

Memoria científico técnica

Informe final del proyecto



“Impacto de las variaciones del nivel de agua sobre la biodiversidad de los humedales del Iberá (Argentina)”

(Ref. BIOCON 04 – 100/05)

Enero de 2009



Participantes:

CENTRO de ECOLOGÍA APLICADA del LITORAL (CECOAL)

Juan José Neiff

Alicia S. Guadalupe Poi de Neiff

Sylvina L. Casco

Yolanda Zalocar

S. Margarita Frutos

Abel O. Ramos

Julio R. Cáceres

UNIVERSITÁ degli STUDI di SIENA

Claudio Rossi

Steven A. Loiselle

Luca Bracchini

Arduino Massimo Dattilo

Antonio Tognazzi.

UNIVERSIDAD NACIONAL del CENTRO de la PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Graciela Canziani,

Rosana Ferrari

Paula Federico

Diego Ruiz-Moreno

Federico Dukatz

Lucas Corrales

Patricia Vázquez.

UNIVERSIDAD de BUENOS AIRES

Adrián S. Di Giacomo.

UNIVERSIDAD de CÁDIZ

José A. Gálvez

Carlos M. García

Fidel Echevarría

Bárbara Úbeda

Andrés Cózar (Investigador principal)



Índice

Capítulo 1

Presentación del ecosistema, antecedentes y avances del proyecto..... 1

- 1.1 El Macro-sistema Iberano
- 1.2 Los Esteros del Iberá
- 1.3 Antecedentes bibliográficos
- 1.4 El proyecto IBERAQUA
- 1.5 Continuación de la investigación

Capítulo 2

Indicadores de la calidad del agua del Iberá..... 23

- 2.1 Estrategia de colecta de muestras
- 2.2 Variabilidad espacio-temporal de la calidad del agua del humedal
- 2.3 Diversidad y variabilidad espacio-temporal del plancton

Capítulo 3

Diversidad de la vegetación..... 43

- 3.1 Áreas estudio y métodos
- 3.2 Diversidad de la vegetación en el periodo 2007-2008
- 3.3 Diversidad de la vegetación en el periodo 1976-1980
- 3.4 Variaciones espaciales e históricas de la diversidad

Capítulo 4

Diversidad específica y funcional de los macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática.....61

- 4.1 Métodos
- 4.2 Resultados
- 4.3 Patrones de variabilidad temporal y espacial
- 4.4 Conclusiones



Capítulo 5

Dinámica del paisaje.....73

- 5.1 Metodología
- 5.2 Resultados y conclusiones

Capítulo 6

Abundancia de la macrofauna del Iberá a escala de cuenca.....85

- 6.1 Metodología
- 6.2 Representación de unidades de paisajes en los conteos aéreos
- 6.3 Resultados de los conteos aéreos
- 6.4 Densidades y tamaño poblacional de la macrofauna a nivel de cuenca
- 6.5 Conclusiones

Capítulo 7

Dinámica de la línea de costa de las lagunas..... 113

- 7.1 Cuantificación de la variación de la superficie de agua libre
- 7.2 Cuantificación de la variación de la superficie cubierta por vegetación
- 7.3 Análisis de los posibles factores de cambio

Capítulo 8

Estructura y funcionamiento trófico de las lagunas del Iberá..... 131

- 8.1 Metodología
- 8.2 Resultados
- 8.3 Discusión

Capítulo 9

Posibles tendencias del nivel de agua del Iberá frente al cambio climático.....159

- 9.1 Área de estudio
- 9.2 Descripción del modelo
- 9.3 Calibración y validación del modelo
- 9.4 Proyecciones climáticas utilizadas
- 9.5 Resultados del modelo
- 9.6 Discusión y conclusiones



Capítulo 10

Posibles escenarios futuros en la estructura y funcionamiento de las lagunas.....183

- 10.1 Descripción del modelo ecológico
- 10.2 Validación del modelo ecológico
- 10.3 Aplicación del modelo ecológico a las proyecciones climáticas e hidrológicas
- 10.4 Resultados
- 10.5 Discusión y conclusiones

Capítulo 11

Distribución espacial de la macrofauna y posibles escenarios futuros.....205

- 11.1 Creación de los Modelos de Nicho Ecológico (MNE)
- 11.2 Modelos de distribución potencial de la macrofauna
- 11.3 Puntos calientes de diversidad para la macrofauna estudiada



Capítulo 1

Presentación del ecosistema, antecedentes y avances del proyecto

Los Esteros del Iberá conforman uno de los sistemas de humedales de agua dulce más extensos y vírgenes de Sudamérica. Se encuentra ubicado en el centro de la provincia de Corrientes (Argentina), ocupando un área de que se extiendiéndose entre los paralelos 27º 30' - 28º 45' S y los meridianos 58º 00' - 57º 30' O. El humedal puede ser descrito como una vasta planicie subtropical (aproximadamente 13.000 km²), alimentada por lluvias, inundada permanente o temporalmente en un 90% de su superficie, y que desagua lentamente en el Río Corriente, afluente del Río Paraná Medio.

Del Iberá destacan su estado de conservación y su grado de conocimiento. Por su enormidad y su inaccesibilidad, el Iberá ha permanecido hasta nuestros días como un ecosistema prístino. Los asentamientos humanos y las carreteras se limitan a la periferia del humedal, apenas existen en el interior. Este aislamiento ha contribuido hasta hoy a la conservación del Iberá como uno de los cada vez más escasos lugares en el mundo donde es posible encontrar paisajes totalmente inalterados, ecosistemas primigenios donde no existe la huella del hombre. Por otra parte, el Iberá es un gran desconocido. Lo

impenetrable del Iberá ha hecho que únicamente se hayan realizado exploraciones científicas puntuales, y en su mayoría, concentradas en los bordes del macrosistema. Haciendo una estimación aproximada del área del Iberá visitada alguna vez por algún científico de cualquier campo de conocimiento, esta área apenas representa el 9% de la superficie del macrosistema.

En este primer capítulo dedicaremos las primeras secciones a presentar el Iberá y el entorno donde se inserta. Continuaremos con una recopilación y descripción de las expediciones científicas más relevantes desarrolladas en el Iberá, para continuar con una descripción del proyecto IBERAQUA.

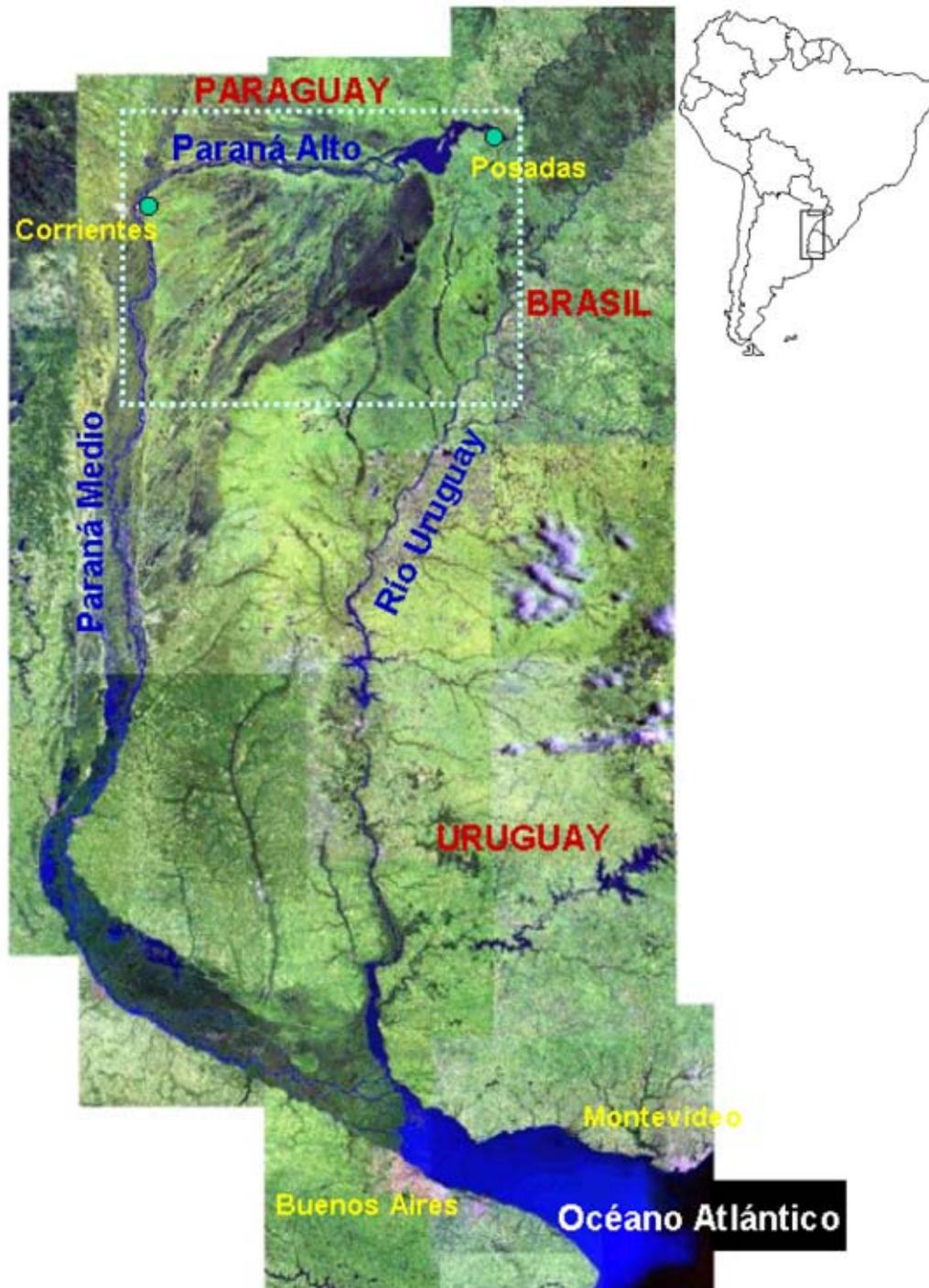
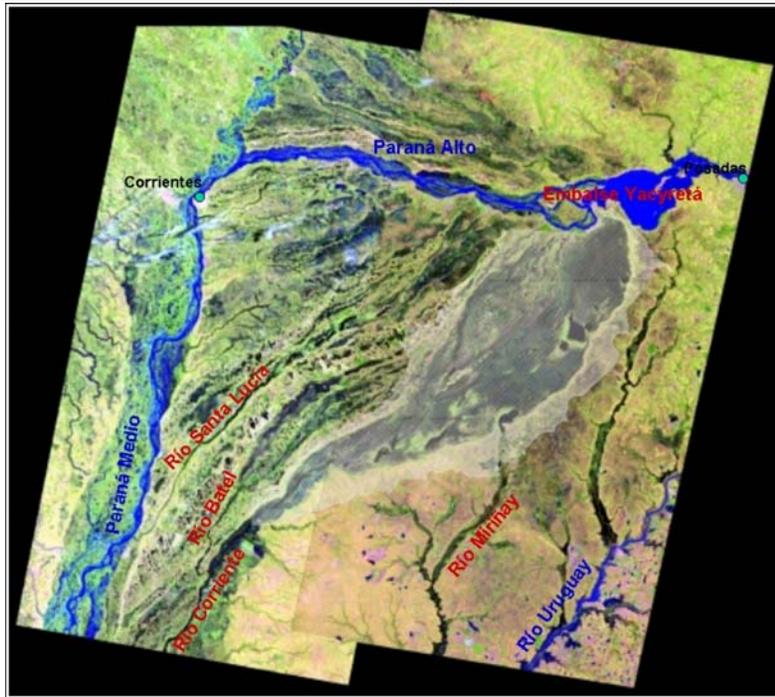


Figura 1.1. Composición de 25 escenas Landsat 7 de la cuenca del Plata, abarcando desde la ciudad de Buenos Aires (en gris) hasta Paraguay. En el ángulo superior derecho se muestra un mapa de Sudamérica donde se indica la ubicación de la composición de imágenes. Los límites fronterizos entre Argentina, Uruguay, Brasil y Paraguay están determinados por los Ríos Paraná y Uruguay. Los humedales del Iberá son diferenciables incluso a esta escala espacial. Presenta una forma alargada orientada de NE a SO y un color verde más oscuro, indicativo de una mayor humedad del terreno. También es interesante hacer notar la extensión de la actual llanura de inundación del Río Paraná. El rectángulo punteado enmarca el macrosistema Iberá y corresponde al área representada en Fig. 1.2.

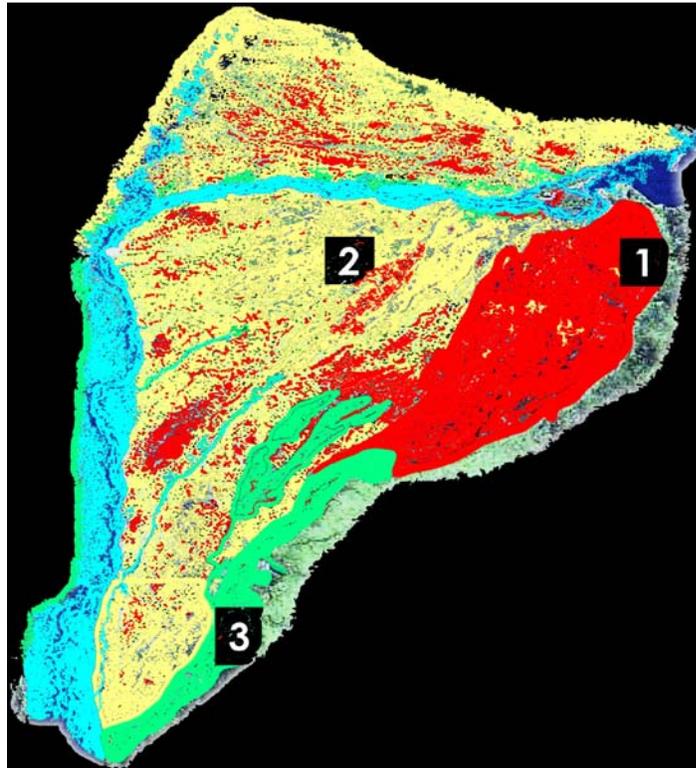
1.1. El Macro-sistema Iberano

Los humedales del Iberá pueden ser presentados desde diversas escalas espaciales y temporales. El área de captación del Iberá forma parte de la cuenca del Plata, localizándose en la región que encierran tres grandes tramos fluviales, el Paraná Alto, el Paraná Medio y el Uruguay. Curiosamente la región que delimitan estos ríos se conoce también como la “Mesopotamia argentina”. Llama la atención que debido a la gran cantidad de agua y vegetación contenida en el humedal, éste es fácilmente diferenciable sobre una composición de imágenes Landsat de la mitad norte de Argentina (Fig. 1.1). La depresión iberana fue formada probablemente en el Triásico por movimientos tectónicos (Castellanos, 1965), y fue modelada desde el Plioceno por los sucesivos cambios del lecho del Río Paraná (Iriondo, 1987).

El tramo de transición entre el Paraná Alto y el Paraná Medio ha sufrido sucesivos desplazamientos, generando una marcada red de drenaje en una amplia extensión de terreno (Fig. 1.1.). Neiff (2003, 2004) identificó a esta amplia red de avenamiento como un *gran macrosistema iberano*, el cual integra a los Esteros del Iberá (Sub-sistema “*Grandes lagunas y esteros del Este*”) junto con otras dos grandes Sub-sistemas, “*Noroeste Iberá - Ñeembucú*” y “*Cursos y Bañados Fluviales*” (Fig. 1.2). Estas tres regiones presentan cierta similitud paisajística. De hecho, los límites del Iberá con sus regiones vecinas son difusos debido a que los gradientes ambientales son suaves y a que existe permanente u ocasionalmente una conexión hidrológica del Iberá con las otras dos regiones vecinas. Observando la red de avenamiento del margen oriental del macrosistema, se podría pensar en una segunda conexión entre el borde oriental del macrosistema con el Río Uruguay a través del Río Miriñay. Sin embargo, la posición más elevada de la cuenca del Miriñay provoca una divisoria de aguas en las proximidades del Iberá, lo que hace que este tributario del Río Uruguay drene también hacia el interior del Iberá. De todos modos, la inmediata proximidad de las nacientes del Miriñay sugiere que en el pasado pudiese existir una conexión entre el Río Uruguay y el Iberá (Bonetto *et al.* 1981a).



A



B

Figura 1.2. (A) Composición de 4 imágenes Landsat 5 del macrosistema Iberá. Con una sombra traslúcida se marca la cuenca de captación que conforma los Esteros del Iberá. (B) Sub-sistemas del macrosistema iberano determinados por Neiff (2003), 1. “Grandes lagunas y esteros del este” ; 2. Noroeste Iberá/Ñeembucú; 3: Cursos y Bañados Fluviales.

