

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 la 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

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).

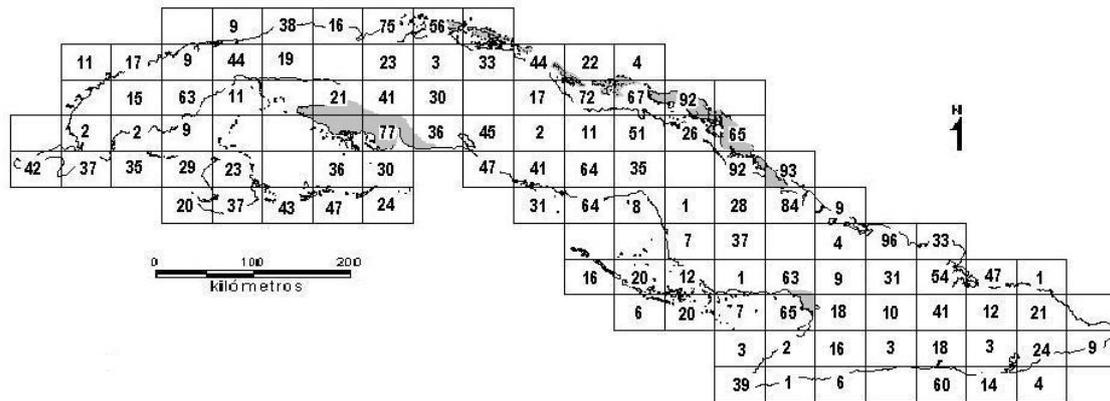


Figura 1. Número de especies de aves acuáticas y humedales de importancia (áreas sombreadas en gris) elaborada a partir del sistema de hojas cartográficas del mapa de Cuba a escala 1: 100 000 (Blanco *et al.* 2001).

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.

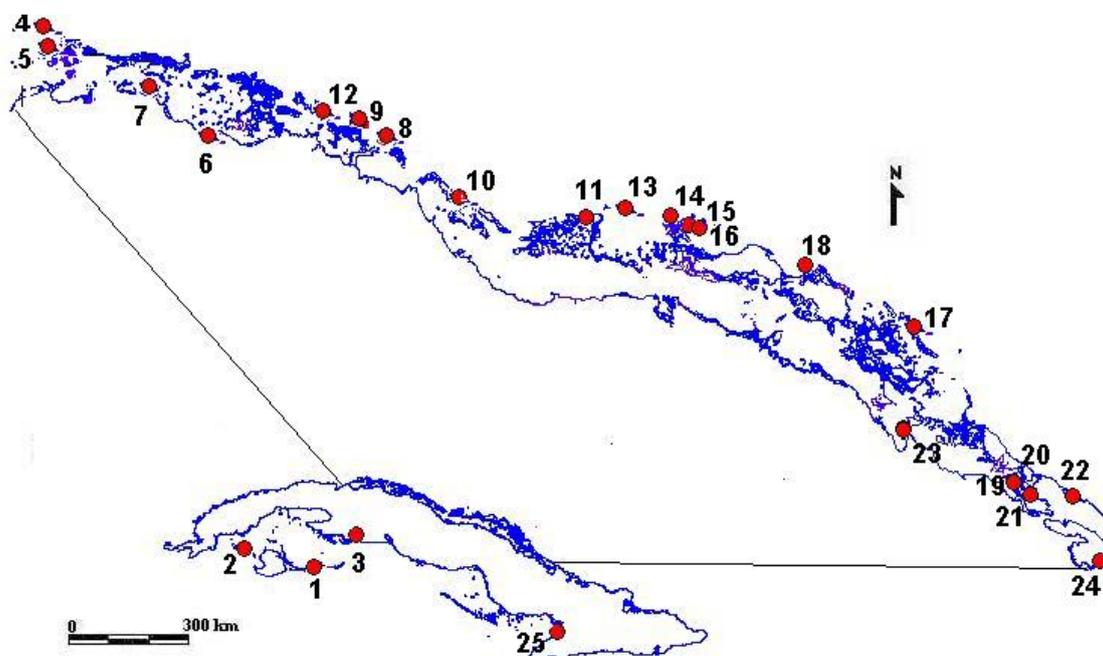


Figura 2. Distribución de las áreas de nidificación de especies marinas coloniales del orden Charadriiformes de la familia Laridae, localizadas en el archipiélago cubano. 1. Cayo Ballenatos, 2. Cayos de San Felipe, 3. Salinas C. de Zapata, 4. Cayo Mono Grande, 5. Cayo Galindo, 6. Salinas de Bidos, 7. 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 Nuevitas, 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.

