3	1				1				1	
	<i>Bryconinae</i>	1	1										
	<i>Clupeocharacinae</i>	2			1	1							
<i>Characidae</i>	<i>Cynopotaminae</i>	3	2	1				2	1			1	
	<i>Glandulocaudinae</i>	2	2					1		1			
	<i>Paragoniatinae</i>	1	1										
	<i>Salmininae</i>	1	1					1	1				
	<i>Stethaprioninae</i>	1	1										
	<i>Tetragonopterinae</i>	39	26	3	5	2	3	22	10		3	2	7
	<i>Triporthinae</i>	1	1					1					1
<i>Cichlidae</i>		20	12	3	2	3		6	4			2	
<i>Clupeidae</i>		6	5			1							
<i>Crenuchidae</i>		2	2					1	1				
<i>Ctenoluciidae</i>		1	1										
<i>Curimatidae</i>		11	9		2			8	2		5	1	
<i>Cynodontidae</i>		1	1					1					1
<i>Doradidae</i>		6	6					6	1	2			3
<i>Engraulidae</i>		1	1										
<i>Erythrinidae</i>		3	2	1				1	1				
<i>Gymnotidae</i>		1	1					1					1
<i>Hemiodontidae</i>		1	1					1					1
<i>Hypopomidae</i>		1	1					1	1				
<i>Lebiasinidae</i>	<i>Pyrrhulinae</i>	2	2										
<i>Lepidosirenidae</i>		1	1					1	1				
	<i>Hypoptopomatinae</i>	5	4			1		1					1
	<i>Acistrinae</i>	2	2										
<i>Loricariidae</i>	<i>Hypostominae</i>	11	5	1		4	1	5	2	2	1		
	<i>Loricariinae</i>	15	7	5	1	1	1	10	3		1	1	5
	<i>Neoplecostomatidae</i>	1	1										
<i>Mugilidae</i>		2	2										
<i>Parodontidae</i>		2	1	1				3	2		1		
	<i>Heptapterinae</i>	6	6					7	3	2		1	1
<i>Pimelodidae</i>	<i>Pimelodinae</i>	20	18			2		11	2	3			6
	<i>Pseudopimelodinae</i>	1		1				2					2
<i>Poeciliidae</i>	<i>Poeciliinae</i>	6	4		1		1	1			1		
<i>Potamotrygonidae</i>		6	5				1	3					3
<i>Prochilodontidae</i>		1	1					1	1				
<i>Rhamphichthyidae</i>		1	1										
<i>Rivulidae</i>		7	5		2			8	2		4	2	
<i>Sciaenidae</i>		3	2				1	1					1
<i>Serrasalmididae</i>		7	5		1	1		5	2				3
<i>Sternopygidae</i>		3	3										
<i>Symbranchidae</i>		2	2					2	1				1
<i>Tricomycetidae</i>		11	3	1	1	3	3	9	4		1	1	3
<b>Totales</b>		<b>281</b>	<b>197</b>	<b>24</b>	<b>17</b>	<b>31</b>	<b>12</b>	<b>151</b>	<b>58</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>23</b>	<b>46</b>

La ecorregión “Eje Potámico Subtropical” presentó a lo largo de las últimas cuatro décadas una mayor biodiversidad con respecto a la ecorregión “Paranoplatense Oriental” (POR) (Tabla 2).

Tabla 2. Variación del número total de especies de las ecorregiones EPS y POR y número de especies comunes entre las dos ecorregiones desde 1960 a la actualidad. EPS: Ecorregión Eje Potámico Subtropical, POR: Ecorregión Paranoplatense Oriental (POR)

Años	Número de Especies		
	EPS	POR	Compartidas
1960	197	58	39
1970	221	70	51
1980	238	82	65
1990	269	105	80
2000	281	151	115

Esta situación estaría asociada a las características ambientales intrínsecas de la ecorregión EPS, que presenta la mayor cantidad de ecosistemas acuáticos y de diversidad de habitats terrestres de Argentina. La ecorregión POR, a diferencia de la anterior, presenta menor cantidad de ecosistemas acuáticos y terrestres, y posee condiciones climáticas más extremas (menor cantidad de precipitaciones y mayor amplitud térmica) (López *et al.*, 2002).

El número de especies propias de cada ecorregión y de especies comunes presentes en ambas regiones varió a lo largo de las cuatro décadas (Fig. 3).

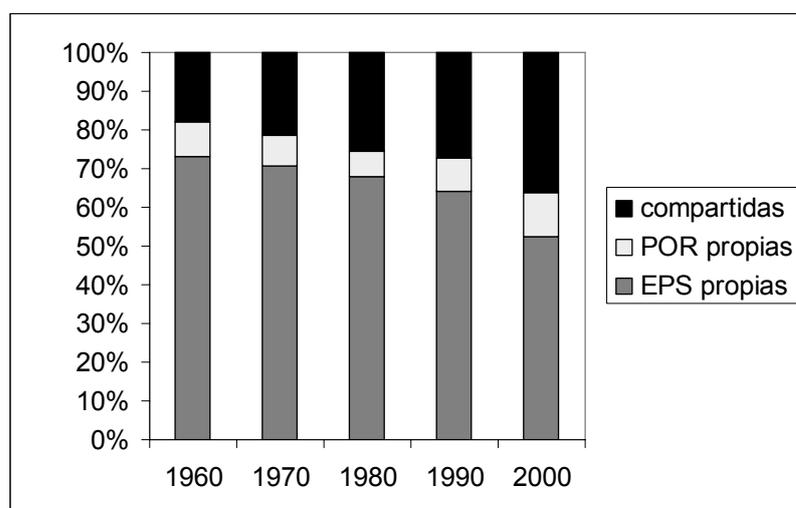


Figura 3. Porcentaje de especies propias de cada ecorregión y de especies compartidas en las cuatro décadas analizadas. EPS: Ecorregión Eje potámico subtropical, POR: Ecorregión Paranoplatense Oriental.

En la ecorregión EPS, el número de especies propias se mantuvo en un rango constante 158 a 189 ( 60 al 80 % de las especies presentes), mientras que para la ecorregión POR fue de 17 a 36 (21 al 33% de las especies presentes). Sin embargo, la cantidad de especies compartidas entre las dos ecorregiones se ha incrementado significativamente.

Durante la década de los 60-70 el número de las especies compartidas fluctuaba entre 39 y 51 especies y, a partir de la década de los 80, este valor aumentó, alcanzado las

115 especies en el año 2000 (Tabla 1). Si consideramos que las especies compartidas a partir de la década del 80 son especies que en las décadas anteriores eran propias de la ecorregión EPS, observamos que ha habido un desplazamiento de las mismas hacia el oeste y esto coincidiría con el período donde se ha evidenciado el corrimiento de la isoyeta de 800 mm.

Las especies compartidas en la década del 60 entre las dos ecorregiones son especies que presentan en general amplios rangos de tolerancia a diferentes parámetros fisicoquímicos de los cuerpos de agua como sólidos totales disueltos, temperatura, pH,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{CO}_3\text{H}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  y las relaciones  $\text{Mg}/\text{Ca}$ ,  $(\text{Mg}+\text{Ca})/(\text{Na}+\text{K})$  (Menni *et al.*, 1996, Menni, 2004). Algunas de las especies compartidas en los años 60 que poseen un amplio rango de tolerancia son *Astyanax fasciatus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Hoplias malabaricus*, *Pterygoplichthys anisitsi*, *Pimelodus maculatus* y *Rhamdia quelen* (Menni, 2004).

A partir del final de los 70 e inicios de los 80, es particularmente interesante observar que especies consideradas indicadoras de la ecorregión EPS por López y Miquelarena (2005) como *Callichthys callichthys*, *Cheirodon interruptus*, *Pseudocorynopoma doriae*, *Pimelodella laticeps* y *Cnesterodon decemmaculatus* están presentes en la ecorregión POR. Es de destacar que estas especies poseen rango de tolerancia relativamente estrecho a diferentes parámetros fisicoquímicos de los cuerpos de agua, por lo que al ser halladas en la ecorregión POR, indican que los cuerpos de agua de dicha región presentan las condiciones necesarias que permitan la subsistencia de estas especies, condiciones que no se daban hace cuarenta años atrás.

Las características limnológicas están estrechamente relacionadas con la biota de un cuerpo de agua (Ringuelet *et al.*, 1975). Diferentes autores han hallado asociaciones directas entre la composición específica de las comunidades de peces y los parámetros fisicoquímicos de los cuerpos de agua (Menni *et al.*, 1996; Menni *et al.*, 2005). Esta estrecha relación es el reflejo de la adaptación fisiológica de los organismos a los diferentes rangos de los parámetros ambientales (Pianka, 1982). Estas consideraciones y el análisis realizado en este trabajo sobre la riqueza ictícola en el noreste argentino, nos permiten concluir que las variaciones en las precipitaciones, así como en la temperatura, debido al cambio climático, determinarán la redistribución de muchas especies de peces en las diferentes ecorregiones de Argentina, conllevando a la modificación de tramas tróficas y de la composición de las comunidades acuáticas. En este contexto, se recomienda intensificar los estudios en esta línea a fin de lograr un manejo sostenible y conservación de la biodiversidad íctica de Argentina.

## BIBLIOGRAFÍA

ARAÚJO, MB y C RAHBEK, 2006. How Does Climate Change Affect Biodiversity? *Science* 313:1396-1397

ARDUINO, G, 1990. Hidrología de la cuenca del Río de la Plata. *Interciencia* 15: 373-377

ARRATIA, G; MB PEÑAFLORES y S MENU MARQUE, 1983. Peces de la región Sureste de los Andes y sus probables realicaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7:48-107.

BARROS, V, 2004. Tendencias climáticas en la Argentina: precipitación. Proyecto Agenda Ambiental Regional-Mejora de la Gobernabilidad para el Desarrollo Sustentable PNUD Arg. /03/001. *Fundación Torcuato Di Tella y Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable*.

BARROS, V; L CHAMORRO; G CORONEL y J BÁEZ., 2004. The greatest discharge events in the Paraguay River. *J. Hydrometeorology*, 5 (6): 1161-1170.

BARROS, V; R CLARKE y P SILVA DIAS, (Eds). 2006. *El cambio climático en la Cuenca del Plata*. Buenos Aires: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - CONICET, Buenos Aires, Argentina, 232 pp.

BARROS V y M DOYLE, 1996. Precipitation trends in Southern South America to the east of the Andes. *Center for Ocean-Land-Atmosphere Studies*. Report N° 26. Editors J. L. Kinter III and E. K. Schneider. pp. 76-80

BARROS, V; M GONZÁLEZ; B LIEBMANN y I CAMILLONI, 2000. Influence of the South Atlantic convergence zone and South Atlantic sea surface temperature on interannual summer rainfall variability in southeastern South America. *Theor. Appl. Meteor.*, 67: 123-133.

BERBERY, E y V BARROS, 2002. The hydrologic cycle of the La Plata basin in South America. *J. Hydrometeorology*, 3: 630-645.

BIDEGAIN, M y I CAMILLONI, 2002. Regional climate baselines scenarios for the Rio de la Plata basin. *AIACC workshop on Climate change and The Rio de la Plata*, Montevideo, November 2002.

BOEING, W J y JT DUFFY-ANDERSON, 2008. Ichthyoplankton dynamics and biodiversity in the Gulf of Alaska: Responses to environmental change. *Ecological indicators*: 292-302.

BONELL, M, 1998. Possible impacts of climate variability and change on tropical forest hydrology. *Climatic Change*, 39: 215-272.

BONETTO, AA, 1986. The Paraná River System. 573-588. En: R. D. Davies y K. F. Walker, (eds) *The Ecology of River Systems*. Junk Publishers, The Hague.

BONETTO, AA; D ROLDAN y M ESTEBAN OLIVER, 1978. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo. I. Poblaciones de peces en ambientes leníticos y lóticos. Ecosur, Argentina.

BUCHER, EH; A BONETTO; T BOYLE; P CANEVARI; G CASTRO; P HUSZAR y T STONE, 1993. Hidrovia: examen inicial ambiental de la vía fluvial Paraguay-Paraná. Humedales para las Américas, Manomet, Massachusetts, Usa y Buenos Aires, Argentina, 74 pp

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

DRAGO, ECE, 1990. Geomorphology of large alluvial rivers: lower Paraguay middle Paraná. *Interciencia* 15: 378-387

FERNÁNDEZ CIRELLI, A; H MOSCUZZA y A VOLPEDO, 2007. El cambio climático y las actividades agropecuarias en humedales costeros. 141-152. En: Fernández Cirelli, L. Fernández Reyes y A. V. Volpedo (Eds). El agua en Iberoamérica. Efecto cambios globales sobre los recursos hídricos y ecosistemas marino costeros. RED CYTED 406RT0285 “Efecto cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica”, Buenos Aires, Argentina

GARCÍA, N y W VARGAS, 1998. The temporal climatic variability in the Rio de la Plata basin displayed by the river discharges. *Climatic Change*, 38: 359-379.

GENTA, JL; G PEREZ IRIBARNE y C MECHOSO, 1998. Recent increasing trend in the stream flow of rivers in Southeastern South America. *J. Climate*, 11: 2858-2862.

GIORGI, F, 2002. Variability and trends of sub-continental scale surface climate in the twentieth century. Part I: observations. *Climate Dynamics*, 18 : 675-691.

GÓMEZ, SE y RC MENNI, 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la Pampasia (Argentina Central). *Biología Acuática* 22:151-156

GÓMEZ, SE; PS TRENTI y RC MENNI, 2004. New fish populations as evidence of climate change in former dry areas of the pampean region (Southern South America): *Physis (Buenos Aires)* 59(136-137): 43-44.

GREEN, RE; M HARLEY y C ZOCKLER, 2001. Impact of Climate change on nature conservation. Royal Society for the protection of Birds, 71 pp.

HIGGINS, PA, 2007. Biodiversity loss under existing land use and climate change: an illustration using northern South America. *Global Ecol. Biogeogr.*, 16: 197-204.

LAMMERS, O; D MOORE y K TREAKLE, 1994. Considering the Hidrovía: a preliminary report on the status of the proposed Paraguay-Paraná waterway project. International Rivers Network, Working Paper N°3, 59 pp

LIOTTA, J, 2006. Distribución geográfica de los peces de aguas continentales de la República Argentina. ProBiota - Serie Documentos N° 3, 701 pp. La Plata, Argentina.

LÓPEZ HL y AM MIQUELARENA, 2005. Biogeografía de los peces continentales de la Argentina 509-550. En: Jorge Llorente Bousquets y Juan J. Morrone (Eds) Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines. Primeras Jornadas Biogeográficas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática (RIBES XII.I-CYTED) UNAM, México, D.F.

LÓPEZ, HL; AM MIQUELARENA y RC MENNI, 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. ProBiota, Serie Técnica y Didáctica n° 5: 1-85

LÓPEZ, HL; CC MORGAN y MJ MONTENEGRO, 2002. Ichthyological Ecoregions of Argentina. ProBiota, Serie Documentos n° 1, , www.vidasilvestre.org.ar

MALABARBA, LR; RE REIS; RP VARI; CAS LUCENA y ZMS LUCENA (eds.) 1998. Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. Museu de Ciências e Tecnologia, PUCRS. Porto Alegre, Brazil.

MENNI, RC, 2004. *Peces y ambientes en la Argentina continental*. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales 5, Buenos Aires, 316 p.

MENNI, RC; SE GÓMEZ y MF LÓPEZ ARMENGOL, 1996. Subtle relationships: Freshwater fishes and water chemistry in southern South America. *Hydrobiologia*, 328: 173-197.

MENNI, RC; AM MIQUELARENA, HL LÓPEZ, JR CASCIOTTA, AE ALMIRÓN y LC PROTOGINO, 1992. Fish fauna and environments of the Pilcomayo-Paraguay basins in Formosa, Argentina. *Hidrobiologia*, 245: 129-146

MENNI, RC; A MIQUELARENA y AV VOLPEDO, 2005. Fishes and environmental in northwestern argentina (South America): from lowland to puna. *Hydrobiologia* 544 (1): 33-49.

MINETTI J; W VARGAS; A POBLETE; L ACUÑA y G CASAGRANDE, 2003. Non-linear trends and low frequency oscillations in annual precipitation over Argentina and Chile. 1931-1999. *Atmósfera*, 16: 119-135.

MONASTERIO DE GONZO, G. 2003. Peces de los ríos Bermejo, Juramento y cuencas endorreicas, Museo de Ciencias Naturales y Consejo de Investigación Universidad Nacional de Salta, Salta, 443 p

NEIFF, J; M IRIONDO y R CARIGNAN, 1994. Large tropical South American wetlands: a review. UNESCO Ecotones Workshop, Seattle. UNESCO, Paris, 15pp.

PARMESAN C, 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change Annual. *Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 637-69 (doi:10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100)

PIANKA, E, 1982. Ecología Evolutiva., Ed Omega, Barcelona, 376 pp.

RINGUELET, RA, 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur*, 2(3): 1-122.

RINGUELET, RA; RH ARÁMBURU y AA DE ARÁMBURU, 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, 602 pp.

SCHAEFER, H; W JETZ, y K BÖHNING-GAESE, 2008. Impact of climate change on migratory birds: community reassembly versus adaptation. *Global Ecology and Biogeography* 17(1): 38-49

SKELLY, DK; N LIANA; J HUGH; P POSSINGHAM; L FREIDENBURG; TJ FARRUGIA; KT KINNISON; y A HENDRY, 2007. Evolutionary Responses to Climate Change. *Conservation Biology*, 21 (5): 1353-1355

SUÁREZ, HG; DJ DOKKEN y RT WATSON, (eds) 2002. Cambio climático y biodiversidad. Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático, 85 pp

VOLPEDO, AV y A FERNÁNDEZ CIRELLI, 2007. Efectos del cambio climático en el humedal de Bahía Samborombón, Argentina. 129-141. En: Fernández Cirelli, L. Fernández Reyes y A. V. Volpedo (Eds.). El agua en Iberoamérica. Efecto cambios globales sobre los recursos hídricos y ecosistemas marino costeros. RED CYTED 406RT0285 Efecto cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica, Buenos Aires, Argentina.



# Los manglares del archipiélago Sabana Camagüey: posibles escenarios en relación con el cambio climático

The mangrove from Sabana-Camagüey Archipelago: the possible flood's scenarios in relation to Climatic Change

Lázaro Rodríguez Farrat  
José Manuel Guzmán Menéndez  
Leda Menéndez Carrera

Centro Nacional de Biodiversidad, Instituto de Ecología y Sistemática. CITMA.  
Carretera de Varona km. 3<sup>1</sup>/<sub>2</sub>, Capdevila, Boyeros, A.P.8029, C.P. 10800, Ciudad de La Habana, Cuba. lalo@ecologia.cu, pepe@ecologia.cu, leda@ecologia.cu

## RESUMEN

El archipiélago Sabana Camagüey posee una gran cantidad de territorios insulares (60% de los territorios insulares del archipiélago cubano). Estos territorios conforman humedales de relevancia para la biodiversidad vegetal (874 especies, 151 endemismos) y biodiversidad animal (989). Estos humedales son vulnerables al aumento del nivel medio del mar producto del cambio climático, poniendo en riesgo su diversidad biológica.

Este trabajo presenta tres posibles escenarios de inundación en el archipiélago Sabana-Camagüey, en relación a las características topográficas y a los pronósticos de elevación del nivel medio del mar debido al cambio climático.

**Palabras claves:** escenario, inundación, manglares, Sabana Camagüey

## Abstract

The archipelago Camagüey Savannah has a great amount of insular territories (60% of insular territories total of Cuban archipelago). These territories conform an relevant wetlands for vegetal biodiversity (874 species, 151 endemic species) and animal biodiversity (989 species). These wetlands are vulnerable to increase of mean sea level product of climatic change, putting in risk their biodiversity.

This paper presents three possible flood's scenarios in the Sabana-Camagüey Archipelago, in relation to topographic features and presage of increase of the mean sea level result of climatic change.

**Key Word:** scenario, flood, mangrove, Sabana Camagüey

## INTRODUCCIÓN

El archipiélago Sabana Camagüey, situado al norte de Cuba, se caracteriza por la gran cantidad de territorios insulares que lo conforman, de hecho representan el 60% de los

territorios insulares del archipiélago cubano (Núñez-Jiménez, 1982). Estos territorios conforman un gran humedal que atesora una importante diversidad biológica, que en los aspectos botánicos está representada por 104 familias vegetales que conforman más del 50 % de las familias botánicas conocidas para el Archipiélago Cubano, 417 géneros y 874 especies de las cuales 151 constituyen endemismos, 12 de ellas con distribución restringida (Menéndez y Guzmán, 2005). En los aspectos faunísticos se reportan 989 taxas infragenéricos, incluidos en 560 géneros, 222 familias, 52 órdenes y 7 clases zoológicas. Los insectos constituyen el grupo más diverso, representado por 542 especies (59,09%), a pesar de ser el menos conocido, mientras que las aves son el grupo mejor conocido con un total de 209 especies (23,47%), y el resto de las clases tienen porcentajes inferiores a un 10%. Se han registrado, 11 géneros, 107 especies y 60 subespecies endémicas de Cuba, de las cuales 31 son exclusivas del archipiélago Sabana Camagüey. Los moluscos gasterópodos y los reptiles son los grupos zoológicos de mayor endemismo en el archipiélago, favorecidos probablemente por su mayor territorialidad en relación con el resto de la fauna (Alcolado *et al.*, 1999) En general estos territorios insulares, se caracterizan por presentar paisajes con bajos relieves, por lo que los pronósticos de aumento del nivel medio del mar como una de las consecuencias del cambio climático constituyen una amenaza para su diversidad biológica.

El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 1995), planteó que de seguir el acelerado ritmo de contaminación de la atmósfera el pronóstico era el aumento de la temperatura a nivel mundial de 2° C para el año 2100, con la implicación del aumento del nivel medio del mar en 35 cm, de producirse un caso extremo de temperatura a 3.5 ° C, el nivel del mar aumentaría en 95 cm. Posteriores estimaciones de las proyecciones de elevación del nivel del mar a escala mundial entre 1990 y 2100, pronostican entre 0.11 y 0.77 m (IPCC, 2001), y más recientemente (IPCC, 2007), aporta nuevas evidencias y modelos del clima donde se estima un aumento del 0.3 a 0.8 m para el 2100.

Para el archipiélago cubano, Mitrani *et al.* (2000) consideraron las zonas costeras como las más vulnerables al cambio climático global. Hernández *et al.*, (2005) han planteado que los estudios acerca del impacto del cambio climático sobre los ecosistemas costeros se han intensificado en los últimos años, señalan que entre las principales consecuencias se documentan la inundación y desplazamiento de humedales y zonas bajas, el retroceso de la línea de costa debido fundamentalmente a la erosión por el aumento del plano de las fluctuaciones de marea.

En el presente trabajo, los autores, a partir de la caracterización y extensión de los manglares en estos territorios y las particularidades de los paisajes, plantean los posibles escenarios de la elevación del nivel medio del mar y las posibles implicaciones para la diversidad biológica de los mismos.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Para la realización del trabajo se llevó a cabo una revisión bibliocartográfica de los materiales existentes (Menéndez *et al.*, 2000), se utilizaron los mapas cartográficos 1:25 000 de los cuales se extrajeron las informaciones de altura del terreno, los que se interpolaron los valores de potenciales de inundación para el archipiélago cubano de 0.5 y 1 m, no se asume los cambios en el régimen de los fuertes vientos. El mapa

digitalizado se manejó mediante el programa SURFER 7. Se realizaron recorridos de campo para la actualización, ampliación y comprobación de la información, así como entrevistas a pescadores y trabajadores de la Empresa para la Protección de la Flora y la Fauna en el territorio. Se confeccionó un mapa con los posibles escenarios de inundación del Archipiélago teniendo en cuenta las características y particularidades de las llanuras en diferentes sitios del territorio. Los escenarios identificados fueron inundación alta, inundación media, inundación baja.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Se obtuvo el mapa que reúne los tres posibles escenarios de inundación en el archipiélago Sabana Camagüey. Los aspectos más relevantes se presentan a continuación:

### **Ubicación y características generales del archipiélago Sabana Camagüey**

El archipiélago Sabana-Camagüey se extiende a lo largo de 465 Km, desde la península de Hicacos al oeste hasta la bahía de Nuevitas al este, con un total de 2517 islas y cayos. Este territorio puede subdividirse en cinco cayerías, según sus características geomorfológicas (Núñez Jiménez, 1982):

El grupo de pequeños cayos que serían una continuación estructural de la Península de Hicacos, estos son los cayos Mono, Monitos y Piedras. La segunda cayería conformada por los cayos originados, fundamentalmente, por los arrastres fluviales y que están cubiertos prácticamente por el manglar, aunque en algunos pueden presentarse bandas arenosas en la costa norte. Esta cayería abarca desde cayo Blanco hasta Fragoso con 961 cayos.

La tercera cayería, con 556 cayos, se extiende desde cayo Francés hasta cayo Guillermo, distinguiéndose valiosas playas en las respectivas costas ubicadas al norte de los cayos, mientras que los manglares se desarrollan al sur. La cuarta cayería comprende los llamados cayos de Piedra, que presentan como particularidad la similitud de su estructura geológica con la presente al norte de la Isla de Cuba y que en la última transgresión marina, sólo quedaron emergidas las cimas de los cerros convertidas en la actualidad en isletas, las que están rodeadas de una franja de mangle. Dichas isletas (un total de 18) presentan un complicado sistema subterráneo de cuevas y cavernas de interés arqueológico así como lagos de agua dulce.

En la quinta cayería se encuentra el grupo de cayos mayores como Coco, Romano, Guajaba y Sabinal, clasificados como islas por su tamaño y la presencia de manto freático. Este grupo se extienden a lo largo de 193 Km con un total de 682 territorios insulares entre islas y cayos, destacándose además cayo Cruz, cayo Mégano Grande y cayo Paredón Grande, entre otros.

### **Los paisajes del archipiélago Sabana Camagüey**

El conocimiento de las peculiaridades de los paisajes del archipiélago de Camagüey ha permitido esclarecer el papel que desempeñan los procesos y componentes naturales en la diferenciación geográfica de los ecosistemas. La diferenciación geocológica en el territorio está regida por el componente geólogo-geomorfológico, el cual condiciona la

distribución del grado de humedecimiento y de los sedimentos, mientras que la diferenciación climática no se manifiesta.

La evolución geólogo-tectónica condiciona el predominio de complejos litológicos carbonatados y junto a los procesos hidrodinámicos, divide el territorio en los dos tipos más generales de paisajes: colinas tectónicas y llanuras marinas. La disposición de los bloques morfoestructurales y la distinta intensidad de los procesos hidrodinámicos y exógenos recientes, han conformado el esquema morfográfico actual y permiten distinguir en los límites de la llanura marina, tres superficies diferenciadas por la subordinación genética de procesos eólicos, abrasivo-cársicos y lacuno-palustres.

A cada una le son propios determinado predominio de tipos de suelos, formaciones vegetales y complejos de formas del relieve, como expresión concreta de la diferenciación paisajística. Así, por ejemplo, para el primer caso son típicas las barras, playas y dunas con matorrales y complejos de vegetación litorales principalmente sobre suelos poco evolucionados. Tales rasgos no se repiten en las otras unidades, para las cuales es característica otra composición edafo-biógena.

La diferenciación climática no se manifiesta en el territorio, sin embargo, el grado de humedecimiento (controlado por el relieve y visto como expresión de la periodicidad de inundación y la cercanía del manto freático) sí constituye un factor de diferenciación geocológica. Esto se evidencia de manera clara en la distribución de la vegetación, de algunos tipos de suelo y de algunos grupos zoológicos, sobre todo en las llanuras tectónico-abrasiva y marino-biógenas.

La intensidad de los procesos hidrodinámicos marinos, condiciona la desigual distribución de sedimentos con arreglo a la disposición de los bloques morfoestructurales, lo que genera una clara diferenciación en los ecosistemas de barlovento y sotavento.

La disposición espacial de los paisajes presenta en su nivel más general, una estructura en franjas sublatitudinales. Ocupando los litorales de barlovento aparece la llanura marino-eólica, a continuación aparece la llanura tectónico-abrasiva y posteriormente, la llanura marino-biógena. En zonas marginales de estas dos últimas llanuras, sobresalen las colinas tectónico-denudativas. Las alturas residuales tectónico-abrasivas ocupan un área restringida y no siguen una secuencia en su distribución como las restantes unidades y eso se debe a su origen y propia evolución paleogeográfica.

La Llanura marino-biógena se distribuye en los litorales de sotavento y las orlas lacuno-palustres de los sistemas insulares. Su génesis se asocia a la acumulación de sedimentos poligenéticos en la zona de debilidad del oleaje. El papel más significativo lo tienen los procesos acumulativos marinos, lo cual se manifiesta en los depósitos de arenas y sedimentos limosos de origen marino. Sus rasgos más peculiares son la salinización y el humedecimiento excesivo. La situación particular en los límites del medio marino y terrestre, condiciona una elevada fragilidad ecológica y la existencia de condiciones hídricas extremas. Lo anterior se expresa en la baja diversidad fito-edáfica; solo es posible encontrar manglares y comunidades halófitas sobre suelos hidromórficos. En contraste con esto, se presenta una alta riqueza zoológica, sobre todo de avifauna. Esta es la unidad de mayor extensión y mejor representada. Predominan los procesos acumulativos de sedimentos carbonatados. Sin embargo, resulta significativo que en las superficies declaradas como lacuno-palustres de los

cayos Coco, Sabinal y Guajaba entre otros (Ramos *et al.*, 1989;1990; Valdivia *et al.*, 1990), no se hayan encontrado turbas u otros depósitos palustres durante el trabajo de campo. Este fenómeno se puede deber a una acumulación palustre inicial y posterior lavado abrasivo de los materiales orgánicos.

En este sentido se localizaron diferentes variantes de manglar desarrollándose sobre pavimentos cársicos en sitios que se habían cartografiado anteriormente como llanuras marino biógenas; el primer reconocimiento se llevó a cabo en cayo Guajaba, donde un bosque abierto de mangle rojo se desarrolla sobre el carso, las raíces se introducen en los agujeros o diaclasas. El mismo fenómeno se encontró posteriormente en los cayos Sabinal, Romano y Coco, con otras variantes florísticas como yanales en el sur de Sabinal; mixtos y de mangle prieto en Romano y Coco.

Sobre la base de lo anterior se distinguieron dos comarcas: la superficie acumulativa muy baja ( $H < 1\text{m}$ ), estacional y por partes permanentemente inundada y las lagunas cársicas y de acumulación diferencial.

El carácter insular (y por ende la influencia marina), condiciona la discontinuidad de los ecosistemas terrestres y se manifiesta en mayor o menor grado en los distintos componentes naturales, por ejemplo:

- La abundancia de formas específicas del relieve como terrazas costeras, cadenas de dunas, canales de marea (activos y relictos), planos abrasivos, etc.
- La distribución de tipos específicos de vegetación, como los manglares, que ocupan la mayor parte del territorio.
- La abundancia de suelos hidromórficos con diversos grados de salinización.

### **Los manglares del archipiélago Sabana Camagüey**

Los manglares están ampliamente distribuidos en el archipiélago Sabana Camagüey, constituyendo el más extenso de los ecosistemas del territorio (Menéndez *et al.*, 2005), y se establece fundamentalmente sobre la llanura marino biógena.

Las especies vegetales características son las mismas que aparecen en el resto de los manglares cubanos y del Caribe insular, *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (patabán) y *Conocarpus erectus* (yana). Se encuentran diferentes variantes fisonómicas y florísticas según las condiciones ecológicas del entorno, así es posible encontrar desde bosques mixtos altos, en condiciones favorables de salinidad y nutrientes, con árboles de hasta 12 m de altura, hasta manglares achaparrados que no alcanzan más de 3 m, tanto mixtos como mono dominantes de mangle rojo, y en sitios con condiciones extremas de salinidad. Los yanales y patabanales pueden localizarse en los ecotonos (zonas de transición entre diferentes tipos de vegetación), incluso sobre carso desnudo. Los manglares ocupan las costas bajas resguardadas y en las lagunas costeras detrás de las dunas. En los cayos Coco y Sabinal, se encuentran grandes áreas de yanales en los llamados paleocanales de marea (Guzmán y Menéndez, 2005).

Las principales comunidades vegetales que se identifican en este territorio son:

- Bosque mono dominante de *R. mangle* en la primera franja costera, con variantes de bosque alto (mayor de 15 m de altura), medios (entre 10 y 12 m) bajos (entre 5 y 8 m) y achaparrados (no sobrepasan los 4 m)
- Bosques mixtos con la participación de dos, tres o cuatro de especies arbóreas de mangle, también con variantes según su altura,
- Bosque mono dominante de *A. germians*
- Bosque mono dominante de *L. racemosa*
- Bosque monodominante de *C. erectus*, en este caso se destacan los yanales de los paleocanales de marea de los cayos Coco y Sabinal, y sobre carso en Sabinal y Romano.

### Escenarios de inundación en el archipiélago Sabana Camagüey por elevación del nivel medio del mar

Los escenarios potenciales de inundación identificados en el archipiélago Sabana Camagüey por elevación del nivel medio del mar fueron de alta, de media y baja posibilidades de inundación (fig. 1), y se han definido de la siguiente manera:

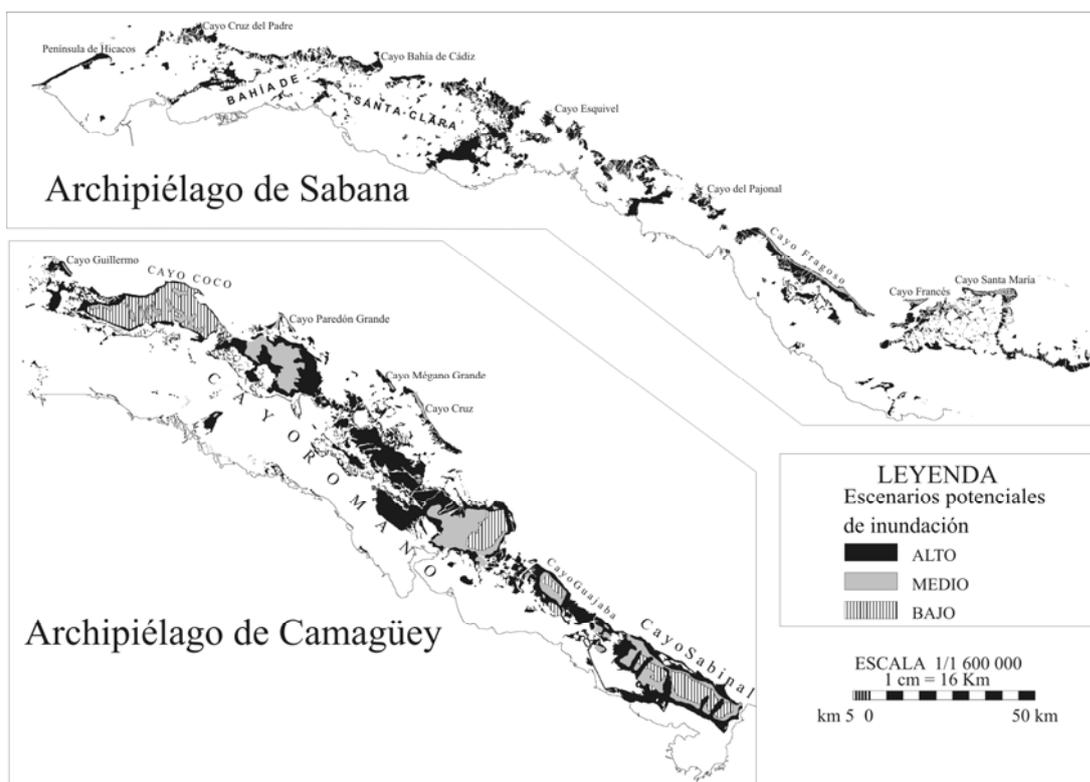


Figura 1. Mapa de escenarios potenciales de inundación por aumento del nivel medio del mar en el Archipiélago Sabana-Camagüey.

**Escenario de alta posibilidad de inundación:** Para las áreas con superficies costeras y subcosteras bajas, de todos los cayos, superficies que bordean los esteros y canales,

zonas de playas y dunas. Para territorios con una elevada fragilidad ecológica, como los cayos relativamente pequeños e hipsométricamente muy bajos, con sustrato por lo general poco consolidado y fácilmente erosionable por la abrasión del mar. En general, estas áreas presentan una alta probabilidad de reducir considerablemente su riqueza y diversidad de especies de flora, de fauna y de ecosistemas o perder totalmente la diversidad biológica que sustentan, sufriendo cambios irreversibles en las propiedades geocológicas. En este caso estarían fundamentalmente los bosques de manglar y la vegetación de dunas costeras. Las superficies bajas ocupadas mayormente por manglares podrían ser las más vulnerables a la elevación del nivel medio del mar como consecuencia del cambio climático, lo que estaría dimensionado en los sitios donde se han llevado a cabo diferentes acciones antrópicas con repercusiones negativas para la salud de estos ecosistemas; un cálculo realizado en área del archipiélago Sabana Camagüey, a partir de los datos hipsométricos de los territorios insulares, arroja que prácticamente cerca de 30000 ha de manglares pudieran ser afectadas por el incremento del nivel medio del mar. No obstante, deben tenerse en cuentas los criterios de Menéndez *et al.* (capítulo, en el presente libro).

**Escenario de media posibilidad de inundación:** Se consideran en este tipo de escenario a las áreas más alejadas de las costas y que en condiciones actuales se inundan temporal o estacionalmente y sustentan altos valores de diversidad biológica. Sus ecosistemas poseen mecanismos de recuperación y estrategias adaptativas que permiten su restablecimiento e integridad ecológica.

**Escenario de baja posibilidad de inundación:** Se consideran en este tipo de escenario a las superficies que ocupan sitios hipsométricamente más altos, estas áreas se caracterizan por poseer una baja probabilidad de sufrir alteraciones en sus propiedades geocológicas y que tienen alto potencial para mantener su integridad ecológica.

El ecosistema de manglar, por ocupar las superficies más bajas, limítrofes con el mar, será el que mayores posibilidades tenga de presentar cambios en el régimen de inundación con la elevación del nivel medio del mar. El ascenso del nivel del mar combinado con las diferentes acciones antrópicas que históricamente han afectado al manglar, le producirán modificaciones al mismo, muchas de las cuales acarrearían consecuencias negativas a este ecosistema (Menéndez *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2006).

En el mapa de escenarios de inundación se evidencia que los territorios insulares que conforman el archipiélago Sabana, son los que mayormente se encuentran en el escenario potenciales de alta inundación por la elevación del nivel medio del mar, lo que está en concordancia con las llanuras extremadamente bajas que los conforman. En el archipiélago Camagüey, conformado por territorios insulares de mayor superficie y mayor complejidad paisajística, se encuentran los tres escenarios potenciales de inundación por la elevación del nivel medio del mar, fundamentalmente en los cayos más grandes que prácticamente constituyen islas y presentan colinas.

En cayos que ya han sido asimilados por las actividades turísticas, fundamentalmente Coco, Guillermo y Santa María, existen construcciones sobre las dunas costeras, donde se establecen comunidades florísticas y faunísticas caracterizadas por su elevada riqueza de especies y por su alto endemismo, estas obras afectan directamente la diversidad biológica, influyendo en la pérdida de la misma, además de los escenarios potenciales de inundación.

## CONSIDERACIONES GENERALES

- Los escenarios potenciales de inundación identificados en el territorio del archipiélago Sabana Camagüey, por la elevación del nivel medio del mar a consecuencia de cambio climático fueron tres: alta posibilidad, media posibilidad y baja posibilidad.
- Los ecosistemas más vulnerables son, en primer lugar, los manglares, sobre todo los manglares del sur de los cayos, por presentar las cotas más bajas fundamentalmente en el archipiélago de Sabana.
- Las superficies de manglares y otras formaciones vegetales con alta posibilidades de ser afectadas de alguna forma se estiman en aproximadamente 30 000 ha.
- El escenario potencial de inundación bajo se localiza en los zócalos centrales de los cayos, también en aquellos sitios donde predominan las terrazas abrasivas altas.
- El mapa obtenido posee un gran valor práctico ya que brinda información de los escenarios potenciales de inundación a los ecosistemas, lo que permite la implementación de medidas que conlleven la protección y/o la recuperación de estas áreas y su diversidad biológica, tales como traslado de especies, planes de contingencia, soluciones técnicas y aprovechamiento de los recursos con posibilidad de ser afectados a partir de los posibles escenarios de inundación.

## BIBLIOGRAFÍA

HERNÁNDEZ, M; A HERNÁNDEZ; L ARRIAZA; J SIMANCA, S LORENZO; S CERDEIRA; L RODAS; G DÍAZ; I HERNÁNDEZ; O MARZO; J CHANG; A OVIEDO y H ALFONSO, 2005. Estimación de la tasa de incremento del nivel medio del mar a partir de mediciones directas y evaluación de su impacto en el Golfo de Batabanó y en la Península de Zapata. Primera convención Cubana de Ciencias de la Tierra, *Geociencias*: 1-24. CD-ROM

IPCC, 1995. *Segunda evaluación de Cambios Climáticos. Grupo intergubernamental de expertos sobre el C.C.* Who. OMM PNUMA UNEP. Informe 71 pp.

IPCC, 2001. *Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Tercer Informe de Evaluación.* La base científica. Resumen para Responsables de política y Resumen Técnico. PNUMA/OMM

IPCC, 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis.* Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. WMO/UNEP. 18 p

MENÉNDEZ, L; AV GONZÁLEZ; JM GUZMÁN; L RODRÍGUEZ RT CAPOTE-FUENTES; R GÓMEZ; RT CAPOTE-FUENTES; I FERNÁNDEZ; R OVIEDO; P BLANCO; C MANCINA y Y JIMÉNEZ, 2000. Bases Ecológicas para la Restauración del Ecosistema de Manglar en áreas seleccionadas del Archipiélago Cubano y su relación con los Cambios globales Informe final de proyecto de investigación. *Programa Nacional de Cambios Globales y Evolución del Medio Ambiente Cubano.* IES. GPROP CITMA. 153 p

MENÉNDEZ, L; JM GUZMÁN; RT CAPOTE-FUENTES; L RODRÍGUEZ y AV GONZÁLEZ, 2005. Variabilidad de los bosques de mangles del Archipiélago Sabana Camagüey: implicaciones para su gestión. Revista MAPPING Interactivo. Revista Internacional de Ciencias de la Tierra. España. [http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id\\_articulo=874](http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=874)

MENÉNDEZ, L; JM GUZMÁN; R GÓMEZ; RT CAPOTE –FUENTES y L RODRÍGUEZ, 2006. Estado del ecosistema de manglar. 62-68 pp. En. *Ecosistema Sabana Camagüey: Estado actual, avances y desafíos de la protección y uso sostenible de la biodiversidad* (Alcolado, P., E.E. García y M. Arellano-Acosta Eds.) Editorial Academia. 183 p.