El Sub-sistema “Grandes Lagunas y Esteros del Este” corresponde al área más deprimida, una gran cubeta alargada con profundidad máxima en torno a los cuatro metros. La pendiente promedio, con orientación NE - SO, es de unos 10 cm / km. Debido a esta escasa pendiente y al efecto retardador de la enorme masa de vegetación acumulada en la cuenca, el escurrimiento resulta muy lento (Bonetto et al. 1981). En torno al 80% de este extenso paisaje está ocupado por vegetación palustre creciendo sobre suelos orgánicos del tipo de los histosoles (Caja 1.1). En los sectores más deprimidos, han quedado grandes lagos de forma redondeada hasta alargada que tienen entre 5 y 12 Km de longitud. De esta forma, el subsistema adquiere la apariencia de un mar de vegetación en el que se diferencian un mosaico de cuerpos de aguas abiertos que se conectan entre sí y con los esteros a través de una intrincada red de canales que finalmente desembocan en el Río Corriente. Donde el terreno se eleva ligeramente se desarrollan pequeños acumulaciones de vegetación arbórea terrestre formando las llamadas “islas” o “montes”

El Sub-sistema “Noroeste Iberá - Ñeembucú” forma parte de un extenso paleoabanico fluvial que comprende también a los Esteros de Ñeembucú, en la margen derecha del cauce actual del río Paraná, en el territorio del Paraguay. En este sub-sistema quedan incluidas varias cuencas hidrográficas (Batel-Batelito, Santa Lucía, San Lorenzo, Empedrado y Riachuelo). Estos cursos de agua constituyen el desagüe de diversos pequeños humedales y que, por su origen geológico, sedimentos, suelos, vegetación y calidad de aguas, son una continuidad funcional de los Esteros del Iberá. La vegetación se asienta sobre lomadas arenosas cuyo eje mayor se encuentra en sentido SO-NE y están cribadas por cientos de lagunas pequeñas, redondeadas, de 100 a 1000 metros de diámetro.

El Sub-sistema “Cursos y bañados fluviales” incluye al río Corriente y sus tributarios menores, que tienen una red fluvial poco organizada, que escurre en un paisaje plano, con pendiente menor a 20 cm / km.

1.2. Los Esteros del Iberá

Los Esteros del Iberá tienen forma triangular, presentando una longitud de unos 250 km y un ancho entre 20 y 150 km. En el vértice sur de este triángulo, el escurrimiento del humedal conforma las nacientes del Río Corriente. A pesar de la aparente homogeneidad del humedal, el tamaño de la cuenca posibilita la existencia de ciertos gradientes ambientales dentro del humedal (Fig. 1.*). Estos gradientes son principalmente de índole geomorfológico e hidrodinámico. Existe un gradiente “norte-sur” relacionado a la dirección del escurrimiento. A este gradiente principal (y fundamentalmente en la sección norte), se le superpone una diferenciación topográfica-geomorfológica en la dirección “este-oeste”. No obstante, estos gradientes ambientales parecen también inducir ciertas diferencias paisajísticas y limnológicas. Para describir los principales patrones espaciales dentro del Iberá, nos ayudaremos de una simplificación del humedal mediante una subdivisión en tres regiones: Nororiental, Noroccidental y Meridional (Cózar et al. 2003). Cada una de estas tres regiones comparten características geomorfológicas, paisajísticas y limnológicas; aunque los límites entre estas regiones no se deben entender fronteras fijas sino como zonas de transición dinámicas.

La Región Noroccidental no presenta cuerpos de agua de gran tamaño, aunque su topografía irregular recorrida por numerosas lomadas arenosas alineadas con la dirección de escurrimiento NE-SO, permiten un paisaje heterogéneo salpicado con numerosas lagunas redondeadas de pequeñas tamaño. Este abanico de cordones arenosos conforma una red de avenamiento que confluye finalmente por el arroyo Carambola-Carambolita hacia la laguna laguna Paraná y posteriormente Laguna Medina. En la parte centro-norte varios cortes en las lomadas permiten la transferencia ocasional agua superficial hacia el S y SE

Figura 1.3. (A) Cuerpos de agua del macrosistema Iberá y su entorno (resaltados en blanco). (B) Topografía de la cuenca de los humedales del Iberá basada en los transectos topo-batimétricos realizados por INCYTH-ICA (Ferrati *et al.*, 2003). (C) Mapa indicativo de la dirección de escurrimiento en la cuenca del Iberá. (D) Imagen SAC-C de falso color obtenida a partir de los índices de calidad del terreno extraídos de una transformación MTC. (E) Mapa de unidades de paisaje de los Esteros del Iberá y entorno, elaborado por el INTA-Corrientes (Fundación Ecos, 2005). (F) Distribución espacial de la profundidad promedio del disco de Secchi (m) en grandes cuerpos de agua del Iberá y su entorno (Cózar *et al.* 2003).

La Región Nororiental se asienta sobre la depresión iberana, la cual una suave pendiente general NE-SO y una pendiente secundaria SE-NO. Se caracteriza por la baja velocidad del flujo de agua. Es la región que concentra las áreas de embalsados más extensas y de mayor espesor, además de los mayores lagos, generalmente con una forma redondeada. Destaca en la zona central de esta región (entre las Lagunas Luna e Iberá), una amplia zona embalsados altamente propicia a la acumulación de agua y al anegamiento (Fig. 1*. D).

La Región Meriodinal recibe los aportes de las Regiones Occidental y Oriental. En esta región se encuentran las mayores velocidades de escurrimiento y la mayor concentración de riachos. Concentra también grandes lagunas, pero de forma preferentemente alargada ya que ocupan antiguas o actuales vías de escurrimiento. Así, la tasa de renovación del agua de las lagunas es relativamente alta. Estas lagunas presentan mayor transparencia y menor concentración de material particulado en suspensión que las grandes lagunas de la Región Nororiental. Las concentraciones de ácidos húmicos son también las más altas del Iberá, lo que podría estar relacionado con el destacado desarrollo de la vegetación sumergida en lagunas y canales. Debido a la influencia de la ictiofauna migradora del Río Corriente, esta región caracteriza también por una mayor diversidad de peces (Bonetto *et al.* 1981a, 1981b). Además de los carnívoros sedentarios del Iberá (*Serrasalmus spp.*, *Hoplias malabricus* y *Hoplerythrinus uniteniatus*), la región sur presenta un cierto número de especies depredadoras migradoras de origen paranaenses que llegarían a estos ambientes a través del Río Corriente en desplazamientos de tipo

reproductivo. El tamaño de estas especies es relativamente mayor, destacando el dorado (*Salminus maxillosus*) y el sábalo (*Prochilodus platensis*).

1.3. Antecedentes bibliográficos

Los antecedentes bibliográficos relativos a las investigaciones realizadas en el macrosistema Iberá están bastante fragmentados (Fig. 1.4.). Las primeras exploraciones relevantes fueron realizadas por el Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas (INCYTH 1974a, 1974b, 1978) y por Juan J. Neiff (Neiff *et al.* 1977). Conforme a tales antecedentes, se pone de manifiesto la peculiaridad del ecosistema, único en Argentina y con pocos ecosistemas similares en otros lugares del mundo.

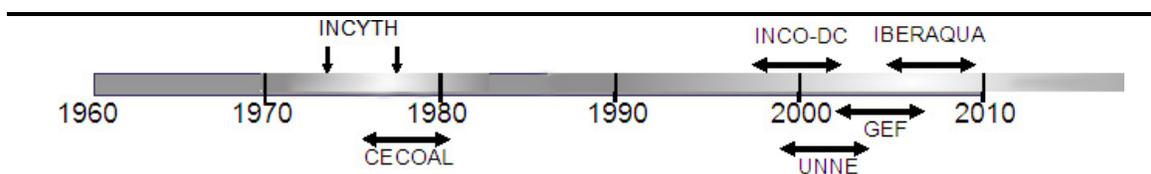


Figura 1.4. Exploraciones científicas más relevantes en el Iberá desde 1960 hasta la actualidad (ver texto).

INCYTH (Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas), CECOAL (Centro de Ecología Aplicada del Litoral), INCO-DC (Proyecto “*The Sustainable Management of Wetland Resources in MERCOSUR*”, programa de colaboración internacional de la Comunidad Europea con países en desarrollo), UNNE (Proyecto “Iberá”, Univ. Nacional del Nordeste), GEF (Proyecto GEF, Fundación ECOS-Banco Mundial), IBERAQUA (Proyecto “Iberaqua”, financiado por la FBBVA).

Entre 1977 y 1981 se desarrolló el estudio ecológico más amplio e intenso realizado hasta ahora en el macrosistema Iberá. Fue llevado a cabo por el Centro de Ecología Aplicada del Litoral, dirigido por Argentino A. Bonetto, en virtud de un convenio con el Instituto Correntino del Agua (ICAA). Esta valiosa exploración realizó un amplio recuento e inventariado de especies vegetales, de invertebrados acuáticos (tanto pelágicos, bentónicos como litorales) y de la ictiofauna. Este trabajo obtuvo además una caracterización y tipificación de los principales cuerpos de agua y formaciones vegetales del macrosistema. Es admirable que se realizasen mediciones en 6 lagunas del

macrosistema, Iberá, Luna, Galarza, Fernández, Medina y Trin. Sin embargo, debido a diversas dificultades, las campañas fueron muy irregulares (feb. 1977, feb. 1978, oct. 1979, sep. 1980) y de distinta intensidad, lo que provocó importantes restricciones a las líneas de investigación trazadas inicialmente (Bonetto *et al.* 1981b). Las limitaciones de los resultados dificultaron especialmente la determinación de los distintos patrones de variabilidad temporal y espacial en el macrosistema (Lancelle 1981). No obstante, se apreciaron algunas importantes diferencias sectoriales, aunque resultaron de difícil caracterización y evaluación.

A partir de 1981, se produce un gran vacío en la exploración científica del Iberá, hasta que en 1998 se pone en marcha, dentro del programa de colaboración internacional de la Comunidad Europea con países en desarrollo INCO-DC (1994-1998), el proyecto titulado "*The Sustainable Management of Wetland Resources in MERCOSUR*" y dirigido por Claudio Rossi (Universidad de Siena). Este fue un amplio proyecto multidisciplinar en el que colaboraron conjuntamente nueve universidades e institutos científicos de Italia, Portugal, Reino Unido, España, Brasil y Argentina, abarcando disciplinas como la meteorología, hidrología, botánica, zoología, economía y sociología. Destaca el esfuerzo por conocer la topografía, climatología e hidrología del macrosistema, información básica para poder avanzar en las relaciones entre ambiente y organismos. Este proyecto llevó a cabo estudios de campo más localizados (principalmente en el entorno de las Lagunas Iberá y Galarza), pero consiguió capturar con mayor definición diversos patrones de variabilidad estacional de la vegetación y, especialmente, de las comunidades acuáticas, desde bacterias hasta peces. La expresión de interés de la comunidad científica internacional por el macrosistema y su puesta en valor, parecieron marcar el inicio de una nueva y fructífera etapa de exploración científica, la cual coincide además con el comienzo de un rápido crecimiento de la demanda y oferta eco-turística del Iberá.

Factor abiótico	Aportaciones hasta 2008
Climatología	Rossi et al. (2002); EEA-INTA-Mercedes; Servicio Meteorológico Nacional Argentino
Hidrometría	Rossi et al. (2002); Sub-secretaría de Recursos Hídricos de la Nación
Topografía	INCYTH 1981, Canziani et al. (2002)
Geomorfología	EEA-INTA-Corrientes
Batimetría	Neiff (1981); Rossi et al. (2002)
Hidrodinámica	Canziani et al. (2002); Cózar et al. (2003)
Características físico-químicas del agua	Lancelle (1981, 2003); Cózar (2003), Rossi et al. (2002)
Características físico-químicas del sedimento	Varela y Bechara (1981), Momo et al. (2002), Cózar (2003)

Tabla 1.1. Aportaciones al conocimiento de las características ambientales (por factores abióticos) de los humedales del Iberá

En 1999, se pone en marcha el proyecto “Iberá”, dirigido por la Universidad Nacional del Nordeste (UNNE). Gracias a este proyecto, se pusieron en marcha estudios específicos sobre determinados grupos faunísticos de invertebrados (simulidos, tabanidos, termitas, hormigas, heterópteros) y vertebrados hasta entonces inexplorados (Álvarez, 2003). Destacan los avances en las exploraciones taxonómicas de la ictiofauna, y especialmente, los esfuerzos por determinar los patrones de variabilidad en términos de diversidad específica y trófica de la comunidad de aves (Giraudó et al. 2003). Aunque, de nuevo, estas comparativas a macroescala presentan el gran hándicap del desigual esfuerzo de muestreo espacial y temporal. Es destacable en el contexto de este proyecto de investigación, la inclusión por primera vez de estudios legislativos sobre la gestión del macrosistema.

Entre 2002 y 2005, se desarrolló el proyecto GEF, llevado a cabo por la Fundación ECOS y financiado por el Banco Mundial. El objetivo del proyecto se centró en la elaboración de una propuesta de un Plan de Manejo para el Iberá. Ente otros aspectos, es destacable la

recopilación y generación de gran cantidad de información (ej. unidades de paisaje) gestionada sobre un sistema de información geográfico, una metodología clave para el conocimiento, análisis y gestión a macroescala de un sistema tan vasto como el Iberá.

Grupo	Aportaciones hasta 2008
Fitoplancton	Zalocar de Dimitrovic (1981, 2003); Cózar (2003)
Zooplancton	Corrales de Jacobo y Frutos (1981); Frutos (2003); Cózar (2003)
Invertebrados bentónicos	Varela y Bechara (1981), Momo et al. (2002)
Invertebrados asociados a la vegetación acuática	Poi de Neiff (1993, 2003), Estévez et al. (2003)
Peces	Bonetto et al. (1981); Jacobo (2002); Almirón et al. (2003), Casciotta et al. (2005)
Flora	Neiff (1981, 2003); Carnevalli (1994), Arbo y Tressens (2002)
Invertebrados "terrestres"	Coscarón (2003a, b); Torales et al. (2003); Arbino y Godoy (2003)
Anfibios y Reptiles	Alvarez et al. (2003)
Aves	Giraudó et al. (2003)
Mamíferos	Fabri et al. (2003)

Tabla 1.2. Aportaciones a los inventarios de especies (por grandes grupos funcionales) en el Iberá

1.4. El proyecto IBERAQUA

El objetivo general del proyecto IBERAQUA es el avance en el conocimiento de la ecología del Iberá. Descifrar la ecología de gigante como el Iberá es un objetivo es muy ambicioso ya que implica conocer las interrelaciones de los seres vivos con el ambiente, y las interacciones entre los propios seres vivos. Las circunstancias que han permitido afrontar hoy un objetivo como éste son varias. En primer lugar, el bagaje científico de todos los proyectos llevados a cabo en el Iberá (Fig. 1.4). De hecho, una gran parte del trabajo del proyecto ha consistido en la recopilación e integración de datos ya existentes. Por otra parte, todos los participantes del proyecto ya poseen experiencia de trabajo en el Iberá a

través de los proyectos precedentes. En los últimos años, las facilidades logísticas que ofrece la Reserva del Iberá para el desarrollo de exploraciones de campo han aumentado enormemente. Asimismo, la disponibilidad y capacidad de las nuevas técnicas de análisis ha incrementado enormemente en la comunidad científica. El proyecto IBERAQUA ha innovado con diversos métodos (sensores remotos, vuelos aéreos, programas de simulación matemática de los procesos) con objeto de suplir, en parte, las deficiencias espacio-temporales de las expediciones de campo.

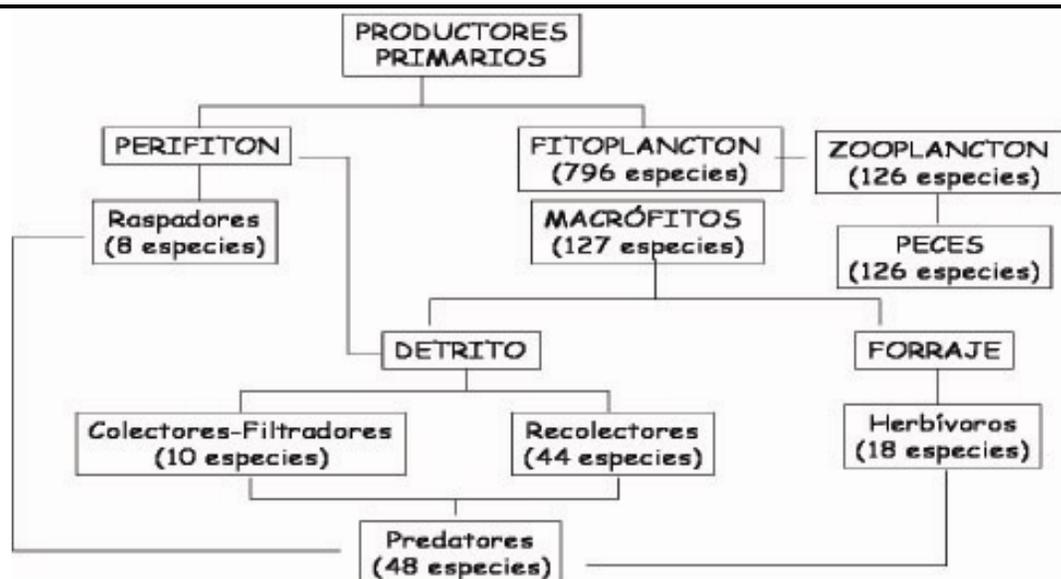


Figura 1.5. Número de especies de organismos de los distintos grupos funcionales registradas en los cuerpos de agua del Iberá.