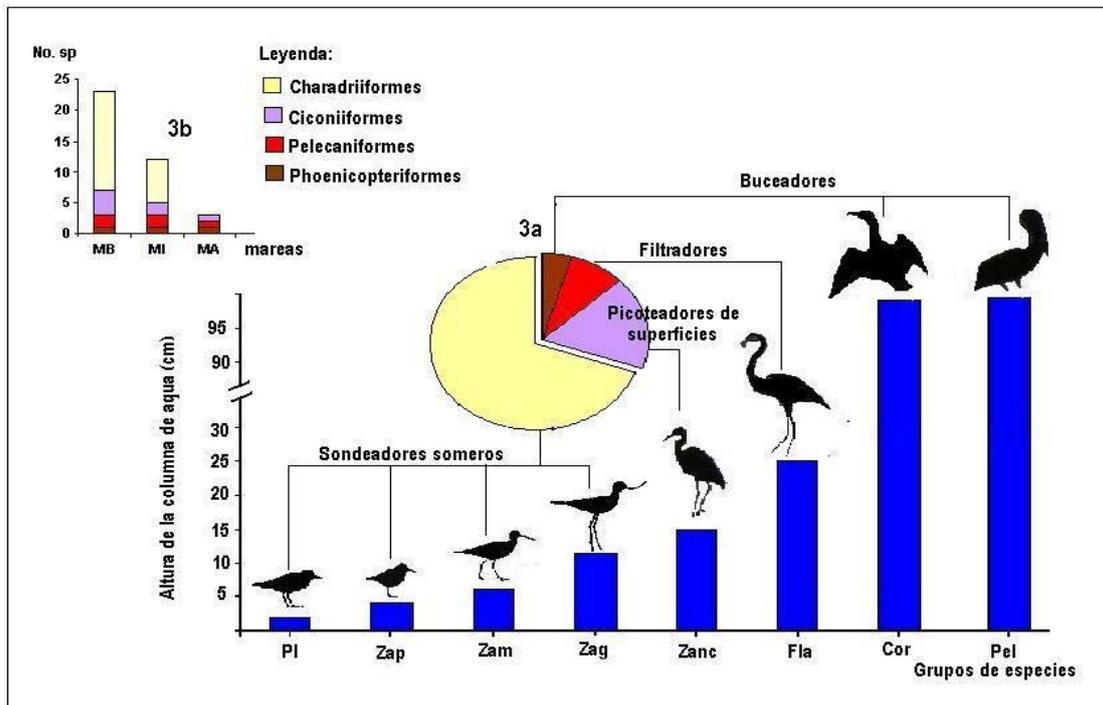


Figura 3. Diagrama que representa la segregación de las especies de aves acuáticas por áreas de alimentación con diferente profundidad en el sector de la orilla en humedales costeros. Clasificación de las aves según sus estrategias de forrajeo (3a) y composición de la avifauna por períodos de marea (3b). 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_2 , 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, cayo Ensenachos	Villa Clara	NR	8	1
La Estrella, cayo Santa María	Villa Clara	NR	14	2
El Paso, cayo Guillermo	C. de Ávila	R	11	2
Flamenco, cayo Coco	C. de Ávila	R	6	2
Prohibida, cayo Coco	C. de Ávila	SC	6	1
Las Coloradas, cayo Coco	C. de Ávila	R	14	2
Los Pinos, cayo Paredón Grande	Camagüey	R	12	2
Los Lirios, cayo Paredón Grande	Camagüey	R	8	1
Antón Chico	Camagüey	R	8	1
Carabela, cayo Sabinal	Camagüey	R	12	1
Los Coquitos, Santa Lucia	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).