MITRANI, I; R PÉREZ PARRADO; Y JUANTORENA; I SALAS; O. F. GARCÍA; M BALLESTER; P. BEAUBALLET; C. RODRÍGUEZ y A. L. PÉREZ, 2000. *Las penetraciones del mar en las costas de Cuba, las zonas más expuestas y su sensibilidad al cambio climático*. Informe de resultado científico. INSMET- IPF, La Habana 102 p

MENÉNDEZ, L; JM GUZMÁN y D VILAMAJÓ, 2008. Resiliencia del ecosistema de manglar y cambio climático en el Archipiélago Cubano. Presente libro.

NÚÑEZ-JIMÉNEZ, A, 1982. *Cuba, la naturaleza y el hombre. El archipiélago*. Tomo I. Ediciones letras cubanas. 679 pp.

RODRÍGUEZ, L, L MENÉNDEZ; JM GUZMÁN; AV GONZÁLEZ y R GÓMEZ, 2006. Manglares del Archipiélago Cubano: estado de conservación actual. 37-45 pp. En (L. Menéndez y J. M. Guzmán, eds.). *El ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano: estudios y experiencias enfocados a su gestión*. Editorial Academia 331 p.



# Resiliencia del ecosistema de manglar y cambio climático en el archipiélago cubano

## The resilience of mangrove ecosystem and the climatic change in the Cuban archipelago

Leda Menéndez Carrera  
José Manuel Guzmán Menéndez  
Daysi Vilamajó Alberdi

Centro Nacional de Biodiversidad, Instituto de Ecología y Sistemática. CITMA.  
Carretera de Varona km. 3<sup>1</sup>/<sub>2</sub>, Capdevila, Boyeros, A.P.8029, C.P. 10800, Ciudad de La Habana, Cuba.  
leda@ecologia.cu, pepe@ecologia.cu, dvilamajo@ecologia.cu  
www.ecosis.cu

### RESUMEN

En el presente trabajo se identifican las principales características que le podría permitir a las especies vegetales que conforman los manglares cubanos, adaptarse a las condiciones de elevación del nivel medio del mar como consecuencia del cambio climático y contribuir a atenuar los efectos de la elevación del nivel medio del mar. El ecosistema de manglar se caracteriza por poseer una elevada resiliencia, de acuerdo a la capacidad de las especies que lo conforman para adaptarse a las condiciones cambiantes que generalmente presentan las costas.

**Palabras claves:** Manglares, resiliencia, Cambio Climático

### Abstract

In this paper, many features that could allow to vegetable species of Cuban mangrove, adapt to the conditions of elevation of sea level rise consequence of the climatic change are presented. This features contribute to attenuate the goods of elevation of sea mean level. The mangrove ecosystem is characterized to possess a high resilience, according to the capacity of species present and their adapting to changing conditions that generally present the costs.

**Key Word:** Mangrove, resilience, Climatic Change

### INTRODUCCIÓN

Una de las mayores preocupaciones de la humanidad en estos tiempos lo constituye el Cambio Climático. El incremento del efecto invernadero debido a la concentración de gases en la atmósfera como el dióxido de carbono, el metano y el óxido nitroso, ha desencadenado cambios con trascendencia a escala planetaria. Entre los principales cambios se se destacan el incremento de las temperaturas en la atmósfera y el océano, el ascenso del nivel medio del mar, así como cambios en los regímenes de

precipitaciones y en la frecuencia e intensidad de los eventos hidrometeorológicos extremos.

Según estimaciones del IPCC (2007) con las nuevas evidencias y modelos del clima se estima un aumento del 0.3 a 0.8 m para el 2100, debido a la expansión térmica de los océanos y la pérdida de masa de los glaciales y los casquetes polares.

Para Cuba, dada su condición de insularidad, el ascenso del nivel medio del mar ha sido identificado como la principal amenaza del Cambio Climático. Mitrani *et al.*, (2000) estimaron las zonas costeras como las más vulnerables al cambio climático global y apuntaron a los manglares como uno de los ecosistemas de mayor vulnerabilidad. Según datos de la estación mareográfica de Siboney de Ciudad de La Habana, en los últimos 40 años, el nivel medio del mar en Cuba ascendió con una tasa de 0.191 cm/año (Hernández *et al.*, 2005).

El aumento del nivel medio del mar para nuestro archipiélago podría tener consecuencias negativas, entre ellas la disminución gradual de la superficie emergida, sobre todo en zonas bajas, con pendientes más suaves y tectónica subsidente; el incremento de las áreas con humedales sumergidos y el posible desplazamiento de éstos, tierra adentro; el aumento de la erosión costera, con el consiguiente deterioro de las playas; el incremento de la salinidad de los estuarios y los acuíferos, y la alteración de los patrones de sedimentación y el aumento de la exportación de sedimentos hacia la plataforma y el océano, en detrimento de los arrecifes.

Los bosques de mangles constituyen una parte importante de los humedales costeros, con funciones de importancia ecológica entre las que se destaca su papel protector de las costas. En Cuba, dada la configuración larga y estrecha de la isla principal y la gran representatividad de las formaciones cársticas, así como el resto del archipiélago cubano; el papel protector que tienen los manglares es de vital importancia para la economía nacional (Menéndez *et al.*, 2005).

Aunque en la literatura las predicciones de escenarios del manglar a partir de las afectaciones por el aumento del nivel medio del mar, son muy controvertidas (Hernández *et al.*, 2005), la capacidad de adaptarse a las condiciones cambiantes que generalmente presentan las costas es una evidencia de la resiliencia que caracteriza al ecosistema de manglar. En el presente trabajo los autores identifican las principales características que le podría permitir a las especies vegetales que conforman los manglares cubanos, adaptarse a las condiciones de elevación del nivel medio del mar como consecuencia del cambio climático.

## **PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LOS BOSQUES DE MANGLES**

Los manglares conforman extensas áreas de bosques costeros localizados en las zonas tropicales y subtropicales del planeta. Estos ecosistemas se desarrollan principalmente donde existen deltas que desembocan en el mar, siendo los principales factores abióticos que influyen sobre ellos la salinidad, la acumulación de fango en la ribera de los ríos y en la faja costera, las lluvias elevadas y temperaturas altas y estables (mayores de 25°C), así como una considerable humedad ambiental. Estos bosques se desarrollan hasta donde llega el efecto de las mareas por lo que algunos autores los llaman bosques de mareas, por lo que están adaptados para soportar cambios de

salinidad producto de las mareas diarias, la acumulación de fango, las inundaciones, estacionales asociadas a los periodos de lluvias o a otros fenómenos meteorológicos extremos.

A nivel mundial los bosques de manglares están formados por numerosas especies vegetales. Según Chapman (1976), los manglares están conformados por más de 50 especies pertenecientes a 12 familias botánicas; para Mepham y Mepham (1985), existen cerca de 100 especies botánicas de mangle en el sureste asiático; Sánchez-Páez *et al.*, (2002), señalaron que se conocen más de 69 especies catalogadas como manglares, de ellas 3 son helechos, una palma y 65 entre árboles y arbustos, agrupados en 24 géneros y 19 familias botánicas, Sin embargo, para los manglares de las Américas sólo se reportan 11 especies de plantas, de las cuales cuatro pertenecen al género *Rhizophora*, y cuatro al género *Avicennia*, una a cada uno de los géneros *Laguncularia*, *Pelliciera* y *Conocarpus* (Lacerda *et al.*, 1993).

Los manglares, unidos a los arrecifes coralinos y los seibadales constituyen los ecosistemas marinos de mayor importancia del Caribe. Estos ecosistemas están muy interrelacionados fundamentalmente en su funcionamiento debido al intercambio de energía y materia orgánica (Ogden, 1982). Los manglares conforman la primera barrera protectora ante la elevación del nivel medio del mar como consecuencia del cambio climático.

## EL ECOSISTEMA DE MANGLAR EN CUBA

En Cuba, el ecosistema de manglar ocupa aproximadamente el 5 % de la superficie del país, y constituye una reserva forestal valiosa, representando el 26 % de la superficie boscosa del país y conformando extensas masas boscosas (Menéndez y Priego, 1994). Este ecosistema ocupa por su extensión, el noveno lugar en el mundo y está entre los de mayor representación en el continente americano (Suman, 1994). Los manglares cubanos ocupan de manera general las costas biogénicas, acumulativas, cenagosas y con esteros, donde el efecto de las mareas y los escurrimientos de agua dulce determinan su presencia. Los bosques de mangles constituyen una parte importante de los humedales costeros (Menéndez *et al.*, 2004), con importantes funciones tanto ecológicas como económicas y estratégicas.

Los bosques de mangles cubanos están constituidos fundamentalmente por cuatro especies arbóreas, tres de las cuales son consideradas como manglares verdaderos por las adaptaciones morfológicas y fisiológicas que presentan al medio acuático salino donde se desarrollan. Estas especies son *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*, y la cuarta especie *Conocarpus erectus* es considerada como un seudo mangle o especie periferal, ya que no presenta adaptaciones morfológicas especializadas aunque es capaz de soportar ambientes salinos.

La gran representatividad de los bosques de mangles en el archipiélago cubano, ocupando zonas bajas y cenagosas, así como su gran resiliencia evidenciada por su adaptación a los cambios de condiciones en las costas, constituyen una posibilidad de protección del territorio nacional ante el ascenso del nivel medio del mar a consecuencia del Cambio Climático (Fig. 1).

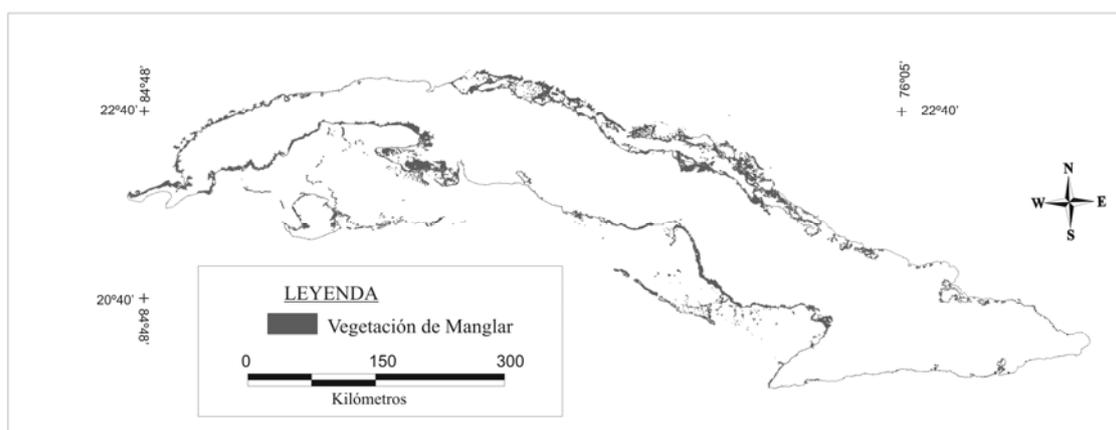


Figura 1. Mapa de distribución del ecosistema de manglar en el archipiélago cubano.

Como se ha mencionado con anterioridad, en su desarrollo, los manglares se ven favorecidos por condiciones climáticas tropicales húmedas con una marcada estacionalidad en el grado de humedecimiento. De acuerdo a las condiciones ecológicas, en Cuba se pueden diferenciar al menos tres regiones (Tabla 1).

En la región occidental y hasta la costa sur de la región central se presentan las mejores condiciones hidroclimáticas para el establecimiento de los manglares, estas condiciones van decreciendo hacia la costa sur de la región oriental, con un evidente estrés hídrico, por lo que esta zona es la menos apta para el desarrollo de los manglares (Menéndez *et al.*, 2004).

	<b>Región Occidental y Costa sur de la Región Central</b>	<b>Costa Norte de la Región Centro Oriental</b>	<b>Costa Sur y Región Oriental</b>
Precipitación media anual	1 600 mm	1 200 mm	800 mm
Precipitación período lluvioso	70%	50%	60%
Evaporación media anual	2 200 mm	2 300 mm	2 500 mm
Temperatura media del aire	27 °C	28 °C	30 °C

Tabla 1. Condiciones climáticas del archipiélago según el Nuevo Atlas Nacional (ACC y ICGC, 1989)

## **LOS MANGLARES CUBANOS Y SU RELACIÓN CON EL ASCENSO DEL NIVEL DEL MAR**

Las características de las especies vegetales que conforman los manglares en Cuba son de gran importancia para la protección del territorio nacional ante el ascenso del nivel medio del mar. El sistema de raíces de las especies vegetales arbóreas que conforman los bosques de mangles, tanto las raíces zancudas o fúlcreas como los neumatóforos, constituye un aspecto de gran importancia. Este sistema radicular varía en las

diferentes especies arbóreas que conforman los manglares. Las raíces de los mangles pueden ser tan densas que llegan a conformar una barrera, la que unida al sustrato mayormente turboso, actúa como una “gran esponja” capaz de retener el agua. Esto propicia la capacidad de la franja de mangles de evitar inundaciones por fuertes lluvias, sobre todo durante huracanes o tormentas tropicales. De hecho las inundaciones hacia tierra adentro han ocurrido en los sitios donde la franja de mangles ha sido talada o debilitada. Las especies de mangles ocupan generalmente diferentes sitios en la franja costera donde su desarrollo es más favorable, por lo que las características de adaptación de cada una de ellas, varía espacialmente en esta zona.

La especie *R. mangle* (mangle rojo) se desarrolla favorablemente en la primera línea de costa, con valores de salinidad entre 30 y 40 ‰. Esta especie presenta adaptaciones morfológicas y fisiológicas como estrategia de sobrevivencia en el medio acuático salino como raíces zancudas o fúlcreas que le sirven de ayuda para la respiración y como soporte ante la acción de las olas; además poseen tejido aerífero en el tallo y las raíces que posibilitan la circulación del agua y soportar altas presiones osmóticas. Otra característica singular es la viviparidad, o sea, la capacidad de las semillas de germinar en el árbol, constituyendo propágulos de forma alargada, que permiten mayores posibilidades de éxito y sobrevivencia para esta especie.

Las raíces zancudas además, actúan como retenedoras de los sedimentos que llegan de tierra hacia la costa; por otra parte, la densidad de raíces zancudas está relacionada con su resistencia al oleaje, de manera que donde existe mayor oleaje, se observa una mayor cantidad de raíces por árbol. En los sitios donde la franja de mangle rojo está más protegida del oleaje, como en los bordes de lagunas y canales, o en riberas o deltas de ríos, la densidad de raíces zancudas es menor. Se ha observado que en la primera línea de costa, además de la mayor densidad de raíces, los árboles tienden a inclinarse hacia el mar, mientras que en los sitios más protegidos, los árboles son más erectos (Fig. 2 A). Estas adaptaciones de la especie a ambientes cambiantes, permiten suponer la adaptabilidad de la especie al aumento del nivel medio del mar, suceso que se producirá paulatinamente posibilitando que esta franja de vegetación mitigue en parte los efectos negativos de esta manifestación del Cambio Climático.

Los propágulos de mangle rojo flotan en el agua de mar donde pueden conservar su viabilidad por períodos relativamente largos, y pueden ser trasladados por corrientes y mareas hasta encontrar los sitios apropiados para su establecimiento. Estos sitios pueden estar asociados a lugares bajos como pastos marinos, donde los propágulos quedan retenidos (Fig. 2 B), o hacia adentro de los bosques donde son empujados por las mareas.

El establecimiento de propágulos en las zonas de ascenso del nivel del mar y la colonización de la especie en estos sitios también puede contribuir a disminuir el nivel de inundación en estos territorios contrarrestar los efectos del aumento del nivel medio del mar. Se plantean que el incremento del nivel del mar resulta beneficioso para el crecimiento y desarrollo de *R. mangle*, aseveración que se ha demostrado de forma experimental (Hernández *et al.*, 2005), aunque autores como Blasco y Saenger (1996), plantean que estos ecosistemas están tan especializados que una pequeña variación en el régimen de marea o las condiciones hidrológicas pueden ser letales.



Figura 2. *Rhizophora mangle*. A: Raíces zancudas y B colonización

Según nuestras observaciones en diversos sitios del archipiélago cubano, los manglares poseen una elevada capacidad de adaptación a los cambios paulatinos, solo mueren si los cambios son bruscos como ocurre durante el cierre de un canal o la construcción de vial que impida el intercambio de las aguas (Menéndez *et al.*, 2003).

La especie *A. germinans* (mangle prieto) se localiza generalmente detrás de la primera franja de mangle rojo; puede conformar bosque mono dominante o se asocia con las otras especies de mangle, conformando bosques mixtos. Esta especie es la que puede soportar las mayores concentraciones de salinidad en su entorno, posee dos adaptaciones que le permiten sobrevivir en estas condiciones extremas; la capacidad de incorporar agua salada y excretar la sal por las hojas, y estructuras especializadas en

las raíces para el intercambio de gases conocidas como neumatóforos. Las raíces de mangle prieto a diferencia de mangle rojo, aunque con gran densidad, son superficiales y vulnerables ante el embate de oleajes y marejadas fuertes, por lo que generalmente esta especie no ocupa la primera línea de costa. Sin embargo, detrás de la franja de mangle rojo, o en sitios donde por las condiciones de salinidad ocupan la primera línea de vegetación en canales y lagunas, las raíces de mangle prieto, representadas por sus neumatóforos, conforman una barrera con función protectora ante la elevación del nivel del mar. Mención aparte ameritan los neumatóforos, cuya altura varía con la profundidad que llega a alcanzar la marea alta en diferentes sitios. Los neumatóforos constituyen estructuras cilíndricas que cubren el suelo del manglar como una alfombra (Carrera y Lugo, 1978), y su tamaño está en relación con la altura que puede alcanzar en agua en este manglar, ya que la máxima subida del agua casi nunca llega a cubrirlos completamente. Esta adaptación explica la gran variación de tamaño que presentan los neumatóforos de un sitio a otro. Esta capacidad de elongación de los neumatóforos de mangle prieto según el nivel de inundación del piso del bosque impedirá que los árboles se asfixien; la elevación del nivel de inundación ocurrirá de forma paulatina, lo que posibilita la adaptación de las plantas a estos cambios y por consiguiente la elongación de los neumatóforos en correspondencia con el nivel de aumento del agua, lo que también puede contribuir a minimizar el ascenso del nivel medio del mar hacia territorios interiores. Las raíces de mangle prieto unidas a los neumatóforos pueden conformar una capa densa con capacidad de retener parte del agua (Fig. 3).



Figura 3. Neumatóforos de *Avicennia germinans*

Al igual que mangle rojo, esta especie posee viviparidad, ya que los frutos germinan antes de caer al piso del bosque por lo que se le consideran propágulos; estos frutos son en forma de cápsula oblonga a elíptica de 1.5 a 2 cm de largo, de color verde pálido y ligeramente pubescentes. La fructificación ocurre a principios del periodo lluvioso, por lo que los propágulos son distribuidos con el movimiento de las aguas en el piso del

bosque hasta su implantación. La distribución de los propágulos por las aguas facilita su implantación hacia el interior, permitiendo el establecimiento de la especie y su función protectora.



Figura 4. Neumatóforos de *Laguncularia racemosa*.

La especie *L. racemosa* (patabán) es considerada como especie pionera en sitios perturbados, generalmente se localiza en la franja posterior a la ocupada por *A. germinans*, aunque también puede formar poblaciones mono específicas bordeando el cause de los ríos y en lagunas, o establecerse con individuos dispersos en la franja de mangle rojo. Esta especie es menos tolerante a la salinidad que mangle prieto. Su sistema radical es poco profundo (cerca de 0.3m) con raíces que parten en forma radial desde el tronco y producen proyecciones con geotropismo negativo (neumatóforos) cuya altura está en dependencia de la altura de la columna de agua; estos neumatóforos no son tan desarrollados como los de mangle prieto y suelen aparecer agregados cerca del tronco, estos salen enterizos de la raíz pero luego de bifurcan cerca de la superficie, en la parte distal presentan cabezuelas redondeadas que tienen apariencia de clavos (Fig. 4). También estas raíces y los neumatóforos pueden conformar una capa densa con funciones protectoras.

La especie *C. erectus* (yana) no se considera como un verdadero mangle ya que no tiene las modificaciones características de las especies de mangle como son la viviparidad de los frutos y emisión de neumatóforos. Es considerada como una especie periferal al manglar, formando parte de la franja de bosque de manglar con importancia para la protección de las costas. *C. erectus* tolera altos niveles de salinidad y se encuentra generalmente en las partes más elevadas sobre suelos más secos, como los margosos salinos y sitios arenosos, aunque se han encontrado parches en sitios cercanos a canales. También se localiza en sustrato arenoso y sobre margas costeras asociada a los matorrales costeros, por lo que posiblemente, al ocurrir el incremento del nivel medio del mar, pueda ocupar las zonas posteriores de la franja costera, como los bosques y herbazales de ciénaga, aunque manteniendo su presencia en el manglar.

Otro aspecto importante a tener en consideración está relacionado con la mayor capacidad protectora de la franja de bosque de mangles según la altura y desarrollo

estructural del manglar, así como el ancho de la franja de vegetación de la costa hacia tierra adentro. Bacon (1994) planteó que las predicciones de los efectos del aumento del nivel medio del mar sobre los manglares han sido evaluadas de forma muy simplista, debido a que se ha asumido que la estructura y la zonación o distribución de las especies es uniforme en la franja costera. Sin embargo, la diversidad de tipos de bosques de mangles, su distribución, composición florística, su estado de salud, y el nivel de afectaciones tanto antrópicas como naturales, implican que la respuesta ante el incremento del nivel medio del mar no es homogénea. Por tanto, los cambios en dominancia de especies, la migración hacia tierra adentro y el incremento en el área a corto plazo va a depender de las características de cada sitio en particular (Bacon, 1994). En algunos sitios de las costas cubanas la franja de bosque de mangle ha sufrido afectaciones por tala, desbroce para aumentar el área agrícola, construcción de viales y represamiento de ríos con la consecuente disminución del flujo de agua, nutrientes y energía, entre otras acciones (Rodríguez *et al.*, 2006), lo que ha conllevado a su reducción, debilitamiento o disminución de la altura del dosel, con repercusión en su función protectora de las costas en general y en la mitigación del cambio climático.

La función protectora del bosque de mangle será por tanto mayor, si la salud del ecosistema es buena; en este aspecto se considera la altura y desarrollo del dosel, la extensión del bosque de mangle en la franja costera, la distribución de las especies arbóreas y su la regeneración. También la presencia de otros humedales costeros detrás de la franja de mangle, como los bosques y herbazales de ciénaga, contribuirá a una mayor protección de las tierras interiores ante el incremento del nivel medio del mar.

## CONSIDERACIONES GENERALES

- La vegetación de manglar, por las características del ambiente en que se desarrolla y las adaptaciones de las plantas a este ambiente, puede constituir una barrera protectora de los territorios interiores ante el ascenso del nivel medio del mar.
- Las principales adaptaciones de las especies de mangles son: la capacidad de vivir en un ambiente inundado y salino, y la presencia de sistemas de raíces con posibilidades de adaptarse a condiciones cambiantes como el aumento del nivel del mar
- La especie *R. mangle* con sus raíces zancudas y la gran dispersión de propágulos con capacidad de colonizar territorios inundados, conforma la primera barrera protectora.
- La especie *A. germinans* pueden conformar una densa barrera de neumatóforos capaces de retener parte del agua debido al incremento del nivel mar, mitigando los efectos negativos. Un comportamiento semejante pudiera esperarse del sistema de raíces de la especie *L. racemosa*
- La función protectora del manglar está en relación directa con la salud y desarrollo de la franja de bosque de mangle, por tanto las zonas costeras donde, la franja de bosques de mangle alcanza mayor ancho y la vegetación esté más vigorosa y con buena salud, aumentará su efectividad protectora de la costa ante el ascenso del nivel medio del mar

## BIBLIOGRAFÍA

ACC y ICGC. 1989. *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*. Instituto Geográfico Nacional de España. Gráficas ALBER, España.

BACON, PR, 1994. Template for Evaluation of Impacts of Sea-Level Rise on Caribbean Coastal Wetlands. *Ecological Engineering*. 3(2): 171-186.

BLASCO, F y P SAENGER, 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena* 27 (3-4): 167-178.

BLASCO, F; P SAENGER y E JANODET, 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena*. 27:167-178.

CARRERA, C J y AE LUGO, 1978. *Los sistemas de manglares de Puerto rico*. . Publicación del Departamento de Recursos Naturales del estado Libre Asociado de Puerto Rico. *Oficina de zona costera de Puerto Rico*. 102 p

CHAPMAN, VJ, 1976. Mangroves Vegetation. J. Cramer Ed. Nueva Zelanda. 477 p.  
HERNÁNDEZ, M., A. HERNÁNDEZ, L. ARRIAZA, J. SIMANCA, S. LORENZO, S. CERDEIRA, L. RODAS, G. DÍAZ, I. HERNÁNDEZ, O. MARZO, J. CHANG, A. OVIEDO y H. ALFONSO. 2005. Estimación de la tasa de incremento del nivel medio del mar a partir de mediciones directas y evaluación de su impacto en el Golfo de Batabanó y en la Península de Zapata. Primera convención Cubana de Ciencias de la Tierra, *Geociencias*: 1-24. CD-ROM

IPCC, 2001. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. *Tercer Informe de Evaluación*. La base científica. Resumen para Responsables de política y Resumen Técnico. PNUMA/OMM.

IPCC, 2002. *Climate change and biodiversity*. IPCC Technical Paper V. 77pp

IPCC, 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. WMO/UNEP. 18 p

LACERDA, LD; JE CONDE; C ALARCÓN; R ÁLVAREZ-LEÓN; PR BACON; L D´CROZ; B KJERFVE; J POLANÍA y M VANNUCCI, 1993. Ecosistemas de manglar de América Latina y el Caribe: Sinopsis. p1-38. En: *Conservación y Aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las Regiones de América Latina y África*. Proyecto ITTO/ISME PD114/90 (F) Parte 1 –América Latina. Sociedad Internacional para los Ecosistemas de Manglar. ISME 256 p.

MENÉNDEZ, L y A PRIEGO, 1994. Los manglares de Cuba: Ecología. 64-75 pp. En: Suman, D. (Ed.) *El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: su manejo y conservación*. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science y The Tinker Foundation. 263 p.

MENÉNDEZ, L; JM GUZMÁN; RT CAPOTE; LF RODRÍGUEZ y AV GONZÁLEZ, 2003. Situación ambiental de los Manglares del Archipiélago cubano.

Casos de estudios: Archipiélago Sabana Camagüey, franja sur de la Habana y Costa Norte de Ciudad Habana. p 435-451 En: *Memorias IV Convención Internacional sobre medio ambiente y desarrollo*. CD-ROM, La Habana, Cuba. 1013 p.

MENÉNDEZ, L; JM GUZMÁN; RT CAPOTE; LF RODRÍGUEZ y AV GONZÁLEZ. 2005. Variabilidad de los bosques de mangles del Archipiélago Sabana Camagüey: implicaciones para su gestión. *Revista MAPPING Interactivo*. Revista Internacional de Ciencias de la Tierra. España. [http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id\\_articulo=874](http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=874)

MENÉNDEZ, L; JM GUZMÁN y RT CAPOTE, 2004. Los manglares del Archipiélago Cubano: Aspectos de su Funcionamiento. pp. 237-251. En J. J. Neiif (Ed): *Los Humedales de Ibero América*. 376 p, Este libro no tiene editorial

MEPHAM RH y JS MEPHAM. 1985. The flora of tidal forests- a rationalization of use of the term "mangroves". *S. Afr. J. Bot.*, 51: 77-99

MITRANI I; R PÉREZ PARRADO; OF GARCÍA; I SALAS y Y JUANTORENA, 2000. *Las penetraciones del mar en las costas de Cuba, las zonas más expuestas y su sensibilidad al cambio climático*. La Habana, CITMA, INSMET.

ODGEN, JC, 1982. Coral reef, seagrass beds and mangroves: Their interaction in the coastal zones of the Caribbean. *Unesco Reports in Marine Sciences*. 1-113

RODRÍGUEZ, L; L MENÉNDEZ; JM GUZMÁN; AV GONZÁLEZ y R GÓMEZ. 2006. Manglares del Archipiélago Cubano: estado de conservación actual. 37-45 pp En (L. Menéndez y J. M. Guzmán, eds). *El ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano: estudios y experiencias enfocados a su gestión*. Editorial Academia 331 p.

SÁNCHEZ-PÁEZ, H; R ÁLVAREZ-LEÓN; OA GUEVARA-MANCERA y GA ULLOA-DELGADO, 2002. Lineamientos estratégicos para la conservación y uso sostenible de los manglares en Colombia. Proyecto PD 171/91 Rev 2 (F) Fase II (Etapa I) *Conservación y Manejo para el Uso Múltiple y Desarrollo en los Manglares de Colombia*. MMA/. ACAFORE. OIMT. 294 p.

SUMAN, DO, 1994. *El Ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe*. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science. Universidad de Miami y the Tinker Foundation. New York. 263 p



# Fragmentación de humedales costeros y cambio climático en el archipiélago cubano

## Coastal wetland fragmentation and climatic change in the Cuban archipelago

José Manuel Guzmán Menéndez  
Leda Menéndez Carrera  
René Capote López

Centro Nacional de Biodiversidad Instituto de Ecología y Sistemática. CITMA.  
Carretera de Varona km. 3<sup>1</sup>/<sub>2</sub>, Capdevila, Boyeros, A.P.8029, C.P. 10800, Ciudad de La Habana, Cuba.  
pepe@ecologia.cu, leda@ecologia.cu, rcapote@ecologia.cu  
www.ecosis.cu

### RESUMEN

En el presente trabajo se presenta un análisis de la fragmentación de los humedales costeros del archipiélago cubano. Estos humedales están compuestos por bosques y herbazales de ciénaga. Se ha realizado una revisión utilizando materiales bibliográficos, cartográficos y comprobaciones de campo, a fin de evaluar el estado de conservación de los humedales ante los efectos del ascenso del nivel medio del mar como consecuencia del Cambio Climático.

**Palabras claves:** humedales costeros, bosque de ciénaga, herbazal de ciénaga

### ABSTRACT

This paper analyzed the coastal wetland fragmentation present in Cuban archipelago. These coastal wetland are forests and grass swamp. A revision has been made using material bibliocartography and field confirmations, in order to evaluate the state of wetland conservation before effects of mean sea level ascent as a result of Climatic Change.

**Key word:** coastal wetland, swamp forestry, swamp grass

### INTRODUCCIÓN

El conocimiento del estado de los ecosistemas constituye la información básica para implementar acciones encaminadas a enfrentar las posibles consecuencias del cambio climático, una de las mayores preocupaciones de la humanidad en la actualidad. Es bien conocido que la asimilación socioeconómica de los territorios ha conllevado la transformación y en muchos casos la eliminación de los ecosistemas naturales, con la consiguiente pérdida de hábitats y biodiversidad. Esta situación de deterioro, reducción y desaparición de ecosistemas constituye una limitante para enfrentar las consecuencias del cambio climático, y limitando los procesos y acciones encaminadas a la búsqueda de alternativas y adaptación.

El archipiélago cubano ha sufrido una fuerte transformación de su cobertura boscosa desde la llegada de los europeos. La cobertura vegetal original de Cuba se ha estimado entre 70-80 (95%) (Capote *et al.*, 1989). Se considera que en 1812 todavía existía un 90% de bosques originales (Guzmán, 2003), aunque el mayor desmonte de los bosques se produjo a partir de 1520. Para 1900 ya se documenta una drástica disminución de un 54% de cobertura boscosa, debido fundamentalmente al intenso desarrollo de la ganadería y el cultivo de la caña de azúcar. Esta dramática disminución alcanzó su máxima expresión en 1959, cuando llega a un 14% (IGACC-ICGC, 1989). La industria azucarera fue siempre la causa principal de la destrucción del bosque original cubano, ya que requería madera como combustible y por tanto las talas que originaba tuvieron un carácter completamente destructivo. Según IGACC-ICGC (1989), un 10% del territorio nacional conserva ecosistemas y paisajes de alta naturalidad y representatividad donde se localizan las principales áreas boscosas. Estos sitios se caracterizan por encontrarse en territorios poco accesible fundamentalmente en los macizos montañosos, las ciénagas y los humedales, así como zonas costeras y grupos insulares que conforman el archipiélago cubano. Sin embargo, los bosques y herbazales de ciénaga no han escapado del proceso de fragmentación debido a la asimilación económica de los territorios.

Para el archipiélago cubano, la elevación del nivel medio del mar constituye una de las consecuencias más relevantes derivadas del cambio climático, por lo que el conocimiento de nuestros ecosistemas, y su posible adaptación a estos cambios es de vital importancia para el futuro del país. Los humedales costeros, manglares y los bosques y herbazales de ciénaga son ecosistemas sensibles a la elevación del nivel medio del mar y en su conjunto conforman la franja de vegetación costera con mayores posibilidades de proteger los territorios interiores del archipiélago.

En el presente trabajo, se estudia el estado actual y la distribución de los bosques y herbazales de ciénaga costeros, como ecosistemas de alto interés por su función protectora en relación con el cambio climático.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

Se realizó una revisión bibliográfica y cartográfica, fundamentalmente de los mapas de vegetación en diferentes momentos en los Atlas de Cuba (ACC y ACURSS, 1970 y ICGC, 1979) y el Nuevo Atlas de Cuba (IGACC-ICGC, 1989), con corroboraciones de los recorridos de campo.

Se realizaron interpretaciones preliminares de las imágenes satelitales LANDSAT TM 1:100000 y cartas topográficas 1:50000 y ortofotocartas para actualizar el mapa con las áreas de bosque y herbazales de ciénaga costeros. Para el procesamiento y actualización del Mapa de humedales costeros se utilizó el programa MapInfo 9.0

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La revisión realizada sobre la cartografía de vegetación actual y original, permitió ubicar y cuantificar la superficie de los humedales costeros constituidos por bosques y herbazales de ciénaga localizado generalmente detrás de la franja ocupada por los bosques de mangles, donde la salinidad es baja o nula debido a que en estos sitios llegan las aguas dulces procedentes de los territorios interiores (Fig. 1).

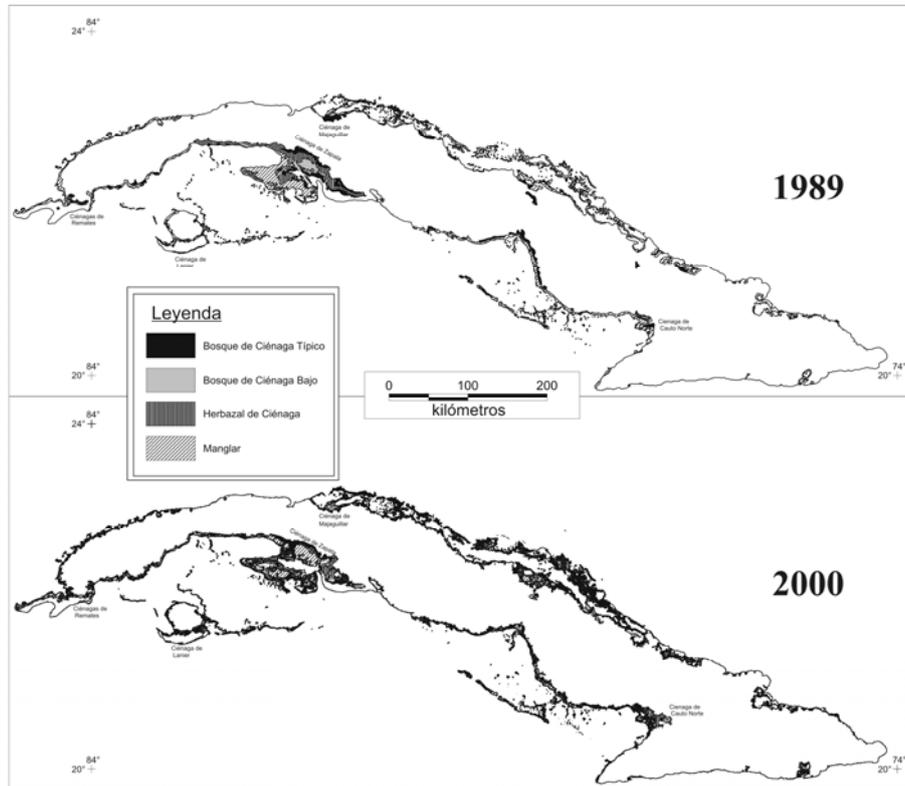


Figura 1. Mapa de formaciones vegetales que forman parte de los humedales costeros.

Capote y Berazaín (1984), clasifican las formaciones vegetales en Cuba, definiendo el Bosque de ciénaga con un estrato arbóreo de 8-15m de altura, con elementos arbóreos deciduos presentes en el dosel, presencia de epífitas y en algunos casos con elementos del bosque de manglar. Este tipo de vegetación puede encontrarse en ciénagas costeras, con inundaciones periódicas o permanentes, sobre suelos ricos en materia orgánica ubicadas fundamentalmente en las penínsulas de Guanahacabibes y de Zapata, costa norte entre Matanzas y Camagüey y al sur de la Isla de la Juventud. Es característico del bosque de ciénaga la presencia de *Bucida palustris*, *Copernicia spp.*, *Sabal parviflora*, *Salix longipes*, *Tabebuia angustata*, *Annona glabra*, entre otras.

Los herbazales de ciénaga, conformados fundamentalmente por especies herbáceas, con abundancia de gramíneas y ciperáceas, Capote y Berazaín (1984) los caracterizaron según el tipo de inundación, en las zonas periódicamente inundadas. En ellos abundan las siguientes especies: *Cyperus spp.*, *Echinodorus spp.*, *Eleocharis cellulosa*, *E. interstincta*, *Panicum aquaticum*, *P. lacustre*, *Paspalidium paludivagum*, *Pontederia lanceolata*,

*Rhynchospora corniculata*, *R. gigantea*, *Sagittaria intermedia*, *S. lancifolia*, *Scripus olneyi*, *S. validus*. En zonas permanentemente inundadas, con acumulación de turba en el suelo, se pueden encontrar las siguientes especies: *Typha domingensis*, *Cladium jamaicense*, *Cyperus giganteus*, *Crinum oliganthum*, *Panicum* spp., *Paspalum giganteum*, *Pontederia lanceolata*, etc.

Estos humedales costeros presentan una distribución discontinua, pues no siempre se localizan detrás de los manglares, en algunos sitios detrás de la franja de manglar se puede localizar un matorral con presencia de especies suculentas, cactáceas y gramíneas, como se comprobó en la zona de Corojoal, detrás de la franja de bosque de mangles al oeste de Majana.

En la Península de Guanahacabibes se localizan parches de bosque y herbazales de ciénaga; el bosque de ciénaga presenta al menos 4 variantes en altura del dosel y composición florística, con abundancia de *Roystonea regia*, *Callophyllum antillanum*, *Hibiscus elatus* y *Tabebuia* spp. (Delgado *et al.*, 2004), Estos autores identifican como parte del humedal costero al bosque siempre verde mesófilo estacionalmente inundado, ya que está muy relacionado con el bosque de ciénaga. Estos bosques han sufrido transformaciones en su estructura debido al aprovechamiento forestal selectivo.

En la franja costera del sur de La Habana, muchos sitios donde se encontraban bosques de ciénaga, en las últimas décadas se han transformado en plantaciones forestales de *Casuarina equisetifolia*, *Callophyllum antillanum* e *Hibiscus tiliaceus*. En la actualidad se pueden localizar fragmentos de bosques de ciénaga, con abundancia de *Roystonea regia*, *Sabal parviflora*, *Acoelora pfeifferi*, *Crecescia cujete*, *Enallagma latifolia*, *Lonchocarpus* sp., *Tabebuia* sp. Los herbazales de ciénaga ocupan mayor extensión, generalmente con dominancia de gramíneas y ciperáceas, así como palmas dispersas, mayormente de los géneros *Sabal* y *Acoelora pfeifferi*, y también con elementos del manglar, fundamentalmente con *C. erectus*. (Menéndez *et al.*, 2006).

En la franja costera norte de Pinar del Río y La Habana, lo que se encuentra fundamentalmente es la franja de bosque de mangles, y en gran parte se ha desbrozado hasta parte de esta franja, tanto para la plantación de azúcar como para ganadería. Los escasos fragmentos de bosque de ciénaga se caracterizan por la presencia de *Roystonea regia* (palma real).

En la provincia de Matanzas se localizan variantes de bosques y herbazales de ciénaga, fundamentalmente en la Ciénaga de Zapata al Sur de la provincia, y también al norte en la ciénaga de Majaguillar, donde se localizan bosques de mangles y bosques de ciénaga, los que aun conservan su naturalidad. En la ciénaga de Zapata están bien representados el bosque y herbazal de ciénaga, aunque dada las características de este humedal no conforman franjas paralelas en la franja costera, sino que forman parches de forma natural en los sitios donde las condiciones de humedecimiento y ausencia de salinidad lo permiten. Un aspecto a destacar es la frecuencia y dimensiones de los incendios en la Ciénaga de Zapata, en la época de seca, con afectación a los herbazales de ciénaga y los bosques de ciénaga. La colonización de sitios de herbazal de ciénaga por *Melaleuca quinquenervia* (cayepu), especie arbórea exótica e invasora, ha sido significativa en las últimas décadas y muy difícil de eliminar, lo que ha transformado o reducido áreas de herbazal de ciénaga, penetrando en sitios de bosque de ciénaga. Este último ha sido objeto de aprovechamiento forestal selectivo, lo que se refleja en su estructura y composición florística.

En la costa norte de Sancti Spíritus, se observó el desbroce de los bosques de ciénaga y parte de la última franja del bosque de mangle, quedando algunos individuos dispersos de *Bucida* sp como señal de lo que en otros tiempos fuera una franja bien desarrollada de humedales costeros.

En los cayos de mayor tamaño como Romano (sector central) y Sabinal (parte occidental) se localizan áreas con bosque de ciénaga, representados por *Bucida espinosa*, *B. buccera*, *B. subinermis*, *Tabebuia angustata*, *Sabal palmetum*, *Crescencia cujete*, *Callophylum antillanum*, etc. En cayo Coco solo se han observado pequeñas áreas con inundaciones temporales y suelos cenagosos, con elementos de bosque de ciénaga, colindando con el bosque semidecídulo y donde las manifestaciones cársicas son abundantes. En general se encuentran en las zonas bajas sobre lapiés o pavimento cársicos de los cayos de mayor superficie, un bosque siempre verde micrófilo mayormente de baja altitud, sometido a inundaciones temporales y con elementos de bosques de ciénaga, manglar y semidecídulo (Fig. 2).