El avance en el conocimiento ecológico se ha concretado en (i) la integración de resultados e identificación de relaciones entre especies (Tabla 1.2, Figura 1.5), (ii) establecimiento de los patrones de variabilidad espacio-temporal de las principales taxocenosis, (iii) identificación de los procesos (especialmente las variaciones del nivel de agua del Iberá) que explican la variabilidad de organismos. Durante el desarrollo de estos objetivos se prestará especial atención a los procesos de cambio derivados del Cambio Global, un aspecto de gran relevancia ecológica, pero que hasta ahora ha permanecido inexplorado en el Iberá. La capacidad de la Humanidad para transformar y consumir se ha multiplicado exponencialmente en las últimas décadas. Este poder se ha utilizado sin

plena conciencia de sus consecuencias, pero hoy existen evidencias inequívocas de que la actividad humana está afectando de forma profunda al planeta. El posible incremento de las perturbaciones en el funcionamiento de la biosfera es el mayor desafío al que se enfrenta la Humanidad, y requiere de la colaboración de científicos, gestores, y de toda la sociedad. Pero la comprensión y compromiso de la sociedad pasan por la obligación de la comunidad científica de dar a conocer la magnitud del problema. Los resultados del proyecto han revelado cómo el Cambio Global puede llegar a afectar a un gigante aislado y aparentemente inexpugnable como el Iberá (Tabla 1.3):

1) Transformación de los usos del suelo en el entorno del Iberá (silvicultura intensiva, arroceras,) y especialmente la creación de terraplenes de paso que interrumpen el escurrimiento natural del Iberá podrían inducir cambios sobre el ciclo del agua y ciertos nutrientes.

2) El incremento del número y escala de los desplazamientos y los intercambios de recursos facilitan la dispersión de especies. La introducción de especies exóticas por la actividad humana ha sido identificada como uno de los procesos más importantes en la pérdida de biodiversidad. Muchas especies exóticas se acomodan en los ecosistemas de acogida sin desplazar a las especies locales, pero otras se comportan de forma invasiva, desplazando a las especies autóctonas, pudiendo llegar a provocar cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Los impactos de las invasiones pueden operar incluso de forma indirecta a través de la introducción de nuevos parásitos o enfermedades ligadas a los invasores (ej. *Sus scrofa*) y sobre los cuales las especies locales no poseen protección. En este proyecto se han identificado y monitoreado las especies invasoras de mayor peligrosidad en el Iberá. (Tabla 1.4).

<i>Motor de cambio</i>	<i>Impacto sobre la evolución pasada</i>	<i>Previsión de impacto</i>	
<i>Alteración de hábitats (cambios de usos del suelo)</i>	<i>Bajo</i>	<i>Moderado</i>	
<i>Cambio climático</i>	<i>Bajo</i>	<i>Moderado</i>	<i>Muy Alto</i>
<i>Especies invasoras</i>	<i>Bajo</i>	<i>Moderado</i>	<i>Alto</i>
<i>Sobre-explotación de recursos</i>	<i>Moderado</i>	<i>Bajo</i>	
<i>Contaminación (nitrógeno, fósforo)</i>	<i>Bajo</i>	<i>Moderado</i>	

Tabla 1.3. Impactos previstos en el proyecto de los principales motores de cambio sobre la biodiversidad del Iberá.

3) Actualmente, el Iberá disfruta de un régimen de protección y vigilancia ante la sobre-explotación de sus recursos. No obstante, probablemente la principal amenaza ecológica que han afectado al macrosistema Iberá años atrás ha sido la caza furtiva, principalmente sobre el yacaré o caimán. Los yacarés fueron explotados legal e ilegalmente de manera interrumpida en Argentina entre 1950 y 1990. Debido a las dificultades de acceso al macrosistema Iberá la caza se centró en el margen oriental. A partir de 1990 las dos curtiembres más importantes y el principal acopiador de pieles de Corrientes son investigados y procesados cesando la actividad de caza casi por completo. A partir de los censos realizados en las Lagunas Luna, Galarza e Iberá se ha comprobado como desde 1990 los caimanes comienzan un período positivo de recuperación poblacional.

4) El cambio climático es probablemente el motor de Cambio Global capaz de generar impactos más preocupantes. El cambio climático conlleva efectos a gran escala y en

múltiples niveles, pudiendo afectar de forma profunda a la estructura y dinámica de los ecosistemas.

Especie		Introducción	Estado actual	Velocidad de expansión
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>		Anterior a 1980, Laguna Iberá	Laguna Iberá	Baja
<i>Cladium jamaicense</i>		Anterior a 1980, Laguna Fernández	Laguna Fernández, Laguna Iberá, ...	Moderada
<i>Sus scrofa</i>		Desconocida	Disperso en todo el macrosistema	Baja

Tabla 1.4. Evaluación de las especies invasora de mayor peligrosidad en el Iberá.

En concreto, los capítulos que se han incluido en el informe son los siguientes:

Capítulo 1: Presentación del ecosistema, antecedentes y avances del proyecto

Capítulo 2: Indicadores de la calidad del agua del Iberá

Capítulo 3: Diversidad de la vegetación

Capítulo 4: Diversidad específica y funcional de los macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática

Capítulo 5: Dinámica del paisaje

Capítulo 6: Abundancia de la macrofauna del Iberá a escala de cuenca

Capítulo 7: Dinámica de la línea de costa de las lagunas

Capítulo 8: Estructura y funcionamiento trófico de las lagunas del Iberá

Capítulo 9: Posibles tendencias del nivel de agua del Iberá frente al cambio climático

Capítulo 10: Posibles escenarios futuros en la estructura y funcionamiento de las lagunas

Capítulo 11: Distribución espacial de la macrofauna y posibles escenarios futuros

Por otra parte, durante el desarrollo del proyecto, la noticia de la construcción de diversos terraplenes de paso que interrumpían el escurrimiento natural del humedal saltó a los medios de información públicos nacionales con una gran repercusión social. Ésta no fue una de las amenazas inicialmente consideradas para su análisis en el proyecto. No obstante, el objetivo central de IBERAQUA era el análisis del impacto de las variaciones del nivel de agua sobre la biodiversidad del Iberá. Así, desde el proyecto, se realizó un informe que ha servido a los gestores como base para la toma de medidas ante estas perturbaciones (Anexo 1). Este informe ambiental así como los contenidos de las publicaciones científicas ya aceptadas no aparecen explícitamente en la presente memoria científico-técnica sino que están referidas en el Anexo 1.

1.5. Continuación de la investigación

Uno de los objetivos del proyecto era la puesta en marcha de un plan de seguimiento a largo plazo en distintas lagunas del humedal (ej. Conservation Land Trust). En colaboración de los gestores de la Reserva y las fundaciones locales existe un plan de seguimiento desde el verano de 2007, el cual se ha consolidado durante el proyecto y aspira a convertirse ya en una herramienta de gestión y vigilancia básica en los Esteros del Iberá. Las series, a pesar de su aun corta duración, ya han registrado uno de los años más secos en las últimas décadas (2008), en la que el nivel de agua llegó a bajar considerablemente. Las predicciones del proyecto apuntan a la escasez de agua como una de las principales amenazas futuras (Cap. 9, 10 y 11). El análisis de estas series (en elaboración) puede ayudar enormemente a comprender los efectos de las variaciones del nivel de agua sobre el Iberá, y a validar y mejorar las predicciones del proyecto (Fig. 1.6). El plan de seguimiento hasta ahora ha sido coordinado por el proyecto, pero en el último encuentro (Diciembre de 2008), la coordinación y control del plan de seguimiento fueron transferidos al Consejo Superior de Investigaciones Científicas de de Argentina (CONYCET). No obstante, la UCA mantendrá la colaboración con el CONYCET en este asunto.

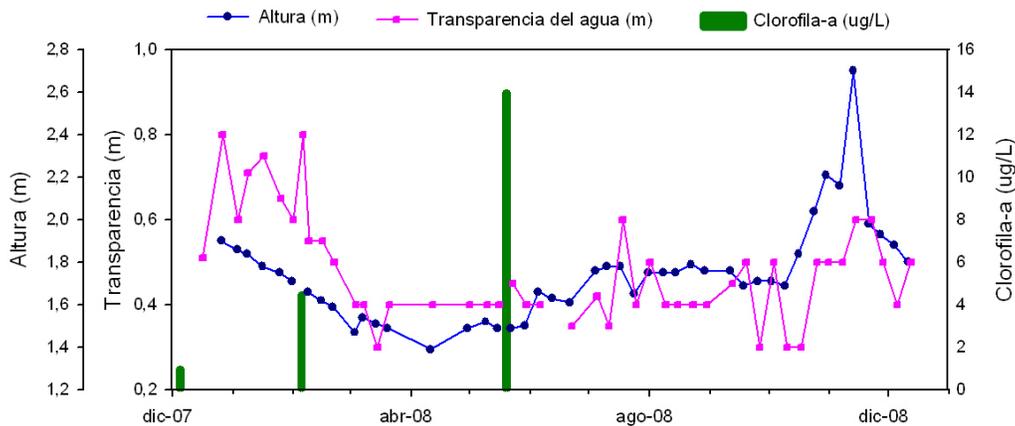


Figura 1.6. Curvas de nivel de agua, transparencia del agua (medida con el disco de Secchi) y clorofila para Laguna Iberá en el año seco 2008. Los valores normales de transparencia del agua medidos en Iberá para el periodo de verano austral (Enero-Febrero-Marzo) se corresponden con valores en torno a los 0.8 m (Cózar et al. 2003). El año 2008 mostró un descenso importante del nivel de agua provocado valores anormales de turbidez (< 0.4 m) junto con un incremento importante de los valores de clorofila. Estas observaciones están en concordancia con las predicciones de los modelos desarrollados en este proyecto (Cap. 10, Fig. 10.2)

El proyecto IBERAQUA ha estado colectando información hasta el final de proyecto (ej. Fig. 1.6), y existen aun programadas algunas campañas finales por parte de los grupos argentinos. Aunque gran parte de los resultados necesitan aún de un procesado y una discusión más detenida, en la presente memoria se aprecia la variada y valiosa cantidad de información generada. En el encuentro llevado a cabo en Septiembre de 2007, atendiendo a los resultados obtenidos y la experiencia de los grupos participantes en el macro-ecosistema de estudio, se acordó la solicitud de publicación bajo el sello de la FBBVA de un libro divulgativo que fuese un producto tangible del proyecto. Esta solicitud se les hizo llegar en Octubre de 2008 y, de acuerdo a sus sugerencias, se les vuelve a plantear en esta ocasión. El libro llevaría por título “LOS HUMEDALES DEL IBERÁ: ECOLOGÍA Y TENDENCIAS FRENTE AL CAMBIO GLOBAL”. La extensión de los objetivos iniciales del proyecto hacia otros motores de cambio además del nivel de agua responde a la necesidad de difundir la gran cantidad de información recogida en el proyecto (ver Tabla 1.3). El tiempo necesario para la elaboración del texto del libro rondaría los 6 meses, tiempo necesario

para terminar de analizar los resultados y, sobre todo, integrar toda la información disponible. El índice tentativo del libro es el siguiente:

CAPÍTULO 1: LOS HUMEDALES DEL IBERÁ Y EL CAMBIO GLOBAL

Contenido: Basado en el capítulo 1 de la presente memoria

BLOQUE A: ECOLOGÍA DE LOS HUMEDALES DEL IBERÁ

CAPÍTULO 2: TIPOS DE LAS LAGUNAS EN EL IBERÁ

Contenido: Basado en los capítulos 2, 3 y 4 de la presente memoria. La diferenciación generalizada en estructura trófica, diversidad específica y funcionamiento ecológico entre las lagunas redondeadas y las alargadas es una línea de trabajo que aunque está en proceso, está arrojando resultados de gran interés (Fig. 1.7)

CAPÍTULO 3: DINÁMICA DEL PAISAJE

Contenido: Basado en los capítulos 3 y 5 de la presente memoria..

CAPÍTULO 4: ABUNDANCIA DE MACROFAUNA A ESCALA DE CUENCA

Contenido: Basado en el capítulo 6 de la presente memoria.

CAPÍTULO 5: DINÁMICA DE LOS EMBALSADOS, LOS SUELOS FLOTANTES

Contenido: Basado en el capítulo 7 y en información colectada en el proyecto pero no presentado en la presente memoria (mapeado de espesores de embalsados en el Iberá).

CAPÍTULO 6: FUNCIONAMIENTO TRÓFICO DE LAS LAGUNAS

Contenido: Basado en el capítulo 7 de la presente memoria.

BLOQUE B: AMENAZAS Y TENDENCIAS FRENTE AL CAMBIO GLOBAL

CAPÍTULO 7: Tendencias del nivel de agua del Iberá frente al cambio climático

Contenido: Basado en el capítulo 9 de la presente memoria.

CAPÍTULO 8: Posibles escenarios futuros en la estructura y funcionamiento de las lagunas

Contenido: Basado en el capítulo 10 de la presente memoria.

CAPÍTULO 9: DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA MACROFAUNA Y POSIBLES ESCENARIOS FUTUROS

Contenido: Basado en el capítulo 10 de la presente memoria.

CAPÍTULO 10: Invasiones biológicas en el Iberá

Contenido: Estudio específico centrado en las tres especies invasoras más preocupantes del Iberá (Tabla 1.4). Durante este proyecto se prestado especial esfuerzo en recolectar información sobre la evolución y distribución de estas tres especies, alguna de esta información se presenta en los capítulos 2 y 5 de esta memoria. CECOAL tiene programado muestreos específicos para el estudio de ellas.

CAPÍTULO 11: Usos del suelo en el entorno de Ibera

Contenido: Basado en informe ambiental sobre los terraplenes (Anexo 1) y en un estudio específico sobre la evolución histórica de los usos del suelo en el entorno del Iberá (en curso) (Fig. 1.8)

CAPÍTULO 12: RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN DE LOS HUMEDALES DEL IBERÁ

Contenido: Capítulo sintético basado en las conclusiones de los capítulos anteriores.

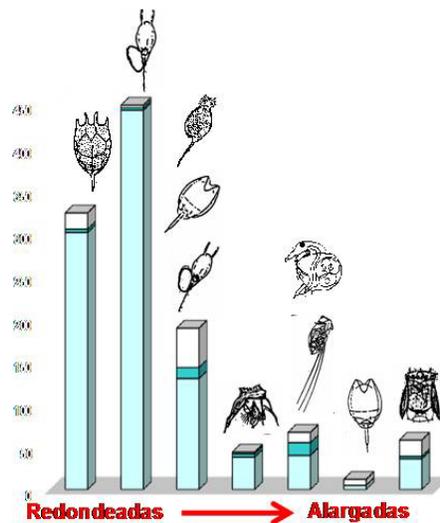


Figura 1.7. Arriba: Abundancia de zooplancton en un gradiente desde lagunas redondeadas a lagunas alargadas. Abajo: Pirámides tróficas indicativas de los dos grandes tipos de lagunas del Iberá

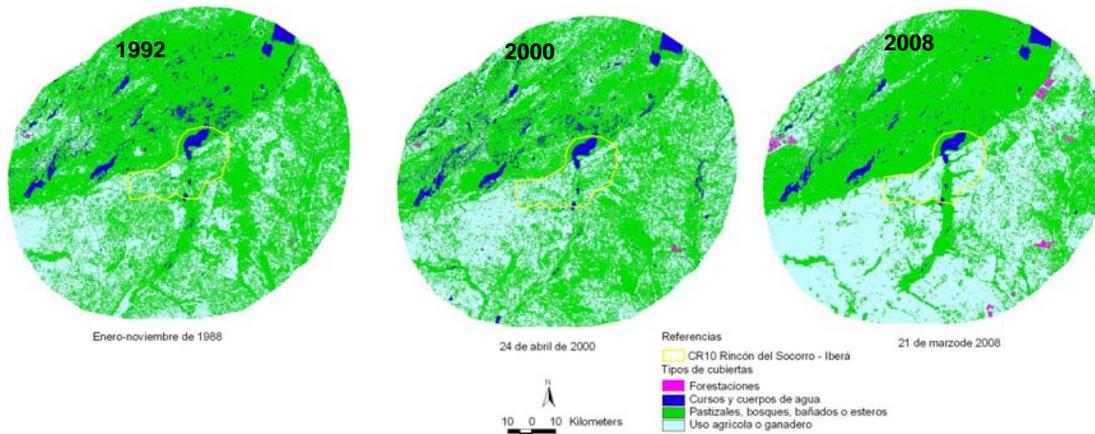


Figura 1.8. Usos del suelo en el entorno del Iberá en los años 1992, 2000 y 2008.