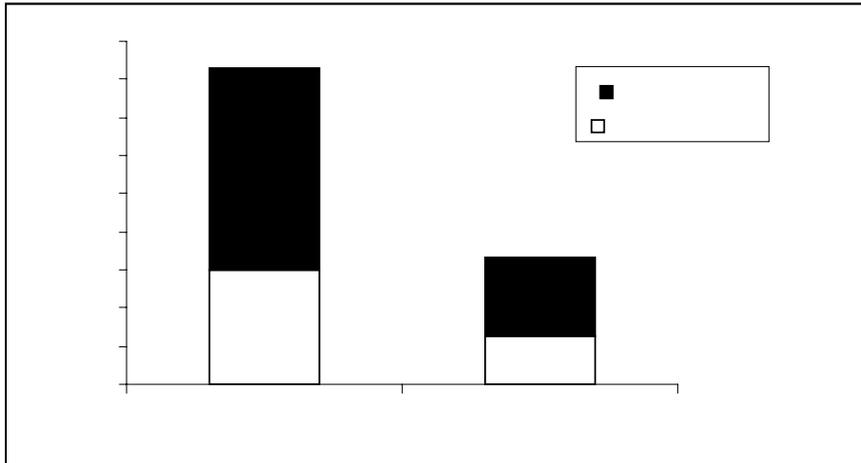


Figura 4. Número de especies de aves acuáticas registradas en áreas de alimentación y nidificación en humedales costeros e interiores en Cuba.

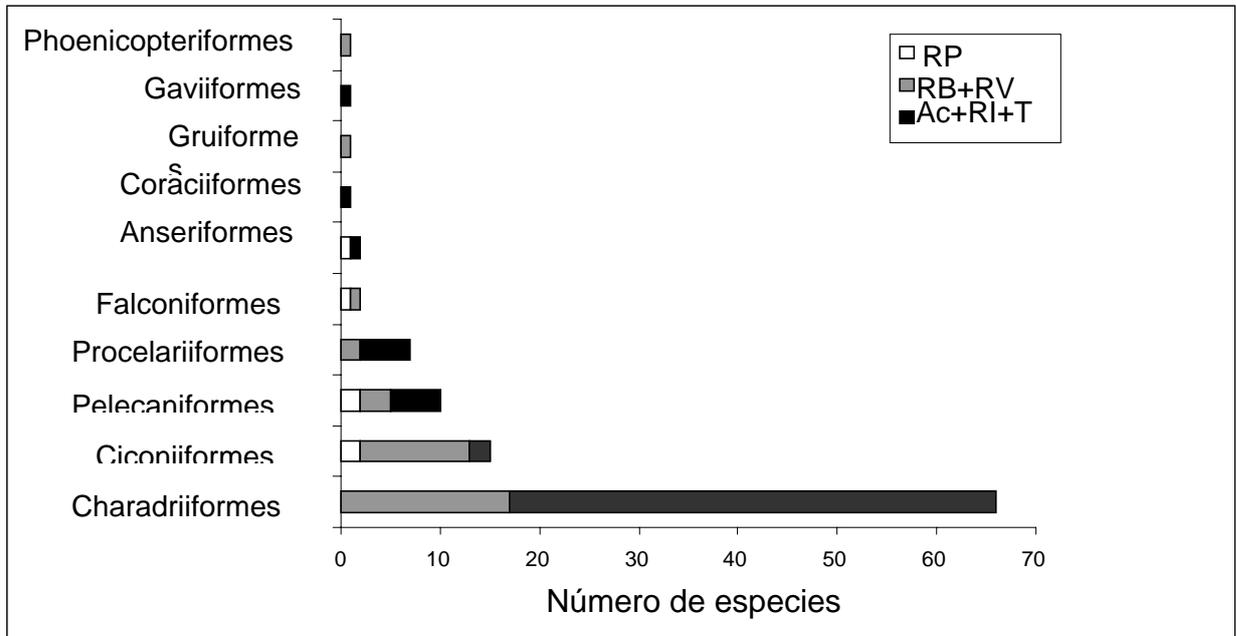


Figura 5. Número de especies de aves acuáticas por órdenes taxonómicos y categorías de permanencia en Cuba asociadas a humedales costeros con probables impactos por el ascenso del nivel medio del mar.