Figura 2. Bosque siempre verde micrófilo en cayo Romano.

Entre las especies más abundantes se encuentran: *Bucida spinosa*, *Bumelia celastrina*, *Erythroxylum rotundifolium*, *Randia aculeata*, *Conocarpus erectus*, etc., En estos territorios insulares, los herbazales de ciénaga conforman pequeños parches dispersos (Menéndez y Guzmán, 2005; 2006; Guzmán y Menéndez, 2005). Estos bosques conservan un alto grado de naturalidad.

En la franja costera norte de Ciego de Ávila, se observan extensiones notables de áreas de herbazales y bosques de ciénaga que han sido transformadas en plantaciones de *Casuarina equisetifolia*, en detrimento del humedal costero, dada las características invasoras de esta especie y su potencialidad para extraer agua del sustrato.

En la costa norte de Camagüey el desarrollo de la ganadería y la caña de azúcar conllevaron la eliminación de los bosques, entre ellos los bosques de ciénaga, en el área protegida Refugio de fauna Río Máximo se encuentran fragmentos de bosque de ciénaga. En el área de Cagüey se localiza un área boscosa afín al bosque de ciénaga, con

una altura de los árboles que alcanzan los 15 metros, y abundancia de *Bucida* sp., *Roystonea regia*, *Tabebuia angustata*, *Ficus aurea*, *Callophyllum antillanum*, *Lonchocarpus* sp. Otro fragmento de bosque de ciénaga se localiza en el área de Pocito, con abundancia de *Bucida* sp., *Copernicia* sp., *Crescentia cujete*, *Bursera simaruba*, *Bumelia celastrina*, *Hypomaes mancinella*, *Coccoloba diversifolia*, *Metopium toxiferum*, etc. (IES, 2002).

Entre las prácticas pecuarias con implicaciones en la degradación y fragmentación del bosque y herbazales de ciénaga es necesario señalar la cría de búfalos de agua (*Bubalus bubalis*), especie con gran fortaleza física, introducida en Cuba en los últimos años. (Ramírez –Baffi *et al.*, 2006).

En el humedal situado en el delta del río Cauto, las referencias encontradas en los diferentes Atlas de Cuba evidencian diferentes niveles de información; según Voronov (1970) en la zona se encuentra vegetación de manglar combinada con saladares y prados de saladares, mientras Areces (1978) señala la presencia de manglar, bosque sublitoral de *Conocarpus erectus* y herbazal salino costero, con áreas de bosque arbustivo palustre. Posteriormente, Capote *et al.* (1989) definen esta vegetación como bosque siempre verde de mangles con bosque siempre verde de ciénaga típico y áreas dispersas de vegetación acuática; y, García *et al.* (1989) agregan a la anterior descripción el herbazal de ciénaga.

Según Cisneros *et al.* (1999), en este humedal se pueden identificar al menos 9 formaciones. Además de los diferentes tipos de bosques de mangles, se localiza el herbazal de ciénaga, uno de los tipos de vegetación más variado y representativo, el bosque de ciénaga con dominancia de *Bucida subinermis* y *Copernicia gigas*, y presencia de *Bursera simaruba*, *Capparis flexuosa*, *C. cynophallophora*, *Erythroxylum havanense*, *Neea shaferi*, *Gymnanthes lucida*, *Eugenia procera*, *Harrisia eriophora*, entre otras; ocupa sitios con depresiones detrás del bosque de manglar, conformando parches de vegetación. También se encuentran el bosque semideciduo con humedad fluctuante, ocupando algunos sitios en la parte baja del río Jobabo, en el área conocida como Monte Cabaniguán, y el bosque de galería secundario, en las orillas de la parte baja del río Cauto. Cerca de Los Sábalo (Monte Cabaniguán) se localiza una sabana con abundancia de *Copernicia* sp., sujeta a inundaciones temporales, esta área colinda con la franja de manglar y el bosque semideciduo de humedad fluctuante, y funciona como parte del humedal costero. Estos bosques han sido afectados históricamente en el proceso de asimilación socioeconómica de la zona. La vegetación de agua dulce, tanto flotante como arraigada al sustrato, está bien representada; el herbazal de ciénaga, formando parches detrás de los manglares, se desarrolla en las zonas de interrelación de éstos con los saladares.

Capote *et al.* (2001), analizaron la fragmentación de la vegetación en el archipiélago cubano, concluyendo que para el caso de los humedales tales como bosque de ciénaga típico, bosque de ciénaga bajo, herbazal de ciénaga y el bosque semideciduo de humedad fluctuante, se podrían considerar con fragmentación media. Los bosques de ciénaga típico y bajo se presentan en parches de forma natural, en dependencia de las condiciones de inundación, sustrato, etc., por lo que es frecuente encontrarlos formando parte de una matriz con herbazales, manglares, plantaciones y cultivos. Indudablemente, el bosque de ciénaga ha sufrido presiones significativas durante más de un siglo en el proceso de asimilación socioeconómica de los territorios limítrofes para la ganadería y cultivo de caña de azúcar fundamentalmente, por lo que se les ha

talado y desbrozado hasta prácticamente ser eliminados o reducidos a fragmentos, en algunos casos relictivos. La eliminación del bosque y herbazales de ciénaga disminuye la función protectora de estos humedales, sobre todo ante el peligro de inundación por la elevación del nivel medio del mar debido al cambio climático, aún cuando la franja de bosques de mangles conforma una barrera protectora ante este fenómeno. Por otra parte, la franja de humedales costeros reviste gran importancia en el mantenimiento de la cuña salina en niveles que evitan las intrusiones salinas y sus consecuencias en los suelos, aspectos de gran relevancia dada las características de insularidad de Cuba.

## **CONSIDERACIONES GENERALES**

- El bosque de ciénaga en el archipiélago cubano ha sufrido fuertes presiones en el proceso de asimilación socioeconómica lo que se manifiesta en la fragmentación de los mismos, reduciendo su presencia de forma alarmante.
- La conversión en áreas de cultivos agrícolas, plantaciones forestales generalmente con especies introducidas, o la invasión de especies vegetales exóticas constituyen las principales causas de fragmentación y reducción de estos tipos de humedales.
- Los herbazales de ciénaga también han sido afectados y fragmentados por partes, aunque su representatividad es mayor en comparación con el bosque de ciénaga.
- La eliminación del bosque y herbazales de ciénaga disminuye la función protectora de estos humedales costeros ante los efectos negativos del aumento del nivel medio del mar a consecuencias del cambio climático.
- Aun es insuficiente la información con que se cuenta acerca de los ecosistemas que conforman el bosque y herbazal de ciénaga, de su funcionamiento y posibilidades de restauración ecológica.

## **BIBLIOGRAFÍA**

ACC y ACURSS. 1970. Atlas Nacional de Cuba, La Habana. 130 p

ARECES, A, 1978. Vegetación. En Atlas de Cuba. I.C.G.C. Pp. 38-39.

CAPOTE, RP y R BERAZAÍN, 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. Rev. J. Bot. Nac. V (2): 27-75.

CAPOTE, RP; JM GUZMÁN y J LLAMACHO, 2001. Bases para el monitoreo de diversidad biológica en ecosistemas terrestres. Informe Final de Proyecto. PR Medio Ambiente. AMA – CITMA. Biblioteca IES-CITMA.

CAPOTE, RP; NE RICARDO; AV GONZÁLEZ; D VILAMAJÓ y J URBINO, 1989. Vegetación actual. En Nuevo Atlas Nacional de Cuba. Mapa 1.(10):.2-3.

CISNEROS, G; G BRULL; R ROSALES y D ESPINOSA, 1999. Plan de Manejo. Refugio de Fauna Delta del Cauto. MINAGRI. Emp. Nac. Conservación. 59 pp

DELGADO, F; J FERRO y D HERNÁNDEZ, 2004. Vegetación de los humedales de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, Cuba. 15-20 p, En: Humedales de Iberoamérica. J.J. Neiff ed. Red Iberoamericana de Humedales (RIHU-CYTED). 376 p

GARCÍA, EE; E DEL RISCO y RP CAPOTE, 1989. Vegetación potencial. En Nuevo Atlas Nacional de Cuba. Mapa 7. Pp. X.2.1.

GUZMÁN, JM, 2003. Fragmentación de la Diversidad Vegetal en la Reserva de Biosfera Sierra del Rosario. Tesis en Opción al Título Académico de Máster en Ecología y Sistemática Aplicada Mención Ecología. Instituto de Ecología y Sistemática. 67 pp.

GUZMÁN, JM y L MENÉNDEZ, 2005. Una propuesta de gestión para el humedal cayo Romano. 288-293p. En: Humedales de Iberoamérica: Experiencias de Estudio y Gestión. Fernández L., y D. Moura, eds. Red Iberoamericana de Humedales (RIHU-CYTED). 355 p

ICGC, 1979. Atlas de Cuba. La Habana. 143 p

IES, 2002. Salud del ecosistema de manglar en el Archipiélago de Camagüey. Informe de resultado parcial. Proyecto "Acciones priorizadas para la consolidación de la protección de la biodiversidad en el ecosistema Sabana-Camagüey" GEF-PNUD, Cuba.

IGACC, ICGC (1989): Nuevo Atlas Nacional de Cuba. Ediciones Alber, España, 226 pp.

MENÉNDEZ, L y JM GUZMÁN, 2005. El humedal de Sabana Camagüey: Principales características de su vegetación. 146-153 p. En: Humedales de Iberoamérica: Experiencias de Estudio y Gestión. Fernández L., y D. Moura, eds. Red Iberoamericana de Humedales (RIHU-CYTED). 355 p

MENÉNDEZ, L y JM GUZMÁN, 2006. Estado de los ecosistemas terrestres de los cayos. 57-61 pp. En: Ecosistema Sabana Camagüey: Estado actual, avances y desafíos de la protección y uso sostenible de la biodiversidad (Alcolado, P., E.E. García y M. Arellano-Acosta Eds.) Editorial Academia. 183 p.

MENÉNDEZ, L; JM GUZMÁN y N RICARDO, 2006. Vegetación de manglar en la franja costera del sur de La Habana. Principales afectaciones debido a la construcción de un dique. 210-218 p. En: Menéndez, L y J.M. Guzmán (Eds.): Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano. Editorial Academia. 331 p

RAMÍREZ-BAFFI, A; EE GARCÍA; M ARELLANO-ACOSTA; M VERDE; M GALGUERAS y A RAMÍREZ, 2006. Los sectores agrícola, pecuario y forestal. 130-133 pp. En: Ecosistema Sabana Camagüey: Estado actual, avances y desafíos de la protección y uso sostenible de la biodiversidad (Alcolado, P., E.E. García y M. Arellano-Acosta Eds.) Editorial Academia. 183 p.

VORONOV, AG, 1970. Vegetación. En Atlas Nacional de Cuba. Pp. 58-59.

# Importancia del bosque de *Avicennia germinans* para la población de *Crocodylus acutus* en el humedal Refugio de Fauna “Monte Cabaniguán”, Las Tunas (Cuba)

The importance of forest *Avicennia germinans* for the population of *Crocodylus acutus* in the Fauna Refugee wetland Monte Cabaniguán”, Las Tunas (Cuba)

Leda Menéndez Carrera <sup>1</sup>  
José Manuel Guzmán Menéndez <sup>1</sup>  
Manuel Alfonso Tabet <sup>2</sup>

1-Centro Nacional de Biodiversidad, Instituto de Ecología y Sistemática. CITMA Carretera de Varona km. 3<sup>1</sup>/<sub>2</sub>, Capdevila, Boyeros, A.P.8029, C.P. 10800, Ciudad de La Habana, Cuba.leda@ecologia.cu, pepe@ecologia.cu  
2-Empresa para la Conservación de la Flora y la Fauna. Delegación Municipal de Jobabo. Las Tunas. MINAGRI. corona@cucalambe.ltu.sld.cu

## RESUMEN

En este trabajo se caracteriza la vegetación presente en el humedal Monte Cabaniguán, destacándose por su mayor representación el bosque de *Avicennia germinans*, lo que favorece la presencia de la población de *Crocodylus acutus* existente en el área, la que a su vez es de gran importancia por su papel en la modelación del paisaje y en el mantenimiento de las condiciones del manglar. El aseguramiento de la gran dinámica que caracteriza estos paisajes es fundamental para la conservación de la biodiversidad del humedal.

**Palabras claves:** Manglar, Monte Cabaniguán, *Crocodylus acutus*, *Avicennia germinans*

## Abstract

In this paper, vegetation in the wetland Monte Cabaniguan is characterized the present fundamentally the forests of *Avicennia germinans* and their relationship with the population of *Crocodylus acutus* existent in the area.

**Key words:** Mangrove, Monte Cabaniguán, *Crocodylus acutus*, *Avicennia germinans*

## INTRODUCCIÓN

En el extremo oeste de la provincia de las Tunas (Cuba), se localiza parte del humedal del Delta del Cauto; en esta área se encuentra una zona de manglares que colinda con una sabana inundable con dominancia de palmas del género *Copernicia* y un bosque semidecíduo de humedad fluctuante, que en su conjunto constituyen el refugio de Fauna Monte Cabaniguán (Cisneros *et al.*, 1999). El área protegida posee una extensión de 14 000 ha (Fig. 1), de las cuales 11 500 ha pertenecen a humedales, con amplia

llanura deltaico – aluvial costera, situada al sur de la provincia de Las Tunas, junto al Golfo de Guacanayabo (Urgellés *et al.*, 2007).

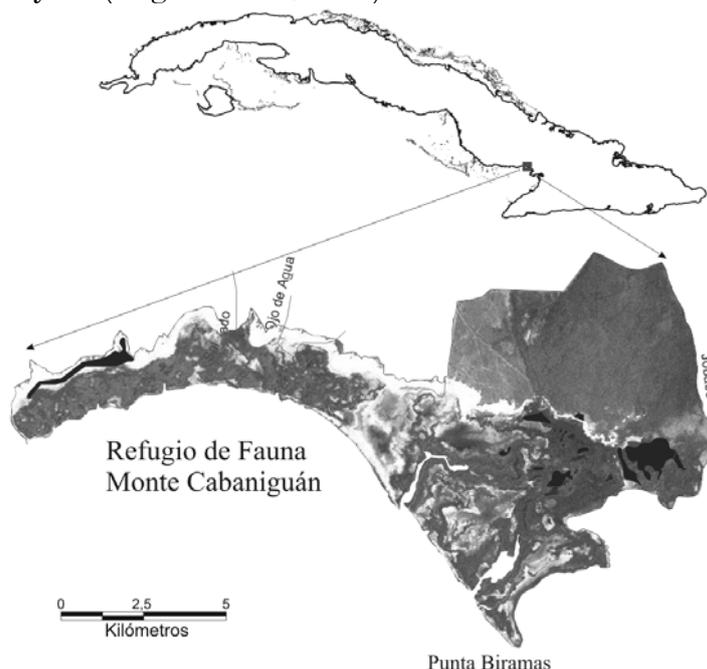


Figura 1. Ubicación del humedal Refugio de Fauna Monte Cabaniguán

La zona de manglares comprende la franja costera donde llegan los efectos de las mareas, aunque recibe una fuerte influencia de los sitios interiores a través de los ríos que la alimentan. La presencia de esteros, canales, saladares y lagunas con algunas dunas arenosas dispersas, constituyen las principales características del área. Los bosques de manglares bordean los esteros, canales y lagunas, con predominio de los bosques de *Avicennia germinans* (mangle prieto). En general los bosques no son de gran porte y altura, aunque se observan variaciones en su estructura según las condiciones ecológicas de cada sitio en particular. Estos bosques de manglares sirven de refugio a la población mejor conservada de *Crocodylus acutus* (cocodrilo americano) de Cuba (Urgellés *et al.*, 2007).

El objetivo del presente trabajo es caracterizar los diferentes tipos de vegetación presentes en este humedal, haciendo énfasis en el bosque de *A. germinans* en el área protegida por su importancia e interrelación con la población de *C. acutus* presente en esta área, como base para una gestión adecuada encaminada a la protección de la biodiversidad en este ecosistema.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda bibliocartográfica con la información existente, y posteriormente se llevaron a cabo comprobaciones y recorridos de campo fundamentalmente a los esteros Jobabillo, Coquito, Salina y Jijira, lo que permitió la caracterización la vegetación presente en el área siguiendo criterios florísticos fisonómicos (Capote y Berazaín, 1984; Menéndez *et al.*, 2005), fundamentalmente en los sitios donde se encuentran individuos que conforman la población de *C. acutus*

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El humedal se caracteriza por la presencia de diferentes tipos de bosques de mangles, los que bordean las diversas lagunas y canales que conforman el humedal. Entre estas áreas con vegetación de mangle aparecen parches dispersos de saladares, áreas inundadas y sitios más elevados conformados por dunas arenosas, constituidas fundamentalmente por granos gruesos y restos de conchas lo que evidencia su origen marino. Los saladares son sitios donde la acumulación de sal en el sustrato es muy elevada lo que no permite la existencia de vegetación. En las dunas de arena se establece una vegetación que tipifica estos sitios, generalmente herbácea, y en estas áreas es que los cocodrilos construyen sus los nidos en la época de reproducción.

Los bosques de mangles varían en altura y porte, y aunque la mayor parte está representado por bosques de *A. germinans*, se encuentran otros tipos de bosques. Bordeando el canal principal se encontró una franja de bosque de *Rhizophora mangle* (mangle rojo), con alturas variables entre 4 a 8 metros; en algunos tramos aparece bosque de *A. germinans* bordeando el canal. Al sur del área del estero Jobabito, y cercano a la línea costera, se encuentra una gran variabilidad en los bosques de manglares. Aunque el bosque de *R. mangle* ocupa por partes la primera franja de vegetación, la mayor abundancia correspondió a bosques de *A. germinans* bordeando el estero. El estero Jobabillo termina en una laguna bordeada en gran parte por una franja de bosque de *A. germinans* que ocupa hasta la primera línea y se comunica con otros esteros. Este bosque presenta una alta densidad de neumatóforos (Fig. 2), los que prácticamente conforman una especie de plataforma que podría tener una función similar a las raíces zancudas de *R. mangle* (Menéndez *et al.*, 2007).



Figura 2. Vista de Neumatóforos de *Avicennia germinans* en estero Jobabillo

En este sitio se observaron cuevas de los cocodrilos construidas debajo de árboles de *A. germinans*. Las características del sistema de raíces de *A. germinans*, conformado por raíces poco profundas y muy extendidas de forma circular, con numerosos neumatóforos, particularmente densos, conforman una entramado, debajo del cual, los cocodrilos pueden construir sus cuevas (Fig. 3).



Figura 3. Vista de la entrada de un nido de *Crocodylus acutus* en las raíces de *Avicennia germinans*

Por otra parte, las condiciones de salinidad del sustrato favorecen la mayor presencia de bosques de *A. germinans*, ya que esta especie de planta está adaptada a soportar los mayores tenores de salinidad en comparación con las restantes especies de mangles en el archipiélago cubano (Menéndez *et al*, 2006).

En los esteros Coquito y Jijira se encontró una gran variabilidad de bosques de mangles, semejante a lo descrito anteriormente, a orillas del estero Coquito, se observa una línea de bosque de *R. mangle* y detrás se establece el bosque dominante de *A. germinans*, con gran variedad de formas y estructura; esta línea de bosque de *R. mangle* es discontinua y es sustituida por partes por el bosque de *A. germinans*. La diversidad del bosque de *A. germinans* es alta, varía desde bosques densos bajos de 3 a 4m de alturas, con copas pequeñas, ramificados desde abajo, y troncos de escaso diámetro, hasta bosques altos con copas de 7 a 10 m, menos densos, troncos más gruesos con diámetros entre 20-25cm, y abundantes plántulas en el sotobosque que evidencian una buena regeneración, y gran densidad de neumatóforos, los que adquieren mayor altura en las orillas del estero, y son más pequeños en el centro de la franja de bosque. Es notable la gran densidad de neumatóforos, los que conforman una barrera de

protección a la franja de bosque ante subida del nivel del agua (Menéndez y Guzmán, 2007).

El humedal presenta una gran dinámica, en la ocurren grandes avenidas procedentes de los ríos tierra adentro, que provocan ampliación o cierre de los esteros, trayendo como consecuencia constantes cambios en el manglar (gran adaptación a cambios-resiliencia elevada). El estero de Coquito en la actualidad posee una anchura relativamente grande, originada por las avenidas procedentes de tierra adentro, provocando cambios en el desarrollo del bosque de mangles.

En el estero Jijira, a ambos lados del canal, se establece una franja de *R. mangle* de unos 5 metros de altura en ocasiones hasta 7 metros) y unos 3 - 4 m de ancho, aunque en algunas partes es apenas una línea de árboles. Detrás de esta franja se establece el bosque de *A. germinans* de mayor altura (un dosel de 6 hasta 8 m). Esta franja colinda con otra de vegetación más baja que puede ser de *A. germinans* o de saladares. En algunos sitios en los bordes del canal se presentan playazos de fango arenoso donde se aprecia una gran regeneración y colonización de individuos de *A. germinans*, los elevados valores salinidad en el sustrato favorecen la mayor abundancia de esta especie. En algunas partes donde la salinidad llega a ser muy alta se observaron sitios alrededor de los canalizos, con vegetación de *A. germinans*, de baja altura y porte raquíutico, algunos individuos muertos, secos en pié, sobre un sustrato areno fangoso. En algunos sitios los saladares tienen el suelo agrietado y parches de bosque de *A. germinans* en el agua, con alturas de 6-7 m.

En los parches de dunas arenosas se establece una vegetación mayormente herbácea; en lo zona del estero Coquito se observaron varias dunas, sobre las que se establece una vegetación fundamentalmente herbácea, compuesta por *Sesuvium portulacastrum*, *Phyloxerus vermicularis*, *Opuntia dillenii*, *Lantana involucrata*, *Harrisia* sp, *Cliptostegia grandiflora*, y varias especies de gramíneas. En sitios más elevados y sobre un sustrato de arena conchífera se establece un bosque abierto de *Conocarpus erectus* (yana) en la parte más elevada de la duna y en los bordes se encuentra un bosque también abierto de *A. germinans*, en el sotobosque se encuentra por partes parches de vegetación herbácea con dominancia de la especie *Sesuvium portulacastrum*. En los alrededores, coincidiendo con sitios más bajos se observa la presencia bosque de *R. mangle* y *A. germinans*.

En punta Salinas, muy cerca de la línea de costa, se encuentra una duna de arena blanca y gruesa, con conchas y acumulación de sedimentos deltáicos. Sobre esta duna se establece una franja de vegetación muy densa, con alturas cercanas a los 2 m y conformada por dos especies de cactus: *Opuntia dillenii* y *Harrisia* sp. Se observó por partes la presencia de la variedad nativa de *Leucaena leucocephala*. Este sitio fue un pequeño asentamiento de pescadores hasta el año 1963, en que pasó el ciclón Flora en el mes de octubre y se cambió el asentamiento. Un aspecto importante en este paisaje es la presencia de sitios más elevados conformados por dunas de arena gruesa conchífera alternando con sitios más bajos e inundados con bosques de mangles, y con saladares. Estas condiciones son favorables para el establecimiento de la población del cocodrilo americano en el área.

En las cercanías del estero Jijira, se localizan sitios más elevados que conforman varias dunas de arena, con influencia fluvial además de marina. Aparece una vegetación abierta, con algunos individuos dispersos de *C. erectus* (yana) y abundancia de la

cactácea *Harrisia* (jijira), con *Capparis flexuosa*, *Tilandsias* (*T. flexuosa*, *T. fasciculata*, *T. babiciana*), y presencia de líquenes y musgos, además de abundancia de gramíneas, todas representantes de especies secundarias, con parches dispersos de vegetación herbácea con *Sesuvium portulacastrum*, *Batis maritima*, etc. En este sitio, en la época de reproducción del cocodrilo (marzo), los animales arrancan con sus patas la vegetación y mueven el sustrato arenoso para hacer los nidos y poner sus huevos. Colindante a esta área aparece otra, con sustrato más salinizado (salitrales), que tienen por partes los restos ya secos de árboles de mangle, lo que manifiesta los cambios de la vegetación. Al fondo se observa un parche de bosque de mangle mixto alto con árboles que pueden alcanzar hasta 10 m de altura, bordeando un estero que se une al estero conocido como Patabán.

En sitios donde existe una mayor influencia de agua dulce aparecen parches de bosque de mangle mixto alto (10-14 m) con *R. mangle*, *A. germinans* y algunos individuos de *L. racemosa*, sobre sustrato de turba alterada con excelente regeneración.

Las lagunas son abundantes y sirven de refugio a una gran cantidad de aves acuáticas (fig. 4) entre éstas se encuentran: *Eudocimus albus* (Coco Blanco), *Plegadis falcinellus* (Coco Prieto), *Ardea herodias* (Garcilote), *Egretta caerulea* (Garza Azul), *Egretta rufescens* (Garza Rojiza), *Egretta tricolor* (Garza de Vientre Blanco), *Ajaia ajaja* (Sevilla), *Mycteria americana* (Cayama), *Butorides virescens* (Aguaitacaimán), *Phoenicopterus ruber* (Flamenco), *Buteogallus gundlachi* (Gavilán Batista), *Pandion haliaetus* (Guincho) (Blanco y Sánchez, 2006; Denis y Rodríguez, 2006).



Figura 4. Avifauna en las lagunas interiores del refugio de Fauna Monte Cabaniguán

El cocodrilo americano, desempeña un importante papel ecológico, considerándose como un “ingeniero del paisaje” de los ecosistemas de humedal (Urgellés, 2007). La gran abundancia de bosque de *A. germinans* en el humedal es de vital importancia para el establecimiento de la población de cocodrilo americano en el área. La presencia de estos animales a su vez favorece la existencia de bosques de mangles, pues al construir sus cuevas, van modelando el paisaje; al arrastrarse de un sitio a otro, sus grandes panzas hacen zanjas entre los neumatóforos de mangle prieto o en los saladares, y establecen comunicación entre sitios, llevando agua a lugares secos. Las cuevas son construidas debajo de los árboles de *A. germinans*, y alcanzan varios metros de largo y ancho, sobre todo la cámara, que mantiene agua y espacio para respirar. En las dunas conchíferas remueven la arena y eliminan la vegetación herbácea en el periodo de anidación, cambiando las condiciones de los habitats. Esta dinámica permite el establecimiento de comunidades vegetales diversas, mayormente de bosques de mangles, con fuerte predominio de los bosques de *A. germinans*, debido fundamentalmente a la existencia de altos valores de salinidad en el área. Se evidencia que la abundancia de bosque de *A. germinans* constituye un factor fundamental para el establecimiento de la población de cocodrilo americano en el humedal, pues posibilita la construcción de sus cuevas y sirve de refugio y protección a estos animales. En el mantenimiento de la dinámica que caracteriza este humedal es el principal factor para la conservación de la biodiversidad del área.

## CONSIDERACIONES GENERALES

- En el humedal, el bosque de mangles se establece en franjas, entre los esteros y los canalizos, alternado con saladares y con sitios mas elevados conformados por dunas arenosas con conchas mayormente gruesas.
- Los bosques de mangles varían en su composición y estructura posiblemente debido a las diferencias en el aporte de agua dulce y los diferentes valores de salinidad.
- El tipo de bosque mejor representado es el de *A. germinans* lo que favorece la presencia del *C. acutos* en esta área, el sistema de raíces de *A. germinans* conforma un entramado debajo del cual estos animales construyen sus cuevas.
- La presencia de dunas dispersas en el área constituye otro aspecto favorable para el establecimiento de la población de cocodrilo americano, pues posibilitan el establecimiento de los nidos y el éxito reproductivo, estos sitios son posiblemente los más dinámicos, pues están siendo constantemente usados por la actividad de los cocodrilos como nicho reproductivo.
- Los cocodrilos, al construir zanjas y cuevas en el manglar y nidos en las dunas, constituyen un elemento biotransformador del paisaje que permite la existencia de los variados habitats que se localizan en esta zona.
- La protección de la biodiversidad del humedal depende en gran medida del mantenimiento de la gran dinámica que caracteriza estos paisajes.

## BIBLIOGRAFÍA

BLANCO, P y B SÁNCHEZ, 2006. Importancia de los manglares cubanos para la ornitofauna. 144-154 p. En: Menéndez, L y J.M. Guzmán (Eds): *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano*. Editorial Academia. 331 p

CAPOTE RP y R BERAZAÍN, 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Rev. J. Bot. Nac.* V (2): 27-75.

CISNEROS, G; G BRULL; R ROSALES y D ESPINOSA, 1999. *Plan de Manejo. Refugio de Fauna Delta del Cauto*. MINAGRI. ENPFF. 59 pp.

DENIS, D y P RODRÍGUEZ, 2006. Reproducción de las aves acuáticas coloniales en los manglares. 155-171 p. En: Menéndez, L y J.M. Guzmán (Eds): *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano*. Editorial Academia. 331 p

MENÉNDEZ, L y JM GUZMÁN, 2007. El ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano en relación con el ascenso del nivel medio del mar. *VII Convención de Medio Ambiente y Desarrollo*. CD-ROM.

MENÉNDEZ, LJ; M GUZMÁN; RT CAPOTE; AV GONZÁLEZ; R GÓMEZ y L RODRÍGUEZ, 2005. Variabilidad de los bosques de mangles del Archipiélago Sabana Camaguey: implicaciones para su gestión. Mapping Interactivo. *Revista Internacional de Ciencias de la Tierra*. Marzo. [http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id\\_articulo=874](http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=874)

MENÉNDEZ, L; J. M. GUZMÁN; R.T. CAPOTE-FUENTES; R. GÓMEZ y A. SOTILLO, 2006. Estructura de los bosques de mangles 60-72 pp. En: Menéndez, L y J.M. Guzmán (Eds): *Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano*. Editorial Academia. 331 p.

URGELLÉS, Y; AM ALONSO y Y ALONSO, 2007. Caracterización del éxito de anidación del *Crocodylus acutus* (Cuvier, 1807) en el Refugio de Fauna Monte Cabaniguán. En: *Memorias del VI Simposio Internacional Humedales 2007*. Ciénaga de Zapata. Cuba. CD-ROM

# Impacto del cambio climático sobre la avifauna cubana

## Impact of the climatic change in aquatic birds

Pedro Blanco  
Bárbara Sánchez

Instituto de Ecología y Sistemática, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (Cuba).  
bsanchezo@ecologia.cu

### RESUMEN

En este trabajo se presentan los posibles impactos del ascenso del nivel medio del mar y sus consecuencias en la avifauna acuática asociada a humedales costeros cubanos producto del cambio climático. Estos impactos se estiman a partir de resultados obtenidos en investigaciones ornitológicas desarrolladas en el país entre los años 1989-2006. Se menciona la reducción de áreas de nidificación y alimentación producto de la permanente inundación marina como causa fundamental de cambios en la distribución espacio temporal de las comunidades de aves acuáticas asociadas a humedales costeros cubanos en el futuro. Se brindan sugerencias adicionales relacionadas con el establecimiento de categorías de amenaza para algunas especies de aves acuáticas y el establecimiento de nuevas áreas protegidas de significación nacional que incluyan un mayor número de humedales cubanos.

**Palabras claves:** cambio climático, aves, Cuba

### Abstract

This paper present possible impacts sea level rise and their consequences in aquatic birds associated to Cuban coastal wetland product of climatic change. These impacts are estimated from results obtained in developed ornithological investigations in the country between years 1989 - 2006. We mention the reduction of breeding and feeding areas for the permanent inundation of sea how principal cause for the changes of space-temporal distribution of aquatic birds. We offer suggestions about endangered categories establish for some birds aquatic species and new protected areas of national significance that included greater Cuban wetland.

**Key words:** climatic change, bird, Cuba

### INTRODUCCIÓN

Los escenarios del cambio climático mundial alertan sobre el gradual aumento del nivel del mar. Esto influenciaría a los humedales costeros y su biota asociada, siendo los primeros sistemas naturales que recibirán un mayor impacto en las regiones continentales e insulares del planeta (IPCC, 2001).

En el caso de Cuba, los escenarios de ascenso del nivel medio del mar elaborados a partir de modelos de emisión de gases de invernadero (IS92A y KIOTOA1), muestran pronósticos de ascenso del nivel del mar en un rango entre 4,71 y 4,85 cm entre 1990 y 2010, con una tasa de incremento probable de 0,245 cm/año (Gutiérrez *et al.*, 1999, IPCC, 2001; Hernández y Rodas, 2007).

El cambio climático y sus efectos a largo plazo sobre humedales costeros del archipiélago cubano ha sido un tema intensamente trabajado por varios especialistas e instituciones, y está reflejado en informes científico técnicos y publicaciones en los últimos años (Menéndez *et al.*, 2000; Hernández *et al.*, 2000; 2005; Hernández, 2002; Amaro *et al.*, 2007; Hernández y Rodas, 2007).

En este trabajo se presentan los principales impactos del cambio climático sobre la avifauna acuática cubana a mediano y largo plazo.

## **ESCENARIOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN CUBA**

Los escenarios relacionados con el aumento del nivel medio del mar, elaborados para Cuba, señalan en primera instancia la ocurrencia de cambios en la geomorfología y estructura de muchos humedales costeros y subcosteros a mediano y largo plazo. Es por ello, que se pronostica que los primeros impactos del cambio climático en territorio cubano estarán centrados fundamentalmente sobre las comunidades de aves acuáticas asociadas a humedales costeros.

Entre las zonas costeras de mayor vulnerabilidad a los impactos por los cambios climáticos en el país, y en particular por el gradual aumento del nivel medio del mar, se destacan la Ciénaga de Zapata, el Archipiélago de Sabana Camagüey, Río Máximo y la Ciénaga de Birama, los que constituyen humedales de relevante importancia para la avifauna acuática, por su alta representación de especies con relación a otras áreas del país con humedales costeros, subcosteros (Fig. 1). La relevancia de estos cuatro humedales radica en que además de constituir sitios de nidificación de 58 de las 64 especies de aves acuáticas que se reproducen en Cuba, son a su vez importantes puntos de tránsito y residencia invernal de individuos migratorios correspondientes a más de 130 especies tanto terrestres como acuáticas. Es por ello, que a escala nacional e internacional estos humedales son reconocidos sitios exclusivos e irremplazables para la supervivencia de un gran número de aves neárticas que emplean durante sus desplazamientos migratorios los corredores de la Costa Atlántica y del Mississippi (Morrison y Myers, 1984).

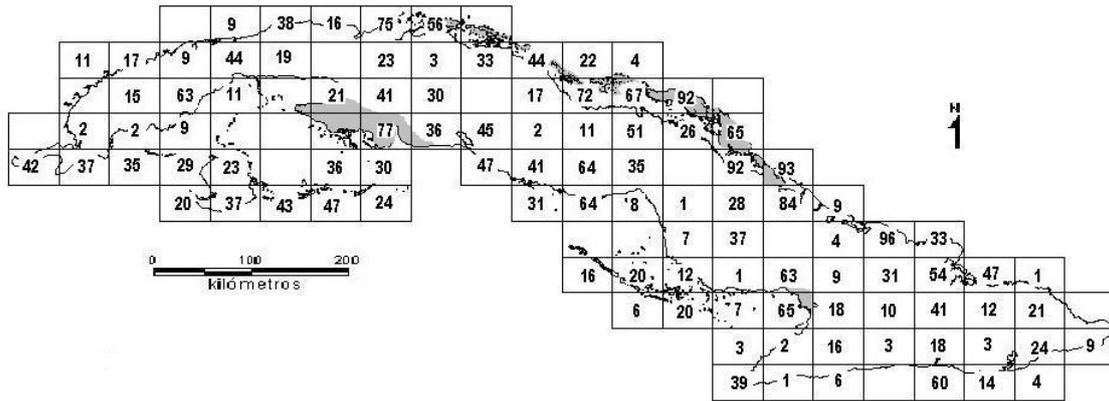


Figura 1. Número de especies de aves acuáticas y humedales de importancia (áreas sombreadas en gris) elaborada a partir del sistema de hojas cartográficas del mapa de Cuba a escala 1: 100 000 (Blanco *et al.* 2001).

En conjunto, en estos cuatro humedales están representadas 125 de las 153 especies acuáticas registradas en el país y 70,6 % de las especies de aves observadas en las Antillas (Raffaele *et al.*, 1998). Además, en estos humedales se destaca la presencia de 25 de las 28 familias de aves acuáticas presentes en la región insular del Caribe (Tabla 1).

Con respecto a la conservación de la avifauna, en estos humedales están presentes 10 de las 12 especies de aves acuáticas consideradas con categorías de amenaza a escala global, regional o nacional (Tabla 2) por Raffaele *et al.* (1998), Garrido y Kirkconnell (2000), Birdlife Internacional (2004; 2006). Entre estas especies se destacan: el Frailecillo Silbador (*Charadrius melodus*) y la Gallinuela de Santo Tomás (*Cyanolimnas cerverai*). Cada una de estas especies pertenece en forma exclusiva a uno de los humedales de importancia antes referidos. Por tal motivo, la conservación de estas áreas húmedas resulta prioritaria para la supervivencia de estas especies en el país.

Tabla 1. Número de especies de aves acuáticas por familia, presentes en los cuatro humedales de importancia, en Cuba y en el Caribe insular.

Familias	Humedales de Importancia	Cuba	Caribe
Anatidae	23	28	31
Scolopacidae	23	27	34
Laridae	20	25	29
Rallidae	11	12	12
Ardeidae	11	11	14
Charadiidae	7	7	10
Procellariidae	1	4	7
Threskiornitidae	4	4	4
Sulidae	2	4	4
Stercoraridae	2	4	4
Hydrobatidae	-	3	3
Accipitridae	3	3	3
Phalacrocoracidae	2	2	2
Podicipedidae	2	2	2

Recurvirostridae	2	2	2
Pelecanidae	2	2	2
Phaethontidae	1	2	2
Alcidae	-	1	1
Ciconiidae	1	1	1
Gruidae	1	1	1
Jacaniidae	1	1	1
Haematopodidae	1	1	1
Fregatidae	1	1	1
Phoenicopteridae	1	1	1
Gaviidae	-	1	1
Anhingidae	1	1	1
Aramidae	1	1	1
Alcedinidae	1	1	2

Tabla 2. Relación de especies acuáticas amenazadas registradas en los humedales de importancia para las aves en Cuba por diversos autores. CR= Crítico, EN= En Peligro, VU= Vulnerable, NT= Cerca de la amenaza, G= Global, R= Regional y N= Nacional.

Nombre científico (Nombre común)	Categorías y escala de amenaza	Literatura
<i>Pardirallus maculatus</i> (Gallinuela Escribano)	CR- R	Raffaele <i>et al.</i> (1998)
<i>Cyanolimnas cerverai</i> (Gallinuela de Santo Tomás)	EN-G	Birdlife Internacional (2006)
<i>Anas bahamensis</i> (Pato de Bahamas)	VU-R	Raffaele <i>et al.</i> (1998)
<i>Dendrocygna arborea</i> (Yaguasa)	VU-G	Birdlife Internacional (2006)
<i>Grus canadensis</i> (Grulla)	VU-R	Raffaele <i>et al.</i> (1998)
<i>Charadrius alexandrinus</i> (Frailecillo Blanco)	VU-R	Raffaele <i>et al.</i> (1998)
<i>Nomonyx dominicus</i> (Pato Agostero)	VU-N	Garrido y Kirkconnell (2000)
<i>Sterna dougallii</i> (Gaviota Rosada)	VU-R	Raffaele <i>et al.</i> (1998)
<i>Charadrius melodus</i> (Frailecillo Silbador)	VU-G	Birdlife Internacional (2004)
<i>Laterallus jamaicensis</i> (Gallinuelita Prieta)	NT-G	Birdlife Internacional (2006)

Los humedales seleccionados presentan altos niveles de protección nacional e internacional (Tabla 3), debido a que representan cinco de los seis humedales de importancia internacional especialmente como hábitats para aves acuáticas (Sitio RAMSAR), dos Reservas de la Biosfera, 18 Áreas Protegidas con diferente grado de significación nacional (CNAP, 2002) y 11 Áreas de Importancia para las aves (IBAs), de las 35 propuestas para Cuba (Aguilar, 2006).

Tabla 3. Grado de protección nacional e internacional de los cuatro humedales de importancia para las aves acuáticas en Cuba.

Humedales		Sitios RAMSAR	Áreas Protegidas*	Reserva Biosfera	IBAs
Ciénaga de Zapata		1	1	1	1
Archipiélago Camagüey	Sabana	2	15	1	8
Río Máximo		1	1	-	1
Ciénaga de Birama		1	1	-	1

\* Solo se incluyen las áreas protegidas que contienen humedales.

El análisis de los resultados obtenidos en investigaciones ornitológicas relacionados con la biología, reproducción, migración y distribución de diferentes órdenes de aves acuáticas en éstas y otras áreas costeras de Cuba (Acosta, 1998; Mugica, 2000; Blanco *et al.*, 2001; Denis, 2002; Gálvez, 2002; Rodríguez *et al.*, 2003; Blanco, 2006) permitió definir un conjunto de seis probables efectos del ascenso del nivel del mar en la avifauna acuática del país. Sin embargo sus impactos en las poblaciones no pueden ser cuantificados con exactitud, ya que la magnitud del efecto se reflejará en la composición y abundancia de las comunidades en años futuros.

El conjunto de probables efectos en la avifauna acuática producto del ascenso del nivel medio del mar muestra una estrecha relación con el origen y desarrollo de consecuencias asociadas a este aumento. Esto determina la aparición de factores bióticos y abióticos limitantes en los hábitats de alimentación y reproducción de las aves, con implicaciones directas en su ciclo de vida y en la variación de la distribución de sus poblaciones (Tabla 4).

Tabla 4. Probables efectos del ascenso del nivel medio del mar (ANMM) en la avifauna acuática asociada a humedales costeros cubanos y posibles respuestas de las aves ante estos eventos.