En mi opinión, la edición de un libro final sería un producto que, con un bajo coste en relación con la inversión ya realizada por la FBBVA, aportaría mucha mayor proyección e impacto social y medioambiental al proyecto. En Argentina, existe gran interés por los resultados del proyecto. Prueba de ello es que, si el libro fuese editado, representantes del Gobierno de Corrientes ya han expresado su interés en la adquisición de 100 ejemplares, *Conservation Land Trust* también ha expresado su interés en la adquisición de otros 100 ejemplares. Por otra parte, se han sondeado las organizaciones que respaldarían el libro, y se ha confirmado el respaldo de RAMSAR, Aves Argentinas y *Bird Life Internacional*, la Comisión Nacional de Actividades Espaciales de Argentina (CONAE), y una serie de fundaciones argentinas (Fundación Iberá, Fundación Vida Silvestre, Proteger).

Por estas razones, me permito solicitar a la Fundación BBVA un apoyo económico extra para la edición un libro final del proyecto.

Capítulo 2

Indicadores de la calidad del agua del Iberá

Probablemente, la condición ambiental más relevante de un humedal tiene que ver con la cantidad y calidad del agua. La calidad del agua de los humedales, por su escasa profundidad, es fuertemente dependiente de la energía solar que reciben y de las características de sus sedimentos y su vegetación. A su vez, la calidad del agua condiciona directamente a las comunidades acuáticas que alberga. En los humedales tropicales como el Iberá, la cantidad total de radiación recibida en un período es varias veces superior a lo que ocurre en aquellos humedales de los climas templados. La consecuencia de esto no es sólo la mayor evaporación y sus consecuencias (concentración de solutos, por ejemplo) sino también los flujos biogeoquímicos que se producen en sistemas con flujo energético alto (enorme producción orgánica, acumulación de sustancias en el agua y en el suelo, principalmente compuestos orgánicos en variable grado de descomposición). Adecuando una expresión de E. Odum, podría decirse que *“los humedales tropicales humean”*, es decir, liberan grandes cantidades de compuestos orgánicos imperfectamente descompuestos (ácidos húmicos, fúlvicos, otros), que tienen fuerte efecto sobre el ambiente lumínico

del ecosistema acuático, sobre el régimen térmico y sobre la productividad del plancton. En este sentido, las condiciones de los cuerpos de agua del Iberá son particulares. Los grandes lagos no están limitados por bordes minerales sino por suelos orgánicos (Histosoles) formados por actividad de la vegetación acuática y palustre. En estos grandes lagos, el espejo de agua es generalmente menor de la quinta parte de la superficie de la cuenca, el área restante está ocupado por suelos turbosos embebidos en agua. El estudio de la dinámica de la materia orgánica disuelta en los cuerpos de agua ha producido las primeras publicaciones científicas derivadas del proyecto. Estos estudios publicados o en prensa no están incluidos en este capítulo sino en el Anexo 1.

Pequeños cambios en el nivel hidrométrico del sistema, por lluvias por ejemplo, determinan flujos horizontales entre los esteros y las lagunas. Es decir que las diferencias espaciales en la calidad de las aguas dependen grandemente del comportamiento hidrológico y éste, de la estacionalidad climática anual e interanual (Cózar et al. 2003; Rossi et al. 2003). Para entender la calidad de las aguas de las lagunas, necesitamos también conocer las aguas de los esteros y viceversa porque constituyen dos caras de una misma moneda. Éste será uno de los aspectos considerados en este capítulo. El primer objetivo ha sido valorar la variabilidad espacial del humedal de Iberá utilizando como indicadores las concentraciones de algunos analitos y las condiciones físicas y biológicas (abundancia de los distintos niveles tróficos del plancton, diversidad planctónica) de distintos sitios de Iberá.

Dado que se dispone de información para el período 1976-80 (CECOAL, 1981; Lancelle, 2003); para 1999-2000 (Cózar et al. 2003) y para 2007-08 (datos de este estudio) en los mismos ambientes, el segundo objetivo fue conocer la variabilidad histórica del sistema. Los análisis históricos constituyen una vía, compatible con los modelos predictivos (Cap. 10), para entender los distintos escenarios futuros ante el cambio climático global o el incremento poblacional en la periferia del humedal.

2.1 Estrategia de colecta de muestras

En razón que el Iberá se encuentra principalmente alimentado por lluvias y teniendo en cuenta las fechas en que se disponía de información en décadas previas, se

realizaron seis campañas para colecta de muestras, en febrero, junio, octubre y diciembre de 2007, y en febrero y abril de 2008.

Los ambientes considerados fueron:

Laguna Iberá		
Estación	Latitud	Longitud
Centro (Norte)	28°29'48''S	57°09'13'' O
Centro (Sur)	28°33'57''S	57°10'28'' O
Piedraplén	28°32'36''S	57°11'32'' O
Horquilla	28°26'46''S	57°05'32'' O
Laurel-Ti	28°27'33''S	57°07'21'' O
Canal Miriñay	28°35'02''S	57°10'57'' O

Laguna Galarza		
Estación	Latitud	Longitud
Centro	28°04'00''S	56°43'16'' O
Canal Isirí	28°04'50''S	56°44'17'' O
Valetón	28°05'10''S	56°41'57'' O
Arroyo Yacaré	28°03'03''S	56°41'16'' O

Laguna Luna		
Estación	Latitud	Longitud
Centro	28°05'13''S	56°46'14'' O
Norte	27°59'55''S	56°48'33'' O
Manga	28°00'39''S	56°48'41'' O

Laguna Itatí		
Estación	Latitud	Longitud
Centro	28°42'28''S	58°06'27'' O

Río Corriente		
Estación	Latitud	Longitud
Centro	28°42'41''S	58°07'15'' O

Laguna Paraná		
Estación	Latitud	Longitud

Centro	28°16'26''S	57°26'36'' O
Arroyo Carambola	28°15'19''S	57°26'19'' O

*Ver ubicación de las lagunas en el capítulo 1.

Las muestras provenientes de Valetón de laguna Galarza, de Canal Miriñay, Laguna Iberá Horquilla, Iberá Laureltí y arroyo Carambolas, son representativas de las áreas de esteros, en tanto que el resto (con excepción del río Corriente) son representativas de las grandes lagunas incluidas en el paisaje de esteros.

Las muestras de agua fueron tomadas a 30cm de profundidad y refrigeradas hasta su procesamiento en laboratorio, que se completó dentro de los 20 días posteriores a la toma. Las mediciones de temperatura, transparencia, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto fueron tomadas en campo con sensores de lectura digital. Para la determinación de clorofila a, se filtraron en campo muestras de 200-300 ml. Los filtros de fibra de vidrio (Watman, tipo GFC) fueron fijados con una solución de carbonato de magnesio y mantenidos en refrigeración en recipientes oscuros hasta su procesamiento, que se produjo siempre en la semana posterior a la toma de la muestra. Las muestras para determinación de nitrógeno y fósforo fueron conservadas libres de burbujas, en oscuridad, a temperatura de 5-8°C.

Se tomaron muestras cualitativas y cuantitativas para el análisis de fitoplancton. Las primeras, destinadas al estudio sistemático, fueron concentradas con una red de plancton de 25 µm de malla y fijadas con formaldehído al 4%. Las segundas (cuantitativas), se extrajeron sub-superficialmente sin concentrar y fueron fijadas *in situ* con lugol- acético.

La colectividad de algas de los lagos del Iberá es una de las mejores conocidas, con análisis que datan de fines de los años setenta (Zalocar de Domitrovic, 2003). Como es conocido, la riqueza de especies, la dominancia numérica de algún taxon y la presencia y abundancia de ciertas especies tiene carácter diagnóstico porque las algas responden fielmente a los cambios en las condiciones del ambiente, especialmente a modificaciones en el ambiente físico y químico. La estimación de la densidad del

fitoplancton fue realizada por el método de Utermöhl (1958) en microscopio invertido. La diversidad específica (H') fue calculada utilizando el índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963) y la riqueza de especies (RE) fue referida al número de taxones por muestra, registrados en las cámaras de recuento.

Al comienzo de los muestreos, en febrero de 2007, las lagunas de Iberá se encontraban en la misma condición hidrométrica que en igual fecha de 1977. Sin embargo, en los meses subsiguientes, por efecto de la falta de lluvias, se produjo una bajante excepcional que dejó a la mayor parte de los esteros descubiertos de agua y a las lagunas con profundidad unos ochenta centímetros por debajo de los niveles históricos, situación que fue más notoria al final del verano de 2008.

2.2. Variabilidad espacio-temporal de la calidad del agua del humedal

Seguidamente se presenta una muestra general del tipo de datos obtenidos:

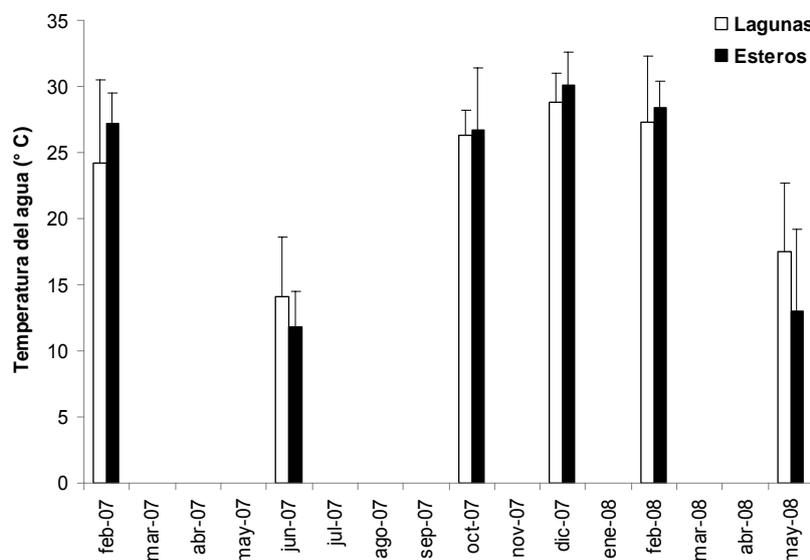


Fig. 2.1. Temperatura del agua. Parece evidente que la masa de agua de las lagunas, por su volumen, tiene mayor inercia térmica que los esteros, donde se da menor circulación del agua y una capa más delgada de agua. Esta información fue de interés para efectuar correcciones sobre el balance térmico del sistema y los cálculos de evapotranspiración.

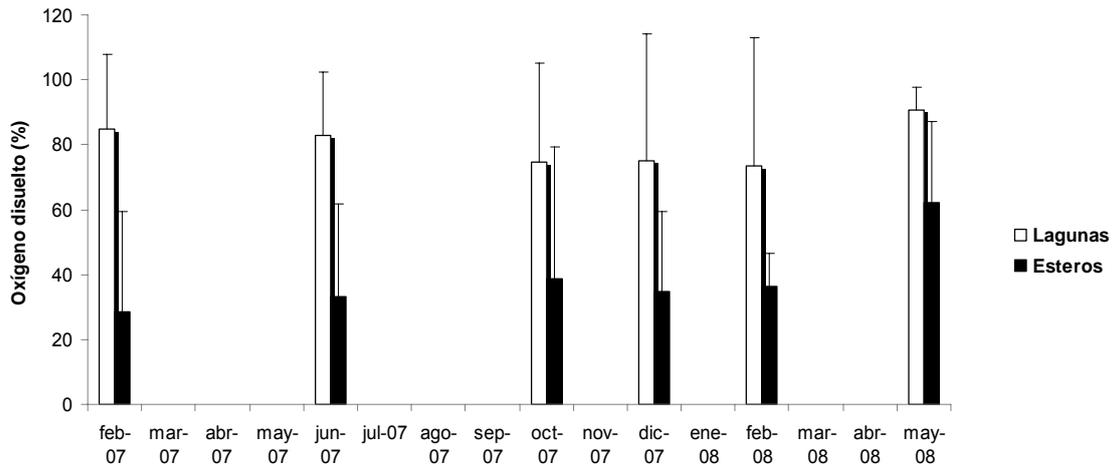


Fig. 2.2. Oxígeno disuelto. Los esteros constituyen en torno al 80 por ciento del paisaje de Ibera y tienen permanente deficiencia de oxígeno en sus aguas. Esta constante deficiencia en la concentración de oxígeno en los esteros y el pH bajo podrían explicar en parte las diferencias encontradas en las comunidades planctónicas y en la vegetación sumergida y sus organismos asociados. La mayor frecuencia en la vegetación acuática de *Cabomba caroliniana* y *Utricularia foliosa* es coherente con estas condiciones del medio físico y químico propio de los esteros (Cap. 3).

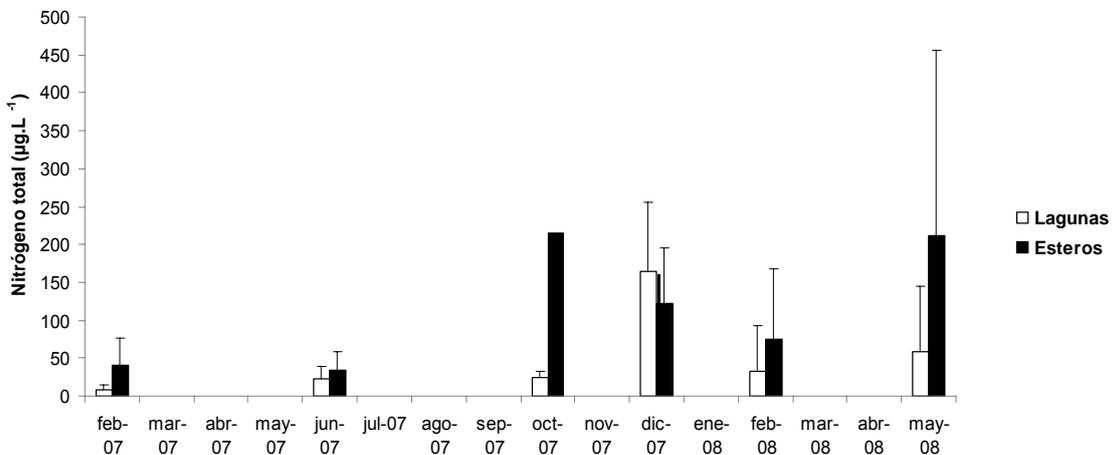


Fig. 2.3. Nitrógeno total. La suma del nitrógeno titulado como amonio y nitratos más nitritos expresa en alguna medida la disponibilidad de este nutriente en las aguas y representa en cierto modo la potencialidad de desarrollo del fitoplancton. La concentración de nitrógeno total fue siempre baja en las lagunas. La baja disponibilidad de nitrógeno explicaría el escaso desarrollo de plantas flotantes libres en las lagunas del Ibera, especialmente *Eichhornia crassipes*. Podría esperarse que esta situación fuese diferente en las aguas de los esteros. Sin embargo, allí las plantas flotantes libres no encuentran un ambiente permanente para cumplir su ciclo biológico, sin contar además, que en algunos casos el pH se encuentra por debajo de cinco unidades, constituyendo otra limitación para los pleustofitos.

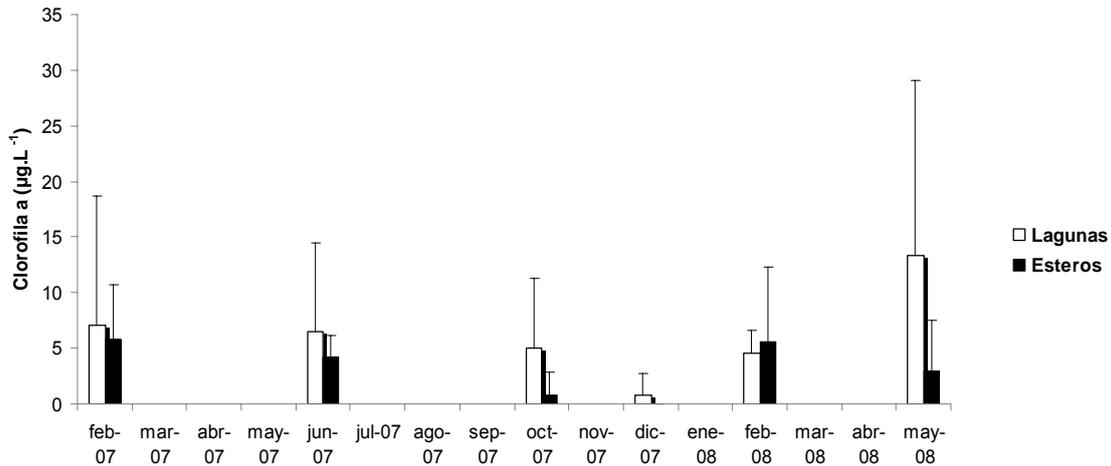


Fig. 2.4. Concentración de clorofila. La concentración de clorofila en las aguas superficiales es un estimador sintético de la cantidad de algas del fitoplancton. La concentración de clorofila a siempre fue mayor en las lagunas que en los esteros, sin embargo en estas áreas palustres siempre pudo medirse clorofila lo que ratifica la permanencia de un fitoplancton en los esteros, a diferencia de lo encontrado por Carter y Beadle en los esteros del Chaco Paraguayo, próxima a la región del Ibera-Ñeembucu (Carter y Beadle, 1932). Esta característica habría sido una de las determinantes para separar ecológicamente esteros y lagunas (Ringuelet, 1962).