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. Tombari¹
Alejandra V. Volpedo^{1,2}

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.

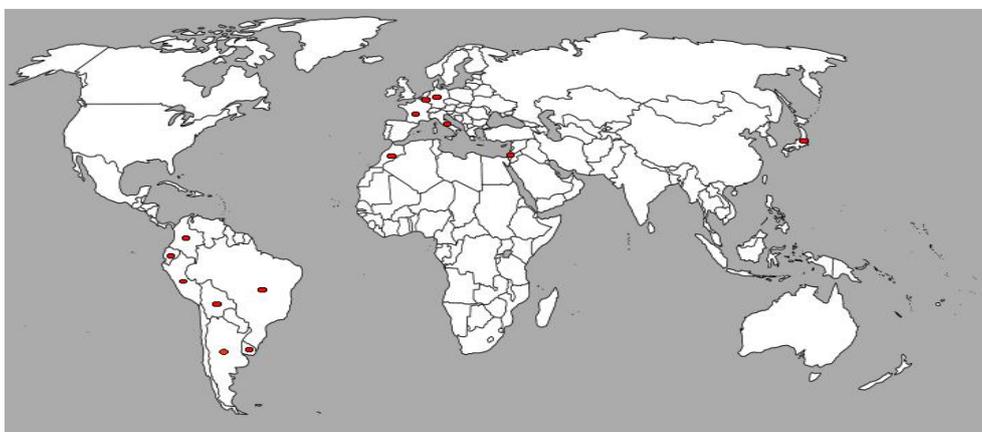


Figura 1: Países donde *Odontesthes bonariensis* está presente en la actualidad.



Figura 2: Distribución original de *O. bonariensis*, según Ringuélet *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).

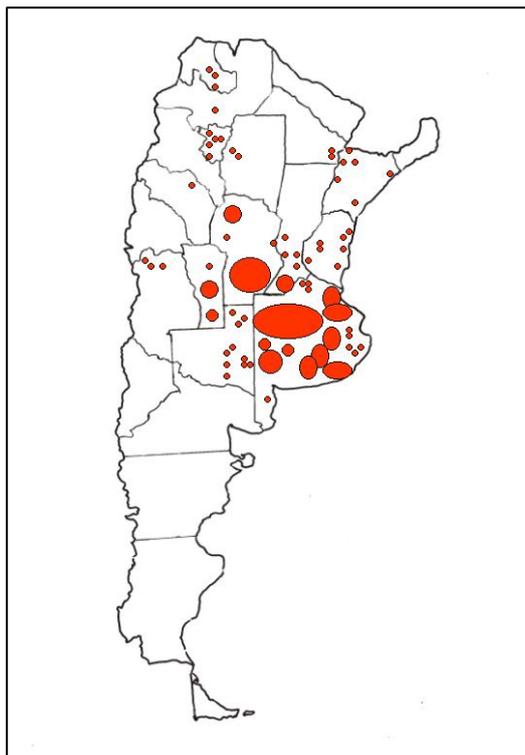


Figura 3: Distribución del pejerrey en Argentina hasta el año 1922. Modificado de Berasain et al., (1999).

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⁻¹año⁻¹ y la laguna Grande de San Pedro 159 Kg Ha⁻¹año⁻¹ (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- β , LH- β and glycoprotein hormone β 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 Bó¹
Paula Courtalon¹
Florencia Spina¹
Roque Fernández²
Gustavo Porini³

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).