Probables afectaciones	Consecuencias del ANMM	Posibles respuesta de las aves
Reducción de las áreas de nidificación disponibles.	Inundación permanente o temporal de zonas bajas de la costa con el aumento de las corrientes y el oleaje del mar.	Colonización de nuevas áreas de nidificación en zonas costeras altas con poca afectación por inundación.
Reducción de los sitios de alimentación.	Aumento de la altura de la columna de agua durante la marea baja en sectores de la orilla y contaminación de las aguas.	Desplazamiento hacia hábitats alternativos o nuevas áreas de alimentación con efectos de mareas más estables.
Limitaciones en el empleo de diferentes estrategias de alimentación por parte de las aves en el medio	Aumento de la turbulencia y contaminación de las aguas costeras y sedimentos en zonas de la orilla.	Desplazamiento de las aves hacia humedales con menores afectaciones en la composición química y transparencia de sus aguas.

acuático.		
Disminución de sitios de descanso y permanencia invernal de aves playeras.	Retroceso de la línea de costa y erosión de las playas.	Desplazamiento hacia hábitats alternativos de descanso con diferentes características o áreas de playa con bajos niveles de erosión.
Variación en los sitios de arribo y concentración de especies neárticas durante los períodos de migración.	Alteración de los patrones de sedimentación en sectores de la costa y composición de sedimentos. Aumento de la salinidad en estuarios producto de la intrusión salina. Erosión y retroceso de la línea costera. Modificación en la dinámica y composición química de las aguas someras cercanas al litoral.	Búsqueda de nuevos sitios de alimentación y descanso con bajos niveles de afectación por el ascenso del nivel de mar durante los períodos de migración.
Reducción de los sitios de refugio ante condiciones climáticas adversas.	Aparición de eventos meteorológicos desfavorables de gran magnitud.	Búsqueda de nuevos sitios alternativos con condiciones adecuadas de refugio.

La gradual y permanente inundación de zonas bajas costeras está considerada como la primera consecuencia del ascenso del nivel medio del mar, ya que condiciona la reducción de áreas de suelo con sedimentos lodosos, arenosos y rocosos muy cercano a la línea de costa donde nidifican 17 especies acuáticas en el país, entre la que se distingue el orden Charadriiformes con un mayor número de taxones nidificantes y vulnerables ante la ocurrencia de este evento.

En este sentido, existe una especial preocupación por la reducción de áreas de nidificación en territorios insulares del país y en particular en los cayos del archipiélago Sabana Camagüey, donde se registra el 72 % del total de sitios de reproducción de especies marinas coloniales del orden Charadriiformes (familia Laridae), compuesta por gaviotas y gallegos en Cuba (Fig. 2).

La intrusión marina permanente y creciente en zonas costeras bajas producto del aumento paulatino de la columna de agua, constituye también una causa de la disminución y abandono por parte de las aves acuáticas de sus áreas de alimentación. Esto actuaría como una barrera u obstáculo para la obtención del alimento del fondo marino por diferentes especies de aves en correspondencia con la longitud de sus picos y patas (Fig. 3). Se estima que esta situación a largo plazo podría imponer en las aves, cambios en sus estrategias de alimentación y gremios tróficos.

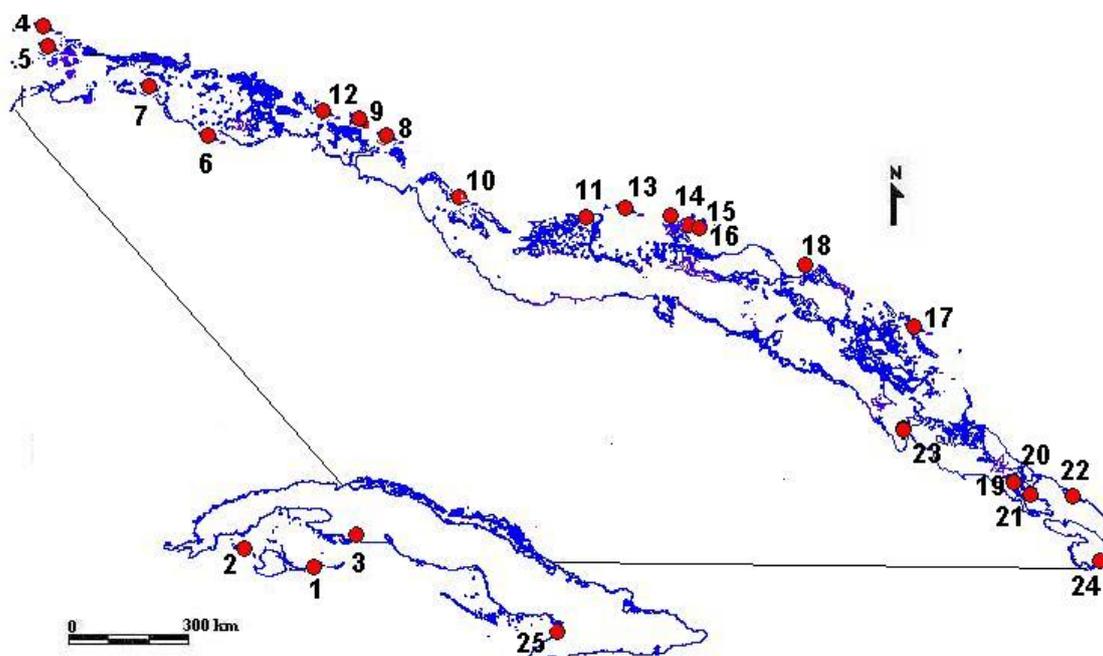


Figura 2. Distribución de las áreas de nidificación de especies marinas coloniales del orden Charadriiformes de la familia Laridae, localizadas en el archipiélago cubano. 1. Cayo Ballenatos, 2. Cayos de San Felipe, 3. Salinas C. de Zapata, 4. Cayo Mono Grande, 5. Cayo Galindo, 6. Salinas de Bidos, 7. Cayo Cinco leguas, 8. Cayo La Vela, 9. Cayos Monos de Jufías, 10. Cayo Fragoso, 11. Cayo Borracho, 12. Cayo Tío Pepe, 13. Cayo Caimán de Sotavento, 14. Cayo Felipe Chico, 15. Cayo Felipe Grande, 16. Cayo Faro La Jaula, 17. Cayo Cruz, 18. Cayo Paredón de Lado, 19. Cayo Fogón, 20. Cayo Guajaba, 21. Cayo Sifontes, 22. Cayo Sabinal, 23. Refugio de Fauna Río Máximo, 24. Bahía de Nuevitás, 25. Ciénaga de Birama.

Los resultados obtenidos en estudios realizados en zonas de alimentación de aves acuáticas en el frente costero en 18 áreas del país, entre 1989 y 2005 (Blanco, 2006), muestran una disminución de la composición de especies, producto del aumento de la columna de agua en la orilla durante la marea alta (Fig. 3b). El período de ascenso de la marea es un elemento fundamental en estos estudios, ya que produce de forma temporal y a menor escala, efectos similares a los que podría ocasionar el aumento del nivel del mar en el futuro. El incremento de la profundidad y traslado de sedimento en la orilla intervienen en la reducción de las áreas de alimentación de las aves y originan cambios temporales en su distribución por hábitats.

De igual forma, se estima que a partir del gradual aumento de las corrientes marinas y la intensidad del oleaje pronosticados ante el ascenso del nivel medio del mar en zonas de la plataforma insular cubana (Hernández *et al.*, 2005), la erosión costera con la consecuente exportación de material terrígeno hacía el mar y el traslado de sedimentos entre sectores costeros serán eventos que influirán de forma variable en la calidad del agua y del sedimento.

En primera instancia, durante estos eventos, el gradual aumento de la turbulencia en la columna de agua del sector de orilla, debido a la disolución de sedimentos orgánicos, traerá como consecuencia limitaciones y progresivos cambios en las estrategias de localización del alimento (visual y táctil) empleadas por diferentes especies en el medio acuático, donde imperará el modo táctil con severas implicaciones para aquellas que

utilizan mayormente la estrategia visual, como algunas especies de Charadriiformes y Ciconiiformes.

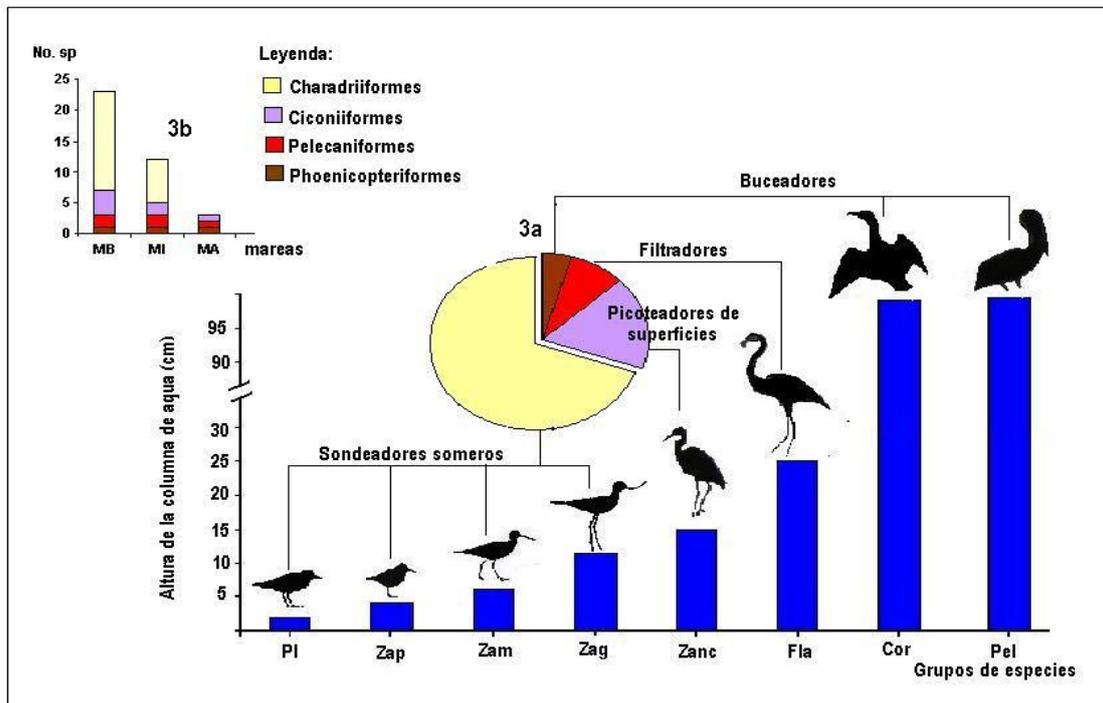


Figura 3. Diagrama que representa la segregación de las especies de aves acuáticas por áreas de alimentación con diferente profundidad en el sector de la orilla en humedales costeros. Clasificación de las aves según sus estrategias de forrajeo (3a) y composición de la avifauna por períodos de marea (3b). PI- aves playeras, Zap- Zarapicos pequeños, Zam- Zarapicos medianos, Zag- Zarapicos grandes, Zanc- Zancudas, Fla- Flamenco, Cor- Corúas, Pel- Pelícanos. MB- Marea baja, MI- Marea intermedia, MA- Marea alta.

La turbulencia en el medio acuático con la abundancia de iones de Fe, P y NO<sub>2</sub>, podría implicar la desaparición de varios organismos marinos filtradores y productores de oxígeno en algunas áreas costeras, con la consecuente reducción de la diversidad y biomasa de poblaciones de organismos bentónicos, lo que induciría cambios en la dieta de las aves.

El exceso de nutrientes orgánicos registrado en zonas del país (Montalvo *et al.*, 2007), unido al incremento de sólidos en suspensión que impiden que la luz solar llegue a los fondos marinos y la permanente inundación de áreas con altos niveles de salinidad ante el aumento de las corrientes y el oleaje marino, afectarían de forma variable los manglares, pastos marinos y arrecifes coralinos, considerados los principales refugios que garantizan la abundancia y diversidad de organismos presas de las aves acuáticas en los humedales costeros.

A modo de alerta es importante señalar, que uno de los efectos más nocivos de la contaminación en áreas de alimentación de las aves acuáticas en humedales costeros del mundo, está relacionada con la ingestión de alimentos con agentes contaminantes (compuestos organoclorados, metales pesados, etc.), los que pueden intervenir en el metabolismo del calcio y provocar deficiencias hormonales en las aves o serios desbalances de magnesio y fosfatos en su organismo. Estas alteraciones intervienen directamente en la reproducción, ya que ocasionan la disminución del grosor de la

cáscara de sus huevos y por tanto se incrementan las probabilidades de rotura de éstos en los nidos, con la consiguiente reducción del éxito de eclosión y aumento de la mortalidad en los embriones o pichones.

En Cuba, la erosión y el retroceso de la línea de costa, contemplados como elementos generadores de contaminación corresponden a eventos que han sido registrados en varias playas de arena del país y en particular en zonas de la costa norte y en el archipiélago Sabana Camagüey (Juanes, 1996; Zuñiga y González, 2001; Guerra *et al.*, 2007). La principal afectación que puede causar estos eventos erosivos en las aves acuáticas está relacionada con la reducción de áreas de vital importancia para éstas, dado el hecho que más de 50 % de las playas cubanas que presentan indicadores de erosión citadas por Guerra *et al.* (2007) corresponden a sitios de alimentación y descanso de 18 especies de aves playeras migratorias y residentes en Cuba (Tabla 5), entre las que figuran el Frailecillo Blanco y el Frailecillo Silbador, contemplados con categorías de amenaza a nivel regional y global, respectivamente (Raffaele *et al.*, 1998; Birdlife Internacional, 2004).

Tabla 5. Relación de playas que presentan diferente grado de erosión y retroceso de la costa consideradas de importancia para especies de aves playeras migratorias, residentes y amenazadas en Cuba. R= Retroceso de la línea de costa, NR= No retroceso de la línea de costa y SC= Sin retroceso aparente de la línea de costa.

Playas	Provincia	Retroceso de costa	Número de especies playeras	Número de especies amenazadas
Varadero	Matanzas	R	16	2
El Mégano, cayó	Villa Clara	NR	8	1
Ensenachos				
La Estrella, cayó Santa María	Villa Clara	NR	14	2
El Paso, cayó Guillermo	C. de Ávila	R	11	2
Flamenco, cayó Coco	C. de Ávila	R	6	2
Prohibida, cayó Coco	C. de Ávila	SC	6	1
Las Coloradas, cayó Coco	C. de Ávila	R	14	2
Los Pinos, cayó Paredón Grande	Camagüey	R	12	2
Los Lirios, cayó Paredón Grande	Camagüey	R	8	1
Antón Chico	Camagüey	R	8	1
Carabela, cayó Sabinal	Camagüey	R	12	1
Los Coquitos, Santa Lucía	Camagüey	R	10	1
Sigua, Ccayo Cruz	Camagüey	SC	11	1

Se estima que de continuar la tendencia de retroceso de la línea de costa en estos productivos biotopos, podría reducirse considerablemente el hábitat de alimentación y descanso de las aves playeras, con el consecuente cambio en la abundancia y distribución de sus poblaciones en humedales costeros a escala de país, debido a la alta selectividad que muestran estas aves por playas naturales de arena con amplio berma de mareas y pendiente plana en su orilla.

El incremento de los eventos meteorológicos extremos (huracanes y tormentas tropicales) sería otro de los peligros sobre la avifauna acuática asociada a humedales costeros. Estos eventos pueden generar daños variables en las comunidades de aves en correspondencia con las características, magnitud y escala de impacto (local o regional).

Considerando la experiencia acumulada en Cuba por el paso de más de 60 huracanes de mediana y gran intensidad entre los años 1800 y 2006 que han impactado varios sectores de la costa (ICGC, 1978), pueden mencionarse un grupo de impactos que incidirían de forma negativa en la avifauna acuática en humedales costeros, producto de la ocurrencia de estos eventos meteorológicos extremos como:

- Deterioro a escala regional o local de sitios empleados por las aves como áreas de reproducción, alimentación, dormitorios y refugios de descanso durante los períodos de migración y residencia.
- Retardo en la dinámica de desplazamientos migratorios de las aves con la ocurrencia de arribos tardíos y establecimiento temporal de especies no comunes en el territorio cubano ante la incapacidad de continuar su vuelo migratorio por desorientación o cansancio.
- Cambios en la distribución espacio temporal de las comunidades de aves producto de la aceleración de eventos relacionados con la erosión y retroceso de la línea de costa, intrusión marina, traslado de sedimentos y contaminación en áreas de alimentación y reproducción de las aves.

En la Tabla 4 se indica que la variación en los patrones de distribución espacio temporal de las comunidades producto del desplazamiento de las aves desde humedales costeros más impactados hacia otros humedales menos impactados por las inundaciones, será el impacto más relevante y generalizado del cambio climático. La magnitud de los cambios en la distribución de las comunidades de aves acuáticas en el país están dados fundamentalmente por la existencia de un mayor número de especies que emplean para su alimentación y nidificación los humedales costeros, considerados como los de mayor impacto por el aumento del nivel del mar, con relación a otras zonas húmedas del interior del país (Fig. 4). Otros elementos importantes a considerar en estos cambios están relacionados con la gran variedad y extensión superficial de los humedales costeros y subcosteros en el territorio cubano en relación a otros humedales naturales y artificiales de agua dulce existentes en el interior del país.

El análisis de la composición de la avifauna acuática en humedales costeros por órdenes taxonómicos y categorías de permanencia (Fig. 5), muestra la alta contribución de las especies migratorias a la diversidad de la avifauna en estos productivos ecosistemas durante los períodos de migración y residencia invernal en el país. Es por ello que los posibles impactos pronosticados sobre las aves acuáticas migratorias, por el ascenso del nivel medio del mar, trasciende las fronteras del territorio cubano, con implicaciones hemisféricas. El orden Charadriiformes es uno de los que posee el mayor número de especies migratorias registradas en estos humedales, teniendo 23 taxones con serios problemas de conservación debido a la disminución de sus poblaciones en diferentes regiones de Canadá y Estados Unidos en los últimos años (Morrison *et al.*, 2001).

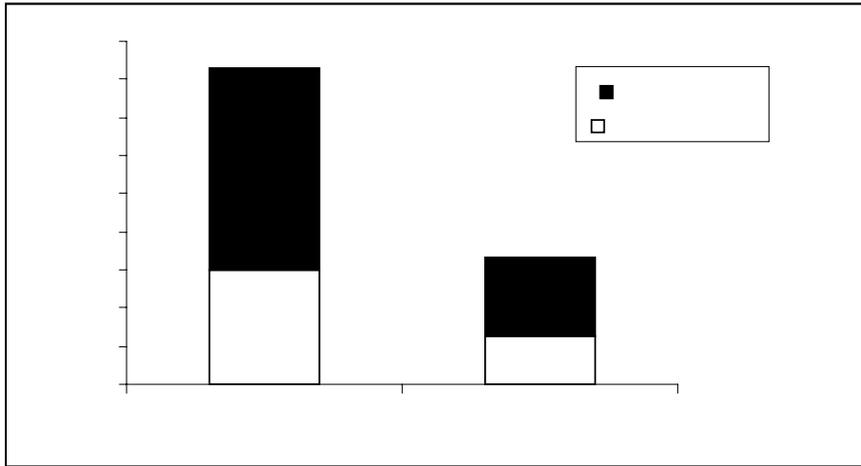


Figura 4. Número de especies de aves acuáticas registradas en áreas de alimentación y nidificación en humedales costeros e interiores en Cuba.

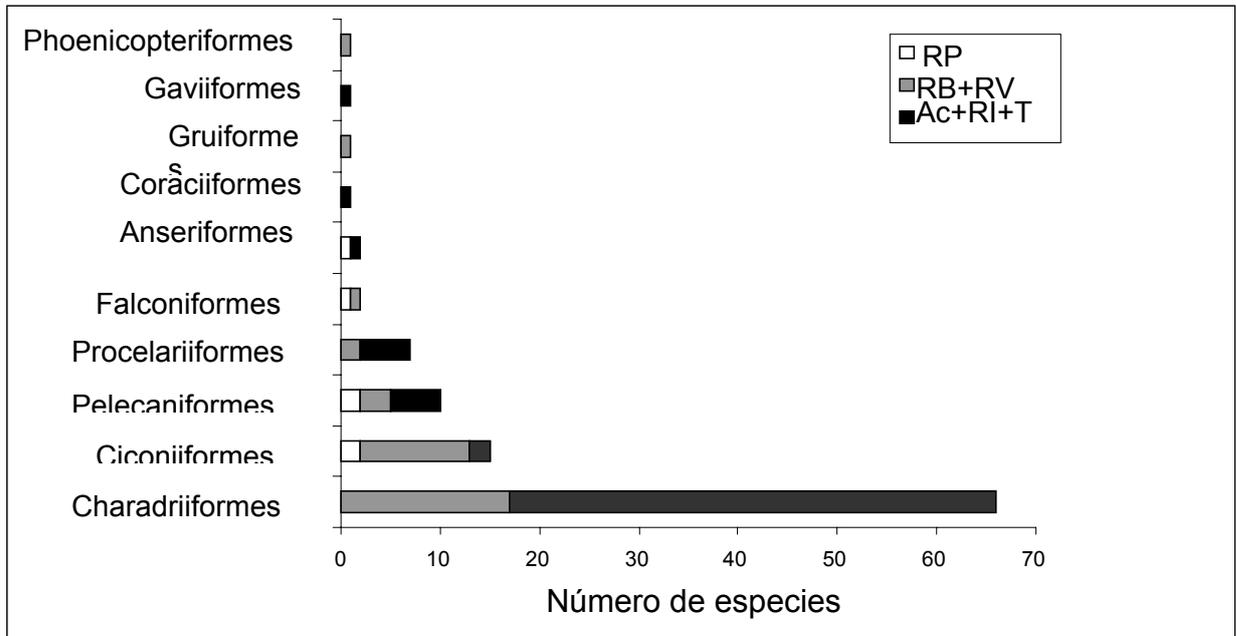


Figura 5. Número de especies de aves acuáticas por órdenes taxonómicos y categorías de permanencia en Cuba asociadas a humedales costeros con probables impactos por el ascenso del nivel medio del mar.

La amenaza que el ascenso del nivel del mar representa para distintos grupos de especies de la avifauna acuática, en concordancia con el desigual ritmo en que se reducirían sus áreas de alimentación y reproducción a mediano y largo plazo, resulta un indicador que sugiere el establecimiento de categorías de amenaza para varias especies acuáticas a nivel nacional y regional.

En este sentido, las especies que nidifican en el suelo en zonas bajas costeras próximas a la orilla del mar, o en territorios subcosteros bajos, temporalmente inundados (Charadriiformes y Phoenicopteriformes), serán más vulnerables ante el ascenso del nivel medio del mar. Esto se debería a que la reducción de sus hábitats de alimentación,

reproducción y cría ocurriría de forma simultánea en varias zonas costeras del país, en un período de tiempo mucho más corto que la del resto de las especies que nidifican en el frente costero (Pelecaniformes y Ciconiiformes) sobre árboles del manglar.

Los impactos en las áreas de nidificación de las aves en el manglar, en particular en bosques de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), previstas en un período mayor de tiempo, están basadas en la resistencia y tolerancia que puede ofrecer este tipo de formación vegetal ante condiciones de inundación permanente y altos niveles de salinidad. En los bosques de mangle rojo se localizan las mayores colonias de reproducción de especies correspondientes a los órdenes Ciconiiformes y Pelecaniformes en Cuba (Denis, 2002; Rodríguez *et al.*, 2003).

La posible reducción de la franja de mangle rojo que rodea el archipiélago cubano producto del aumento del mar y el crecimiento y desarrollo de bosques monoespecíficos son unas de las consecuencias del ascenso del nivel del mar. Este efecto actuará con impactos variables sobre humedales costeros de todo el territorio cubano, generando a su paso en muchos de ellos la gradual reducción de áreas de suelo seco o con algún grado de inundación que son empleadas por las aves acuáticas para su alimentación y reproducción, con la simultánea aparición de nuevas zonas inundadas. Este aparente balance de pérdida y aparición de sitios disponibles para las aves, podría implicar en muchos casos la sustitución de un hábitat natural por otro de características muy diferentes con serias consecuencias para especies que muestran altas preferencias por un hábitat costero en particular. En este caso se encuentran varias especies de aves playeras del orden Charadriiformes, entre las que se destacan el Frailecillo Blanco y el Frailecillo Silbador, ambas con categoría de amenaza.

Las potencialidades de las nuevas áreas de humedales generadas por la inundación marina que servirían como sitios futuros de alimentación y reproducción para las aves acuáticas, dependerán en gran medida de la dinámica de desarrollo de los movimientos tectónicos recientes de la corteza terrestre y la intensidad de las corrientes marinas a nivel local y regional, los que podrían generar ascensos del relieve costero y la aceleración de eventos relacionados con la erosión de las costas y en especial el traslado y acumulación de sedimentos. Estos sedimentos probablemente presenten altos contenidos de nutrientes indispensables para que estas áreas puedan ser colonizadas por una mayor variedad y abundancia de especies marinas del bentos y del zooplancton, las que a su vez constituyen la base trófica fundamental para el desarrollo y supervivencia de las comunidades de aves acuáticas asociadas a los ecosistemas costeros.

En los humedales costeros que presenten un menor grado de impacto por el ascenso del nivel medio del mar, como son los sectores costeros altos y grandes extensiones cubiertas por mangle rojo, poco antropizadas, se prevé una mayor concentración de especies de aves acuáticas, lo que puede ser empleado como indicador de su estado de conservación. Mientras mayor sea el número de humedales costeros con altos niveles de conservación y resistencia ante el ascenso del nivel medio del mar, será menor la magnitud de ajustes demográficos, distribucionales y conductuales de las comunidades de aves acuáticas en el país.

Entre los cambios conductuales previstos en las comunidades de aves producto de la reducción de áreas de alimentación y concentración de especies se destaca una mayor competencia por el recurso trófico donde predominarán las especies que presenten

mayor nivel de plasticidad en su dieta y potencialidades para explotar un mayor número de hábitats acuáticos, inclusive en horarios nocturnos. La alimentación nocturna en aves es un comportamiento corroborado en el país para 12 especies correspondiente a los órdenes Ciconiiformes, Phoenicopteriformes y Charadriiformes, entre las que figuran representantes de los géneros *Egretta*, *Phoenicopterus*, *Tringa*, *Himantopus*, *Limnodromus*, *Gallinago* y *Calidris*. Se estima que este comportamiento en las aves está asociado con la necesidad de un suplemento alimentario extra para satisfacer exigencias nutricionales no completadas durante el período diurno, minimizar el efecto de competencia por el alimento con otras especies y el aprovechamiento de la actividad y abundancia de invertebrados acuáticos durante la noche.

El nivel de resistencia de los humedales costeros como hábitats de importancia para la supervivencia de la avifauna acuática en Cuba ante el aumento del nivel del mar, depende en gran medida de los esfuerzos de conservación que se desarrollen para garantizar la protección de estos invaluable sitios. Es por ello, que el establecimiento de nuevas áreas protegidas de significación nacional y uso restringido en zonas reconocidas de importancia internacional para las aves cubanas como son los sitios Ramsar, será prioritario para mitigar los efectos del cambio climático en la avifauna acuática y enmendar una de las actuales deficiencias del Sistema Nacional de Áreas Protegidas, relacionada con la ausencia en el país de reservas naturales dedicadas a la conservación de humedales, a pesar de la reconocida importancia ecológica de estos ecosistemas.

## CONCLUSIONES

- El conjunto de probables impactos por el ascenso del nivel medio del mar sobre la avifauna acuática asociada a ecosistemas costeros, guarda una estrecha relación con las consecuencias de este aumento, las que determinan la aparición de factores bióticos y abióticos limitantes en los hábitats de alimentación y reproducción de las aves.
- La variación en los patrones de distribución espacio temporal de las comunidades de aves acuáticas asociada a ecosistemas costeros del país será un impacto importante y generalizado de los cambios climáticos a largo plazo.
- El riesgo que representa el ascenso del nivel del mar para la avifauna acuática asociada a ecosistemas costeros impondrá en el futuro el establecimiento de categorías de amenaza para nuevas especies y el incremento de áreas protegidas de significación nacional que contengan humedales.
- Los impactos que pueden producir el ascenso del nivel medio del mar en humedales costeros cubanos representa un riesgo para las comunidades de aves acuáticas en el país con implicaciones hemisféricas dado el alto número de especies migratorias neárticas representadas en ellos.

## BIBLIOGRAFÍA

- ACOSTA, M, 1998. Segregación del nicho en la comunidad de aves acuáticas del agroecosistema arrocero en Cuba. *Tesis Doctoral en Ciencias Biológicas*. Habana, Cuba. 109 pp.
- AGUILAR, S, 2006. Identificación y Evaluación de las Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Cuba. Tesis de Master en Zoología y Ecología Animal. Facultad de Biología, Universidad de La Habana.
- AMARO, ML; R ÁLVAREZ; LA FERRO; A RIVERO; A CAMPOS; A LEÓN; L ÁLVAREZ, M BALLESTER, C FONSECA y V CUTIE. 2007. Algunas características y tendencias del clima. Pp. 91-100. En P. Alcolado, E. E. García y M. Arellano-Acosta (eds.). *Ecosistema Sabana Camagüey. Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible*. Editorial Academia, La Habana.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2004. *Threatened Bird of the World*. 2004. CD-ROM Cambridge, UK: Birdlife International.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2006. *Threatened Bird of the World*. <http://www.birdlife.org>.
- BLANCO, P, 2006. Distribución y áreas de importancia para las aves del orden Charadriiformes en Cuba. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Biológicas, Universidad de La Habana, Cuba. 102 pp.
- BLANCO, P; S PERIS y B SÁNCHEZ, 2001. *Las aves limícolas (Charadriiformes) nidificantes en Cuba. Su distribución y reproducción*. Centro Iberoamericano de la Biodiversidad. Universidad de Alicante. España. 62 pp.
- CNAP, 2002. *Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Plan 2003-2008*. Escandón Impresores, Sevilla, España. 222 pp.
- DENIS, D, 2002. Ecología reproductiva de siete especies de garzas (Aves: Ardeidae) en la Ciénaga de Biramas, Cuba. *Tesis doctoral en Ciencias Biológicas, Universidad de La Habana, Cuba*. 124 pp.
- ELLISON, AM y EJ FARNSWORTH, 1996. Anthropogenic disturbance of Caribbean mangrove ecosystem: Past impacts, present trends, and future predictions. *Biotrópica* 28 (4): 549-565.
- GÁLVEZ, X, 2002. Distribución y abundancia de *Grus canadensis nesiotis* en Cuba. Uso de hábitat y reproducción de una población de esta especie en la Reserva Ecológica Los Indios, Isla de la Juventud. *Tesis doctoral en Ciencias Biológicas. Universidad de La Habana. Cuba*. 135 p
- GARRIDO, OH y A KIRKCONNELL, 2000. *Field Guide to the Birds of Cuba*. Cornell Univ Press. Ithaca, New York. 253 pp.
- GUERRA, RF; L RIVAS; I HERNÁNDEZ; M GARCÍA; L ANGERI; N GARCÍA; O PUENTE y A ZUÑIGA, 2007. Estado físico de las playas. P. 74-78 en P. Alcolado, E. E. García y M. Arellano-Acosta (eds.). *Ecosistema Sabana Camagüey. Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible*. Editorial Academia, La Habana.

GUTIÉRREZ, T. y A. Centella; M. Linia y L. Marvely. 1999. Impactos del cambio climático y medidas de adaptación en Cuba. Proyecto FP/Cp/2200-97-12.

HERNÁNDEZ, M, 2002. Informe final del proyecto: Obtención de modelos de pronósticos y de productos informáticos sobre procesos oceanográficos del océano y de la plataforma insular cubana. Archivo científico del Instituto de Oceanología.

HERNÁNDEZ, M; A HERNÁNDEZ; L ARRIAZA; J SIMANCA; SL LORENZO; S CERDEIRA; L RODAS; G DÍAZ; I HERNÁNDEZ; O MARZO; JL CHANG; A OVIEDO e H ALFONSO, 2005. Estimación de la tasa de incremento del nivel medio del mar a partir de mediciones directas y evaluación de su impacto en el Golfo de Batabanó y en la Península de Zapata. En *Memorias Primera Convención Cubana de Ciencias de la Tierra, Geociencias' 2005*, La Habana.

HERNÁNDEZ, M, P PARRADO y M IZQUIERDO. 2000. Preliminary considerations on the probable impact of sea level rise and water temperature in some localities of the coastal zone of the cuban archipelago. *Climate Change Impacts and Responses*. Pp. 183-202 in *Proceedings of the Conference on National Assessment Results of Climate Changes*.

HERNÁNDEZ, M y L RODAS, 2007. Tendencia y escenarios del nivel del mar. Evaluación general de su impacto a largo plazo. Pp. 101-104 en P. Alcolado, E. E. García y M. Arellano-Acosta (eds.). *Ecosistema Sabana Camagüey. Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible*. Editorial Academia, La Habana.

ICGC (Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía). 1978. Atlas de Cuba XX Aniversario del Triunfo de la Revolución. La Habana 143 pp.

IPCC. 2001. Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. Tercer informe de evaluación. Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resumen para Responsables de Política y Resumen Técnico. PNUMA/OMM.

JUANES, J. L. 1996. La erosión de las playas en Cuba. Alternativas para su control. Tesis en opción al grado de Doctor en Ciencias, Instituto de Oceanología. 101 pp.

MENÉNDEZ, L, AV GONZÁLEZ; JM GUZMÁN; LF RODRÍGUEZ, RP CAPOTE; R ÓMEZ; RT CAPOTE-FUENTES; I FERNÁNDEZ; R OVIEDO, P BLANCO, C MANCIPA y Y JIMÉNEZ. 2000. *Informe de proyecto de investigación Bases ecológicas para la restauración de manglares en áreas seleccionadas del archipiélago cubano y su relación con los cambios globales*. Informe Final de Proyecto, Programa Nacional de Cambios Globales y Evolución del Medio Ambiente Cubano, IES, CITMA.

MONTALVO, J, E PERIGÓ y M MARTÍNEZ, 2007. La contaminación marina. pp. 79-83 en P. Alcolado, E. E. García y M. Arellano-Acosta (eds.). *Ecosistema Sabana Camagüey. Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible*. Editorial Academia, La Habana.

MORRISON, RIG y JP MYERS, 1984. Wader migration system in the New World. *Wader Study Group Bull.* 49: 57-69.

MORRISON, RIG; Y AUBRY, RW BUTLER; GW BEYERSBERGEN, GM DONALDSON; CL GRATTO-TREVOR; PW HICKLIN, VH JOHNSTON y RK ROSS, 2001. Declines in North American shorebird populations. *International Wader Study Group Bull.* 94: 34-37.

MUGICA, L, 2000. Estructura espacio temporal y relaciones energéticas en la comunidad de aves de la arrocera Sur del Jíbaro, Sancti Spiritus, Cuba. *Tesis doctoral en Ciencias Biológicas, Universidad de La Habana, Cuba.* 124 pp.

RAFFAELE, H; J WILEY; OH GARRIDO; A KEITH y J RAFFAELE 1998. *A guide to the birds of the West Indies.* Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey. 511 pp.

RODRÍGUEZ, P; D RODRÍGUEZ; E PÉREZ; A LLANES; P BLANCO; O BARRIOS; A PARADA; E RUIZ; E SOCARRÁS; A HERNÁNDEZ y F CEJAS, 2003. Distribución y composición de las colonias de nidificación de aves acuáticas en el Archipiélago Sabana-Camagüey. Memorias del VI Simposio de Botánica.

ZUÑIGA, A y D GONZÁLEZ, 2001. Monitoreo de la dinámica de playa en la cayería norte de Ciego de Ávila. Informe del proyecto PNUD/GEF CUB/98/G32.

# Modificaciones en la distribución original de especies por impacto antrópico: el caso de *Odontesthes bonariensis* (Pisces: Atherinopsidae).

Modifications in original distribution of species by anthropic impact: case of *Odontesthes bonariensis* (Pisces: Atherinopsidae).

Andrea D. Tombari<sup>1</sup>  
Alejandra V. Volpedo<sup>1,2</sup>

1-Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Intendente Güiraldes 2160, Ciudad Universitaria, CP1428 Buenos Aires, Argentina. tombari@bg.fcen.uba.ar

2-Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Av. Chorroarín 280, CP1427 Buenos Aires, Argentina.

## RESUMEN

La introducción de especies acuáticas exóticas, implica una serie de consecuencias como son el desplazamiento de las especies nativas y posible extinción, modificación de las cadenas tróficas y la destrucción de hábitats entre otras. Una de las especies de peces de agua dulce, de mayor importancia económica de Argentina, es el pejerrey de laguna (*Odontesthes bonariensis*). Esta especie ha sido históricamente utilizada para repoblamiento de cuerpos de agua, aún en aquellos ambientes donde originalmente no se hallaba tanto de Sudamérica como de Europa y Asia, por lo que en la actualidad no es posible reconocer su distribución geográfica original. En este trabajo se analizan las modificaciones en la distribución original de *O. bonariensis* por impacto antrópico (siembras, fugas accidentales, interconexión por obras hidráulicas) y por causas naturales (conectividad hídrica, inundaciones en zonas de escasa pendiente); así como los potenciales efectos de las mismas a nivel ecológico. Se plantean recomendaciones para gestores.

**Palabras clave:** *Odontesthes*, pejerrey, introducción de especies

## Abstract

The introduction of aquatic species has as consequence the native species displacement, the changes in species distribution, the trophic change modification and the loss habitats. Silverfish (*Odontesthes bonariensis*) is freshwater fish species of high economic importance of Argentina. This species has been used for repopulation of South America, Europe and Asia water bodies; for this cause not possible to recognize its original geographic distribution in the present. In this paper modifications in the original distribution are analyzed of *O. bonariensis* by anthropic impact (inadvertent scope, repopulations, interconnection by hydraulic works) and by natural factors (hydric connection, floods in zones of scarce slope); as well as the potential effects at ecological level and consider recommendations for managers.

**Keywords:** *Odontesthes*, silverfish, species introduction

## INTRODUCCIÓN

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN) utiliza el término “exótico” para denominar a la especie, animal o vegetal, que está presente en un área biogeográfica que no ocupa naturalmente (en la que puede sobrevivir y reproducirse) y en la que no pudiera estar sin haber intermediado la influencia directa o indirecta del hombre. En general la introducción de especies, trae como consecuencia el desplazamiento de especies nativas, la modificación en cadenas tróficas y la destrucción de hábitats.

A nivel mundial, son numerosos los trabajos sobre el impacto de especies introducidas en el ambiente (Moyle y Nockols, 1973; King *et al.*, 1999; Coats *et al.*, 2006; Reissig *et al.*, 2006; Kamerath *et al.*, 2008). Sin embargo, en Sudamérica y principalmente en Argentina, son escasos los trabajos sobre modificaciones de la distribución original de especies asociadas a la influencia antrópica y más restringidos aún los referidos a especies de peces (Gómez y Menni, 2004; Gómez *et al.*, 2005; Volpedo y Fernández Cirelli, 2008).

Una de las especies de peces de agua dulce de mayor importancia económica de Argentina es el pejerrey de laguna, *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835). Esta especie ha sido objeto de diversos estudios: ecológicos, taxonómicos, morfológicos, fisiológicos y genéticos (Mollo, 1973; García, 1987; Piacentino y Torno, 1987; López *et al.*, 1991; Strüssmann *et al.*, 1996; Dyer, 1997; Miranda *et al.*, 2007; Gómez *et al.*, 2007). Además debido a su importancia comercial, históricamente se la ha utilizado para repoblamiento de cuerpos de agua, aún en aquellos ambientes donde originalmente no se hallaba tanto de Sudamérica como de Europa y Asia, por lo que en la actualidad no es posible reconocer su distribución geográfica original (Gómez y Toresani, 1999). La distribución original de la especie según Ringuelet *et al.* (1967) era el Río de La Plata, el Río Paraná, hasta Corrientes, y las aguas bonaerenses de la Cuenca del Salado (Figura 1). Sin embargo en la actualidad la especie está presente exitosamente en diferentes continentes y regiones, debido a diversos factores asociados al hombre (Figura 2, Tabla 1). En este trabajo se analizan las modificaciones en la distribución original de *O. bonariensis* por impacto antrópico y los potenciales efectos de las mismas a nivel ecológico y se plantean recomendaciones para gestores.

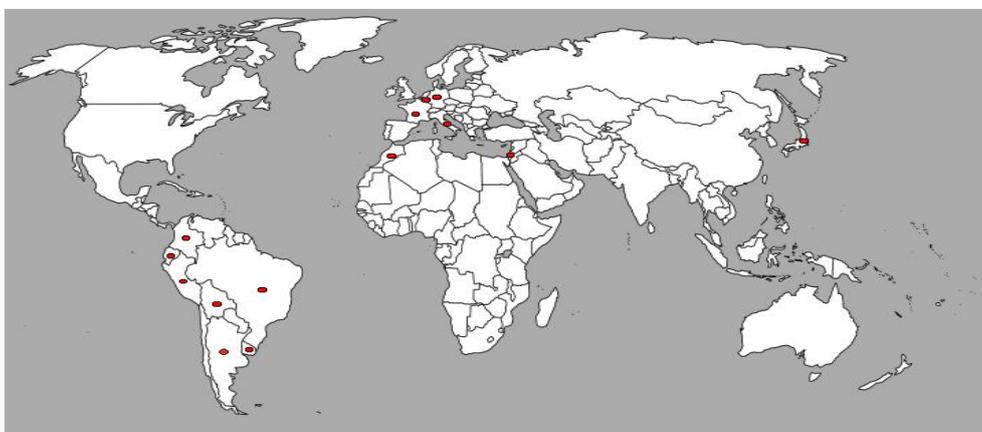


Figura 1: Países donde *Odontesthes bonariensis* está presente en la actualidad.



Figura 2: Distribución original de *O. bonariensis*, según Ringuelet *et al.*, (1967).

Tabla 1. Introducción de ovas o alevinos de pejerrey en el exterior. Modificada de Berasain *et al.*, (1999).

Año	País
1908	Bélgica
1922	Uruguay
1927	Alemania
1928	Francia
1930	Brasil
1934	Italia
1946	Bolivia
1959	Israel
1964	Marruecos
1964	Colombia
1966	Japón
1977	Ecuador
?	Peru

### Causas de la modificación de la distribución del pejerrey de laguna

La distribución original del pejerrey de laguna se ha modificado por diversas causas de origen antrópico y naturales. Las principales causas de origen antrópico son la

introducción de pejerreyes en cuerpos de agua (siembras y escapes de ejemplares de piscicultura) y el emplazamiento de obras de infraestructura como canales que aumentan la interconectividad de los cuerpos de agua. Las causas de origen natural están asociadas a la conectividad hidrológica de los cuerpos de agua producto de las inundaciones en zonas de escasa pendiente.

### **Siembras de pejerreyes en cuerpos de agua de argentina y de otros países.**

La siembra y el repoblamiento de pejerreyes en ambientes acuáticos se iniciaron en la década del 20. El antiguo Vivero del Ministerio de Agricultura de la Nación Argentina y de la Estación Hidrobiológica del Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires, sembró en una gran cantidad de cuerpos de aguas provinciales alevines y ovas de pejerrey. Esto fue posible gracias al desarrollo de las técnicas de reproducción de pejerrey de la Laguna de Chascomús (Figura 2). Los registros de las siembras provinciales de pejerreyes realizadas hasta el año 1922 (Figura 3) indican que la gran mayoría de las siembras se concentran en la Provincia de Buenos Aires y corresponden a la repoblación de lagunas pampásicas después de intensas sequías (Marini y Mastrarrigo, 1963).