La información comentada señala que se puede diferenciar dos subsistemas funcionalmente distintos: las lagunas y los esteros. En los esteros predomina la producción y acumulación de la materia orgánica, en las lagunas los procesos oxidativos (Neiff 2003, 2004). Las lagunas son acumuladores de calor con mayor homeostasis que los esteros, donde las variaciones térmicas estacionales son más amplias. Sin embargo, queda el interrogante respecto que si todas las lagunas y todos los esteros que las circundan tienen el mismo comportamiento físico y químico. La primera apreciación de los datos procesados deja la conclusión de que no todos los parámetros analizados se comportan de la misma manera, por lo que corresponde el análisis espacial de cada parámetro para lograr una mejor idea.

Se realizaron dendrogramas y análisis de ordenación en el espacio bidimensional (NMDS) para todas las variables, y la enorme mayoría arrojó una diferenciación entre las lagunas alargadas y aquellas (sub-)redondeadas de la Región Nororiental (Laguna Iberá, Luna, Galarza). (Fig. 2.5 y 2.6)

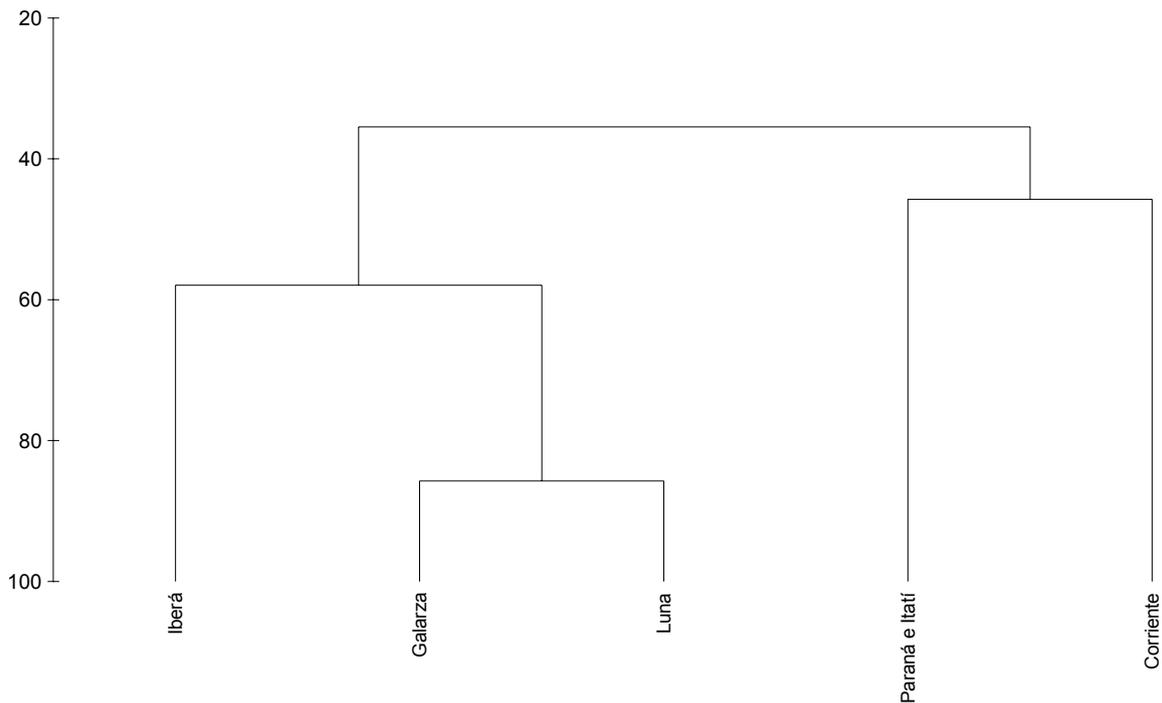


Figura 2.5. Ejemplo de dendrograma con datos de clorofila *a* del agua en las lagunas. Las lagunas Galarza y Luna son las más semejantes, formando un cluster en 85.73%, a las que se les une la Iberá con 57.95%. El río Corriente y las lagunas Paraná e Itatí son similares en un 45.74%.

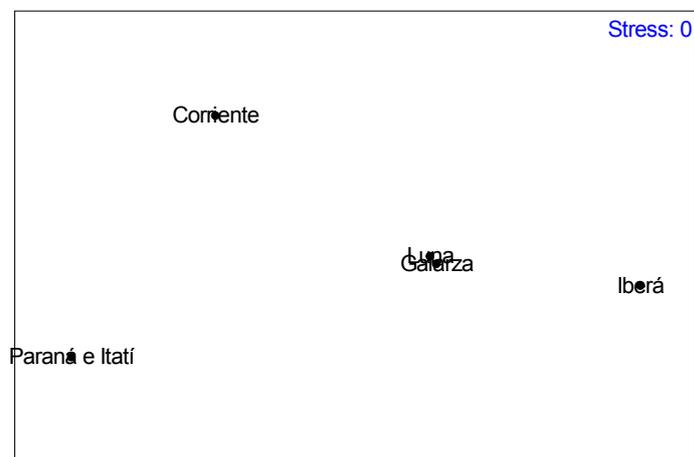


Figura 2.6. La ordenación en el espacio bidimensional (NMDS) tiene un muy bajo stress final (0.0). El procesamiento con datos de clorofila *a* de las lagunas produjo buena separación de sitios en ambos ejes: las grandes lagunas se ubicaron en el cuadrante derecho, agrupándose las lagunas Luna y Galarza; las lagunas Paraná e Itatí y el río Corriente se dispusieron en el cuadrante izquierdo, separándose en dos ángulos opuestos.

2.3. Diversidad y variabilidad espacio-temporal del plancton

2.3.1 Descripción de las comunidades fitoplanctónicas

Laguna Luna: La densidad del fitoplancton fue más elevada en el área limnética y central de la laguna en el rango de 6490 (Jun/07) a 11437 ind. ml⁻¹ (feb/08), con valores promedio de 8666 ind. ml⁻¹. En este sector las cianobacterias predominaron la mayor parte del año con *Planktolyngbya subtilis* y *P. contorta* como organismos más frecuentes. En el extremo norte, las mencionadas especies de cianobacterias fueron dominantes en verano (feb/07 y feb/08) y otoño (may/08). Durante las colectas de principio de invierno (jun/07) y de primavera (oct y dic/07), predominaron las Chlorophyta. Otros grupos subdominantes fueron las Bacillariophyceae en la est. A Norte en Dic/07 y en la est. C (zona limnética central de la laguna) en los muestreos de primavera (oct/07 y dic/07) y otoño (may/08).

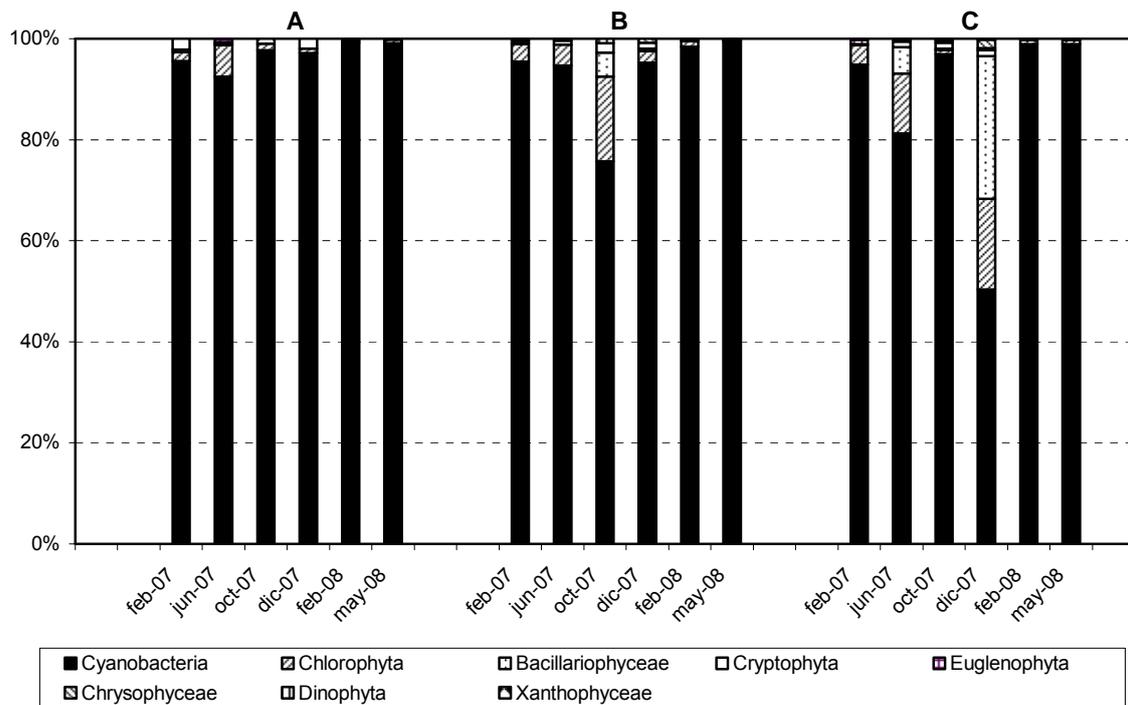


Fig. 2.7. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton de la laguna Iberá (período 2007-08). Estaciones de colecta. **A:** estación Norte. **B:** piedraplen; **C:** Sur.

Laguna Galarza: De menor superficie y próxima a la laguna Luna, se conecta con ésta a través del canal Isirí, el cual fue considerado en este estudio como el colector de las aguas de laguna Galarza. Por lo tanto esta información permitiría una visión sinóptica de la variabilidad de laguna Galarza.

La densidad del fitoplancton en el área limnética en general fue más baja ($R=317-5408$) que en el canal Isirí ($767-11383 \text{ ind. ml}^{-1}$). En ambas estaciones de muestreo las especies dominantes fueron las mismas que las registradas en la laguna Luna (*Planktolyngbya subtilis* y *P. contorta*). La dominancia de estas especies en ambas lagunas, no difirió mayormente de lo observado en estudios realizados anteriormente (período 1978-1980).

Laguna Iberá: La densidad del fitoplancton fue elevada, con un rango de variación entre 1771 (Est. Sur, oct/07) y 331624 ind. ml^{-1} (Est. Norte, feb/08). Los valores máximos se registraron en la Estación Norte-centro, durante las colectas de verano y otoño de 2008. Durante la mayor parte del año predominaron las cianobacterias, representando entre 50 y 100% del fitoplancton total, siendo *Cylindrospermopsis raciborskii* la especie dominante. La dominancia de esta especie con valores superiores al 50%, al igual que la presencia de *Planktolyngbya subtilis* y *P. contorta* no difirió mayormente de lo observado en estudios anteriores (Zalocar de Domitrovic, 2003) detectándose actualmente valores de densidad más elevados.

Laguna Itatí: El fitoplancton, en baja densidad, estuvo representado principalmente por tres grupos taxonómicos: Chlorophyta (Volvocales unicelulares y Chlorococcales: géneros *Scenedesmus*, *Monoraphidium* y *Coelastrum*), Cryptophyta (*Cryptomonas* spp.) y Bacillariophyceae (*Nitzschia*, *Navicula* y otros géneros de diatomeas pennadas). La H' en general se mantuvo entre 2,6 y 3,6 bits ind.^{-1} .

Laguna Paraná: Se procesaron dos colectas: una a fines de primavera (16/12/07) y otra durante el verano (19/02/08). La densidad del fitoplancton fue más elevada que en la laguna Itatí (Tabla 2.1). En el primer muestreo hubo predominio de Chlorophyta (*Monoraphidium contortum*, *M. griffithii*, *Scenedesmus* spp.) y Cryptophyta (*Cryptomonas* spp.), mientras que en el segundo muestreo (verano) fueron dominantes las cianobacterias de los géneros *Aphanizomenon* y *Anabaena*.

Esteros: La densidad del fitoplancton en los esteros tuvo un rango muy amplio de variación, entre 99 (feb/07) y 34629 ind. ml^{-1} (feb/08), como por ejemplo en el Valetón

de la laguna Galarza. En esta zona del Valetón y en un afluente de la misma laguna, el Arroyo Yacaré, predominaron varios grupos taxonómicos, entre ellos Chlorophyta, Cryptophyta y Bacillariophyceae. Una baja densidad de fitoplancton se observó en las áreas vegetadas, particularmente en el punto denominado Horquilla en el extremo Norte de la laguna Ibera, donde fueron muy frecuentes las especies de *Cryptomonas*. En el Canal Miriñay, que desagua extensos esteros hacia laguna Iberá, en su extremo Sur, durante la mayor parte del año predominaron las Cryptophyta, con la excepción de las colectas de verano de 2007 y de verano y otoño de 2008 en que hubo dominancia de *C. raciborskii*. En la Est. Horquilla, en extensos esteros que desaguan a laguna Iberá desde el norte, también predominaron las Cryptophyceae (*Cryptomonas* spp.), con excepción del muestreo de Jun/07 en que algas verdes unicelulares del género *Chlorella* fueron dominantes.

Arroyo Carambola y Rio Corriente: En el Arroyo Carambola se realizaron dos muestreos en las mismas fechas que los realizados en la laguna Paraná: 16/12/07 y 19/02/08. En ambas colectas la densidad del fitoplancton fue elevada con predominio de Chlorophyta (*Oocystis*, *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus ecornis*, *Crucigeniella*) y Cryptophyta (*Cryptomonas* spp.) en dic/07 y dominancia de estas últimas en feb/08. La densidad de fitoplancton fue baja, en relación a estudios anteriores, lo Arroyo Carambolas que también ocurrió en el muestreo del arroyo Carambola. Tres grupos taxonómicos estuvieron bien representados: Bacillariophyceae (*Nitzschia*, *Synedra*, *Cyclotella*, *Navicula*), Cryptophyta (*Cryptomonas* spp.) y Chlorophyta (*Monoraphidium* spp., *Scenedesmus* spp. y otras Chlorococcales).

- En síntesis, durante el período 2007-08, el fitoplancton de las tres lagunas del norte (Luna, Galarza e Iberá), presentó un ligero incremento de la densidad total con respecto a estudios anteriores (período 1978-80), registrándose los valores máximos en la laguna Iberá. En éstos ambientes continuaron predominando las cianobacterias con las mismas especies dominantes: *Cylindrospermopsis raciborskii* en la laguna Iberá y *Planktolyngbya subtilis* y *P. contorta* en las lagunas Luna y Galarza (Tabla 2.1).

En la laguna Iberá se observaron variaciones importantes en la proporción relativa de los grupos taxonómicos (Fig. 2.7 y 2.8), con un notable incremento de cianobacterias y disminución de la diversidad de la colectividad. El aumento de *C. raciborskii* en esta laguna probablemente esté relacionado a la influencia antrópica, por la presencia de asentamientos urbanos en sus márgenes. *C. raciborskii* es una especie altamente competitiva y suele tener su óptimo crecimiento en primavera y/o verano cuando las temperaturas son elevadas, ocasión en que las floraciones y la producción de toxinas podrían comprometer la calidad del agua para consumo humano o de animales.

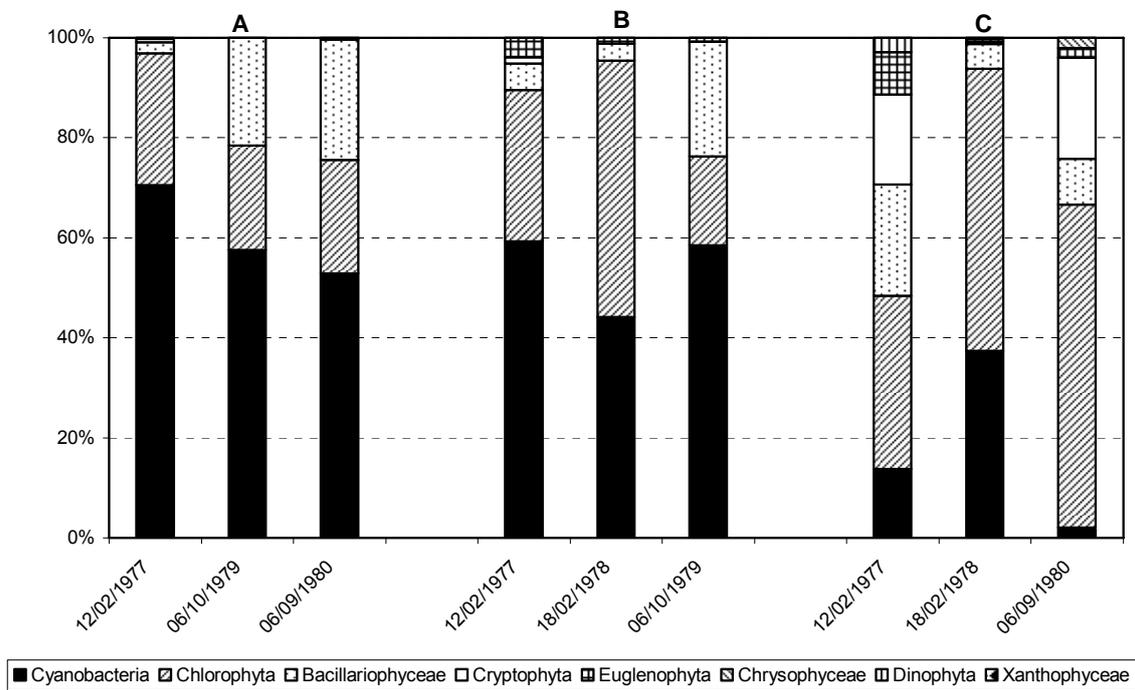


Fig. 2.8. Abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton de la laguna Iberá (período 1978-80). Estaciones de muestreo Estaciones de colecta. **A:** estación Norte. **B:** Piedraplen; **C:** Sur.