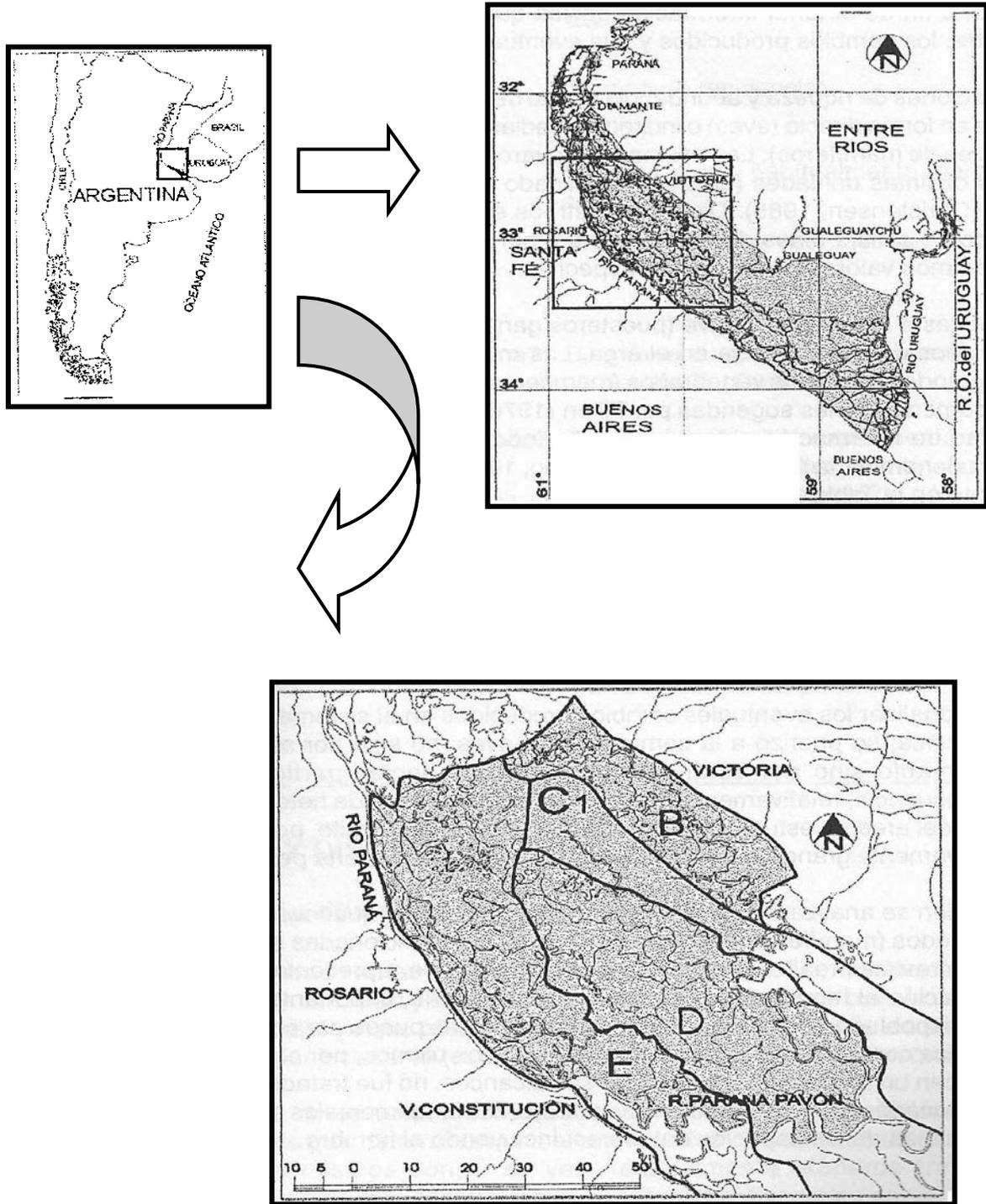


Figura 1. Ubicación del área de estudio. a) Sector de islas del Departamento Victoria (Provincia de Entre Ríos) perteneciente al Delta Medio del Río Paraná. b) Detalle de las unidades de paisaje presentes (elaborado a partir de Bó y Malvárez, 1999).

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*.