A partir de la década del 40, se comienzan a sembrar en lagunas, represas y estanques ejemplares en la Provincia de Córdoba, en San Carlos de Bariloche (Río Negro) y se inaugura la Estación de Piscicultura de Sierra de la Ventana (Marini y Mastrarrigo 1963, Beresain *et al.*, 1999), lo que amplía la zona de presencia del pejerrey en el centro y sur de Argentina. Actualmente su distribución se ha extendido a lagos patagónicos como la Laguna Carrilauquen Chica y el Lago Pellegrini (provincia de Río Negro) y embalses de la provincia de Catamarca (Tombari observación personal).

A nivel mundial esta especie fue llevada a diferentes países (Tabla 1), prosperando de manera diferencial en cada uno de ellos. En Sudamérica se introdujeron especímenes con diferentes objetivos (pesca deportiva, comercial, acuicultura) en diferentes países como Brasil, Bolivia, Chile, y Uruguay. En Brasil, se introdujo *O. bonariensis* con fines de cultivo en 1945 y en la actualidad está presente en cuerpos de aguas y reservorios de diferentes características como el Salto Caxias aguas arriba del río Iguazú o la Laguna de los Patos. En el Salto Caxias, el pejerrey es una de las ocho especies introducidas con una media a alta productividad (da Silva Cassemiro *et al.*, 2003). En otros cuerpos de agua salobres como la Laguna de los Patos y Mirim, en el extremo sur de Brasil, se halla actualmente *O. bonariensis*. En este ambiente, *O. bonariensis* convive con una especie cogenérica *O. humensis* (Bemvenuti, 2004), con la cual en ocasiones se hibridiza, debido posiblemente a la superposición de los periodos de desove de ambas especies.

En Bolivia, se ha sembrado en 1946 pejerreyes procedentes de la Laguna de Chascomús (Argentina) en el Lago Poopó con fines deportivos y de acuicultura. Estos ejemplares remontaron el Río Desaguadero y penetraron en el Lago Titicaca en el año 1955 aproximadamente (Bustamante y Treviño, 1977). Los pejerreyes se reprodujeron con éxito en el Lago Titicaca e incluso compitieron con especies autóctonas como *Orestias cuvier*. *O. bonariensis* es una especie de importancia comercial para la acuicultura boliviana y se producen alevines para repoblación de cuencas hidrográficas, con objeto de incrementar las capturas, calculadas en 150 tn anuales (Bustamante y Treviño, 1977).

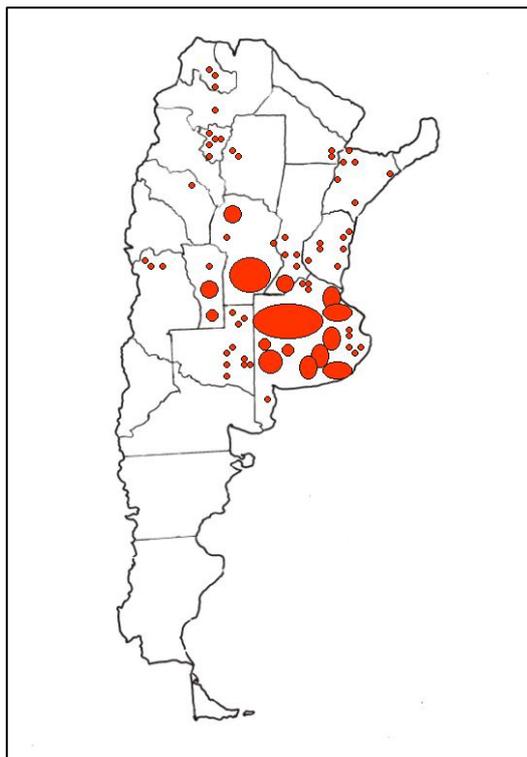


Figura 3: Distribución del pejerrey en Argentina hasta el año 1922. Modificado de Berasain et al., (1999).

En Chile, se introdujo a esta especie con fines deportivos, de cultivo y como alimento en la década de 1940. Se la encuentra en la actualidad diversos cuerpos de agua continentales lénticos y en embalses como producto de actividad antrópica y ha afectado a la ictiofauna nativa como *Orestias* sp. y *Trichomycterus* sp, sobre los cuales ha impactado reduciendo sus poblaciones (Welcomme, 1988). La productividad de esta especie es variable, destacándose en la laguna Chica de San Pedro con una productividad de 269 Kg Ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> y la laguna Grande de San Pedro 159 Kg Ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> (Scasso, 1996).

En la República Oriental del Uruguay, la acuicultura comenzó en sistemas extensivos de cría de pejerrey *O. bonariensis* en los años 1922, cuando se introdujo a ejemplares procedentes de la Laguna Chascomús (Argentina), en la Laguna del Diario, Departamento de Maldonado. En 1938 se introducen nuevamente pejerreyes procedentes del embalse de Río III (Córdoba, Argentina) en lagunas y tajamares de varios Departamentos de la República Oriental del Uruguay (Artigas, Canelones, Montevideo y Treinta y Tres). En 1957 se utilizó a esta especie en el poblamiento de lagunas y tajamares, pero recién en 1957-1958, con la fundación de la Estación de Piscicultura de Laguna del Sauce se empieza la producción artificial de alevines. Los efectos de estas introducciones sobre la ictiofauna autóctona no se conocen totalmente, pero en algunos casos se mantienen poblaciones de pejerreyes hasta el presente (Welcomme, 1988).

En Japón, se sembró pejerreyes provenientes de la Estación Hidrobiológica de Chascomús en las regiones de Kiushiu y de Kanto en 1966. La especie prosperó siendo una de las de mayor importancia comercial del área, registrándose en 1993 14

establecimientos dedicados a la cría del pejerrey. La producción total se estima en unas 30 a 40 toneladas anuales (Toda *et al.* 1998).

En Europa, ha habido experiencias exitosas de introducción del pejerrey en Italia y actualmente esta especie es objeto de estudio para caracterización citogenética de sus poblaciones (Sola *et al.*, 1987). Otras experiencias se han desarrollado en Bélgica, Alemania y Francia, sin embargo son escasos los trabajos sobre el alcance de las mismas.

### **Obras de infraestructura hidráulica**

En la llanura pampeana precipitan anualmente entre 850 y 1000 mm. Esta región presenta una escasa pendiente (0.3 cm /m, Sala, 1975) y además los ecosistemas acuáticos de la misma están afectados por cambios en los niveles hídricos, lo que genera importantes modificaciones en su dinámica y en las interrelaciones ecológicas del sistema. Esta variabilidad ambiental de la región, con alternancia de importantes ciclos de sequía e inundación, fue ya reconocida por Ameghino (1884). La baja pendiente disminuye el transporte horizontal del agua, siendo la infiltración el proceso dominante y por lo tanto se dificulta la descarga del excedente de agua producto de las precipitaciones, por lo que se ha fomentado la construcción de canales que faciliten el drenaje del agua hacia el mar. Además de la construcción de canales aliviadores, hacia fines de la década del 70 se han realizado obras de dragado en extensas áreas próximas a las costas de la Laguna de Chascomús para el relleno de bajos anegadizas. Esta práctica podría redundar en la destrucción de huevos, larvas y juveniles de pejerrey, a la vez que restringe las áreas de cría y alimentación de larvas y juveniles de peces (Sendra, 2003). Al considerar los aumentos en la cota de pelo de agua de las lagunas y de la superficie freática alrededor de las mismas no deben dejarse de lado los efectos producidos por las numerosas obras realizadas por la mano del hombre en toda la cuenca (canales de desagüe, zanjas de drenaje, terraplenes, etc.). Estos producen una circulación muchísimo más rápida de las aguas precipitadas, las cuales antaño inundaban campos en zonas alejadas de las lagunas y actualmente se desplazan hacia a velocidades superiores a las naturales, sin tiempo para infiltrarse. En forma simultánea y como consecuencia de lo anterior, también se han reducido en cantidades apreciables las superficies de evaporación. Finalmente, la instalación de diques, compuertas y obras de regulación, ha introducido modificaciones locales en la red hidrológica. Estas modificaciones, vale la pena destacarlo, influyen localmente en la duración o magnitud de la inundación (Sellés Martínez y Carletto, 1990).

### **Interconexión de cuencas naturales e inundaciones.**

Las inundaciones son un fenómeno frecuente que involucran a extensas áreas de la provincia de Buenos Aires y que responden a causas diversas. Estas inundaciones alteran la morfología de los cuerpos de agua y posibilitan el libre intercambio de ictiofauna entre las cuencas que habitualmente se hallan separadas. En algunos casos las inundaciones han motivado que bañados o lagunas temporarias se conviertan en cuerpos de agua permanentes de considerable magnitud. Además, la fluctuación del nivel del agua afecta a la estructura de las comunidades de peces (Gómez y Toresani, 1999). En la llanura pampeana se están produciendo desde la década de los 70 precipitaciones por encima de la media histórica (Barros *et al.*, 2006) y como consecuencia de estas condiciones, se han producido disturbios ambientales considerables que adquirieron su máxima expresión con las inundaciones de los años 1985 y 1987.

## **Consecuencias de la introducción de *O. bonariensis* en cuerpos de agua.**

La alta plasticidad de *O. bonariensis* le permite adaptarse a distintas condiciones ambientales, desde ambientes costeros de reciente formación hasta cuerpos de agua de diferente salinidad. A su vez esta especie posee una alta capacidad de hibridación con otras especies cogenéricas (Strüssmann *et al.*, 1997; Behrengaray, 2000; Gómez *et al.*, 2007) lo que le permite un mayor ajuste adaptativo con el ambiente. Una evidencia de la alta capacidad de hibridación está representado por *O. bonariensis* y *O. hatcheri*. Estas especies presentan una distribución originalmente alopátrica, pero actualmente se encuentran juntas en lagos ubicados en sectores de transición de las áreas de distribución específica, aparentemente, como resultado de actividad antropogénica (Strüssmann *et al.*, 1997). De estas dos especies se han hallado híbridos en lagos de la patagonia Argentina (Laguna Carrilufquen Chica y Lago Pellegrini ) (Strüssmann *et al.*, 1997; Dyer, 2000). Estos híbridos están presentes en lagos donde *O. bonariensis* fue introducido en los últimos 25 años (Reissig *et al.*, 2006). Otra evidencia es la registrada por Bemvenuti (2004) entre *O. bonariensis* y *O. humensis* en las lagunas costeras del Sur de Brasil donde los períodos de desove de estas especies se superponen.

Otra consecuencia de la introducción de *O. bonariensis* en los ecosistemas acuáticos son los cambios bioecológicos producidos en la ictiofauna autóctona del cuerpo de agua. Un ejemplo concreto lo representa la población de pejerreyes presente en el Lago Titicaca, la cual fue sembrada hace 65 años atrás y cuyos ejemplares desplazaron a dos especies endémicas: *Orestias cuvieri* y *Trichomycterus rivulatus*. El pejerrey utiliza los mismos sustratos (vegetación acuática) para el desove y reproducción que las especies nativas del Lago Titicaca. Además los alevines y juveniles de los pejerreyes compiten por el zooplancton con *Orestias cuvieri* y *Trichomycterus rivulatus* (Calsina Cota y Salas Piludo, 2004). Estas características bioecológicas del pejerrey impactan en la conservación de las especies nativas y en consecuencia en las tramas tróficas originales del ecosistema acuático.

## **RECOMENDACIONES Y CONCLUSIONES.**

La introducción de especies no sólo modifica la distribución original de los taxones, sino que impacta en diferentes aspectos bioecológicos en las poblaciones de especies nativas, así como en la integridad e los ecosistemas acuáticos; e indirectamente afecta el uso y el manejo de estos recursos por el hombre.

El control de siembras debe ser estricto, repoblándose exclusivamente las áreas donde originalmente se hallaba la especie pero evitando su introducción en áreas nuevas, debido a los potenciales impactos ecológicos que conlleva dichas acciones. Las siembras deben llevar un exhaustivo registro de fechas, cantidad de ejemplares sembrados y procedencia de los mismos, así como su control sanitario, a fin de establecer la historia cronológica y genética de una población de peces.

En el caso de que la especie haya sido introducida en el pasado, y en ese ambiente se planifique una repoblación se debe considerar el análisis previo de los nichos ecológicos disponibles, así como la oferta alimentaria a fin de evitar solapamientos entre la especie introducida y las nativas.

En el caso de la planificación de emplazamientos de establecimientos de piscicultura, debido a que se estima que hay una fuga accidental del 10% de los ejemplares al ambiente, se deben realizar estudios de impacto ambiental que consideren el impacto de la presencia de especies introducidas en cuerpos de agua próximos y su efecto sobre la biodiversidad del lugar. Las pisciculturas ya establecidas deberán realizar monitoreos periódicos en los cuerpos de agua vecinos a fin de evaluar la existencia de fugas accidentales y sus posibles implicancias, esto debe hacerse exhaustivamente en áreas donde existan alto riesgo de inundación y/o interconexiones hídricas.

Por último, otro de los temas a evaluar y monitorear son las obras de infraestructura, como canalizaciones, tanto privadas como estatales. Dichas obras, si bien solucionan problemas asociados al drenaje de las aguas superficiales, interconectan artificialmente cuencas y generan una red hidrológica diferente de la original, con las consecuencias que esto conlleva en la distribución original de las especies.

Los cambios globales, como la introducción de especies exóticas, tanto las accidentales como las planificadas, se originan como producto de las siembras, fugas accidentales de pisciculturas, interconexiones hídricas entre cuerpos de agua por inundaciones o por obras de infraestructura modifican la distribución original de la especie, su ecología y su genética, estableciendo nuevos patrones tróficos en las comunidades de un ambiente y el desplazamiento e incluso la extinción de especies nativas. Es por ello que la planificación del territorio y monitoreo de los cuerpos de agua son herramientas fundamentales para el manejo de los ecosistemas acuáticos y el uso sostenible de los recursos que estos ambientes proporcionan.

## BIBLIOGRAFÍA

AMEGHINO F, 1884. Las secas y las inundaciones en la Provincia de Buenos Aires. Obras de retención y no de desagüe. *Min. As. Agr., Prov. Bs. As.* 1-62.

BARROS, V, R CLARKE y P SILVA DIAS (Eds). 2006. El cambio climático en la Cuenca del Plata. Buenos Aires: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - CONICET, Buenos Aires, Argentina, 232 pp.

BEHERENGARAY LB, 2000. Molecular evolution, biogeography and speciation of the neotropical fish genus *Odontesthes*. PhD. Thesis, Macquarie University, Australia.

BEMVENUTI M, 2004. Los pejerreyes *Odontesthes* del sur de Brasil. *Jor. Biol. Pejerrey*, aspectos básicos y acuicultura. IIB INTECH, Chascomús.

BERASAIN, G, C VELASCO y M CHICLANA, 1999. Historia de la piscicultura del pejerrey en Chascomús. Una aproximación. 1º Jor. His. Chascomús, 1779-1999. 20 pp.

BUSTAMANTE E y H TREVIÑO, 1977. Artes y métodos de pesca del "ispi" *Orestias* sp., en aguas someras y profundas del Lago Titicaca. IMARPE - Puno: 12 pp.

CALSINA COTA, C. y R SALAS PILUDO, 2004. Situación de la población del pejerrey en el Lago Titicaca y su comercialización. *Jor. Biol. Pejerrey*, aspectos básicos y acuicultura. IIB INTECH, Chascomús.

- COATS R, J PEREZ-LOSADA, G SCHLADOW, R RICHARDS and CR GOLDMAN, 2006. Lake Tahoe is getting warmer. *WMC Networker*: 17-21
- DA SILVA CASSEMIRO, FA, N SEGATTI HAHN and TF LOPES VALLE DE BRITTO RANGEL, 2003. Diet and trophic ecomorphology of the silverside, *Odontesthes bonariensis*, of the Salto Caxias reservoir, rio Iguaçu, Paraná, Brazil. *Neotr. Ichth.*, 1(2):127-131.
- DYER BS, 1997. Phylogenetic revision of Atherinopsinae (Teleostei, Atherinopsidae), with comments on the systematics of the South American freshwater fish genus *Basilichthys* Girard. *Misc. Publ., Mus. Zool., Univ. Mich.* 185, 1-64.
- DYER BS, 2000. Revisión sistemática de los pejerreyes de Chile (Teleostei, Atheriniformes). *Estud. Oceanol. Fac. Recur. Mar Univ. Antofagasta.* 19, 99-127.
- GARCÍA, ML, 1987. Contribución al conocimiento sistemático y biológico de los *Atherinidae* de Mar Argentino. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Museo.
- GÓMEZ, S y RC MENNI, 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la Pampasia (Argentina Central). *Biología Acuática* 22:151-156
- GÓMEZ SE. y NI TORESANI, 1999. Las pampas. En: P. Canevari, D. E. Blanco, E. Bucher, G. Castro y I Davidson (Eds). Los humedales de La Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación *Wetlands Inter.*46: 97-113.
- GÓMEZ, SE, PS TRENTI y RC MENNI, 2004. New fish populations as evidence of climate change in former dry areas of the pampean region (Southern South America): *Physis (Buenos Aires)* 59(136-137): 43-44.
- GÓMEZ SE, RC MENNI., J GONZÁLEZ NAYA y L RAMÍREZ, 2007. The physical-chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atherinopsidae), with a proposal of a water quality index. *Environ. Biol. Fish.* 78, 161-171.
- KAMERATH, M, S CHANDRA and B ALLEN, 2008. Distribution and impacts of warm water invasive fish in Lake Tahoe, USA. *Aquat. Invas.* 1(3): 35-41
- KING JR, BJ SHUTER and AP ZIMMERMAN, 1999. Empirical links between thermal habitat, fish growth, and climate change. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 128: 656-665
- LÓPEZ H, A RODRÍGUEZ CAPÍTULO, JR CASCIOTTA y JM. IWASZKIW, 1991. Caracterización limnológica preliminar de la Laguna El Hinojo (Trenque Lauquen, Provincia de Buenos Aires). Instituto de Limnología Dr. R. Ringuelet. CIC. *Informe Cámara de Comercio Trenque Lauquen.* La Plata.
- MARINI, T.L. y V. MASTRARRIGO, 1963. Recursos acuáticos vivos. II Piscicultura. *Evaluación Recursos Naturales de la Argentina*, VII: 267-328.
- MIRANDA L, C STRÜSSMANN, L GUILGUR, P STROBL MAZZULLA, G SOMOZA, 2007. Cloning of FSH- $\beta$ , LH- $\beta$  and glycoprotein hormone $\beta$  subunits in

pejerrey fish *Odontesthes bonariensis*. Expression profile and relationship with GnRHs expression and plasma sex steroid levels in male fish. *J. Fish Biol.* 71:1571 - 1589.

MOLLO, SM, 1973. Contribución al conocimiento del otolito sagitta de los Atherínidos argentinos. I . *Basilichthys bonariensis* (Pisces, Atherinomorpha). *Physis (Argentina)* B 32: 287-295.

MOYLE, PB and RD NICKOLS, 1973. Ecology of some native and introduced fishes of the Sierra Nevada foothills in central California. *Copeia* 3: 478-490

PIACENTINO, GL y AE TORNO, 1987. Osteological observations of the vertebral column in some species of South America Atherinids (Osteichthyes, Atheriniformes). *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 22(2), 93-98.

REISSIG, M, C TROCHINE, C QUEIMALIÑOS, E BALSEIROAND y B MODENUTTI, 2006. Impact of fish introduction on planktonic food webs in lakes of the Patagonian Plateau. *Biol. Conserv.* 4 (132): 437-447

RINGUELET, RA, RH. ARAMBURU y A ALONSO DE ARAMBURU, 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Gobernación de la Provincia de Buenos Aires. Comisión de Investigación científica. 559pp.

SALA, JN, 1975. Recursos Hídricos (Especial mención de las aguas subterráneas). Relatorio: Geología de la Provincia de Buenos Aires. VI. Congreso Geológico Argentino. Bahía Blanca Provincia de Buenos Aires, Argentina, 169-251.

SCASSO, F, 1996. Productividad íctica en lagos de diferente estado trófico: recomendaciones de conservación para pesca deportiva. Tesis de Grado Centro EULA-Chile Universidad de Concepción.

SELLÉS MARTÍNEZ, J y P, CARLETTO, 1990. Causas y periodicidad de las inundaciones en la cuenca de Las Encadenadas (provincia de Buenos Aires). *Asoc. Geol. Arg.* XLV (1-2): 1-8.

SENDRA, ED, 2003 Evolución de parámetros demográficos clave del pejerrey *Odontesthes bonariensis* de la laguna Chascomús a lo largo de tres décadas. *Biol. Ac.* 20: 93-100.

SOLA L, GL NATILI y S CATAUDELLA, 1987. Cytogenetical characterization of *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinidae), an Argentine species introduced in Italy. *Genetica* 77: 217-224.

STRÜSSMANN CA, T AKABA, K IJIMA, K YAMAGUCHI, G YOSHIZAKI y F TAKASHIMA, 1997. Spontaneous hybridization in the laboratory and genetic markers for the identification of hybrids between two atherinid species, *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835) and *Patagonina hatcheri* (Eigenmann, 1909). *Aquac. Res.* 28: 291-300.

STRÜSSMANN, CA, F TAKASHIMA, and K TODA, 1996. Sex differentiation and hormonal feminization in pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Aquaculture* 139:31-45.

TODA, K, N TONAMI, N YASUDA y S SUZUKI, 1998. Cultivo del pejerrey en Japón. Ed. Prel. De Técnicas de cultivo del pejerrey, publicada en Japón por la New Fish Development Association. 69 pp.

VOLPEDO, AV y A FERNÁNDEZ CIRELLI, 2008. Efectos del corrimiento de las isoyetas en el noreste argentino sobre la composición faunística de dos ecorregiones ictiológicas. 87-110. En; A. Volpedo y L. Fernández (Eds). Efectos de los cambios globales sobre la biodiversidad de los humedales. CYTED

WELCOME, RL (comp.). 1988. International introductions of Inland aquatic species. *FAO Fish. Tech.Pap.*, (294):318 p.



# Los eventos extremos de sequía e inundación y sus consecuencias sobre el coipo o nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) y la actividad de caza en el Delta Medio del Río Paraná (Argentina)

Consequences of extreme drought and flooding events on the populations of coypu or “nutria” (*Myocastor coypus* Molina, 1782) and on hunting activity in the Middle Delta of the Paraná River (Argentina)

Roberto Fabián Bó<sup>1</sup>  
Paula Courtalon<sup>1</sup>  
Florencia Spina<sup>1</sup>  
Roque Fernández<sup>2</sup>  
Gustavo Porini<sup>3</sup>

1-Laboratorio de Ecología Regional, Dto. EGE, FCEyN, UBA. Intendente Güiraldes 2620. Ciudad Universitaria. Pabellón II. 4to piso. Laboratorio 57. Ciudad Autónoma de Buenos Aires (C1428EHA). Argentina rober@ege.fcen.uba.ar

2-Dirección General de Recursos Naturales, Forestación y Economías Alternativas de Entre Ríos. San Juan 430. Paraná, Entre Ríos (C3100). Argentina.

3-Dirección de Fauna Silvestre, SAyDS. San Martín 451. 2do Piso. Ciudad Autónoma de Buenos Aires (C1004AAI). Argentina.

## RESUMEN

En este trabajo se evalúan los efectos de eventos extremos de sequía (EES) e inundación (EEI) sobre las poblaciones de coipo o nutria (*Myocastor coypus*) y la actividad extractiva en el Delta Medio del Río Paraná (Argentina). Ambos eventos estarían ocurriendo con mayor frecuencia debido al Cambio Climático. Se compararon tres años representativos de EEI (2006), EES (2007) y “normales” (2001), en función de sus hidroperíodos y precipitaciones. Se estimaron y compararon estadísticamente seis parámetros poblacionales y cuatro relacionados con la actividad “nutriera”. Los EES provocarían un deterioro en la condición física, una reducción numérica y una menor proporción de animales adultos (probablemente por emigración). No afectarían la proporción de sexos pero si las tasas de preñez y la productividad bruta, disminuyendo la capacidad reproductiva con consecuencias variables de acuerdo al tiempo transcurrido desde el último evento. Los EEI también afectarían negativamente la mayoría de dichos parámetros pero en menor magnitud. No obstante, contribuirían a la recuperación poblacional si se experimenta una sucesión de períodos previos con EES. Provocarían un retardo en la actividad reproductiva pero no condicionarían la viabilidad poblacional. Ambos eventos tendrían efectos sinérgicos o compensatorios sobre la actividad “nutriera” y viceversa. Ninguno influye sobre la eficiencia del cazador, contribuyendo a una mayor proporción cosechada de la población y afectando la sustentabilidad del recurso. Ante su ocurrencia, se sugiere reducir la temporada de caza autorizada, evitando la actividad en los meses inmediatamente posteriores y/o en los que se producen picos de parición. Se propone: a) monitorear más áreas durante períodos más largos y complementarlos con información sobre: movimientos dispersivos y migratorios de la especie, la posible presencia de áreas “fuente” y “sumidero”, efectos provocados por variaciones en la oferta y demanda del mercado y

por eventuales cambios en otras actividades productivas; b) elaborar modelos para predecir las respuestas de los coipos frente a estos cambios y usarlos, a su vez, como indicadores de los mismos a escalas de paisaje y/o regional.

**Palabras clave:** Cambio Climático, eventos de sequía e inundación, *Myocastor coypus* actividad, Delta del Río Paraná.

### Abstract

The effects of extreme events of drought (EED) and flood (EEF) were evaluated on the coypu or "nutria" populations (*Myocastor coypus*) and on the related extractive activity in the Middle Delta of the Paraná River (Argentina). Both events would be happening with more frequency due to the "Climatic Change". Three representative years of EED (2006), EES (2007) and "normal" (2001) were compared according to their hydroperiods and precipitations. Six population parameters and four indexes related to the hunting activity were estimated and statistically evaluated. The EED would cause deterioration of the coypus physical condition, a numeric reduction and a small proportion of mature animals (probably due to emigration). They would not affect the proportion of sexes but the rates of pregnancy and gross reproductive productivity were low. For these reasons, the EED diminish the coypu reproductive capacity with variable consequences according to the time lapsed from the last event. The EEF would also negatively affect most of these parameters but in a smaller magnitude. Nevertheless, they would contribute to the population recovery if a succession of previous periods with EED took place. They cause a delay in the reproductive activity but they would not affect the population viability. Both events would have synergistic or compensatory effects on the hunting activity and vice versa. None of them influence the hunter's efficiency but contribute to harvest a larger proportion of the population, affecting the resource sustainability. If they happen, it is suggested to reduce the authorized hunting season, avoiding the activity in the closed later months and/or in those that parturition "picks" take place. We propose to a) sample more areas during longer periods and to supplement them with information on: dispersive and migratory movements of the species, the possible presence of "source and sink" areas, the effects caused by variations in the related commercial activities and of the eventual changes in other productive activities, b) build models to predict the coypus responses to these changes and to use these species, in turn, as indicators of such events at landscape and/or regional scales.

**Keywords:** Climatic Change; drought and flooding events, *Myocastor coypus* hunting activity, Delta of the Paraná River.

## INTRODUCCIÓN

En la actualidad, existen claras manifestaciones de tendencias climáticas e hidrológicas relacionadas con el denominado Cambio Climático Global (Barros, 2006). Los estudios que, en los últimos años, vienen realizándose al respecto, señalan que los cambios que estamos experimentando, tanto en los valores medios como en la variabilidad (interanual e interdecadal) de los principales parámetros climáticos e hidrológicos: a) están ocurriendo desde los inicios de la década de 1970, b) son atribuibles al aumento de los gases del efecto invernadero (GEI), c) no son aleatorios y d) están vinculados entre sí (Camilioni, 2005 a; Barros, 2006).

Esta situación puede resultar particularmente problemática no sólo para muchas especies y ecosistemas que componen la biodiversidad argentina sino también para algunas actividades humanas tradicionales directa o indirectamente relacionadas con ellos. En consecuencia, conocer el grado de vulnerabilidad de dichos componentes, en particular, ante eventos climáticos e hidrológicos cada vez más anómalos y extremos en términos de su frecuencia de ocurrencia, intensidad y duración (Bó y Malvárez, 1999; Camilioni 2005 a; b), resulta básico si se pretende realizar una adecuada planificación que contribuya a su manejo sustentable y, por lo tanto, a su conservación en el corto y largo plazo.

En el presente trabajo se realiza una primera aproximación a esta problemática a través del análisis y la evaluación de los efectos de los eventos extremos de sequía e inundación que, en los últimos años, se están experimentando en los humedales del Delta Medio del Río Paraná, sobre una de sus especies de fauna silvestre más representativas y, a su vez, tradicional y principal recurso para las comunidades humanas que los habitan: el coipo o falsa nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) (Malvárez *et al.*, 1999; Bó *et al.*, 2005).

Para ello, se realizaron estimaciones de distintos parámetros poblacionales de *M. coypus* y de indicadores de la intensidad de la actividad nutricia en el SIDV en tres períodos seleccionados: un año considerado “tipo” o “normal” (2001), un año de sequía “extrema” (2006) y un año de inundación “extrema” (2007).

## ÁREA DE ESTUDIO

El denominado Delta Medio incluye la porción central de la región del Delta del Río Paraná y se extiende, en sentido NO - SE desde la línea imaginaria que une las ciudades de Rosario (Santa Fe) y Victoria (Entre Ríos), hasta el nacimiento del río Paraná de las Palmas (Malvárez y Bó, 2002). Este último, se ubica al sur de otra línea imaginaria que une las localidades de Baradero (Buenos Aires) e Ibicuy (Entre Ríos). Los estudios realizados en este trabajo se concentraron en la mitad oeste del Delta Medio, área que se corresponde con el sector insular del Departamento Victoria (en adelante, SIDV) ubicado entre los 32° 40' y 33° 25'S y los 60° 55'y 59° 40' O, en la provincia argentina de Entre Ríos (Fig. 1a).

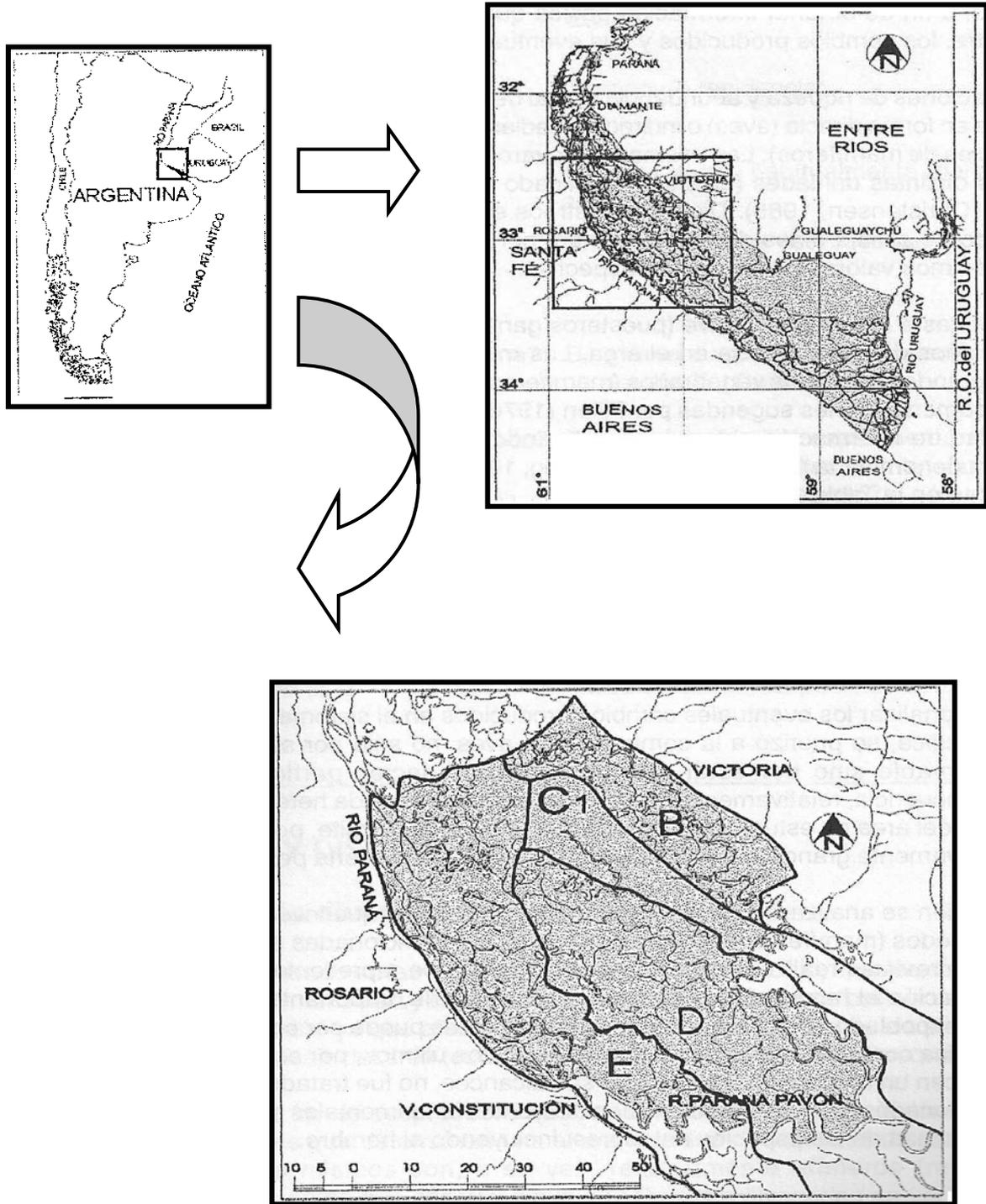


Figura 1. Ubicación del área de estudio. a) Sector de islas del Departamento Victoria (Provincia de Entre Ríos) perteneciente al Delta Medio del Río Paraná. b) Detalle de las unidades de paisaje presentes (elaborado a partir de Bó y Malvárez, 1999).

El SIDV ocupa unas 270.000 ha y, al igual que el resto de la región del Delta del Paraná, forma parte de una extensa y compleja planicie inundable que, debido a sus singulares características geomorfológicas (resultantes de ingresiones y regresiones marinas relativamente antiguas y de procesos fluviales más recientes) y a sus particulares regímenes climático e hidrológico, se distingue claramente de las áreas pampeanas que la rodean tanto desde el punto de vista fisiográfico como biogeográfico y ecológico (Malvárez, 1999).

Posee un clima templado con lluvias todo el año. La temperatura media anual es de 17,4°C y la precipitación total de 1016 mm anuales. La estación fría (EF) se extiende desde mayo a setiembre (es decir, desde mediados de otoño hasta fines del invierno) y la estación cálida (EC) de octubre a abril (primavera, verano y principios de otoño). En invierno, si bien normalmente no se presentan temperaturas extremas, se producen heladas recurrentes y los veranos son bastante calurosos con temperaturas medias en enero de 24,5°C (Malvárez, 1997; Caffera y Berbery, 2006).

Las precipitaciones son máximas en la EC (con picos en enero y/o marzo) y mínimas en la EF particularmente en invierno (Caffera y Berbery, 2006; Malvárez, 1997). Esto determina que, pese a ser ligeramente más lluviosos, en los veranos se experimente una limitación temporaria de agua resultante del balance negativo entre la precipitación y la evapotranspiración. En ellos, si bien no se registra un déficit hídrico, normalmente debe hacerse uso del agua almacenada en el suelo. La cantidad disponible de esta última depende, entre otros factores, del tipo de suelo presente, su posición topográfica relativa, las variaciones de temperatura a escala microclimática y del eventual ingreso del agua por otras vías, tales como ocasionales repuntes o crecidas (Malvárez, 1997).

No obstante, la presencia de grandes extensiones de humedales y cuerpos de agua ejerce un papel fundamental en el clima al determinar una mayor humedad relativa, mayores temperaturas mínimas, menores temperaturas máximas, menor frecuencia de días con heladas y menor amplitud térmica diaria que en las áreas pampeanas circundantes. Esto genera condiciones más cercanas a las de un clima subtropical húmedo (Malvárez, 1997).

La variabilidad interanual de las precipitaciones se halla fuertemente asociada al ciclo del ENSO (El Niño – Oscilación Sur), el que incluye tanto eventos El Niño (fase cálida y húmeda) como la Niña (fase más fría y seca). Ambos eventos constituyen los extremos del ciclo aunque no necesariamente se suceden alternadamente (Ambrizzi, 2006). Las variaciones interdecadales de este parámetro, en cambio, se encuentran más relacionadas con anomalías térmicas que se producen en la superficie del mar (ATSM). Con respecto a la hidrología, la SIDV se encuentra influenciada por el régimen del río Paraná. Según Malvárez (1997), quien describe el hidroperíodo o marcha anual de la altura o nivel del agua en el puerto de la ciudad de Victoria (ubicada en la cuenca inferior de este río) con datos del período 1976-1980, y de acuerdo con Camilioni (2005b) y Coronel y Menéndez (2006), quienes lo analizan a partir de la serie temporal 1904-2000 para la ciudad de Corrientes (ubicada en la cuenca media, al norte de nuestra área de estudio), el mismo presenta un período de ascenso de las aguas en los meses de setiembre-octubre, alcanzando los máximos niveles en febrero – marzo. Estos últimos se deben a lluvias convectivas que se producen en las regiones tropicales y subtropicales de su cuenca de aporte (en particular, en la cuenca alta del río Paraná). Posteriormente, sus aguas comienzan a descender, alcanzando valores mínimos en los meses de agosto-setiembre. Por otro lado, tanto en junio-julio como en octubre, pueden producirse leves tendencias a mayores caudales (con los consiguientes repuntes o aumentos en el nivel del agua) debido a los regímenes de sus principales tributarios, los ríos Iguazú y Paraguay.

Dado que el mencionado régimen presenta importantes variabilidades interanuales e interdecadales (no sólo en el SIDV sino en toda la cuenca media e inferior del Río Paraná), cada tanto se producen inundaciones considerables, generalmente asociadas a las particulares condiciones de algunos eventos ENSO, ATSM o ambos. Las mismas

son habitualmente provocadas por precipitaciones extraordinarias producidas fuera del área de estudio (Cuenca Alta del Río Paraná), aunque en ocasiones (como en la inundación de 1998), pueden producirse y/o verse favorecidas por precipitaciones extraordinarias ocurridas *in situ* o en áreas relativamente cercanas (Cuencas Inferior y Media del Río Paraná) (Camilioni y Barros, 2003). Estos eventos extremos de inundación pueden producirse en cualquier época del año aunque prevalece la tendencia para febrero-marzo, con eventuales repuntes en junio (Coronel y Menéndez (2006).

En cuanto a los paisajes y ambientes presentes en la SIDV, su elevada heterogeneidad interna permite identificar cuatro grandes unidades de paisaje (Malvárez, 1999) (Figura 1b). El patrón de la denominada Unidad B o “de las isletas de praderas de albardones bajos”, fue particularmente afectado por la inundación de 1982-1983 ya que, luego de ésta, las aguas permanecieron cubriendo gran parte de la unidad. Los altos relativos son, en consecuencia, isletas formadas por porciones de antiguos albardones dominadas por praderas de carrizo (*Panicum grumosum*); pasto de laguna (*Echinochloa polystachya*) o canutillo (*Panicum elephantipes*) con algunos sauces aislados (*Salix humboldtiana*) y distintas herbáceas latifoliadas y acuáticas acompañantes (Malvárez, 1999).

El patrón de paisaje de la Unidad C o de “los cordones y depresiones”, se caracteriza por una sucesión de crestas (inundadas en forma semipermanente) y bajos (inundados permanentemente). Fisonómicamente es una pradera de herbáceas latifoliadas medianas dominada por lagunilla (*Althernanthera phyloxeroides*); catay (*Polygonum* spp.) y verdolaga (*Ludwigia* spp.) (Malvárez, 1999).

La Unidad D o “de las praderas de la antigua llanura de mareas”, es una planicie de muy escasa pendiente con amplias zonas inundadas en forma semipermanente y cubiertas por praderas de catay y verdolaga. Además, posee depresiones con agua permanente con juncos (*Schoenoplectus californicus*) y otras acuáticas e, incluso, sin vegetación. Además, los cursos de agua que la atraviesan determinan riberas también planas pero un poco más elevadas que el entorno, con presencia de carrizos y paja de techar (*Panicum prionitis*) (Malvárez, 1999).

Por último, la Unidad E o “de los bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná”, se conforma por una secuencia de crestas con bosques monoespecíficos de sauce o aliso (*Tessaria integrifolia*), zonas intermedias con carrizos (*P. grumosum* y *P. rivulare*) y zonas bajas con varias especies de plantas acuáticas (Malvárez, 1999).

Como resultado de las características ambientales anteriormente enunciadas, la SIDV brinda una elevada aptitud de hábitat para una gran diversidad de especies de fauna silvestre sustentando, entre otras, importantes poblaciones de coipo o nutria (*M. coypus*). No obstante, por tratarse de un sistema ecológico dominado por humedales, las mismas pueden experimentar variaciones en sus números y en otros parámetros poblacionales, no sólo en términos espaciales (por ejemplo, entre las distintas unidades de paisaje) sino también temporales (Bó y Malvárez, 1999). Un hecho fundamental que determina esta última situación es que en la SIDV, al igual que en todo sistema río-planicie aluvial, en la mayoría de los años se producen uno o más pulsos de aguas relativamente altas (repuntes o crecientes) y de aguas relativamente bajas (estiajes o bajantes), lo que afecta enormemente las condiciones del hábitat y, por lo tanto, la

organización de la biota, en particular en términos de su productividad e interacciones (Neiff, 1999).

## **SITUACIÓN DEL COIPO Y SU RELACIÓN CON EL HOMBRE EN LOS HUMEDALES DE LA SIDV**

El coipo es un roedor de mediano tamaño con tasas reproductivas relativamente altas (tienen, en promedio, 10 crías por año) y herbívoro estricto (Bó *et al.* 2006). Estas características, sumadas a su elevada capacidad de desplazamiento por el medio acuático, hacen que sea una de las especies más adaptadas a los humedales de la SIDV y a los mencionados pulsos de “creciente y bajante”. Por otro lado, la calidad de su piel y, en menor medida, el sabor de su carne, hacen que sea el principal recurso de la fauna silvestre (tanto por su valor comercial como de subsistencia) para las comunidades humanas que habitan no sólo los sistemas de humedales de la SIDV sino de todo el territorio argentino (Bó *et al.*, 2006).