Estas lagunas del norte del sistema, con alta densidad de cianobacterias se diferencian de las del sur (Fernández, Medina y Trin) donde los valores de abundancia suelen ser comparativamente más bajos y donde predominan las algas verdes y diatomeas. Estos ambientes presentan una mayor variedad de especies (principalmente desmidiáceas) y una mayor riqueza específica de macrófitos sumergidos (Cap. 3).

El río Corriente y el arroyo Carambola tienen flujo lento y con vegetación marginal de esteros y bañados presentando una amplia variedad de algas euplanctónicas (limnéticas) y ticoplanctónicas (características de esteros y lagunas). El río Corriente, el más importante del sistema por su caudal y longitud, en estudios anteriores se observó que en sus cabeceras presenta mayor abundancia y variedad de especies ticoplanctónicas que aguas más abajo (aproximadamente a 40 Km.) debido a la selectividad del plancton con adaptaciones a condiciones lólicas. No se encontraron diferencias significativas con respecto a lo conocido para décadas atrás, aun en las muestras correspondientes a aguas muy bajas del sistema (febrero y mayo de 2008).

Tabla 2.1 Valores promedio comparativos de abundancia, diversidad, riqueza específica y grupos o especies dominantes del fitoplancton en los períodos 2007-08 y 1978-80.

Ambientes	Período 2007-08					Período 1978-1980				
	Est.	Fitop. (ind.ml ⁻¹)	Especies o grupos dominantes	H' (bits/ind)	RE	Fitop. (ind.ml ⁻¹)	Especies o grupos dominantes	H' (bits/ind)	RE	Total taxa
L. LUNA	A	3709	<i>Planktolyngbya subtilis, P. contorta</i>	2,3	20					
	B	4229	<i>Planktolyngbya subtilis, P. contorta</i>	2,9	25	6354	<i>Planktolyngbya subtilis, P. contorta</i>	3,6	36	101
	C	8666	<i>Planktolyngbya. subtilis, P. contorta</i>	2,4	24					
L. GALARZA	A	1555	<i>Planktolyngbya subtilis, P. contorta</i>	2,7	21	2629	<i>Planktolyngbya subtilis, P. contorta</i>	3,15	32	157
	B	3826	<i>Planktolyngbya subtilis, P. contorta</i>	2,9	26					
L. IBERA	A	99987	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0,6	11	25921	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3,04	42	87
	B	41605	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1,3	14	14039	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	3,9	41	112
	C	63376	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	1,1	15	2343	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4,1	43	216
ESTEROS										
CANAL YACARE	A	677	Chlorophyta, Cryptophyta	1,0	15					
VALETON	B	8873	Chlorophyta, Cryptophyta	2,3	19					
Aº CARAMBOLAS	C	432	Chlorophyta, Cryptophyta	2,9	24	331	Chlorophyta, Bacillariophyceae			

LAUREL TI	D	17779	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>		1,1	9						
HORQUILLA	E	433	<i>Cryptomonas</i> spp.		3,0	22						
MIRIÑAY	F	9660	<i>Cryptomonas</i> spp.		2,2	18						
L. ITATI	C	140	Chlorophyta, Bacillariophyceae	Cryptophyta,	3,2	21				s/m		
L. PARANA	C	712	Chlorophyta, Cyanobacteria	Cryptophyta,	3,7	27				s/m		
L. FERNANDEZ	C			s/m			1200		Chlorophyta, Bacillariophyceae	3,7	27	102
	P			s/m			49		Chlorophyta, Bacillariophyceae	3,9	17	258
L. MEDINA	C			s/m			341		Chlorophyta, Bacillariophyceae	4,5	41	129
L. TRIN	C			s/m			631		Chlorophyta, Bacillariophyceae	4,0	31	319
RIO CORRIENTE	C	255	Bacillariophyceae, Chlorophyta	Cryptophyta,	2,8	21	525		Chlorophyta, Bacillariophyceae, Cryptophyta	4,6	39	84

2.3.2. Descripción de las comunidades zooplanctónicas

La colectividad de organismos microscópicos que viven suspendidos en el seno del agua constituye la base alimentaria de muchos organismos, especialmente peces filtradores que, en muchas lagunas de la región del Iberá, llegan a controlar la abundancia y estructura de esta colectividad (Matveev et al. 1992).

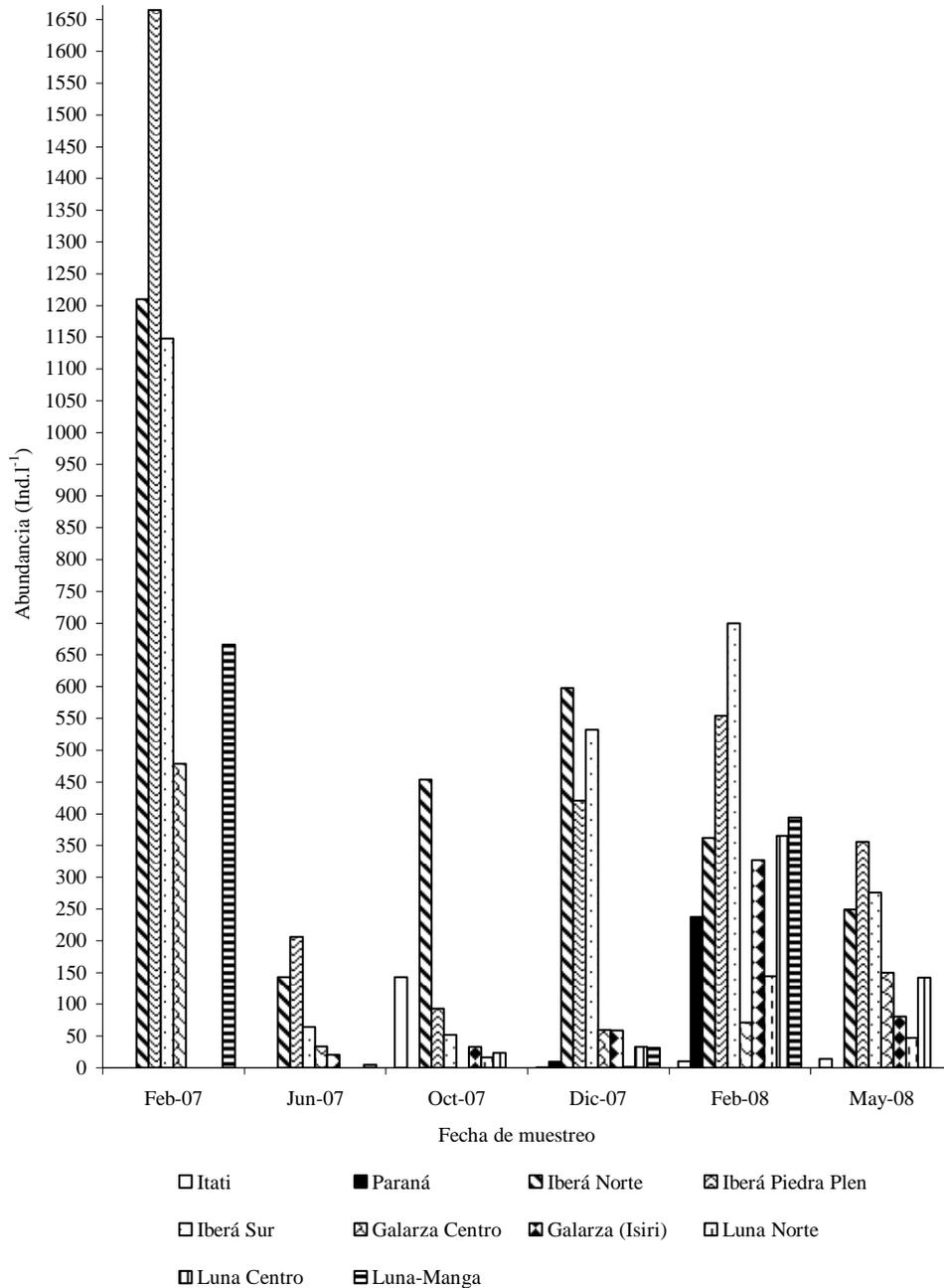


Fig. 2.10. Abundancia del zooplancton en lagunas del Iberá

En las grandes lagunas del este, la riqueza específica y la abundancia del zooplancton tuvo marcadas diferencias con las aguas de los esteros. En laguna Iberá (Estación Norte y Piedraplén) en febrero de 2007 la densidad que superó 1200 ind.L^{-1} . A partir de febrero de 2008 (año seco) la mayor abundancia se encontró en la estación sur de la laguna Iberá.

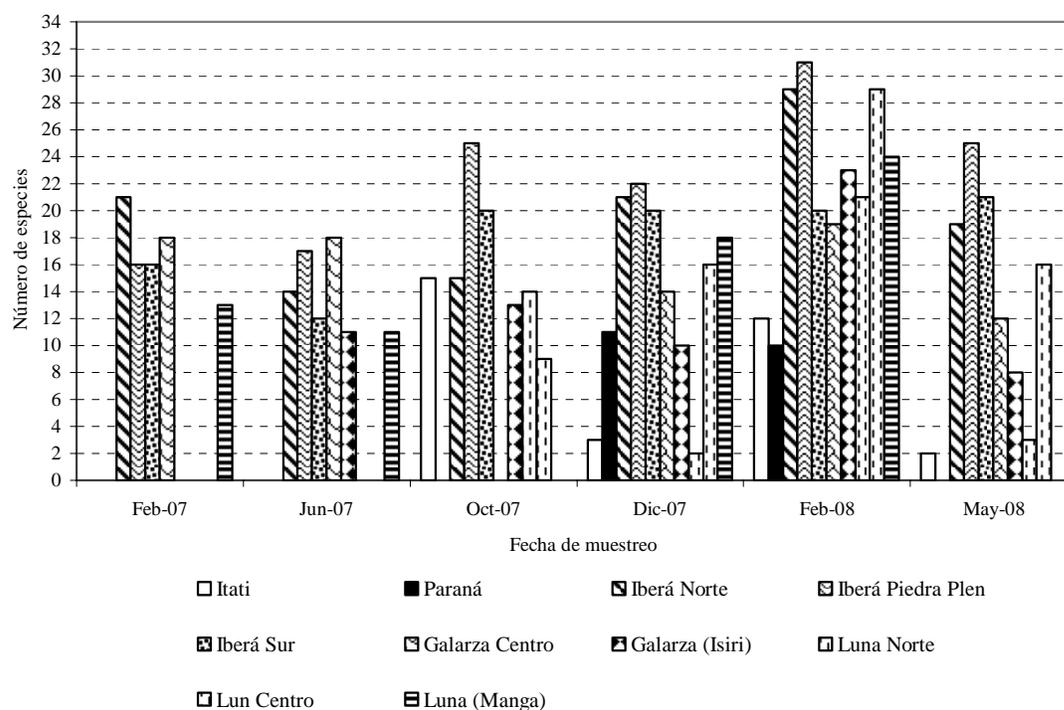


Fig.2.11. Riqueza de especies del zooplancton en lagunas del Iberá

En junio de 2007, la abundancia fue baja en todas las lagunas debido posiblemente a las bajas temperaturas. Desde otoño la abundancia del zooplancton fue menor, encontrándose valores menores de 750 ind.L^{-1} .

En esteros y canales, la abundancia del zooplancton fue muy variable dependiendo de los flujos horizontales que producen la entrada o salida del agua en los esteros. La densidad varió entre pocos individuos por litro (estación Horquilla) hasta más de 2000 en Laurel Tí y el Valetón de la laguna Galarza en febrero de 2007 y mayo de 2008 respectivamente. Desde junio hasta diciembre de 2007 la densidad fue menor que 200 ind.L^{-1}). En el Río

Corriente la abundancia del zooplancton varió entre 2 y 16 ind.l-1 en diciembre de 2007 y febrero de 2008 respectivamente.

La riqueza de especies en las lagunas fue alta en febrero de 2008 con registros entre 20 y 31 especies en las estaciones Norte y Piedraplén respectivamente. La menor riqueza de especies se observó en la laguna Itatí en diciembre de 2007 y mayo de 2008 respectivamente (Fig. 4). El número total de especies se aproxima a 70 aunque no se ha completado el estudio sistemático de las especies poco frecuentes.

En el Canal Miriñay el número de especies varió entre 4 y 28 en junio de 2007 y febrero de 2008 respectivamente. En el río Corriente el número de especies varió entre 3 y 17 especies en los meses de diciembre de 2007 y febrero de 2008 respectivamente. El grupo más abundante del zooplancton en aguas, quietas (lagunas y esteros) y corrientes (canales, arroyos y ríos) fue Rotifera, excepto en febrero de 2008 (lagunas Paraná y Galarza-Isirí) donde los estadios larvarles de los microcrustáceos copéodos fueron abundantes.

Las especies dominantes del zooplancton no tuvieron un patrón claro observándose cambios estacionales en la sucesión de varias poblaciones. En febrero de 2007 un conjunto de especies (*Lecane proiecta*, *Polyarthra* spp. y *Ptygura* sp.) fueron abundantes en la laguna Iberá aunque alternaron su abundancia en las diferentes estaciones de muestreo. *Keratella americana* y *K cochlearis* fueron abundantes en la estación Piedraplen. *Conochilus* spp. fue abundante en la laguna Galarza.

En Junio de este año, *Keratella* fue el taxa dominante en lagunas no así en las aguas corrientes (Río Corrientes, Canal Miriñay y en el valetón de la laguna Galarza). *Keratella americana* fue más abundante en la zona limnética de las lagunas Luna e Iberá, algo menos abundante en la estación Piedraplen. *Polyarthra* sp estuvo presente en casi todas las estaciones de muestreo.

En octubre las especies más abundantes fueron diferentes en las lagunas y esteros del Iberá señalando una amplia heterogeneidad espacial. *K. americana* aparece como dominante en Iberá norte y Luna (centro). En diciembre de este año se observó un conjunto de especies asociadas de rotíferos, como se observara en los meses anteriores que alternaron su dominancia espacialmente. La presencia de microcrustáceos cladóceros de pequeño porte (*Bosmina* y *Bosminopsis*) en las estaciones de la laguna Iberá y Galarza señalan en forma indirecta la activa predación por parte de invertebrados, alevinos o peces de pequeño porte. La presencia de las “pulgas de agua” de talla pequeña y los restos de caparchos y partes seccionadas de cladóceros nos sugiere que la predación es importante. Las floraciones de algas cianofíceas (ver informe de fitoplancton) pueden incidir negativamente en la alimentación de los cladóceros, especialmente en las lagunas (Iberá, estación sur; Luna zona limnética).

En febrero de 2008 un grupo de especies se asociaron y alternaron su dominancia (*Filinia* spp., *Polyarthra* spp., *Ptygura libera* y *Lecane proiecta*) en la mayoría de las lagunas, sin embargo especies de rotíferos de áreas litorales vegetadas (*Lecane* spp. y *Bdelloidea*) fueron las más abundantes en la laguna Itatí y río Corriente. Diferentes especies de *Polyarthra* fueron abundantes en las lagunas Galarza centro, Luna (Norte) y en el Canal Miriñay.

En mayo, *Keratella americana*, *Trichocerca*, *Conochilus*, *Polyarthra* y *Filinia* estuvieron asociadas con alta abundancia en casi todas las lagunas. *Polyarthra* fue abundante, en el Canal Miriñay, observándose especies ticoplanctónicas (área litoral o de vegetación) en el río Corriente.

Capítulo 3

Diversidad de la vegetación

De todos los elementos del paisaje, como ocurre en muchos ecosistemas del trópico húmedo, la vegetación es el más característico y distintivo, es el que mayor contenido de información respecto de la variabilidad espacial y temporal del ambiente tiene y es, sin duda, el que determina en gran medida la oferta de hábitat para la vida silvestre y el hombre.

El Iberá está compuesto por un mosaico de esteros y lagunas interconectadas en una extensa red de canales cuyo colector es el río Corriente. Su diversidad florística es alta, con 1654 especies registradas (Arbo y Tressens, 2002), de las cuales unas 400 especies han sido citadas en los esteros y embalsados que rodean a las grandes lagunas. Como en otros humedales neotropicales, la vegetación concentra más del 99 % de la biomasa y tiene gran influencia en los flujos biogeoquímicos y en la disponibilidad de gases disueltos en el agua, especialmente el oxígeno, que suele estar fuertemente limitado por la elevada concentración de materia orgánica que se descompone (Neiff, 2004). Por esto, y por otros motivos, que incluyen los valores medicinales, escénicos y mitológicos, el estudio de la vegetación es un tema de gran repercusión.