La caza comercial del coipo en la SIDV es de carácter artesanal y es realizada por pequeños productores independientes que residen en las islas (y, en menor medida, por pobladores transitorios provenientes de las riberas y las urbes cercanas tales como Victoria y Rosario). Los mismos son propietarios de un pequeño bote, trampas, etc. con los que realizan las actividades de caza. Posteriormente, y generalmente con la ayuda de otros miembros de su grupo familiar, separan la carne y preparan la piel de los individuos capturados vendiendo su producción (fundamentalmente la piel) a acopiadores, es decir, a intermediarios que tratan con las industrias y con las empresas exportadoras (Malvárez *et al.*, 1999).

Los aspectos anteriormente señalados hacen que el coipo, conocido comercialmente como “nutria”, sea una especie particularmente representativa y abundante en la SIDV y que dicha área, por el número y dedicación de las personas que realizan la actividad y por la cantidad de individuos anualmente capturados, sea una de las zonas “nutrieras” más importantes del país (Bó *et al.*, 2006; Spina, 2008). Sin embargo, pese a la particular adaptación del coipo (y de los pobladores que se dedican a su explotación) a los pulsos anuales de “creciente y bajante”, en ocasiones, se producen en la SIDV pulsos anómalos, con características extremas en cuanto a su intensidad, duración y/o distribución espacial, que se traducen en inundaciones y/o sequías relativamente importantes. Debido a la naturaleza infrecuente de estos eventos, los mismos son difíciles de predecir y, de acuerdo a sus características, pueden tener consecuencias negativas sobre las poblaciones de coipo (y la actividad humana asociada), haciéndolas más o menos susceptibles de acuerdo al tiempo transcurrido desde su ocurrencia (Bó y Malvárez, 1999).

Por todo lo expuesto, resulta particularmente importante analizar, en primer lugar, cuáles serían, según los expertos, las consecuencias del Cambio Climático en las condiciones climáticas e hidrológicas de la SIDV y, en particular, en los eventos extremos de inundación – sequía, anteriormente señalados. Posteriormente, y en función de dicho análisis, se procederá a evaluar en forma preliminar, cuáles serían las consecuencias de dichos cambios en las poblaciones de coipo y en la actividad humana asociada, a partir de información específica obtenida *in situ*.

## 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.

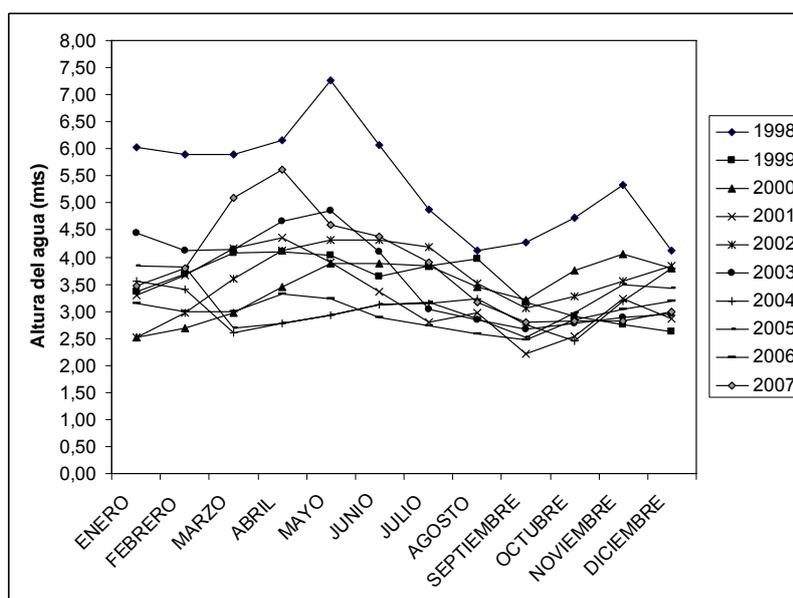


Figura 2. Hidroperíodos anuales (altura del agua en metros medida en el puerto de Victoria, Entre Ríos) para el período 1998-2007 (a partir de información suministrada por la Dirección de Fiscalización de Puertos, Municipio de Victoria).

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).

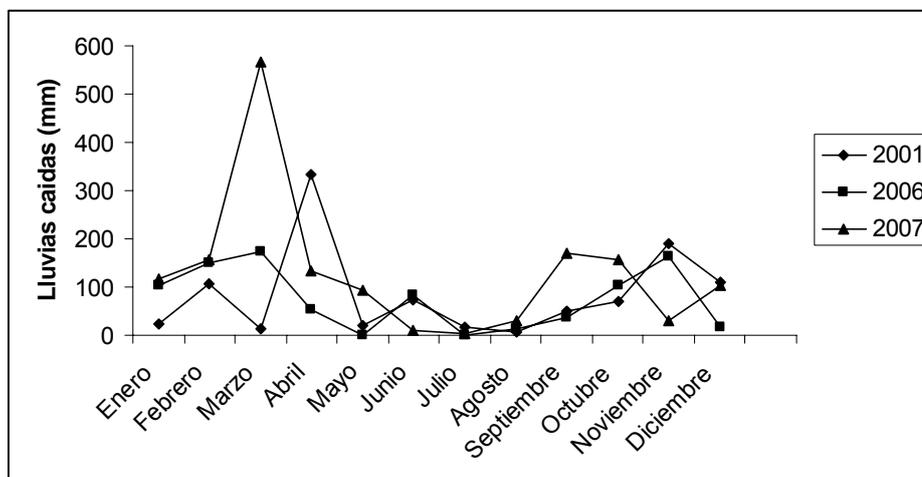


Figura 3. Marcha anual de la precipitación durante un año “normal” (2001); un año con sequía extrema (2006) y un año con inundación extrema (2007) en sector de islas del Departamento Victoria (Provincia de Entre Ríos).

Por otro lado, se realizaron comparaciones estadísticas de a pares, utilizando la prueba de Mann - Whitney (Siegel 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).

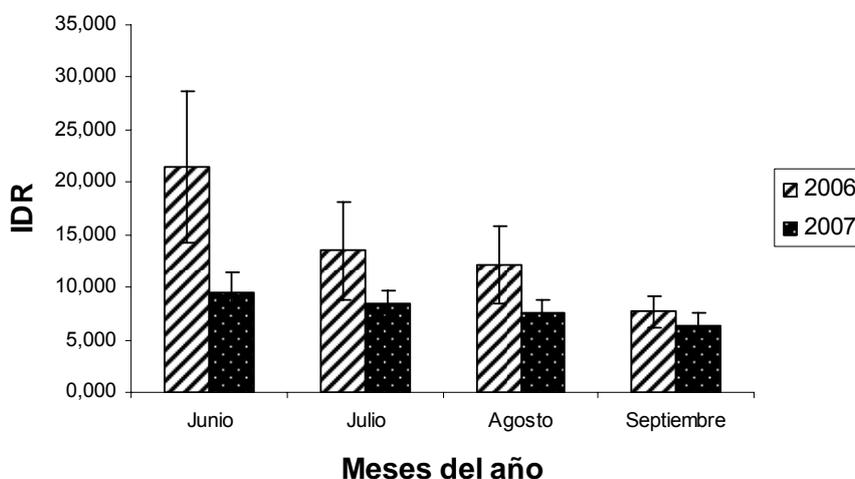


Figura 4. Índices de densidad relativa (IDR) de la población de *Myocastor coypus* del sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos) a lo largo de los meses de las temporadas de caza 2006 y 2007.

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.

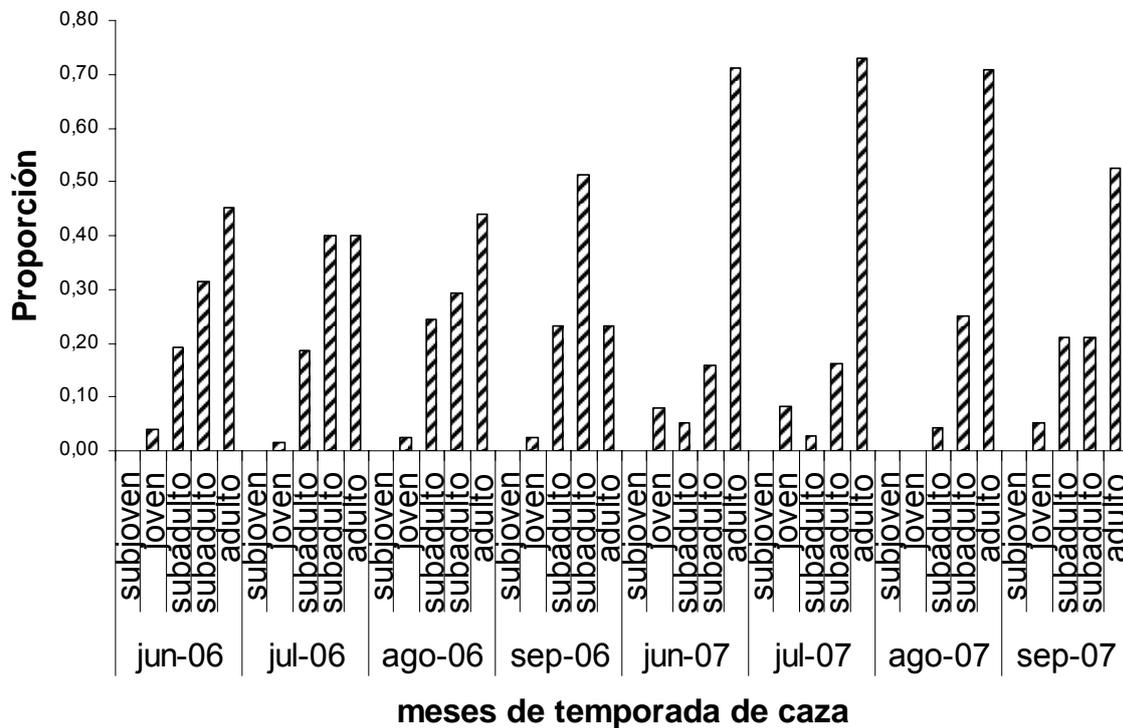


Figura 5. Estructura de edades mensual de la población de *Myocastor coypus* durante las temporadas de caza 2006 y 2007 en el sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos).

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.

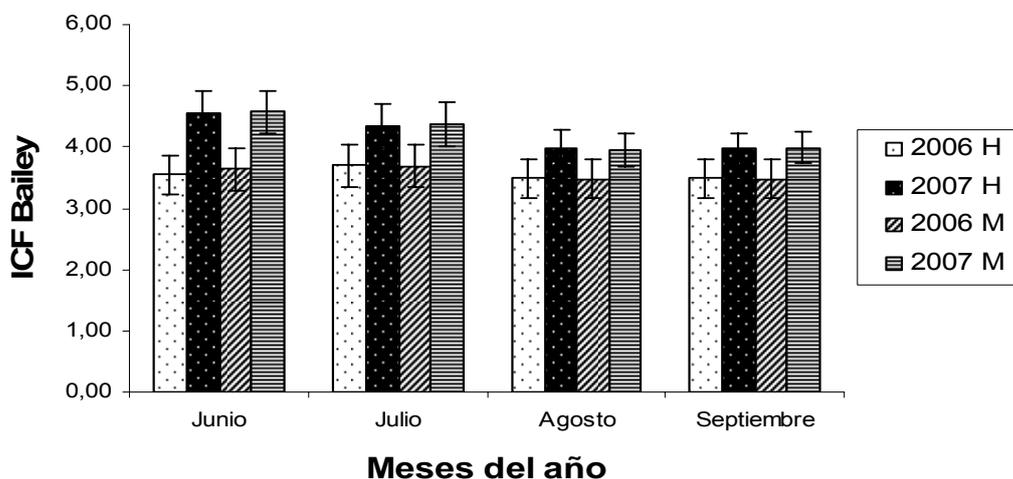


Figura 6. Valores de los promedios mensuales de ICF de individuos de *Myocastor coypus* de ambos sexos capturados durante las temporadas de caza 2006 y 2007 en el sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos).

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).

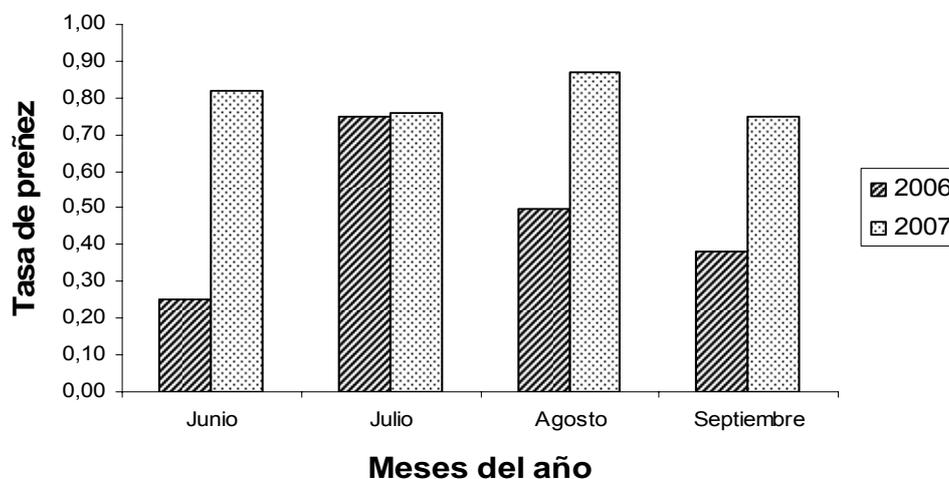


Figura 7. Tasas de preñez mensuales de la población de *Myocastor coypus* del sector de islas del Departamento Victoria (Entre Ríos) durante las temporadas de caza 2006 y 2007.

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 nutrera, 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.

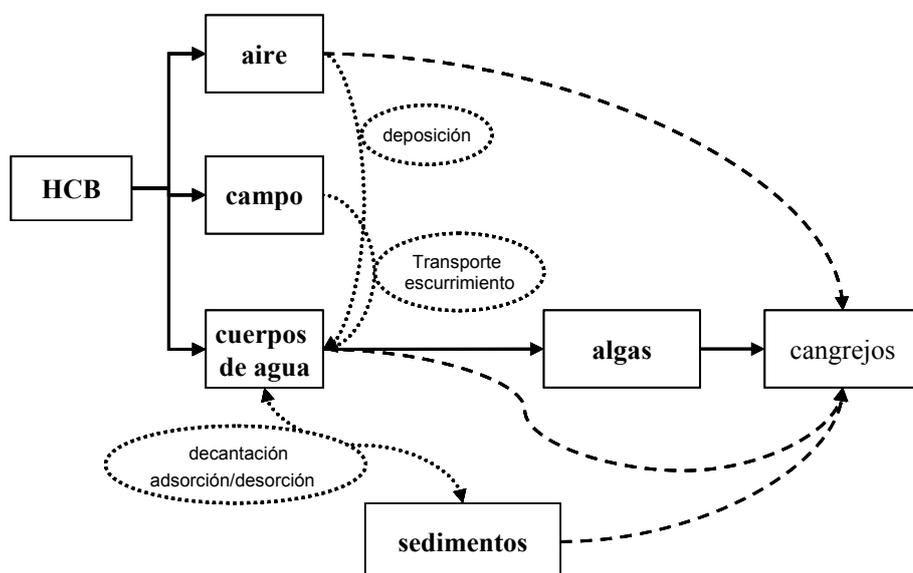


Fig.1. Vías de entrada de xenobióticos a una cadena trófica acuática Si es una cadena generalizada, poner en vez de cangrejos "organismos filtradores o consumidores secundarios".

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.

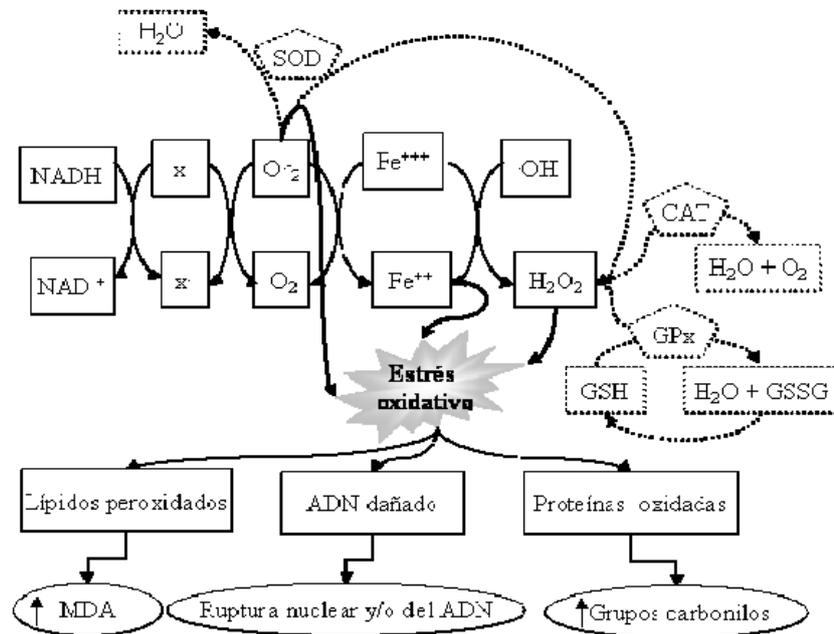


Fig. 2. Generación de estrés oxidativo por xenobióticos

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).

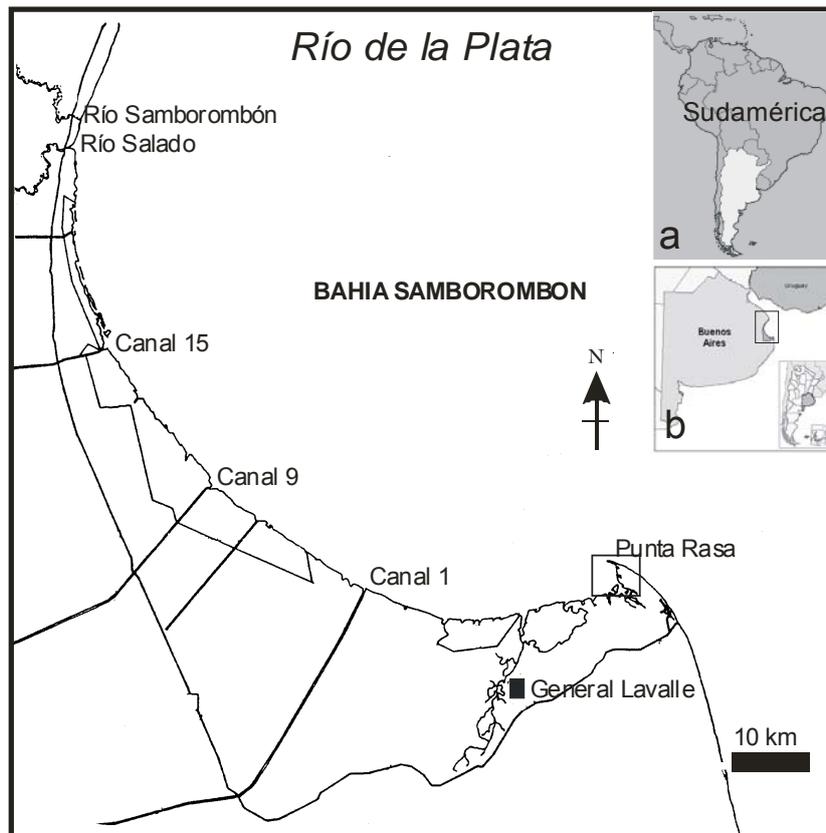


Figura 3: Mapa de la zona de recolección de los ejemplares de *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*), playa del Faro San Antonio (zona recuadrada), Bahía de Samborombón, Provincia de Buenos Aires.

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), glutatión 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 (Nicon 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 ( $\mu\text{m}$ )	Número de células secretoras por túbulo
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-SEPPA, 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 pyridazine). *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).

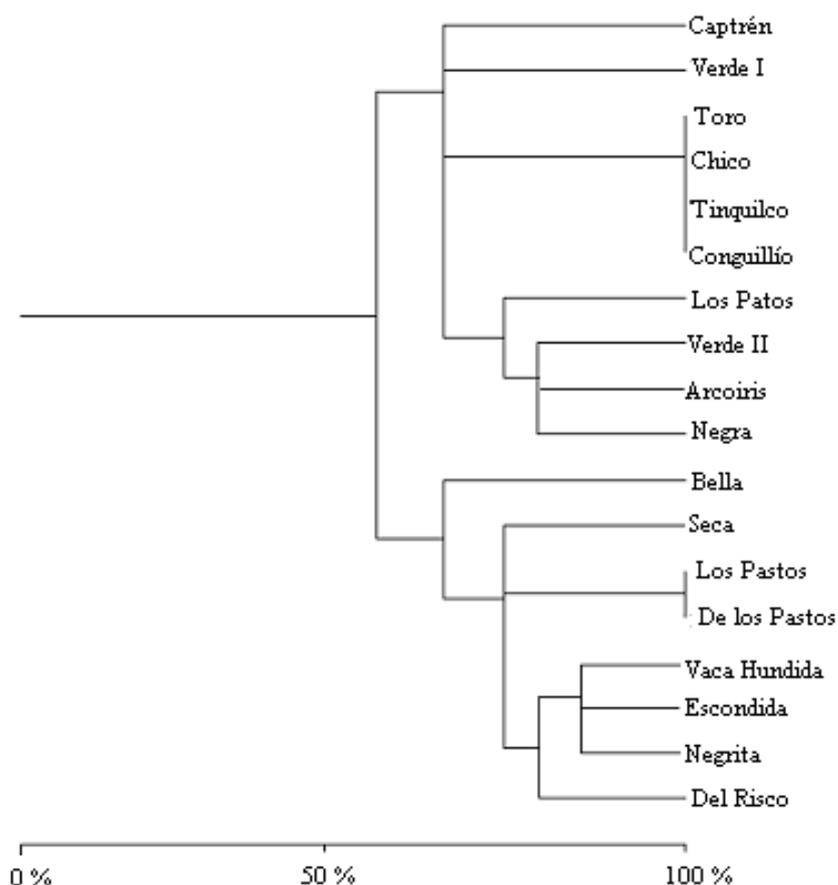


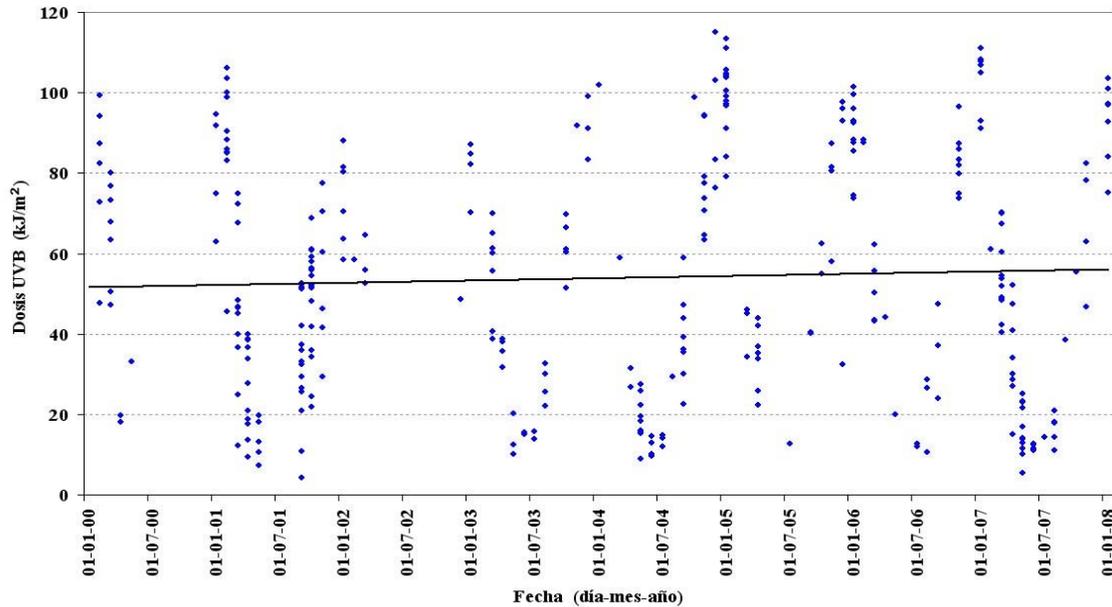
Figura 1. Resultados del análisis de conglomerados por método de Bray-Curtis y enlace simple para los sitios estudiados en el presente trabajo.

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)

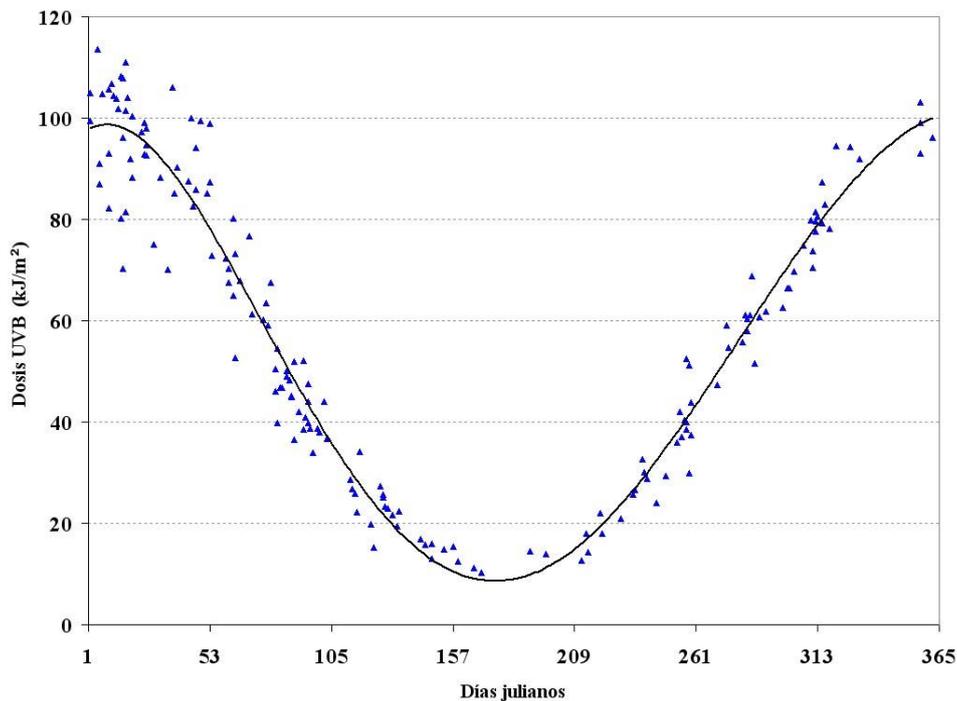


Figura 2. Resultados de dosis de radiación ultravioleta B para Temuco: 1) Variación entre los años 2000 y 2008 (arriba). 2) Variación estacional días despejados entre los años 2000 y 2008 (abajo).

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. Littoral 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 crustacean 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 assembleias 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).

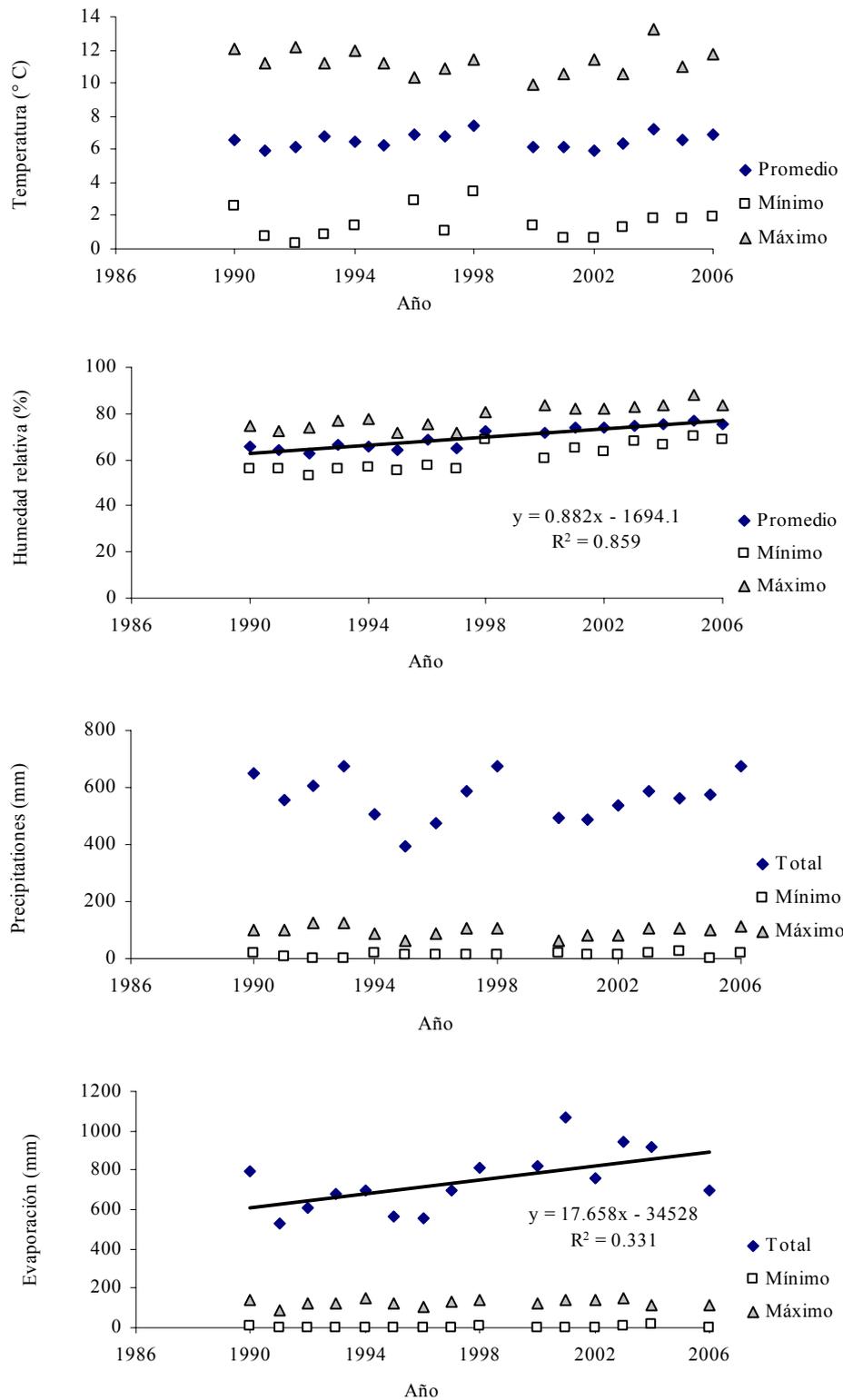


Figura 1. Variaciones temporales de temperatura (°C), humedad relativa (%), precipitaciones (mm) y evaporación (mm), para la ciudad de Punta Arenas, entre los años 1990 y 2006.

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.

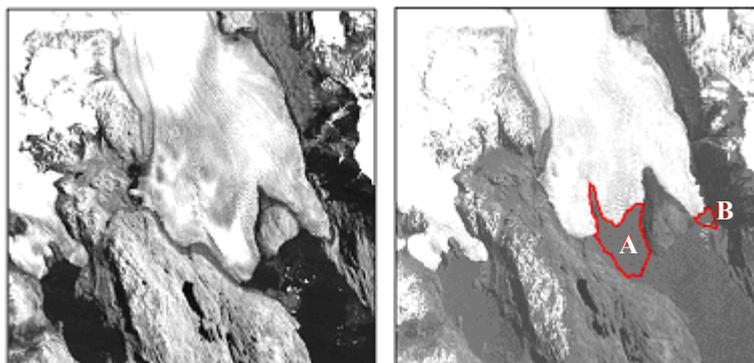


Figura 2. Imágenes satelitales obtenidas para el glaciar Grey (año 1986 a la izquierda y 2006 a la derecha), donde se puede demostrar el retroceso del glaciar.

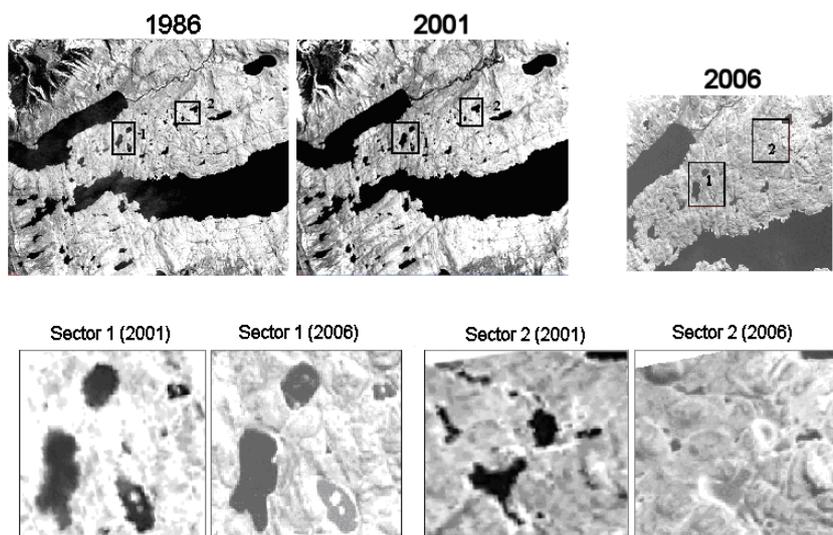


Figura 3. Imágenes satelitales infrarrojas de la zona del Parque Nacional Torres del Paine, donde se observan zonas con lagunas superficiales temporales y/o permanentes. Fila superior, imágenes para los años 1986, 2001 y 2006. No se observan cambios entre las imágenes de los años 1986 y 2001. En la fila 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 ( $\mu\text{S/cm}$ ) 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 poopuensis</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 farsii</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. poopuensis* (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 financiamiento 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	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	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
<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				

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 *multi-proxy*, todos ellos realizados en la provincia más austral de Argentina, Santa Cruz, con la participación de una diatómologa 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 diatómólogos 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 diatómólogos.

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.

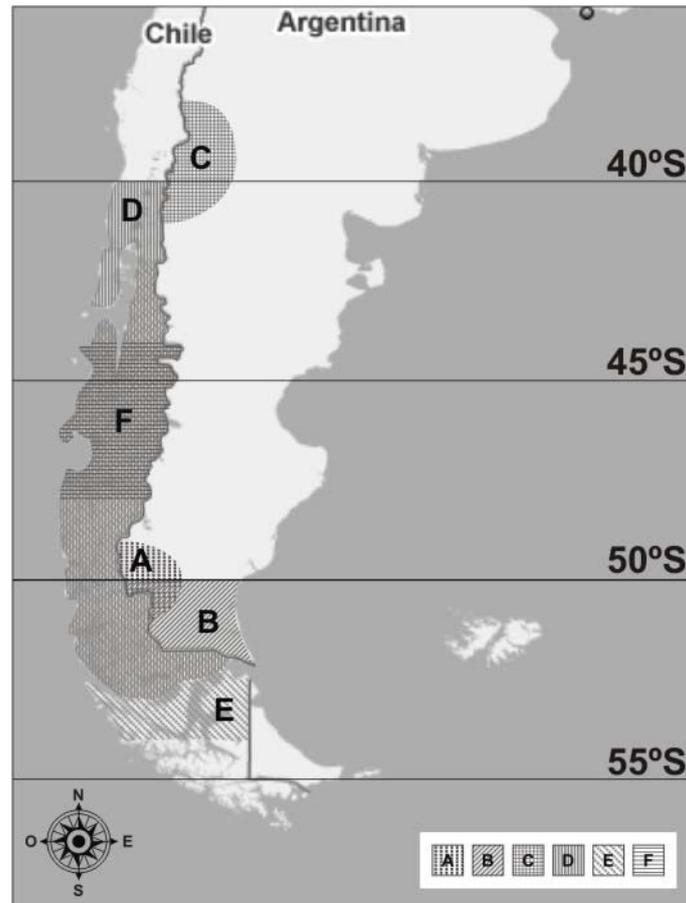


Figura 1. Áreas de Patagonia donde se desarrollan actualmente estudios paleoambientales: A. Proyecto “Influencia de eventos volcánicos pasados sobre la composición de la ficoflora (diatomeas y clorofíceas) en turberas y mallines de Santa Cruz, Argentina”; B: “Proyecto Interdisciplinario Patagonia Austral” (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.

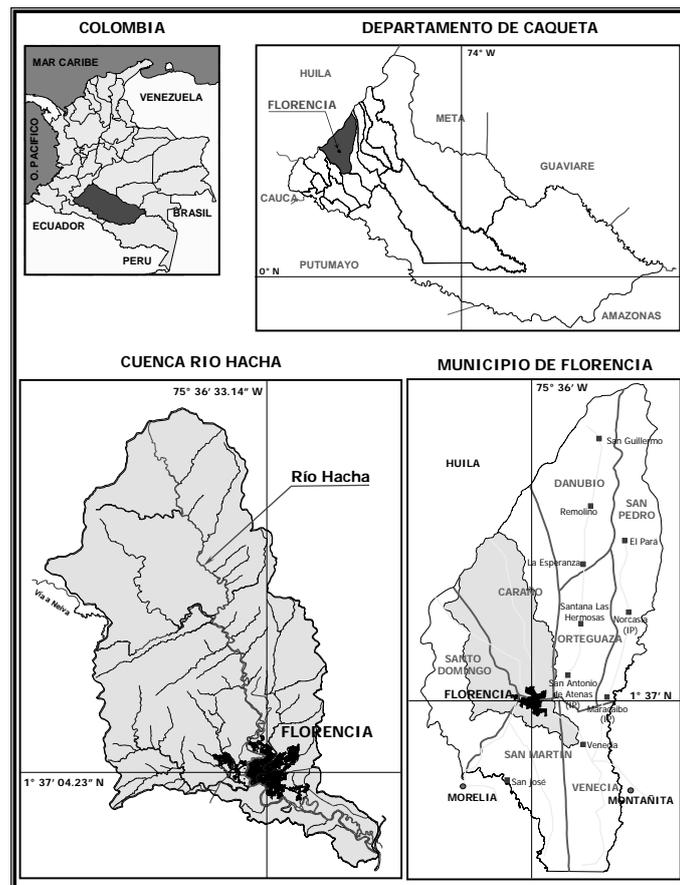


Figura 1. Localización de la cuenca río Hacha. Modificado de POMCA 2005

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

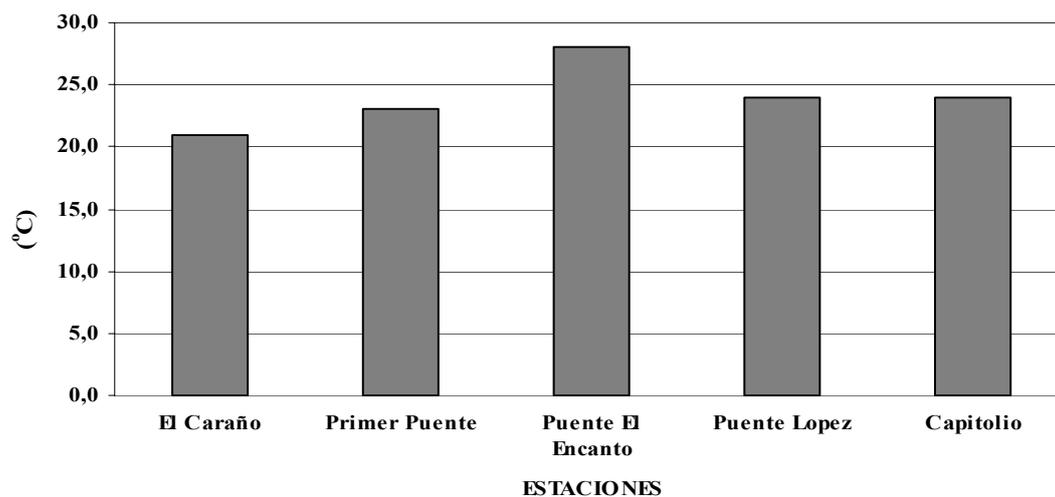


Figura 2. Valores promedio por estación de la temperatura del agua del río Hacha, Florencia Caquetá, durante el período de septiembre de 2004 - febrero de 2005. \*Datos no disponibles

### 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.

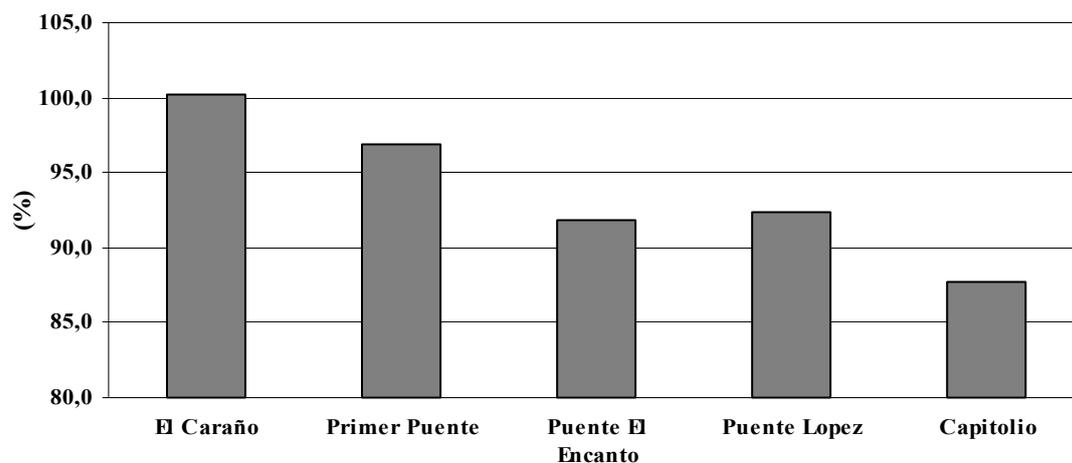


Figura 3. Valores promedio por estación del porcentaje de saturación de oxígeno del río Hacha, Florencia Caquetá, septiembre de 2004 – febrero de 2005.

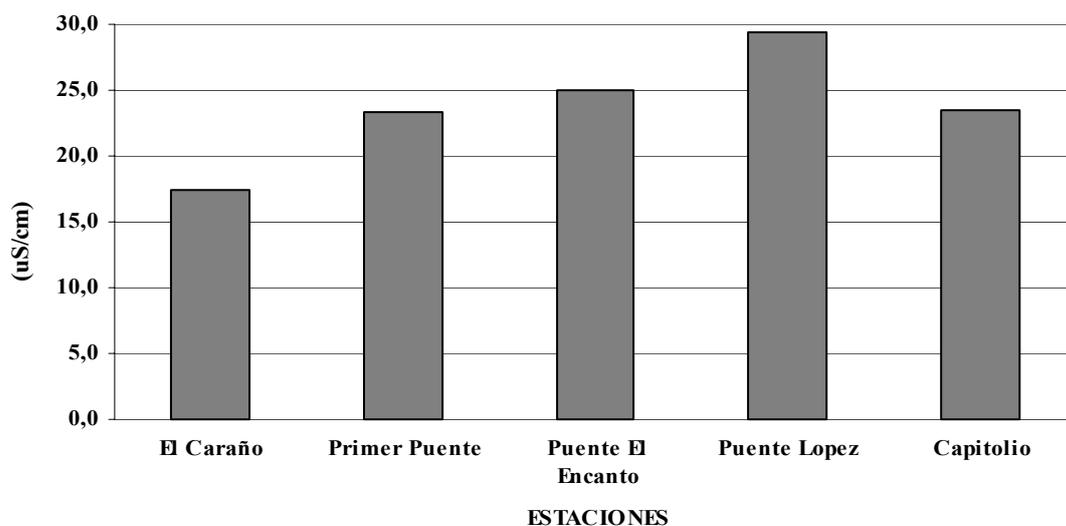


Figura 4. Promedio por estación de la conductividad eléctrica del río Hacha, Florencia Caquetá durante el periodo de octubre de 2004 – febrero de 2005.

### 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.

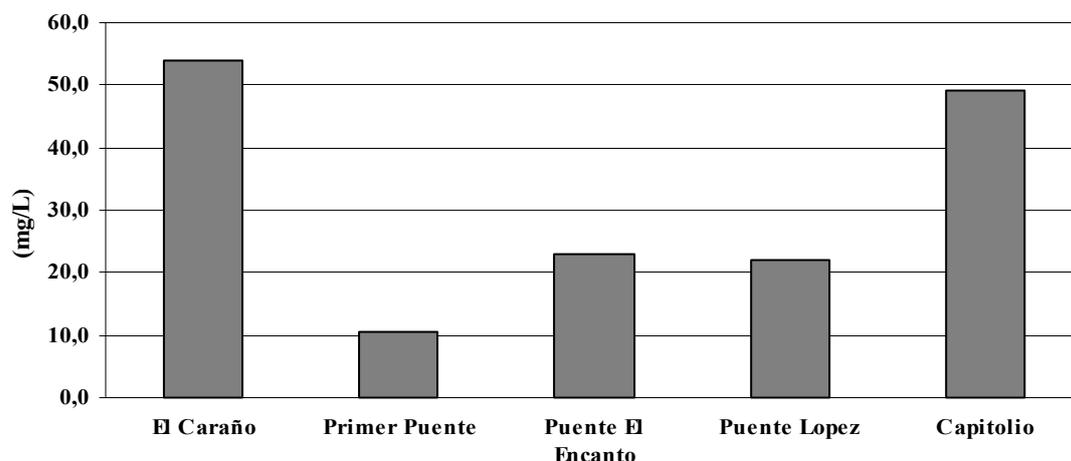


Figura 5. Valores promedio por estación de la concentración de sólidos suspendidos totales del río Hacha, Florencia Caquetá para septiembre de 2004 – febrero de 2005.

### **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.

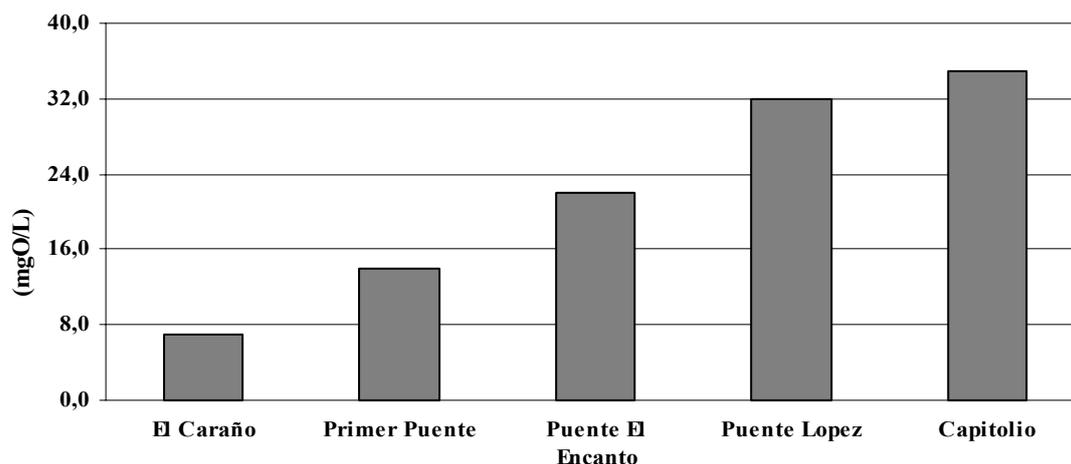


Figura 6. Valores promedio por estación de la demanda química de oxígeno del Río Hacha, Florencia Caquetá, durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

### **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).

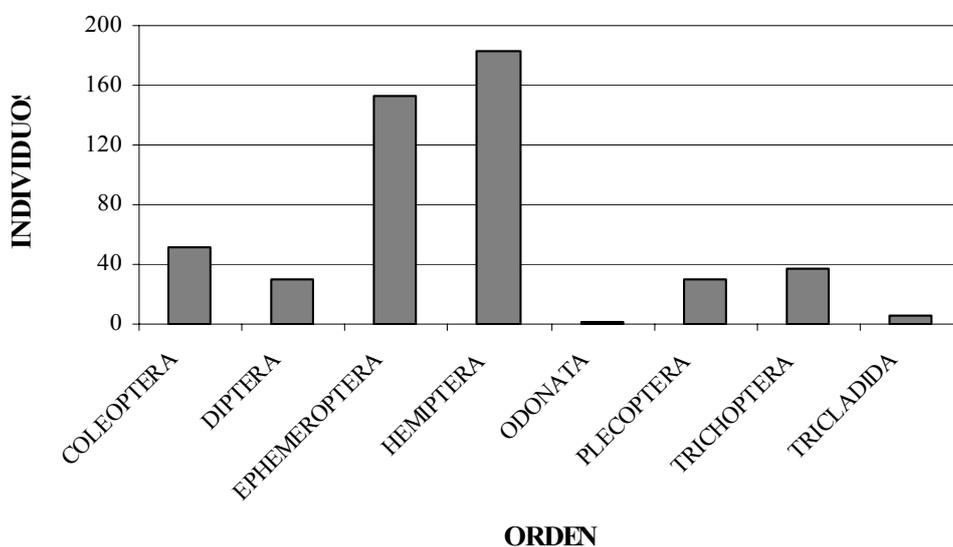


Figura 7. Número de individuos en la estación El Caraño durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

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).

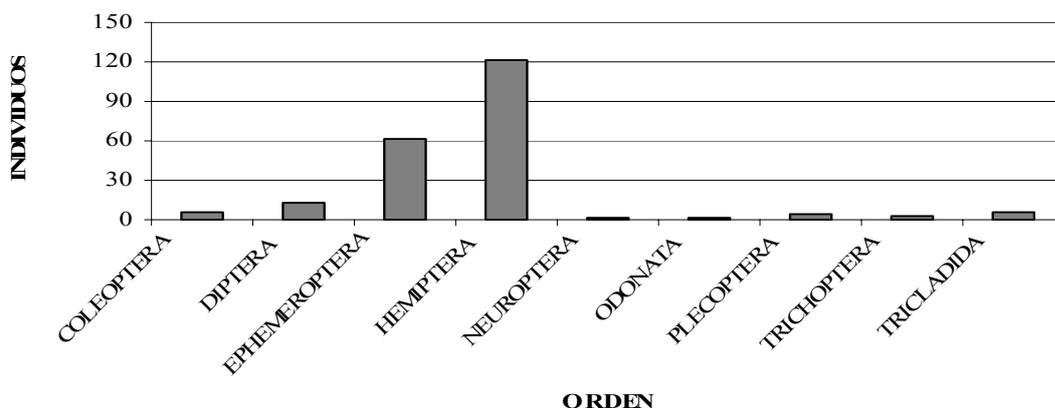


Figura 8. Número de individuos en la estación El Primer Puesto durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

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).

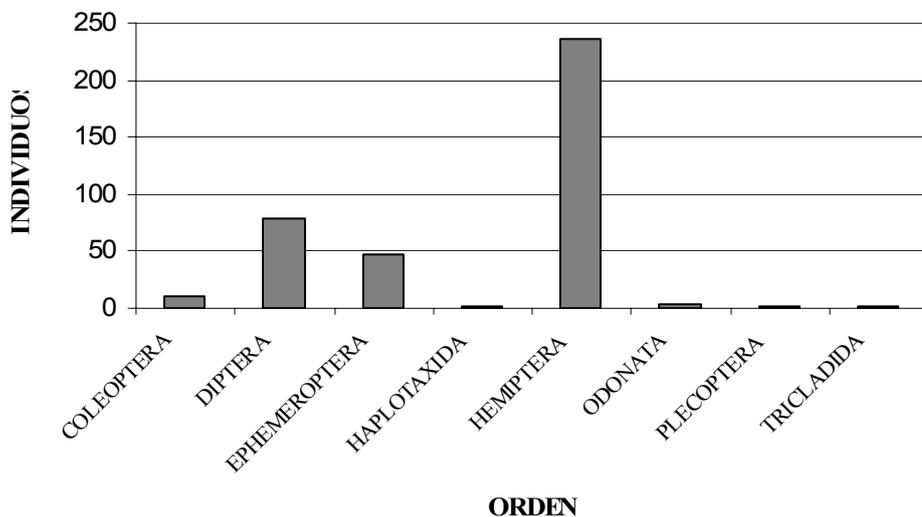


Figura 9. Número de individuos en la estación El Encanto durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

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).

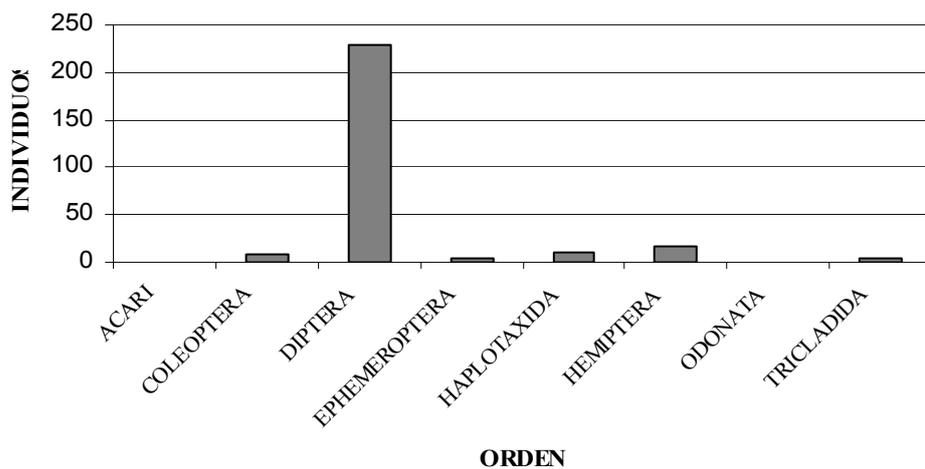


Figura 10. Número de individuos en la estación Puente López durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

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).

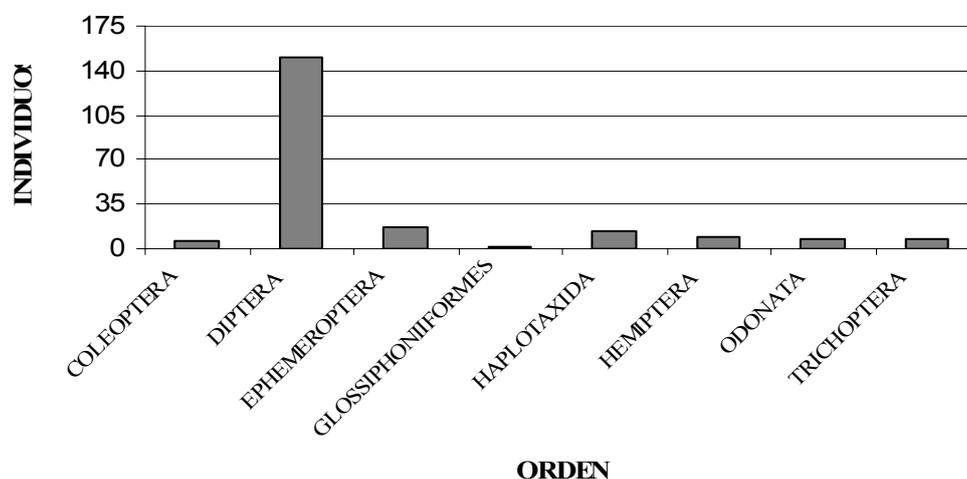


Figura 11. Número de individuos en la estación Capitolio durante el período de septiembre de 2004 – febrero de 2005.

## 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).

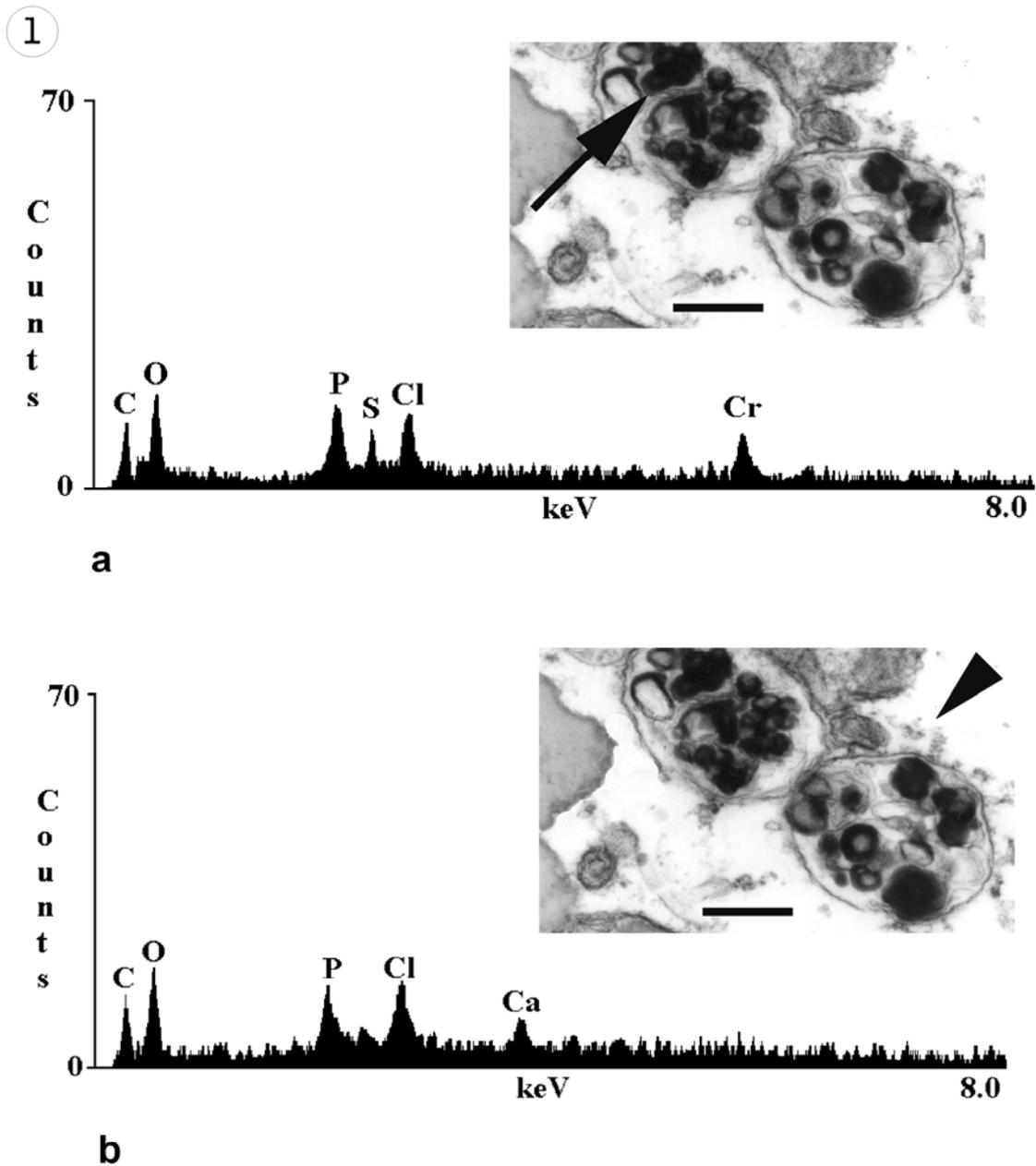


Figura 1. Espectros de rayos X, en *Euglena gracilis* crecidas en presencia de cromo ( $50 \mu\text{M}$ ), del contenido de vacuolas con inclusiones electrodensas y remanentes de membrana (a) y de la región citoplasmática (b). Las flechas señalan el área de emisión (Rocchetta et al., 2007). Escala= 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

## 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

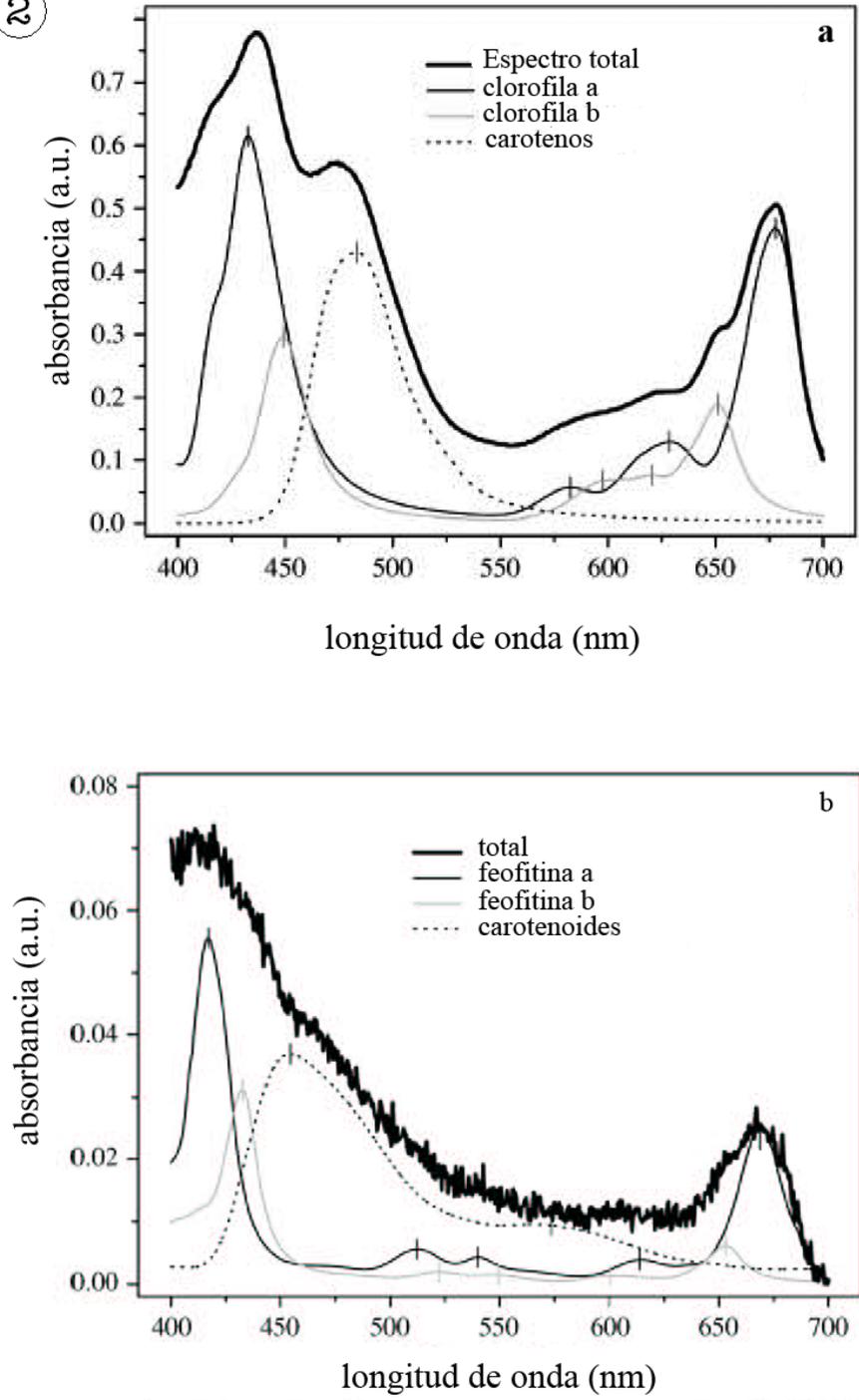


Figura 2. Espectro de absorción de las membranas tilacoidales de células de *Chlamydomonas reinhardtii* en medio de cultivo (a) y en medio de cultivo adicionado con 10  $\mu$ M Cromo (b) obtenido por microespectroscopía (Rodríguez et al., 2007).

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).

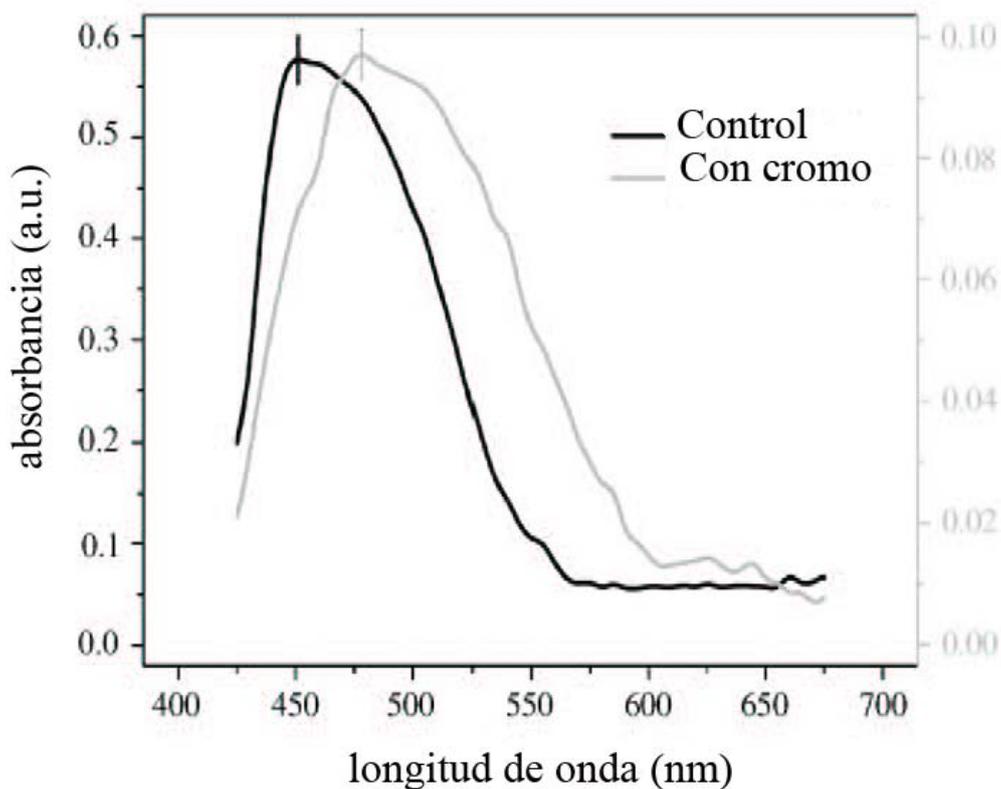


Figura 3. Espectro de absorción del estigma de *Chlamydomonas reinhardtii* en medio de cultivo y en medio de cultivo adicionado con 10  $\mu$ M Cromo obtenido por microespectroscopía (Rodríguez *et al.*, 2007).

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).

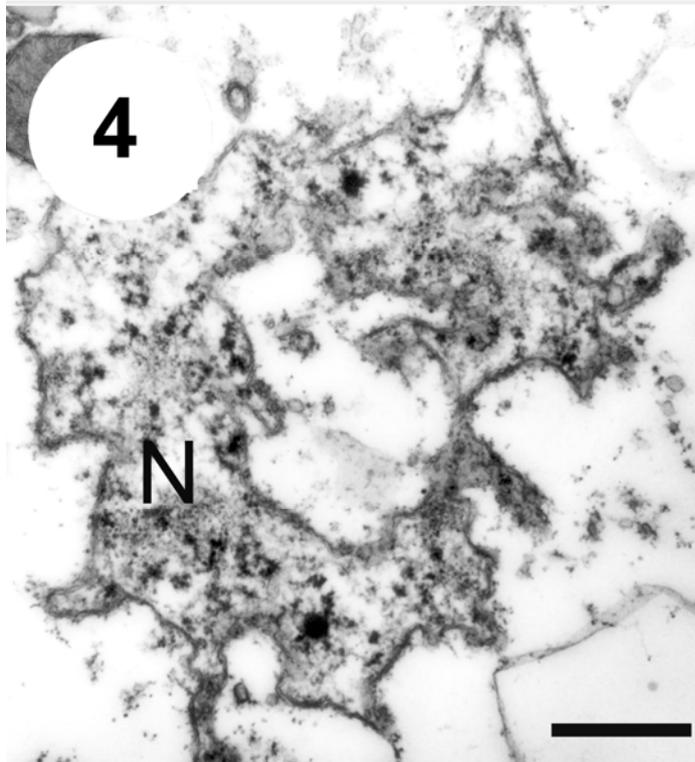


Figura 4. Núcleo totalmente fragmentado (N) en células de *Euglena gracilis* tratadas con 50  $\mu\text{M}$  Cromo (Rocchetta *et al.*, 2007). Escala: 10  $\mu\text{m}$ .

Aparecen además corpúsculos electrodensos en vacuolas, citoplasma y cloroplastos, los cuales estarían vinculados con diferentes mecanismos de detoxificación celular (véase más abajo). La vacuolización anormal en el citoplasma revelaría alteraciones drásticas provocadas posiblemente por procesos autofágicos previos a la muerte celular, ya que muchas de estas estructuras se encuentran en general llenas de desechos celulares como restos de membranas (Fig. 5).

También se desorganizan las membranas tilacoidales o mitocondriales debido a la peroxidación lipídica, observándose desarreglos en el apilamiento de los tilacoides plastidiales (Fig. 6) y alteración de las crestas mitocondriales.

Esto conlleva un desbalance en la carga energética de la célula, que muchas veces se traduce en la incapacidad de movilizar las sustancias de reserva, conduciendo a su acumulación intracelular, como fue registrado en *Euglena gracilis* (Fasulo, 1982; Hayashi *et al.*, 1994, Navarro *et al.*, 1997; Rocchetta *et al.*, 2006a), en *Chlamydomonas* y en *Dunaliella* (Aguilera y Amils, 2005; Sabatini *et al.*, 2004). Los metales pesados son además capaces de inhibir la enzima  $\beta$ -1,3 glucano hidrolasa, relacionada con la ruptura del paramilon, sustancia de reserva de *Euglena gracilis* (Falchuck *et al.*, 1975).



Figura 5. Detalle de vacuolas con desechos celulares en su interior (vm) y mitocondrias (m), en células de *Euglena gracilis* tratadas con 50  $\mu$ M Cromo (Rocchetta *et al.*, 2007). Escala: 0,5  $\mu$ m.

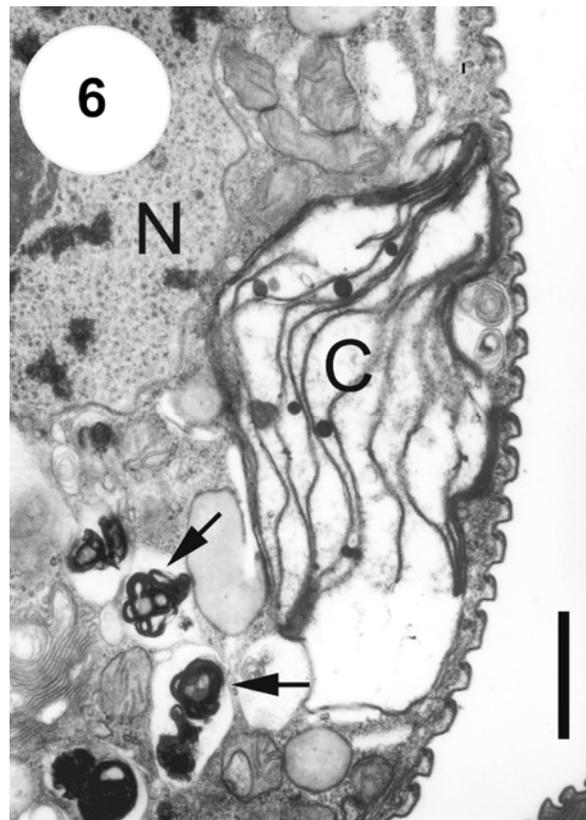


Figura 6. Detalle de una porción celular de *Euglena gracilis* tratada con 50  $\mu$ M Cromo mostrando la desorganización de cloroplastos (C), el núcleo (N) y numerosas vacuolas con inclusiones electrodensas y restos de membranas (flecha) (Rocchetta *et al.*, 2007). Escala: 1  $\mu$ m

## ENZIMAS DETOXIFICANTES DEL ESTRÉS OXIDATIVO

El estrés oxidativo tiene lugar cuando el balance crítico entre la generación de especies reactivas de oxígeno y las defensas antioxidantes es desfavorable respecto a estas últimas, causando severos daños celulares. La regulación constante de los niveles de ROS intracelulares constituye una respuesta adaptativa crucial. La detoxificación celular de estos radicales puede ocurrir vía metabolitos como el ascorbato (vitamina C), el glutatión reducido (GSH), el  $\alpha$ -tocoferol (vitamina E) y los carotenos o mediante enzimas detoxificantes, como la catalasa, la ascorbato peroxidasa, la glutatión peroxidasa, la glutatión reductasa y la superóxido dismutasa (Pinto *et al.*, 2003).

Estudios metabólicos en *Euglena gracilis* sometida a diferentes concentraciones de cromo mostraron una respuesta antioxidante tanto enzimática como no enzimática. La enzima superóxido dismutasa (SOD) muestra un incremento en su actividad junto con el contenido de glutatión (GSH) en función de la concentración de metal utilizada, mientras que la actividad de la catalasa (CAT), no se ve modificada por el tratamiento con cromo (Rocchetta, 2006). Estudios en *C. vulgaris* expuesta a distintas concentraciones de cobre, muestran un aumento de la actividad de las enzimas SOD y CAT y del contenido de glutatión celular (Sabatini *et al.* 2006). Respuestas similares fueron encontradas en otras especies de microalgas sometidas al mismo metal (Okamoto *et al.* 2001; Tripathi *et al.* 2006). Por otra parte, en *Chlamydomonas reinhardtii*, se registró un aumento de la actividad de la enzima ascorbato peroxidasa (que interviene en la detoxificación del  $H_2O_2$ ) en respuesta al aumento de la concentración de cobre en el medio de cultivo (Sztrum, 2006).

### ¿RESPUESTA ADAPTATIVA O GENÉTICA?

Es posible que la tolerancia a la exposición a metales en ciertas poblaciones naturales y cepas mantenidas en laboratorio esté más relacionada con una plasticidad fisiológica constitutiva que con una adaptación genética (Contreras *et al.*, 2005), lo cual implicaría que antes de seleccionar una cepa como resistente o tolerante deben hacerse cultivos comparando cepas de diferentes orígenes en condiciones normales y utilizando medios enriquecidos en metales pesados. Ruiz *et al.* (2004) aislaron una cepa de *Euglena gracilis* de la cuenca Matanza Riachuelo que denominaron MAT y realizaron con ella bioensayos comparativos con cromo, cadmio y organometales, comparando su comportamiento con una cepa homóloga proveniente de la colección de cultivos de la Universidad de Texas (UTEX 753). En todos los casos, la cepa MAT mostró una mayor resistencia en comparación con la proveniente del cepario. Al tratar ambas cepas con concentraciones subletales de cromo hexavalente, se observó que el contenido de GSH y la actividad SOD eran dos y tres veces mayores en MAT, demostrando que esta cepa posee un sistema de defensa más eficiente (Rocchetta, 2006). Este resultado fue concordante con estudios moleculares realizados en ambas cepas bajo las mismas condiciones, donde se observó que en situación de estrés por metal pesado, la cepa MAT mostraba una sobre-expresión génica de compuestos relacionados con el sistema de defensa y/o detoxificación como la enzima SOD, chaperoninas, proteínas de membrana y ribosomales, citocromo *c*<sub>552</sub> y enzimas relacionadas con la síntesis de lípidos y con la actividad fotosintética (Dos Santos *et al.*, 2007), lo cual parece indicar que esta particular característica de la cepa MAT estaría relacionada con su lugar de procedencia. Es de destacar que, a pesar de haberla repicado sucesivamente en medios carentes de metales pesados, siguió perdurando de generación en generación.

Contrariamente, cepas mutantes pleiotrópicas de *Chlamydomonas reinhardtii* seleccionadas por su tolerancia al cobre, fueron perdiendo dicho carácter tras repiques reiterados en medios no enriquecidos con el metal, hasta alcanzar un nivel de tolerancia menor que la cepa salvaje (Rodríguez, datos no publicados).

## **CONSIDERACIONES FINALES**

La contaminación acuática es un problema mundial que afecta la calidad de vida tanto humana como de otros organismos. En los ecosistemas acuáticos, fundamentalmente, afecta la viabilidad de las especies que componen las distintas comunidades.

Entre los agentes que provocan este fenómeno, y de acuerdo con lo expuesto en las secciones anteriores, los metales pesados, afectan de distinto modo y grado a los constituyentes del fitoplancton. Esta acción está relacionada con el tipo y concentración del metal, así como también con las microalgas existentes y las características físico – químicas del lugar.

De acuerdo con las investigaciones realizadas, resulta evidente que las microalgas constituyen excelentes herramientas para el abordaje de estos estudios, ofreciendo resultados rápidos y repetibles. Su utilización para una evaluación rápida y precisa de la toxicidad de diversas sustancias, constituye una herramienta confiable y representativa, la cual permite estimar la concentración tóxica de contaminantes presentes y predecir sus efectos en el ecosistema.

A fin de establecer una relación entre las condiciones físico-químicas de ambientes acuáticos contaminados con metales pesados y los ensambles de especies fitoplanctónicas, es esencial conocer los mecanismos de respuesta al estrés oxidativo de las microalgas predominantes en la comunidad. Para ello, el marco metodológico debe contemplar en una de sus instancias la realización de cultivos en laboratorio de las algas de cuerpos de agua locales para identificar las diferentes respuestas ante la situación de estrés ambiental, lo que facilitará el diagnóstico temprano en muestreos a campo.

Las especies sensibles a corto plazo son bioindicadoras para monitoreos de alarma y para estudios de contaminación aguda. Las especies tolerantes son útiles como bioindicadoras para situaciones de estrés ambiental y contaminación crónica, mientras que las resistentes pueden ser utilizadas para procesos de biorremediación y restauración ecológica. Este último aspecto constituye en sí mismo un incentivo importante para abordar intensiva y continuamente esta temática, dado el grado de deterioro de numerosos ecosistemas acuáticos en la Argentina y en casi toda Latinoamérica.

## **Agradecimientos**

Al Dr. José R. Dadón por la lectura crítica del manuscrito. A los proyectos PICT 14083/03, CONICET PIP N° 5702/2942, UBACYT X047 y IT/PA05-AyE/XV/006 bajo la dirección de la Dra. Visitación Conforti y UBACYT X072 y UBACYT X805 bajo la dirección de la Dra. María C. Rodríguez, donde se enmarcaron las investigaciones de este trabajo.

## BIBLIOGRAFÍA

AGOSBA-OSN-SIHN, 1994. Río de la Plata-Calidad de las aguas-Franja costera sur (San Isidro-Magdalena). Informe de Avance. Argentina.

AGUILERA, A y R AMILS, 2005. Tolerance to cadmium in *Chlamydomonas* sp. (Chlorophyta) strains isolated from an extreme acidic environment, the Tinto River (SW, Spain). *Aquatic Toxicology*, 75(4):30:316-329.

BARSANTI, L; E VALTERE; AM FRASSANITO; N VESENTINI; V PASSARELLI y P GUALTIERI, 2007. Absorption microspectroscopy, theory and applications in the case of the Photosynthetic compartment. *Micron*. 38(3):197-213.

BATZIAS, AF y CG SIONTOROU, 2008. A new scheme for biomonitoring heavy metal concentrations in semi-natural wetlands. *Journal of Hazardous Materials*, In Press, Corrected Proof, Available on line.

BHATTACHARJEE, S, 2005. Reactive oxygen species and oxidative burst: Roles in stress, senescence and signal transduction in plants. *Curr. Sci.* 89: 1113-1121.

CASTAÑÉ, PM; CR LOEZ; H OLGUÍN; A PUIG; MG ROVEDATTI; ML TOPALIÁN y A SALIBIÁN, 1998. Caracterización y variación espacial de parámetros físico-químicos y del plancton de un río urbano contaminado (Río Reconquista, Argentina). *Rev. Int. Contam. Ambient.* 14 (2): 69-77.

CERVANTES, C; J CAMPOS-GARCÍA; S DEVARIS; F GUTIÉRREZ-CORONA; H LOZA-TAVERA; JC TORRES-GUZMÁN y R MORENO-SÁNCHEZ, 2001. Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiol. Rev.* 25: 335-347.

CIC., 2004. Programa Marco para la gestión sostenible de los recursos hídricos de la cuenca del Plata, en relación con los efectos hidrológicos de la variabilidad y el cambio climático. *Informe Visión Argentina*. [http://www.cicplata.org/marco/?id=mc\\_informes](http://www.cicplata.org/marco/?id=mc_informes).  
COBBETT, CS, 2000. Phytochelatin biosynthesis and function in heavy-metal detoxification. *Curr. Op. Plant. Biol.* 3: 211-216.

COBBETT, CS y P GOLDSBROUGH, 2002. Phytochelatins and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. *Annu. Rev. Plant Biol.* 53:159-182.  
COMISIÓN TRINACIONAL PARA LA CUENCA DEL RÍO PILCOMAYO, 1999. El río Pilcomayo en Misión La Paz (Salta, Argentina). Caracterización físico-química de la Cuenca y resultados ictiológicos y toxicológicos. Campaña 1997-1998. Buenos Aires. Argentina.

CONTRERAS, L; L MOENNE Y JA CORREA, 2005. Antioxidant responses in *Scytosiphon lomentaria* (Phaeophyceae) inhabiting copper-enriched coastal environments. *J. Phycol.* 41: 1184-1195.

DAVIS, AP; M SHOKOUHIAN y SB NI, 2001. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44: 997-1009.

- DE LA PEÑA, LG; SE SABATINI y MC RODRÍGUEZ, 2005. Enhancement of copper toxicity in cultures of *Dictyosphaerium pulchellum* (Chlorophyceae) by mucilage removal. *Archiv Hydrobiol./Algological Studies*. 115: 65-78.
- DOS SANTOS FERREIRA, V; I ROCCHETTA; V CONFORTI; S BENCH; R FELDMAN y MJ LEVIN, 2007. Gene expression patterns in *Euglena gracilis*: Insights into the cellular response to environmental stress. *Gene*, 389(2):136-14.
- EINICKER-LAMAS, M; MJ SOARES; MS SOARES y MM OLIVERA. 1996. Effects of cadmium on *Euglena gracilis* membrane lipids. *Braz. J. Med. Biol. Res.* 29: 941-948.
- EINICKER-LAMAS, M; G ANTUNES MEZIAN; T BENAVIDES FERNANDES; FLS SILVA; GUERRA, F; K MIRANDA; M ATTIAS y MM OLIVEIRA, 2002. *Euglena gracilis* as a model for study of Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> toxicity and accumulation in eukaryotic cells. *Environ. Pollut.* 120: 779-786.
- ENCINA F; L CHUECAS y O DÍAZ, 1995. Metodología analítica base para la determinación de metales pesados en macroalgas. Pp 763-777. en : Universidad de Concepción [Editora Aníbal Pinto]. Manual de Métodos Ficológicos. Universidad de Concepción. [Concepción, Chile, 863 pp ]
- FALCHUK, KH; DW FAWCETT y BL VALLEE, 1975. Role of zinc in cell division of *Euglena gracilis*. *J.Cell Sci.* 17: 57-78.
- FASULO, MP; M BASSI; y A DONNI, 1982. Cytotoxic effects of hexavalent chromium in *Euglena gracilis*. First observations. *Protoplasma* 110: 39-47.
- FRANKLIN, NM; JL STAUBER; SJ MARKICH y R LIM, 2000. pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*) *Aquatic Toxicol.* 48:257-289.
- FRANKLIN, NM; JL STAUBER; R LIM y P PETOCZ, 2002. Toxicity of metal mixture to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*): the effect of interactions between copper, cadmium, and zinc on metal cell binding and uptake. *Environ.Toxicol.Chem.* 21: 2412-2422.
- FREIRE-NORDI, CS; AA VIEIRA y PR NASCIMENTO, 1998. Selective permeability of the extracellular envelope of the microalga *Spondylosium panduriforme* (Chlorophyceae) as revealed by electron paramagnetic resonance. *J. Phycol.* 34: 631-637.
- GLEDHILL, M; M NIMMO; SJ HILL y MT BROWN, 1999. The release of copper-complexing ligands by the brown alga *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in response to increasing total copper levels. *J. Phycol.* 35(3): 501-509.
- GOVE, L; FA NICHOLSON; y AJ BECK, 2001. Movement of water and heavy metals (Zn Cu, Pb and Ni) through sand and sandy loam amended with biosolids under steady-state hydrological conditions. *Bio. Technol.* 78: 171-179.
- HAMER, DH, 1986. Metallothionein. *Annual Reviews in Biochemistry* 55: 913-951.

HAYASHI, M; T KYOJI; IRK HIROTO y S KITAOKA, 1994. Effects of shifting pH in the stationary phase of growth on the chemical composition of *Euglena gracilis*. *Biosci. Biotech. Biochem.* 58 (11): 1964-1967.

INA, 1999. Informe sobre datos de calidad de agua recolectados durante el período abril 1987- marzo 1998 por la contraparte técnica argentina. Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la cuenca del Plata. Control de la calidad de las aguas en la cuenca del Plata. INA, Ezeiza. Argentina.

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: Jorge Herkovits (editor) 2° Libro SETAC de América Latina (Proceedings), Instituto de Ciencias Ambientales y Salud, Fundación PROSAMA. [168 Pp]

KÄLLQVIST, T, 1984. The application of an algal assay to assess toxicity and eutrofication in polluted streams. Pp 41-67 en: D. Pascoe and R.W. Edwards (ed.). *Freshwater Biological Monitoring*, Pergamon Press. [Oxford, New York.]

KHANGAROT, BS y RS RATHORE, 2003. Effects of copper on respiration, reproduction, and some biochemical parameters of water flea *Daphnia magna* Startus. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 70: 112-117.