Existen distintos gradientes ambientales en el Iberá que, aunque suaves, sugieren la posibilidad de encontrar patrones generales de variabilidad espacial de la diversidad de la vegetación (ver Capítulos 1 y 2). De hecho, si atendemos a la biomasa de vegetación sumergida en los grandes espejos de agua, podemos encontrar diferencias significativas a lo largo del humedal. En los grandes cuerpos de agua de la Región Nororiental, la vegetación sumergida forma praderas de extensión variable, pero siempre inferior al 5% del espejo de agua. En cambio, la vegetación sumergida de las grandes lagunas alargadas de la Región Meridional (ej. Paraná, Fernández, Medina), sobre vías de escurrimiento más marcadas (v con una mayor tasa de renovación), puede llegar a ocupar el 60% o más del espejo de agua. Por otra parte, las pequeñas lagunas del sector este y noroccidental, con fondo arenoso y aguas transparentes, presentan praderas sumergidas que llegan a ocupar el 80% del espejo de agua. Estas lagunas están incluidas en pajonales y pastizales hidrófilos (Carnevali, 2004) cuya dinámica acompaña a la estacionalidad climática local (Neiff, 2003).

Sin embargo, la información disponible sobre la vegetación del Iberá no permite conocer la tasa de cambio espacial ni la posible afinidad específica entre lagunas situadas en los modelos de paisaje mencionados. El amplio trabajo de Arbo y Tressens (2002) se refiere a la flora del Iberá y, si bien contiene información valiosa sobre la distribución, no permite caracterizar los patrones de distribución de la vegetación. Los aportes de Neiff (1980; 2003; 2004) plantearon los grandes modelos de vegetación y paisaje, sobre la base del análisis de algunos gradientes ambientales, pero no definen la continuidad o diferencias zonales sobre análisis de confiabilidad estadística. La contribución de Carnevali (2004) es de alcance fitogeográfico y sus resultados son coherentes con los antecedentes ya comentados. El análisis de un sistema de la complejidad de Iberá, requiere un enfoque contextual holístico que permita analizar su variabilidad en distintas escalas de espacio y de tiempo (Canziani et al. 2003).

Los objetivos de este capítulo son (i) conocer la variabilidad espacial de la vegetación a través de la afinidad específica en lagunas del Iberá de diferente morfometría y tasa de renovación y en el río Corriente; (ii) calcular la tasa de cambio de la riqueza específica y analizar el patrón de distribución espacial de la vegetación en los cuerpos de agua del Iberá; (iii) y comparar la frecuencia de ocurrencia de las especies entre los períodos 1976-1980 (CECOAL, 1981) y 2007-2008.

3.1 Áreas estudio y métodos

El trabajo de campo fue realizado entre febrero de 2007 y mayo de 2008 usando un avión Sessna 182 para el reconocimiento aéreo y una embarcación con motor fuera de borda, para arribar a los sitios de colecta. Se seleccionaron 6 cuerpos de agua, 5 lagunas con diferente morfometría y tiempo de residencia del agua, y las nacientes del río Corriente. Las grandes lagunas tienen tamaños decrecientes en el siguiente rango: laguna Luna (78 km²) > laguna Iberá (53 km²) > laguna Galarza (15,5 km²) > laguna Itatí 5,8 Km > laguna Paraná 4,3 Km. El río Corriente es un curso de agua de diseño meándrico (índice de sinuosidad 2,5 en el tramo alto), bordeado por extensos bañados. En el tramo próximo a su desembocadura en el río Paraná la sinuosidad es menor que 1,5 hasta desembocar en el río Paraná.

La temperatura del agua en las lagunas osciló entre 11°C (en invierno) y 30,8°C (en verano). Las lagunas tuvieron buena disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua (Tabla 3.1) con valores promedio comprendidos entre 6,66 y 7,65 mg.l⁻¹ y medida del disco de Secchi como indicador de la transparencia entre 0,55 m y 0,85 m. La media de la conductividad eléctrica varió entre 10,75 y 20,27 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y el pH promedio fue neutro en la laguna Iberá y ligeramente ácido en las lagunas Galarza y Luna. El agua fue más transparente y ácida y con menor concentración de oxígeno disuelto en los esteros, canales y valetones que desembocan en las grandes lagunas. En estos canales la temperatura del agua varió entre 8,6 °C y 31,2°C. La concentración media de clorofila *a* como indicador de la biomasa de algas del plancton decreció significativamente desde la laguna Iberá (15,51 $\mu\text{g}\cdot\text{L}$) a las lagunas pequeñas y

alargadas (1,61 $\mu\text{g.L}$). El postest de Tukey separa claramente a las lagunas Itatí y Paraná de la laguna Iberá. La concentración de nitrógeno total y fósforo total (particulado más disuelto) no tuvo diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes cuerpos de agua.

Variables descriptivas	Laguna	Laguna	Laguna	Lagunas	Río	Esteros
	Iberá	Galarza	Luna	Paraná e Itatí	Corriente	
Temperatura del agua (°C)	22.59 ± 6.26	23.925 ± 7.08	25.5 ± 7.16	23.4 ± 7.42	21.54	23.46 ± 7.88
pH	7.08 ± 0.72	6.63 ± 0.89	6.52 ± 0.67	6.42 ± 0.89	6,31	5.86 ± 0.54
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$)	20.28 ± 10	10.75 ± 3.91	12.84 ± 6.06	52.29 ± 39.55	57.2	19.35 ± 7.49
Oxígeno disuelto (mg.l^{-1})	7.42 ± 1.83	7.63 ± 0.89	5.99 ± 3.23	4.84 ± 2.79	4.94	3,06 ± 2.43
Transparencia del agua (m)	0,55 ± 0.18	0.725 ± 0.35	0.86 ± 0.68	1.4 ± 0.54	2.20	1.05 ± 0.56
Clorofila α	15.51 ± 13.42	5.62 ± 3.34	8.45 ± 6.59	3.8 ± 2.14	5 ± 0	9.03 ± 10.09
Clorofila α máxima	45	15	25	5	5	45
Fósforo total (mg.l^{-1})	30.61 ± 16.29	34.08 ± 25.05	28.75 ± 14.47	21.11 ± 12.06	24.96 ± 8.13	51.32 ± 65.29
Nitrógeno total (mg.l^{-1})	62.66 ± 104.62	55.83 ± 84.96	45.53 ± 66	41.57 ± 66.06	36.4 ± 56.94	95.41 ± 175.20
N	18	12	12	7	5	24

Tabla 3.1. Promedio y desviación estándar de las variables físico-químicas en los cuerpos de agua seleccionados para los muestreos durante el periodo 2007-2008.

En cada sitio se relevó un número variable de parcelas de 20 metros cuadrados, con máximo de 42 cuadrados en Laguna Luna, por su mayor complejidad. En los dos períodos (1976-1980 y 2007-2008) y para cada sitio se estimó la frecuencia de ocurrencia de las especies: (muestras con presencia de sp_i / número de muestras) x 100. La tasa de cambio entre parcelas en cada laguna y entre lagunas fue calculada con el índice de Whittaker con la modificación introducida por Harrison (Magurran, 2004):

$$\beta_w = \{(S/\alpha) - 1\} / (N-1) \cdot 100$$

donde S = número total de especies registradas, α = media de la riqueza específica y N = número de sitios o parcelas. La medida varía entre 0 (sin tasa de cambio) y 100 (cada muestra tiene un único conjunto de especies).

Para examinar el patrón espacial de distribución de la vegetación, la frecuencia de todas las especies fue ordenada en un espacio bidimensional con un Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) con la distancia de Bray-Curtis en el programa PRIMER. El mismo programa fue utilizado para la construcción de los dendrogramas de afinidad entre sitios.

Se calculó el índice de afinidad de Jaccard (I_j) para las listas de especies de cada período analizado:

$$I_j = c / a + b + c \cdot 100$$

donde: a = número de especies en la muestra 1; b = número de especies en la muestra 2; c : número de especies en ambas muestras.

3.2. Diversidad de la vegetación en el periodo 2007-2008

Un total de 43 familias, 90 géneros y 119 especies de plantas fueron identificadas en los censos realizados en 2007 y 2008. Sólo un bajo porcentaje de especies tuvo una alta frecuencia, mientras que numerosas especies tuvieron baja ocurrencia. Las especies más frecuentes en cada sitio de muestreo fueron *Blechnum serrulatum*, *Panicum grumosum* y *Zizaniopsis bonariensis* (Laguna Iberá), *B. serrulatum*, *Cephalantus glabratus* y *Cyperus giganteus* (laguna Galarza), *P. grumosum* y *Ludwigia uruguayensis* (Laguna Luna), *Hydrocotyle bonariensis*, *Ludwigia peploides*, *Oplismenopsis najada* y *Panicum grumosum* (laguna Paraná), *Cabomba caroliniana*, *Cyperus giganteus*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Oplismenopsis najada*, *Polygonum acuminatum*, *Typha latifolia* y *Utricularia foliosa* (Laguna Itatí), *Eichhornia azurea*, *O. najada*, *Panicum elephantipes* y *Polygonum punctatum* (Río Corriente). Aunque el

número de especies registradas en cuerpo de agua, el número de especies encontrado en cada cuadrado (riqueza específica de la muestra) varió entre 1 y 22 dependiendo del sitio de colecta y de la fecha.

En el dendrograma basado en la frecuencia de ocurrencia de las especies vegetales (Figura 3.2) aparecen claramente diferenciadas las grandes lagunas (Iberá, Galarza y Luna) del río Corriente y de la laguna Itatí quienes tienen 34,8% de afinidad. La laguna Paraná se une a las grandes lagunas con 26,5% de afinidad. La mayor similitud fue registrada entre las lagunas Galarza y Luna (59,98%) y entre éstas y laguna Iberá (56,43%).

La ordenación en el espacio bidimensional (NMDS) tiene un muy bajo stress final (0.0) lo que indica una excelente representación sin posibles errores de interpretación. El procesamiento produjo buena separación de sitios (Figura 3.3) en ambos ejes agrupándose las grandes lagunas en el ángulo inferior izquierdo. Por lo tanto el patrón de distribución de la vegetación no es al azar sino que la morfología de los cuerpos de agua y su posición respecto de los vientos dominantes determinan la tasa de renovación del agua y marcado efecto en el patrón espacial.

La tasa de cambio de la riqueza específica entre parcelas en cada una de las grandes lagunas fue semejante. El valor de β diversidad medido con el índice de Whittaker en las grandes lagunas tuvo valores similares al comparar los resultados de las lagunas: Iberá ($\beta=21,93$), Luna ($\beta=20,88$) y Galarza ($\beta=19,94$). Este índice reveló mayor tasa de cambio en la laguna Paraná ($\beta= 63,22$) que en el río Corriente ($\beta= 21,62$) si bien se registraron 21 especies en los censos realizados en ambas lagunas.

Al comparar los cuerpos de agua entre sí, la tasa de cambio de la riqueza específica considerando la totalidad de las especies registradas durante el periodo 2007-2008 fue 10,52%.

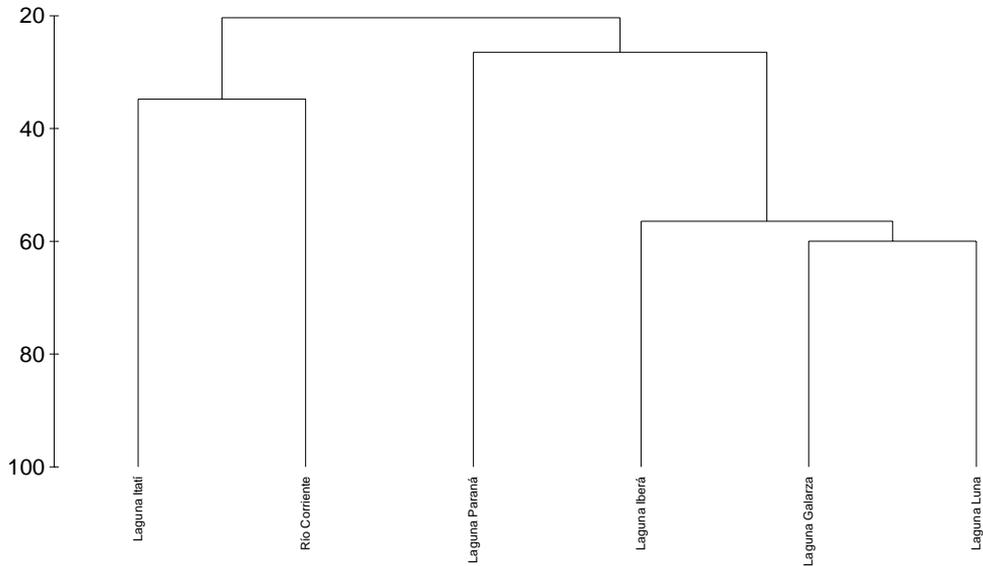


Figura 3.2. Análisis de cluster (conglomerados) basado en la frecuencia de ocurrencia de especies en el período 2007-2008

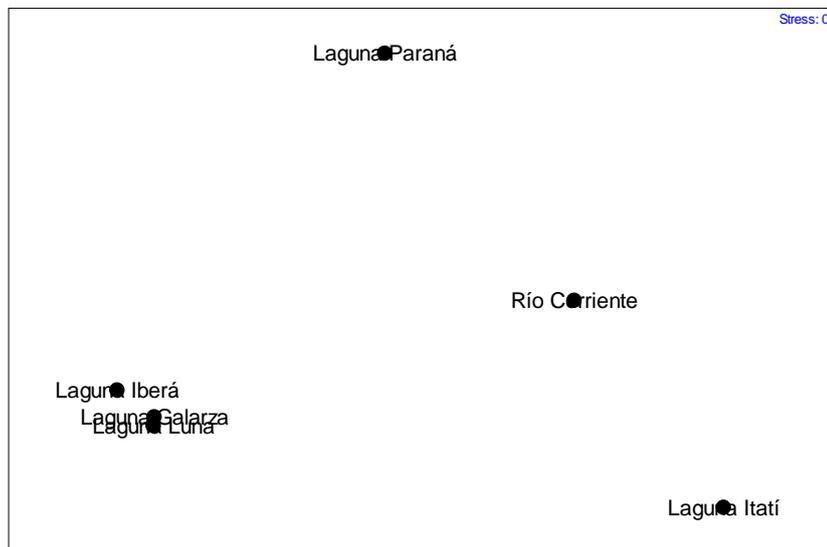


Figura 3.3. Ordenación en el espacio bidimensional (análisis NMDS) de las lagunas, de acuerdo a la frecuencia de ocurrencia de las especies.

3.3. Diversidad de la vegetación en el periodo 1976-1980

En el periodo 1976-1980, se reconocieron 92 géneros y 120 especies, distribuidas en 50 familias (Neiff, 2003). La afinidad cenótica al comparar las listas de 1976-1980 con las listas de estos sitios en el período actual fue del 47% según el índice cualitativo de Jaccard.

Al igual que en el dendrograma de 2007-2008, basado en la frecuencia de ocurrencia de las especies vegetales, las lagunas Iberá, Galarza y Luna aparecen claramente diferenciadas del río Corriente y de la laguna Itatí (Figura 3.4). Sin embargo, la mayor afinidad se da entre Iberá y Luna (79,47%), mientras que la laguna Galarza tiene 71,03% de similaridad con aquellas. Laguna Paraná se une Iberá, Galarza y Luna con 66% de similaridad y el río Corriente y la laguna Itatí registraron una afinidad mayor (78,28%) que la que se obtuvo en el período actual.

El stress final de la ordenación en el espacio bidimensional (NMDS) también fue muy bajo en este período (0.0). El procesamiento produjo buena separación de sitios (Figura 3.5) en ambos ejes, agrupándose las grandes lagunas y la Paraná en el lado izquierdo del gráfico, separando a la laguna Galarza en el extremo superior y a Iberá, Luna y Paraná en el inferior. El río Corriente y la laguna Itatí se agruparon en el cuadrante opuesto.

La re-elaboración de los datos de los censos realizados en 1976-80 (Neiff, 2003), para los mismos sitios considerados en el período actual, mediante el análisis de la β diversidad, informa que la tasa de cambio en todos los sitios fue próxima a 5,17%.