KÜPPER, H; I SETLÍK; M SPILLER; FC KÜPPER y O PRÁŠIL, 2002. Heavy metal-induced inhibition of photosynthesis: targets of in vivo heavy metal chlorophyll formation. *J. Phycol.* 38: 429-441.

LOEZ, CR; ML TOPALIAN y A SALIBIAN, 1995. Effects of zinc on the structure and growth dynamics of a natural freshwater phytoplankton assemblage reared in the laboratory. *Environ. Pollut.* 88: 275-281.

LOMBARDI, AT y AAH VIEIRA, 2000. Copper complexation by Cyanophyta and Chlorophyta exudates. *Phycologia* 39(2): 118-125.

MA, M; W ZHU; Z WANG y GJ WITKAMP, 2003. Accumulation, assimilation and growth inhibition of copper on freshwater alga (*Scenedesmus suspicatus* 86.81 SAG) in the presence of EDTA and Fluvic acid. *Aquat. Toxicol.* 63: 221-228.

MAGDALENO, A; A PUIG; L DE CABO; S SALINAS; S ARREGHINI; S COROL; S BEVILACQUA; L LOPEZ y J MORETON, 2001. Water pollution in an urban river. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 67: 408-415.

MAGDALENO, A, 2004. Evaluación de la calidad de las aguas del Río Matanza-Riachuelo (Buenos Aires, Argentina) mediante estudios limnológicos y bioensayos algales. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires [Argentina].

MALLICK, N y F MOHN, 2000. Reactive oxygen species: response of algal cells. *J Plant Physiol.* 157: 183-193.

MELIS, A, 1991. Dynamics of photosynthetic membrane composition and function. *Biochim. Biophys. Acta* 1058: 87-106.

- MENDOZA-COZATL, D; S DEVARIS; H LOZA-TAVERA y R MORENO-SANCHEZ, 2002. Cadmium accumulation in the chloroplast of *Euglena gracilis*. *Physiol. Plant.* 115: 276-283.
- MENDOZA-COZATL, DG y R MORENO-SÁNCHEZ, 2005. Cd<sup>2+</sup> transport and storage in the chloroplast of *Euglena gracilis*. *Biochim. Biophys. Acta* 1706: 88-97.
- MORIARTY, F, 1984. El estudio de los contaminantes en ecosistemas en: Ed. Academis. Ecotoxicología. [Leon, España, 248 pp].
- MUGETTI, AC; AT CALCAGNO; C BRIEVA; MS GIANGIOBBE; A PAGANI y S GONZALEZ, 2004. Aquatic habitat modifications in La Plata River Basin, Patagonia and Associated Marine Areas. Pp 78-87 en: AMBIO. Vol. XXXIII. [Estocolmo].
- MUSE, J; L D'HUICQUE; M TUDINO; C CARDUCCI y O TROCCOLI, 1995. A survey of some trace elements in seaweeds from Patagonia Argentina. *Environmental Pollution.* 87: 249.
- MUSE, J; J STRIPEIKIS; F FERNÁNDEZ; L D'HUICQUE; M TUDINO y O TROCCOLI, 1999. Seaweeds in the assessment of heavy metal pollution in the Gulf San Jorge, Argentina. *Environmental Pollution.* 104: 315-322.
- MUSE, J; C CARDUCCI; J STRIPEIKIS; M TUDINO; F FERNÁNDEZ, 2006. A link between lead and cadmium kinetic speciation in seawater and accumulation by the green alga *Ulva lactuca*. *Environmental Pollution*, 141: 126-130.
- NAVARRO, L y ME TORRES-MARQUEZ, 1997. Comparison of physiological changes in *Euglena gracilis* during exposure to heavy metals of heterotrophic and autotrophic cells. *Comp. Biochem. Physiol.* 116 C (3): 265-272.
- O'FARREL, I; R LOMBARDO; P DE TEZANOS PINTOS y C LOEZ, 2002. The assessment of water quality in the lower Lujan River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environ. Pollut.* 120: 207-218.
- OKAMOTO, OJ; E PINTO; LR LATORRE; EJH BECHARA y P COLEPICOLO, 2001. Antioxidant Modulation in response to metal-induced oxidative stress in algal chloroplasts. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 18-24.
- OLGUÍN, HF; A SALIBIÁN y A PUIG, 2000. Comparative sensitivity of *Scenedesmus acutus* and *Chlorella pyrenoidosa* as sentinel organism for aquatic ecotoxicity assessment: studies en a highly polluted urban river. *Environ. Toxicol.* 15: 14-22.
- OLGUÍN, HF; A PUIG; CR LOEZ; ML SALIBIAN; ML TOPALIÁN; PM CASTAÑÉ y MG ROVEDATTI, 2004. An integration of water physicochemistry, algal bioassays, phytoplankton and zooplankton for ecological assesment in a highly polluted lowland river. *Water, Air, Soil Poll.* 155 (1-4): 355-381.
- PGA-MR, Comité Ejecutor del Plan de Gestión Ambiental de la cuenca Matanza-Riachuelo. 1995. Plan de Gestión Ambiental y de Manejo de la cuenca hídrica Matanza-Riachuelo. UTE ENGE VIX COWI Consult- INCONAS.

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

PISTOCCHI, R; AM MORMILE; F GUERRINI; G ISANI y L BONI, 2000. Increased production of extra- and intracellular metal-ligands in phytoplankton exposed to copper and cadmium. *J. Appl. Phycol.* 12: 469-477.

RASHED, MN, 2001. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environment International.* 27(1): 27-33.

REYNOLDS, CS; V HUSZAR; C KRUK; L NASELLI FLORES y S MELO, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.

RIJSTENBIL, JW y GERRINGA LJA, 2002. Interactions of algal ligands, metal complexation and availability, and cell responses of the diatom *Ditylum brightwellii* with a Gradual increase in copper. *Aquatic Toxicology.* 56(2):115-131

RIBEIRO GUEVARA, S; M ARRIBÉRE; D BUBACH; P VIGLIANO; A RIZZO; M ALONSO; R SÁNCHEZ, 2005. Silver contamination on abiotic and biotic compartments of Nahuel Huapi National Park lakes, Patagonia, Argentina. *Science of The Total Environment.* 336(1-3):119-134.

ROCCHETTA, I; L RUIZ; G MAGAZ y V CONFORTI, 2003. Effects of hexavalent chromium on two strains of *Euglena gracilis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (70):1045-1051.

ROCCHETTA, I; L RUIZ; MC RÍOS DE MOLINA y V CONFORTI, 2006 a. Chromium toxicity to *Euglena gracilis* strains depending on the physicochemical properties of the culture medium. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 76: 512-521.

ROCCHETTA, I; M MAZZUCA; V CONFORTI; LB RUIZ; V BALZARETTI y MC RÍOS DE MOLINA, 2006 b. Effect of chromium on the fatty acid composition of two strains of *Euglena gracilis*. *Environmental Pollution.* 141(2)353-358.

ROCCHETTA, I, 2006. Estudios de estrés oxidativo y cambios de ultraestructura provocados por el cromo hexavalente en *Euglena gracilis* (EUGLENOPHYTA). Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires [Argentina].

ROCCHETTA, I; P LEONARDI; G AMADO FILHO; MC RÍOS DE MOLINA y V CONFORTI, 2007. Ultrastructure and X-ray microanalysis of *Euglena gracilis* (Euglenophyta) under chromium stress. *Phycologia* 46(3): 300-306.

RODRÍGUEZ, MC; L BARSANTI; V PASSARELLI; V EVANGELISTA; V CONFORTI y P GUALTIERI, 2007. Effects of chromium on photosynthetic and photoreceptive apparatus of the alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Environmental Research.* 105(2):234-239.

RUIZ, LB; I ROCCHETTA; V DOS SANTOS FERREIRA y V CONFORTI, 2004. Isolation, culture and characterization of a new strain of *Euglena gracilis*. *Phycological*

*Research.*, 52 (2): 168-174.

SABATINI, SE; AA SZTRUM y MC RODRÍGUEZ, 2004. Identificación de diferentes mecanismos detoxificantes de estrés oxidativo en tres cepas de *Chlamydomonas reinhardtii*. Libro de resúmenes 1<sup>er</sup> congreso latinoamericano sobre biotecnología algal: 133.

SABATINI, SE; AB JUÁREZ; D ROMERO; L BIANCHI; MR EPPIS y MC RÍOS DE MOLINA, 2006. Estrés oxidativo y defensas antioxidantes en dos cepas de *Chlorella* expuestas a cobre. actas de congreso SETAC Argentina 2006.

SATOH A; LQ VUDIKARIA; N KURANO y S MIYACHI, 2005. Evaluation of the sensitivity of marine microalgal strains to the heavy metals, Cu, As, Sb, Pb and Cd. *Environment International*. 31(5):713-722.

SCANDALIOS, JG, 2002. The rise of ROS. *Trends in Biochemical sciences*. 27(9):483-486.  
SCHIARITI, A; AB JUÁREZ y MC RODRIGUEZ, 2004. Effects of sublethal concentrations of copper on three strains of green microalgae under autotrophic and mixotrophic culture conditions. *Archiv fur Hydrobiologie, Algological Studies*. 114: 143-157.

STEPHENSON A; I LABUNSKA; R STRINGER y D SANTILLO, 1998. Identificación y trascendencia ambiental de los contaminantes orgánicos y de los metales pesados hallados en las muestras de agua y sedimentos tomadas en la cuenca Matanza-Riachuelo, Argentina 1997. Laboratorio de Investigación de Greenpeace, Universidad de Exeter, Reino Unido. 47 pp.

SZTRUM, AA, 2006. Identificación de mecanismos detoxificantes de estrés oxidativo inducidos por cobre en la cepa salvaje 4<sup>a</sup> y la mutante pleiotrópica cur1 de *Chlamydomonas reinhardtii* (Volvocales, Chlorophyceae). Tesis de Licenciatura, Depto de Biodiversidad y Biología Experimental, Universidad de Buenos Aires. [Argentina].

SUNDA, WG y SA HUNTSMAN, 1998. Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: Phytoplankton as model systems. *Science of The Total Environment*. 219: 165-181.

TOPALIAN, ML; CR LOEZ y A SALIBIAN, 1990. Metales pesados en el río Reconquista (Buenos Aires): resultados preliminares. *Acta Bioquím. Clín. Latinoam*. 24: 171-176.

TOPALIAN, ML; PM CASTAÑÉ; MG ROVEDATTI y A SALIBIAN, 1999. Principal component análisis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista river (buenos Aires, Argentina). *Bull. Environ. Contamin. Toxicol*. 63: 484-490.

TRIPATHI, BN; SK MEHTA; A AMAR y JP GAUR, 2006. Oxidative stress in *Scenedesmus* sp. during short- and long-term exposure to Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup>. *Chemosphere* 62: 538-544

TURNER, DR; M WHITFIELD y AG DICKSON, 1981. The equilibrium speciation of dissolved components in freshwater and sea water at 25° and 1 atm pressure. *Geochim. Cosmochim. Acta* 45: 855-882.

WESTALL, JC; JL ZACHARY; y FM MOREL, 1976. MINEQL: A computer Program for the calculation of chemical equilibrium composition of aquatic systems. Tech. Note 18, R.M: Parsons Laboratory for Water Resources and Environmental Engineering, MIT. [Cambridge, USA 91 pp].

WHITTON, BA, 1984. Algae as monitors of heavy metals in freshwaters. Pp 257-280 en: Ed. Shubert, L.E. Academic Press. Algae as Ecological Indicators. [London].

WOLFE-SIMON, F; D GRZEBYK; O SCHOFIELD y PG FALKOWSKI, 2005. The role and evolution of superoxide dismutases in algae. *J. Phycol.* 41: 453-465.

XUE, H; PH NHAT; R GACHTER y PS HOODA, 2003. The transport of Cu and Zn from agricultural soils to surface water in small catchment. *Adv. Environ. Res.* 8: 69-76.

# **Derechos y Obligaciones Canjeables: una herramienta para la conservación del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Región Oriental del Paraguay)**

## **Tradable and Cashable Rights and Obligations: a tool for the Atlantic Forest of Alto Parana conservation (East Paraguay)**

Fátima Mereles  
Sonia Delphin

Organización Mundial de Conservación, WWF – Paraguay. [fmereles@sce.cnc.una.py](mailto:fmereles@sce.cnc.una.py)

### **RESUMEN**

El programa de Adecuación Legal Forestal es un trabajo conjunto que se desarrolla en la región Oriental del Paraguay, dentro del área del Bosque Atlántico del Alto Paraná (bosque paranaense). Este proyecto se realiza en las cuencas de los ríos Pirapó, (distrito de Pirapó, Departamento de Itapúa) y Ñacunday (distrito de Santa Rita, Departamento de Alto Paraná), respectivamente. El programa persigue la rehabilitación paisajística de las cuencas hidrográficas mencionadas, con el objeto de proteger a las nacientes de agua que se encuentran en las áreas afectadas. Es un trabajo mancomunado entre la Organización Mundial de Conservación, (WWF Paraguay), el Ministerio Público, a través de la Fiscalía Ambiental, el Instituto Forestal Nacional y la Secretaría del Ambiente; en cada uno de los distritos apoyan las municipalidades locales.

Dentro de este programa se aplica la herramienta de Derechos y Obligaciones Canjeables y Negociables, como una alternativa para la conservación rápida de los remanentes boscosos; y simultáneamente se realiza un plan de adecuación forestal.

Los resultados preliminares permiten evidenciar la recuperación de unas 300 ha de bosques en la cuenca del Pirapó, desarrolladas por 31 productores, en tanto que en la cuenca del río Ñacunday se han inscripto ya más de 25 productores a esta alternativa.

**Palabras Clave:** Rehabilitación paisajística, derechos y obligaciones canjeables, conservación del bosque

### **Abstract**

The Program of Forest Legal Fitting is a work that is made in the East Paraguay, inside the area of the Atlantic Forest of Alto Parana (knowing as Paranaense Forest). This project is realized in two basins: Pirapo River (district of Pirapo, Itapua Department) and Ñacunday River (district of Santa Rita, Alto Parana Department). The program proposed landscaping rehabilitation of the mentioned hydrographic river basins, with the intention of protecting to the water easts that are in the affected areas. The Program made simultaneously whit Worldwide Wildlife Fund (WWF Paraguay), the Public Ministry, behalf to the Attorney General Office Environment, the Environment Secretary and the Forest National Institute, accompanied by the locals Municipalities, have the object of protects the water's resources behalf the countryside's repair (reforestation with natives forests species). The Program count

with the tools of Tradable and Cashable Rights and Obligations, as a rapid way of conserve the actually forest remainders. Until today, it was recovery about 300 has in the Pirapo basin, with the fitting of about 30 productive people.

**Key words:** landscaping rehabilitation, tradable and cashable rights and obligations, forest conservation.

## INTRODUCCIÓN

La República del Paraguay, pequeño país mediterráneo de unos 406.500 km<sup>2</sup> y no más de seis millones de habitantes, ha visto reducida la superficie cubierta de sus bosques, en gran parte de la región Oriental del país, en especial el complejo del Bosque Atlántico del Alto Paraná, (BAAPA). Este tipo de bosque posee una distribución regional: Argentina, (Provincia de Misiones), Brasil, (Estados de Paraná y Matto Grosso) y Paraguay en donde abarca a varios ecosistemas tales como: bosques húmedos o bosque paranaense, sub-húmedos y semi caducifolios, sabanas de palmares cerrados y humedales (Mereles 2004). Este bosque abarca los departamentos de Alto Paraná, Itapúa, Canindeyú, Caazapá, Paraguari, Amambay y parte de Concepción y San Pedro. La pérdida de los bosques no solo se produce en territorio paraguayo, a causa del cultivo mecanizado, sino es una problemática regional, que afecta tanto a Brasil como a Argentina, (Figura 1).

Solamente en Paraguay las pérdidas de bosque en los últimos 40 años han sido de unas 8 millones de hectáreas (Facetti *et al.*, 2003). La pérdida de las formaciones boscosas se deben al crecimiento poblacional (el 95% de la población del Paraguay habita en la región Oriental), el desarrollo agropecuario, la aplicación del antiguo Estatuto Agrario que consideraba a las formaciones forestales como improductivas, la reforma agraria (en realidad simplemente un cambio en el uso del suelo con aptitud forestal a agrícola o ganadero), entre otras causas. El cambio en el uso del suelo se realizó no solo a expensas de los bosques, sino en directa contravención con algunas leyes ambientales y en particular la Ley 422/73 Forestal. Esta Ley menciona, entre otras cuestiones, que se debe mantener al menos 100 m a cada lado de los cursos de agua, como franja de protección, cualquiera sea el caudal del agua y dejar una reserva legal del 25% en propiedades mayores a 20 ha con suelos de aptitud forestal.

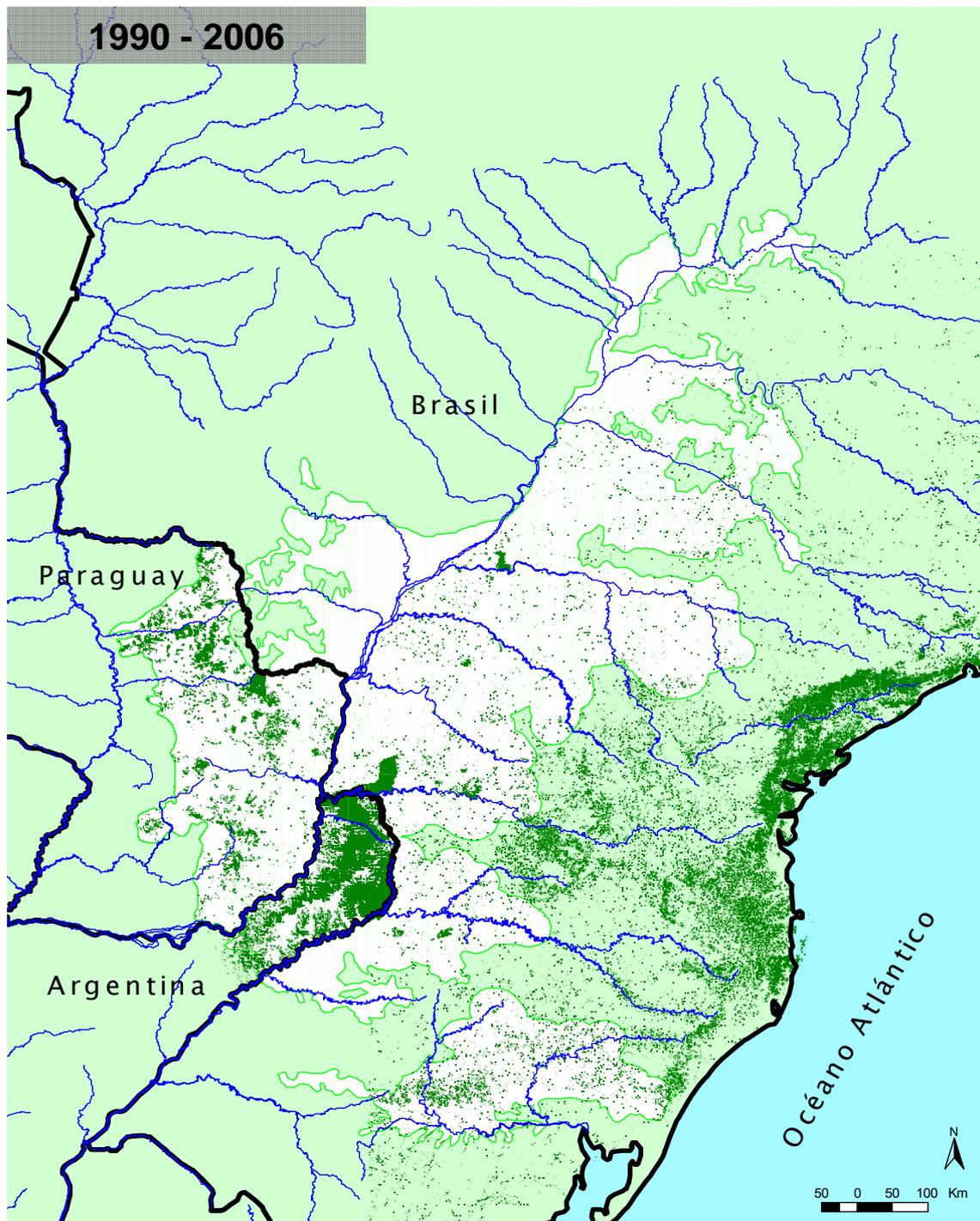


Figura 1. Deforestación del Bosque Atlántico del Alto Paraná.

Los cambios en el uso de los suelos en la región Oriental del país fueron acompañados por otros factores tales como la colmatación de las nacientes de agua, probablemente el proceso más nocivo de la deforestación, pues afecta la calidad y cantidad de las aguas; la disminución de la densidad de la fauna, especialmente la de los mamíferos más grandes (felinos, cánidos y primates); el arrastre de sedimentos que han causado el descenso de las poblaciones de peces y severos daños a los humedales de la región Oriental; todo ello ha conllevado al aumento de la cantidad de especies que han pasado a engrosar las listas rojas de las especies amenazadas del Paraguay (WWF y Guyra Paraguay 2008). Además, se ha

manifestado un proceso de conversión de las tierras forestales a otros modelos productivos en contradicción con la Ley Forestal.

La región Oriental ha alcanzado un estado de deterioro significativo de sus formaciones forestales, caracterizado por la fragmentación de los bosques, serios riesgos de endogamia tanto para la fauna como para la flora y escasa resiliencia. Debido a esto es necesario iniciar un proceso de rehabilitación del paisaje hasta completar la pérdida del 25% de las reservas legales. El gran deterioro boscoso en el área del BAAPA fue la razón de la Ley 2524 o “De prohibición en la región Oriental de las actividades de transformación y conversión de superficies con cobertura de bosques” o también conocida como “Ley de “Deforestación Cero”, vigente hasta diciembre de 2008, que implica taxativamente la no conversión de los bosques a otros sistemas productivos o moratoria al cambio de uso de los suelos con aptitud forestal.

A causa del incumplimiento de las leyes ambientales vigentes, muchos productores hoy día cuentan con altos pasivos o déficit ambientales, denominados así a aquellos que adeudan su reserva legal del 25% y/o sus bosques protectores de cauces, total o parcialmente.

Los sistemas productivos eficientes son aquellos que combinan sistemas agrícola-ganaderos o agrícolas con sistemas forestales. Los sistemas forestales son una gran fuente reguladora de los sistemas agropecuarios, al mismo tiempo que moderan el clima, son soporte de la biodiversidad y proporcionan numerosos bienes y servicios al hombre. .

## **LA ADECUACIÓN LEGAL FORESTAL Y LA HERRAMIENTA “DERECHOS CANJEABLES”**

La Organización Mundial de Conservación, WWF-Paraguay, que aboga por la conservación y uso sostenible del BAAPA, inició la utilización de la herramienta “Derechos y Obligaciones Canjeables y Negociables” dentro del marco de un programa de adecuación forestal en la región Oriental del país. La misma se sigue desarrollando en el denominado “Corredor Sur del BAAPA” que abarca la cuenca del río Pirapó,, departamento de Itapúa, como primera cuenca piloto; la segunda es la cuenca del río Ñacunday, en en el municipio de Santa Rita. El río Pirapó es uno de los tributarios importantes del río Paraná y forma parte de la Visión de Biodiversidad, un programa de WWF internacional en el cual se intenta conectar por medio de corredores biológicos a aquellos remanentes boscosos importantes en forma local y regional (Argentina, Brasil y Paraguay).

La adecuación legal forestal (PAL) es una figura por medio de la cual, los propietarios y productores que están en contravención a las leyes forestales y poseen pasivos (déficit) ambientales, deberán entrar en un proceso de adecuación mediante el cual podrán recuperar sus activos forestales faltantes por medio de diversas técnicas, tales como: reforestación, confinamiento de terrenos y enriquecimiento forestal o finalmente establecer un “canje” por medio del cual el propietario decide reforestar en un terreno fuera de su propiedad o pagar directamente a aquellos propietarios que tienen activos ambientales (superávit), con más del 25% de su reserva legal y seguir produciendo en sus terrenos.

Los Derechos y Obligaciones Canjeables y Negociables (DOCN) constituyen una herramienta para la conservación y el uso sostenible a través de la cual los propietarios con superficies de terrenos mayores a 20 hectáreas y con pasivos ambientales (déficit) puedan adecuarse a las disposiciones legales de la Ley 422/73 Forestal, optando por “canjear” áreas con activos ambientales (superávit, es decir, la de aquellos propietarios cuyas reservas legales tienen más del 25%) o por el proceso de recuperación paisajística en tierras ajenas, a través de la reforestación y/o confinamiento de áreas sujetas a sucesión natural.

Dicho de otro modo, se canjea el derecho que tienen los propietarios con activos ambientales de utilizar sus reservas legales de más del 25% por las obligaciones que tienen los propietarios con pasivos ambientales de recomponer sus deudas ambientales hasta el 25% de sus reservas faltantes. De esta manera los DOCN constituyen una opción rápida para la conservación de los remanentes boscosos ya existentes ya que la autoridad de aplicación hace cumplir la Ley (que los propietarios con pasivos ambientales reforesten lo faltante).

La opción por los DOCN les permitirá a los productores seguir produciendo, sin necesidad de realizar cambios drásticos en el uso del suelo, en tanto “paguen” un estipendio establecido por la autoridad, en otro sitio que apoye a la Visión de Biodiversidad (WWF y Guyra Paraguay 2008). Esta Visión de Biodiversidad establece prioridades en la composición de los corredores biológicos, conectando áreas importantes para la conservación biológica.

## **LOS ACUERDOS PARA LOS DERECHOS Y OBLIGACIONES CANJEABLES Y NEGOCIABLES (DOCN)**

Los DOCN constituyen una herramienta muy ágil que permite la adecuación ambiental en un tiempo prudencial, sin sobresaltos y en acuerdos con las autoridades nacionales y locales: el Ministerio Público (Fiscalía Ambiental), encargado de hacer cumplir las leyes ambientales, además de estar encargado de tomar el compromiso bajo Acta de cada propietario que desea adecuarse y verificar más adelante si el compromiso se cumplió; este Ministerio otorga de esta manera el beneficio a cada propietario con pasivo ambiental, de un “proceso abreviado”, en tanto éste último se vaya adecuando a sus compromisos asumidos bajo acta.

La Secretaría del Ambiente, SEAM, es la encargada de otorgar las Licencias Ambientales a los productores; estas Licencias Ambientales son obligatorias siempre que los propietarios tengan superficies igual o mayor a 20 ha y se encuentren dentro de la égida de las Leyes 422/73, forestal y 293/94 de Impactos Ambientales. Otra institución que deberá estar de acuerdo con los DOCN es la Dirección del Instituto Forestal Nacional, INFONA, la autoridad de aplicación de la Ley forestal.

El INFONA es además la entidad encargada de orientar a los propietarios en la técnica a emplearse en la recuperación de los paisajes, como puede ser: la elección de especies a utilizar (nativas, exóticas o mezclas de ambas, según los sitios), el porcentaje de mezclas entre las especies exóticas y nativas, la fecha del sembrado, la orientación y capacitación al personal que trabaja en los viveros, entre otras actividades. El primer paso para los DOCN es registrar a los bosques en el INFONA; este registro permite tener una lista de aquellos propietarios oferentes de superficies boscosas disponibles para aquellos que deseen aprovecharlo.

Las autoridades locales como las Municipalidades distritales, siempre deben estar presentes pues son las encargadas de la administración del distrito al que representan, por Ley Constitucional. Además, deben brindar servicio de información a los interesados en los DOCN, sean oferentes de bosques o propietarios a pagar por ellos.

La Municipalidad, además de ser la depositaria de todos los documentos necesarios y probatorios que el propietario debe poseer para iniciar su proceso de adecuación, permite acortar el sistema burocrático y descentralizar las funciones de la Secretaría del Ambiente y el Instituto Forestal Nacional.

En este marco, la Organización Mundial de Conservación, WWF Paraguay es el agente canalizador de todo el proceso, al menos en sus primeras etapas, hasta tanto el mismo se encuentre instalado en la región. Para la aplicación de los Derechos Canjeables y Negociables se estudian las propiedades involucradas, en los laboratorios GIS (Sistema de Información Geográfica) de WWF y la Municipalidad local. A través del análisis de las imágenes satelitales de mediana resolución espacial, se calcula la superficie actual ocupada por los bosques y la existencia o no de la franja de protección de 100 m a ambos lados de los cursos de agua, con el propósito de obtener el activo y el pasivo correspondiente a cada propietario. Si se aplicasen los DOCN, cada propietario tiene dos opciones:

- que el propietario con deudas ambientales pague a otro con activos ambientales, en moneda, por superficie, (hectárea de bosque) y en la unidad de tiempo.
- que el propietario decida adecuarse pagando una reforestación en una propiedad diferente a la suya, con el objeto de seguir con producción en sus tierras, sin cambio alguno, es decir, sin perder hectáreas para las actividades agropecuarias que desarrolla.

Para aquellos que desean canjear, la WWF impulsó en el año 2006 la Ley 3001 “De Valoración y Retribución de los Servicios Ambientales”, la que se encuentra en pleno proceso de reglamentación. Para avenirse a esta ley, los propietarios con activos ambientales (oferentes) deberán declarar en un registro único sus reservas legales mayores al 25%, en el INFONA.

### **¿CÓMO SE DESARROLLA EL PROCESO DEL CANJE?**

Los productores con pasivos ambientales deberán entrar en tratativas con aquellos que han registrado sus activos y llegar a un acuerdo para el pago con el conocimiento de las autoridades mencionadas. La oficina de pagos por los servicios ambientales (ONSA), a través de los derechos canjeables se encuentra en la Secretaría del Ambiente.

Un oferente puede hacer tratativas con uno o más propietarios, según el número de hectáreas disponibles y solicitadas; cada hectárea tendrá un certificado no negociable y que será depositado en la SEAM. Esta institución, como autoridad de aplicación, deberá llevar el control de los bosques “pagados” y que éstos permanezcan en pie y en buen estado de conservación.

## **¿CUÁNTO Y CÓMO SE DEBE PAGAR?**

Los propietarios que tienen pasivos y activos y que opten por el canje, podrán realizar una libre transacción entre ellos dado que probablemente la mejor opción de pago es la que fija el libre mercado, dependiendo esto de la oferta y la demanda de pagos por los servicios ambientales. No obstante, se deberá realizar una valoración intrínseca de cada bosque, es decir, valorar la calidad del mismo en términos biológicos y tener en cuenta otros factores como el costo de oportunidad, las demandas de terrenos para cultivos de los commodities como el trigo, la soja y otros en el área, la cercanía de las rutas importantes para la exportación y/o movimiento de los productos, entre otros factores.

## **¿CUÁL ES EL BENEFICIO DE OPTAR POR LOS DERECHOS Y OBLIGACIONES CANJEABLES?**

Los beneficios de optar por los Derechos y Obligaciones Canjeables son varios, uno de ellos es que los propietarios con pasivos ambientales pueden seguir produciendo en sus tierras, sin grandes cambios y sin perder su productividad, pagando sus deudas ambientales en el mercado; con esto se gana tiempo y se conservan los remanentes forestales en pie, además de dar un valor monetario a los bosques, que es en suma, la retribución al productor.

El beneficio para aquellos que venden sus activos ambientales (excedentes de bosques), es que cobran por los mismos, no realizan inversiones y el bosque queda en pie cumpliendo con sus servicios ambientales, entre ellos la protección a las nacientes de agua en la cuenca hídrica. Estos propietarios deben comprometerse ante la Fiscalía Ambiental y no pueden hacer otro uso de sus bosques, que no sea el de desarrollo sostenible.

Finalmente, hay una compensación entre los que pagan y los que cobran, ya que se mantiene un clima más benigno, se protege la biodiversidad y la calidad del recurso agua.

### El proceso en la cuenca del Pirapó

- La WWF, conjuntamente con la Municipalidad, iniciaron los estudios técnicos de las propiedades de la cuenca, según catastro oficial; de esta manera se obtuvieron los pasivos y activos ambientales de cada uno de los propietarios.
- La WWF y la Municipalidad realizaron la convocatoria a los productores de la cuenca, informando sobre el método de trabajo y lugar de instalación de la ventanilla única en cada Municipio; se impartieron charlas alusivas de la necesidad de la conformación del corredor biológico Pirapó y su importancia en el aumento de la calidad de vida futura, la protección de la biodiversidad y del agua.
- 
- Los voluntarios se inscribieron, previa presentación de los papeles correspondientes, (título de propiedad, licencias ambientales, pago de impuestos, etc.)
- La Fiscalía Ambiental, conjuntamente con un representante de la SEAM y el INFONA, llamaron a los voluntarios, quienes, bajo acta correspondiente, realizaron su compromiso en términos de cantidad de hectáreas comprometidas a recuperar por año, plazos de inicio de los trabajos, método a ser utilizado (reforestación en su

terreno, reforestación en otro, canje por activos ambientales, confinamiento de las propiedades para regeneración y sucesión ecológica natural, enriquecimiento con especies, etc).

- En tanto, en reuniones sucesivas, un equipo técnico determinó el número de plantines a utilizar en la cobertura por hectárea, las especies a utilizar, el porcentaje de mezclas entre especies nativas y exóticas, lo que fue entregado a todos los voluntarios.
- En una primera instancia, se inscribieron como “voluntarios” 168 productores y hasta el momento ante la Fiscalía Ambiental se encuentran en pleno proceso de adecuación a las leyes.
- Posteriormente, vendrá la participación técnica en donde se controlen cada una de las propiedades adecuadas, a través de la autoridad de aplicación, el INFONA.

## **ALGUNOS RESULTADOS OBTENIDOS**

En el año 2006 se inició el proceso de adecuación forestal en la cuenca del río Pirapó, que incluyó a los Derechos y Obligaciones Canjeables y Negociables. Esta área fue seleccionada por ser una sub-cuenca muy irrigada con muchas nacientes de agua colmatadas o en proceso de colmatación, con escasos remanentes boscosos y por conectar, a través del río Pirapó y río Paraná, los grandes remanentes boscosos que aún restan de la denominada “selva misionera”(Misiones, Argentina).

En la práctica se utilizaron diversos métodos de adecuación forestal a la Ley 422/forestal tales como: reforestación, confinamiento de terrenos y sucesión natural, y un caso de derechos canjeables en el que solamente un propietario reforestó en otra propiedad y continuó produciendo en la suya; en esta cuenca, con un déficit boscoso de unas 8 mil ha, se recuperarán unas 300.

### El proceso de adecuación legal forestal en la cuenca del río Ñacunday, distrito de Santa Rita.

La cuenca del río Ñacunday es una de las más dañadas ambientalmente; solo el distrito de Santa Rita cuenta con una deuda ambiental (reservas legales y bosques protectores de cauces) de unas 7000 ha, las que deben ser recuperadas en forma de corredores.

A partir de las lecciones aprendidas en Pirapó, a finales de abril de 2008 se iniciaron los trabajos en la cuenca del río Ñacunday; las actividades se concentraron en el distrito de Santa Rita, ubicándose la “ventanilla única” de información en la Municipalidad local. .

A diferencia de Pirapó, fueron notificados a participar en la adecuación legal forestal únicamente aquellos productores cuyas propiedades se encuentran sobre un tramo del río Ñacunday, como corredor importante para la Visión de Biodiversidad.

A cada uno de ellos se le entregó una carpeta con el estado actualizado de sus propiedades, (pasivos y activos, licencias ambientales, acompañado por la foto satelital de sus fincas).

El paso siguiente consiste en proporcionar una pequeña capacitación técnica para el inicio de las actividades de adecuación en Santa Rita, la cual estará a cargo del equipo técnico de WWF y el INFONA.

Las actividades en esta cuenca están calendarizadas por los aparceros y se espera que luego del taller técnico, los productores se acerquen con sus mejores propuestas de adecuación forestal.

## **EL ROL DE LOS VIVEROS DE PRODUCCIÓN DE PLANTINES DENTRO DEL PROCESO DEL DOCN**

Uno de los problemas constatados permanentemente en la amplia región deforestada en Paraguay, es la falta de viveros para la obtención de plantines, en el caso de que se presenten reforestaciones masivas; otro de los problemas constatados es la casi ausencia de especies del bosque nativo en los viveros. Considerando ambas premisas, WWF inició el apoyo para la instalación de viveros forestales, en asociación con pequeños productores del área y con las Municipalidades; el objetivo de trabajar con ellos fue básicamente el de aliviar la pobreza existente en el área, ofreciendo una fuente de trabajo a los más necesitados y el de fortalecer las capacidades de las autoridades locales. Para ello, WWF decidió trabajar con las organizaciones locales en la instalación de los viveros y la capacitación de los viveristas, el mejoramiento de la producción de plantines nativos, la capacitación para la obtención de las semillas de las especies del bosque nativo, su viabilidad, entre otras; con ello se pretende que al realizar la rehabilitación paisajística de la región, ésta sea lo más parecida al paisaje original.

En la actualidad, el primer vivero apoyado por la WWF, sito en la localidad de Alto Verá, departamento de Itapúa (cuenca del río Pirapó), Paraguay Oriental, cuenta con al menos 25 especies diferentes del bosque nativo para su comercialización, con un activo permanente entre 60.000 y 100.000 plantines disponibles y con una capacidad para 200.000, de manera , sostenible.

Se trata en lo posible que los viveros sean de propiedad municipal o de asociaciones privadas organizadas y que cuenten con la contrapartida presupuestaria, con el objeto de asegurar su permanencia y que presten el servicio a los ciudadanos distritales.

## **DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES**

La efectiva aplicación de los Derechos y Obligaciones Canjeables constituye la forma más rápida de protección de los bosques; la razón de esta afirmación es que dándole un valor a los bosques existentes y pagar por ello, es la forma más rápida de conservar lo ya existente; con esto se logra el primer paso que es el de detener la deforestación de las áreas legales a ser habilitadas (superficies superiores al 25% de reserva legal).

Con otras formas de adecuación forestal tales como reforestación, confinamiento de áreas para regeneración y evolución natural, enriquecimiento con especies diversas, etc., que solo admiten la reconstitución del paisaje perdido en el tiempo, el proceso se vuelve mucho más lento. Lo ideal es llevar las diferentes herramientas de adecuación forestal conjuntamente con los Derechos y Obligaciones Canjeables, de tal manera que permita a los productores optar por cualquiera de las herramientas.

Con el trabajo en el área de la cuenca del río Pirapó, llevado adelante en forma conjunta con las autoridades de aplicación (Secretaría del Ambiente, Ministerio Público, Fiscalía del Medio Ambiente) y el Ministerio de Agricultura a través del Instituto Forestal Nacional, se han observado diversas dificultades para llevar adelante los Derechos y Obligaciones Canjeables y Negociables; las razones son las siguientes:

- la gran desconfianza existente en la misma sociedad: nadie está dispuesto a pagar a otro por su bosque, a menos que tenga la absoluta certeza de que este último vaya a hacer realmente la conservación; la reglamentación e implementación de la Ley 3001 de Valoración y Retribución de los Servicios Ambientales apoyará la confianza.
- hasta cuándo pagar? Ha sido la pregunta de los fiscales ambientales; se debe encontrar una figura legal para resguardar las superficies boscosas en pago, a perpetuidad, lo cual también está respaldado por la Ley 3001.
- la duda de que una vez que la soja baje de precio, conviene seguir pagando o el productor optaría por una reforestación en su propio terreno? Experiencias futuras demostrarán el proceso de evolución.

Si bien no puede hablarse de un éxito rotundo en la localidad de Pirapó, dado que no se presentaron todos los productores, es obvio que se produjo un progreso; esto puede ser medido en la actitud cooperativista de las autoridades locales (Municipio de Pirapó), quienes desde el principio apoyaron las gestiones de la WWF, la Fiscalía Ambiental, la SEAM y el INFONA.

Técnicamente, en la adecuación forestal por parte de los productores, también se han encontrado falencias, como: los errores en el porcentaje de mezclas de especies nativas en las áreas a recuperar o el estado de los plantines sobre el terreno, los que sin duda, pueden mejorar. En síntesis, puede decirse que la adecuación se inició.

Es preciso encontrar la manera de que esta herramienta pueda ser utilizada a la brevedad; una de las opciones es la adecuada reglamentación y puesta en marcha de la Ley 3001 o “De Valoración y Retribución de los Servicios Ambientales”, en donde se somete a valoración los bosques superiores a 20 ha para su posterior canje con aquellos productores que tuvieren pasivos ambientales.

Cada distrito tiene su particularidad, a pesar de la pequeña extensión del territorio; así, los productores del bajo Pirapó se caracterizan por ser colonos inmigrantes provenientes del Japón, con arraigo en el país y con alta capacidad de producción mecanizada; los del alto Pirapó son paraguayos ubicados en los denominados “asentamientos”, constituidos por productores minifundarios generalmente no nativos del área, que viven en condiciones paupérrimas. Otros como los del distrito de Santa Rita, en el Departamento de Alto Paraná (segunda experiencia en el país), son inmigrantes recientes (no más de 50 años), de ascendencia germano-brasileña, con muchos lazos aún con el Brasil; la eficacia en la aplicación de la herramienta tendrá que ver con la manera de aplicarla en cada uno de los sitios, pues, aunque la Ley es la misma para todos, cada uno de los grupos tienen sus particularidades.

Por otro lado, también existen otras expectativas con los derechos canjeables en la zona, ya que en el área de estudio existen varias comunidades de pueblos indígenas que tienen bosques valiosos, los que pueden ser utilizados en forma sostenible como es propio de la

gran mayoría de los habitantes de estos pueblos, además de brindarles un ingreso monetario que beneficiará a la comunidad. Esto contribuirá a que las comunidades puedan acceder a un “plus” por el pago a sus bosques y los servicios ambientales que estos prestan a la localidad y la región.

### **Agradecimientos**

A Montserrat Cosp, Organización Mundial de Conservación, WWF Paraguay, por la puesta a punto del documento final.

### **BIBLIOGRAFÍA**

FACETTI, JF, B BOZZANO, R DIETZE y C RODAS, 2003. Moratoria a los bosques de la Región Oriental del Paraguay. Organización Mundial de Conservación, WWF Paraguay. 150 pp.

MERELES, F, 2004. Los humedales del Paraguay: principales tipos de vegetación. IN: Salas, D., Mereles, F. y A. Yanosky, LOs humedales del Paraguay. Comité Nacional de HUmedales, CNH, Convención RAMSAR, Departamento de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos y FUndación Moisés Bertoni para la Conservación de la Naturaleza. 67-88

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE CONSERVACIÓN, WWF y Guyra Paraguay, 2008. Mapas para la línea de base para pagos por Servicios Ambientales.