Si se procesaran los datos de ambos períodos como un solo conjunto de muestras, la β diversidad indicaría una tasa de cambio espacial de sólo 5,75%, el número de especies, 164, familias 55, géneros 117 para un total de cuadrados: 173

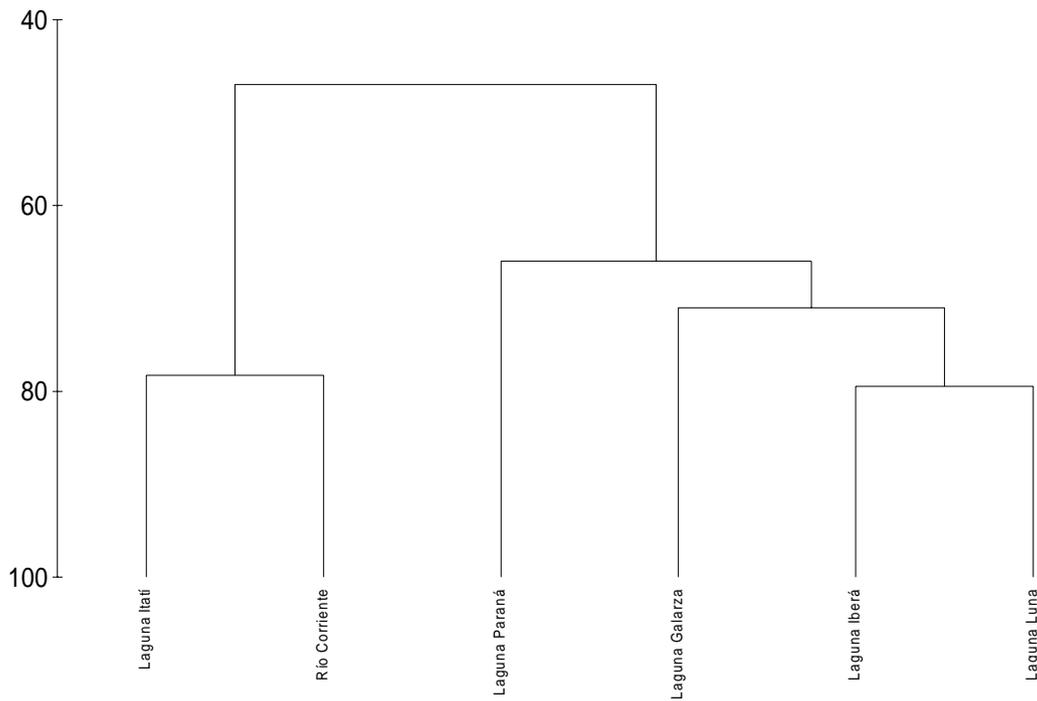


Figura 3.4. Análisis de cluster (conglomerados) basado en la frecuencia de ocurrencia de especies en el período 1976-1980



Figura 3.5. Ordenación en el espacio bidimensional (análisis NMDS) de las lagunas, de acuerdo a la frecuencia de ocurrencia de las especies.

Las especies encontradas durante los dos períodos se consignan en el Anexo 3.1 de este capítulo.

3.4. Variaciones espaciales e históricas de la diversidad

Nuestros resultados (1976-1980 y 2007-2008), representan la información obtenida para 173 muestras de 20 metros cuadrados cada una, y permitió acumular sólo 164 de las 1654 especies registradas para el Iberá. Este bajo número en relación al total debe ser convenientemente contextualizado, en razón que nuestra información está referida a un período de pocos meses y no incluyó a los ambientes de suelo emergente (bosques, pastizales, pajonales) que es donde se encuentra el mayor número de especies registradas. Para los ambientes de islas flotantes y vegetación palustre de los esteros del Iberá, Arbo y Tressens (2002) han mencionado unas 400 especies. Pero, este número es expresivo de la riqueza específica expectable (o potencial), ya que los estudios florísticos incluyen los registros históricos obtenidos por todos los investigadores que coleccionaron en el sitio y que se encuentran en los herbarios de distintas partes del mundo.

Podría pensarse también que nuestros resultados responden a un programa ineficiente de muestreo, incluyendo la posibilidad que el tamaño de las muestras no fuera adecuado. Sin embargo, la desviación en el número de especies para cuadrados de un mismo sitio es baja y también es baja cuando se procesan acumulativamente cuadrados de sitios semejantes. De tal manera, nuestros resultados permiten afirmar que la riqueza de especies en determinado sitio y momento (riqueza específica actual) es significativamente menor que la riqueza específica potencial (expectable), que surge de adicionar los registros de herbarios.

Otro aspecto relevante es la baja tasa de cambio espacial de la vegetación. Cuando se analiza el total de muestras obtenidas, sin diferenciar el ambiente al que corresponden, se obtienen valores de 5 y 10%. Al procesar las muestras de cada laguna por separado, la tasa de cambio es próxima a 20%. En el período 2007-2008, se advierte mayor similitud en la vegetación de las lagunas Galarza y Luna que, a su vez son más afines con la vegetación de laguna Iberá, que con las lagunas alargadas (laguna Paraná) y el río Corriente. El análisis de cluster y el NMDS confirman esta

tendencia. Podemos pensar que existiría un gradiente de cambio desde las grandes lagunas del NE del Iberá hacia los ambientes situados más al sur, llegando al río Corriente. Aún confirmándose esta hipótesis, la tasa de cambio espacial es muy baja, como se dijera.

La variabilidad temporal de la vegetación informa de las fluctuaciones del ambiente que la contiene y también de la resiliencia del subsistema biótico. En escala geológica, parece evidente que la gran mayoría de las especies de plantas presentes hoy en Iberá corresponden al linaje Paranense y, a pesar que el Iberá está aislado de los pulsos del río Paraná desde al menos diez mil años atrás, estas plantas perduran en el paleoambiente fluvial. Cuadrado y Neiff (1993) estudiaron perfiles polínicos de los suelos orgánicos del Iberá y los compararon con aquellos perfiles obtenidos en los suelos orgánicos de las islas más antiguas del río Paraná en la misma latitud. En ese análisis no se encontró polen fósil correspondiente a plantas diferentes de las actuales y la mayor concentración de polen fue hallada a 1,20 m de profundidad, relacionándose esta mayor densidad polínica con la mayor permanencia del agua en este estrato del suelo.

En escala reciente de tiempo y, al compararse los datos de la vegetación obtenidos en el período 2007-2008, con los mismos sitios, estudiados en el período 1976-1980 (CECOAL, 1980; Neiff, 2003) y con la información florística y fitogeográfica acumulada en la segunda mitad del siglo XX (Arbo y Tressens, 2002; Carnevali, 2004), puede comprobarse que las especies registradas en esta contribución, se encuentran en todas las listas producidas con anterioridad por los autores mencionados. Aun cuando estas comparaciones resultaran estadísticamente débiles en razón de la necesidad de un mayor número de muestras, la apreciación visual de distintos observadores puede avalar la conclusión referida a la baja variabilidad temporal del sistema, que se relaciona con dos aspectos igualmente importantes. Por un lado, la baja variabilidad estacional e interanual del clima y, por otro la existencia de un número mayoritario de bioformas de alta resiliencia, que pueden persistir o repoblar el sitio luego de disturbios extremos (sequías prolongadas, fuego, pisoteo de la fauna silvestre).

A pesar de lo expresado, se advierte un aumento consistente en la tasa de cambio, a nivel de cada laguna y del sistema, cuando se comparan los datos de los últimos 30 años. Seguramente este aumento está relacionado con la ocurrencia de dos fenómenos “El Niño”, de magnitud extraordinaria, en 1982-1983 y en 1997-1998, el aumento súbito en el nivel del agua durante 1989 (Neiff, 2004) y la ocurrencia de un fenómeno “La Niña” extraordinariamente prolongado desde 1999 a la fecha, con impactos en el almacenamiento del agua en los esteros. Una consideración especial merece la actividad del fuego natural e inducido (Neiff, 2004), que produce el retroceso de la sucesión natural y la selección de aquellas formas más adaptadas, como los geófitos y terófitos.

La vegetación y los suelos orgánicos derivados de la muerte de las plantas, tienen un papel fundamental en la regulación de la calidad del agua y en la transferencia de masas dentro del sistema. Cualquier modificación climática capaz de apartar a la vegetación de los mecanismos actuales de homeostasis, produciría cambios desfavorables para la estabilidad del humedal.

Anexo 3.1

Lista de especies encontradas en los sitios estudiados durante 1976-1980 y 2007-2008

Familias	Especies
Acanthaceae	<i>Dicliptera tweediana</i>
Alismataceae	<i>Echinodorus bolivianus</i> <i>Echinodorus grandiflorus</i> subs. <i>grandiflorus</i> <i>Echinodorus longiscapus</i> <i>Sagittaria montevidensis</i>
Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides</i> <i>Amaranthus viridis</i>
Apiaceae	<i>Eryngium eburneum</i> <i>Eryngium elegans</i> <i>Eryngium pandanifolium</i> <i>Hydrocotyle bonariensis</i> <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>
Asteraceae	<i>Aspilia silphioides</i> <i>Baccharis salicifolia</i> <i>Bidens laevigata</i> <i>Conyza bonariensis</i> <i>Enydra anagallis</i> <i>Erechtites hieracifolia</i> var. <i>cacalioides</i> <i>Erigeron tweediei</i> <i>Eupatorium candolleianum</i> <i>Gynnocoronis spilanthoides</i> <i>Mikania periplocifolia</i> <i>Senecio bonariensis</i> <i>Tessaria dodoenifolium</i> <i>Vernonia brevifolia</i>
Azollaceae	<i>Azolla filiculoides</i>
Begoniaceae	<i>Begonia cucullata</i>
Blechnaceae	<i>Blechnum brasiliense</i> var. <i>brasiliense</i> <i>Blechnum serrulatum</i>
Cabombaceae	<i>Cabomba caroliniana</i>
Cannabaceae	<i>Celtis tala</i>

Cannaceae	<i>Canna glauca</i>
Characeae	<i>Chara</i> sp.
Chlorophyceae	<i>Nitella</i> sp.
Convolvulaceae	<i>Ipomoea alba</i> <i>Ipomea carnea</i> subsp. <i>fistulosa</i>
Cyperaceae	<i>Ascolepis brasiliensis</i> <i>Carex polysticha</i> <i>Cladium jamaicense</i> <i>Cyperus entrerrianus</i> <i>Cyperus giganteus</i> <i>Cyperus haspan</i> subsp. <i>juncoides</i> <i>Cyperus megapotamicus</i> <i>Cyperus odoratus</i> <i>Cyperus prolixus</i> <i>Cyperus virens</i> <i>Eleocharis acutangula</i> <i>Eleocharis bonariensis</i> <i>Eleocharis chacoensis</i> <i>Eleocharis elegans</i> <i>Eleocharis montana</i> <i>Eleocharis sellowiana</i> <i>Fimbristylis dichotoma</i> <i>Fuirena incompleta</i> <i>Fuirena robusta</i> <i>Lipocarpha humboldtiana</i> <i>Oxycarium bonariensis</i> <i>Oxycarium cubensis</i> f. <i>cubense</i> <i>Oxycarium cubensis</i> f. <i>paraguayensis</i> <i>Rhynchospora corymbosa</i> <i>Scirpus giganteus</i>
Eriocaulaceae	<i>Eriocaulon magnum</i> <i>Syngonanthus caulescens</i>
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> <i>Sapium haematospermum</i>
Fabaceae	<i>Aeschynomene montevidensis</i> <i>Erythrina crista-galli</i> <i>Indigofera bongardiana</i>

	<i>Sesbania punicea</i>
	<i>Sesbania virgata</i>
	<i>Vigna adenantha</i>
	<i>Vigna longifolia</i>
Haloragaceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
Hydrocharitaceae	<i>Egeria najas</i>
	<i>Hydromistria laevigata</i>
	<i>Limnobium laevigatum</i>
	<i>Limnobium spongia</i>
	<i>Najas marina</i>
	<i>Otelia brasiliensis</i>
Hydroleaceae	<i>Hydrolea elatior</i>
	<i>Hydrolea spinosa</i> var. <i>paraguayensis</i>
Hypericaceae	<i>Hypericum anceps</i>
Juncaceae	<i>Juncus densiflorus</i>
Lamiaceae	<i>Hyptis lappacea</i>
	<i>Scutellaria racemosa</i>
Lauraceae	<i>Nectandra angustifolia</i>
	<i>Ocotea acutifolia</i>
Lemnaceae	<i>Spirodela intermedia</i>
	<i>Wolffiella</i> cf. <i>oblonga</i>
Lentibulariaceae	<i>Utricularia foliosa</i>
	<i>Utricularia oligosperma</i>
	<i>Utricularia poconensis</i>
Lythraceae	<i>Heimia salicifolia</i>
Malvaceae	<i>Hibiscus sororius</i>
Marantaceae	<i>Thalia multiflora</i>
Mayacaceae	<i>Mayaca sellowiana</i>
Melastomataceae	<i>Leandra australis</i> var. <i>australis</i>
	<i>Tibouchina gracilis</i>
Menyanthaceae	<i>Nymphoides indica</i>
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea amazonum</i> subsp. <i>pedersenii</i>
	<i>Nymphaea gardneriana</i>
Onagraceae	<i>Ludwigia decurrens</i>
	<i>Ludwigia grandiflora</i>
	<i>Ludwigia peploides</i>
	<i>Ludwigia sericea</i>

Capítulo 4

Diversidad específica y funcional de los macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática

Los macroinvertebrados están entre los grupos faunísticos más diversos y abundantes en los humedales del trópico húmedo y constituyen un recurso trófico importante especialmente para peces y aves. En lagunas de la provincia de Corrientes y Chaco un alto número de especies de peces utiliza los invertebrados asociados a la vegetación en su dietas (Poi de Neiff et al. 2007, Neiff et al. en prensa). La composición y estructura trófica de los macroinvertebrados está frecuentemente afectada por el tipo de comunidad de plantas que ocurren en cada humedal (Batzer y Wissinger 1996, Rader 1999, Kratzer y Batzer 2007, Poi de Neiff y Neiff 2006). Algunos estudios indican que las áreas vegetadas soportan una colectividad de macroinvertebrados más diversa que las de las áreas no vegetadas o colectividades del bentos (Poi de Neiff 2003a).

En el capítulo 2, se analizaron las colectividades de microinvertebrados acuáticos. En este capítulo, analizamos los cambios en la composición y abundancia de las colectividades de invertebrados en el área vegetada de 5 lagunas. Nuestras hipótesis

son: **1.** en un mismo sitio y sustrato vegetal (por ejemplo laguna Iberá con praderas de *Egeria najas*) la abundancia, riqueza de taxones, biomasa y proporción de grupos tróficos cambia estacionalmente; **2.** en una misma época del año la abundancia y riqueza de macroinvertebrados es diferente en lagunas localizadas en el gradiente norte sur al comparar el mismo sustrato vegetal. **3.** Cada especie vegetal alberga diferentes colectividades de macroinvertebrados aunque coexistan en el mismo sitio bajo una semejante condición físico- química del agua.

Esta contribución intenta dilucidar la variabilidad temporal y espacial de las colectividades de invertebrados en las plantas acuáticas de las lagunas del Iberá y la oferta trófica para otras colectividades como peces y aves.

4.1. Métodos

Los invertebrados fueron colectados en cinco lagunas del Iberá (Luna, Galarza, Iberá, Itatí y Paraná) en praderas de plantas sumergidas: *Egeria najas*, *Cabomba caroliniana* y *Potamogeton* sp. y arraigadas emergentes (*Eichhornia azurea*) fueron colectadas en diferentes épocas del año (Junio, Octubre y Diciembre de 2007 y en Febrero de 2008). Cada muestra fue obtenida con una red de 35 cm de diámetro y 500 μ m de apertura de malla (Poi de Neiff y Carignan 1997, Usepa 2002) y fijadas para su conservación. En el laboratorio, las plantas fueron agitadas repetidas veces en un recipiente con agua y su contenido filtrado por tamices de diferente tamaño de malla (1 mm, 500 μ m) para facilitar la separación y clasificación de los invertebrados. La identificación de los invertebrados se realizó utilizando claves taxonómicas (Thorp y Covich 2001) mientras que algunos insectos fueron clasificados a un mayor nivel de resolución siguiendo a Lopretto y Tell (1995), Angrisano (1992) y Trivinho-Strixino y Strixino (1995). Los invertebrados fueron agrupados en 5 grupos tróficos funcionales (recolectores, colectores filtrados, depredadores, raspadores y partidores) de acuerdo a clasificación de Merritt y Cummins (1996). La abundancia se expresó como número de invertebrados mayores de 500 μ m por 1000 g de peso seco de plantas. La biomasa fue obtenida en forma indirecta, conociendo la abundancia de cada taxón en la muestra y el peso seco de determinado número de individuos de cada taxón según el detalle de la Tabla 4.1.

<i>Oligochaeta Dero</i>	100 = 0,00726
<i>Hyalella</i>	50 = 0,03041
<i>Caenis y Callibaetis</i>	20 = 0,01879
<i>Asthenopus</i>	4 = 0,0175
<i>Oxyehira</i>	100 = 0,00516
<i>Cyrenellus</i>	20 = 0,01685
<i>Ablabesmyia</i>	50 = 0,00754
<i>Chironomus</i>	50 = 0,00673
<i>Brachideutera</i>	100 = 0,00583
<i>Tenagobia</i>	10 = 0,01662
<i>Desmopachria</i>	50 = 0,00516
<i>Cychestheria hislopii</i>	100 = 0,00798
<i>Cytheridella ilosvayi</i>	100 = 0,00825
<i>Rheotanytarsus</i>	100 = 0,00683
<i>Ilodites</i>	15 = 0,0072
<i>Helobdella</i>	10 = 0,00942
Coenagrionidae	20 = 0,0347
Libellulidae	5 = 0,02136
Aeshnidae	1 = 0,08194
Lepidoptera	10 = 0,01535
Neoplea	15 = 0,00825
<i>Gundlachia</i>	100 = 0,00965
<i>Pomacea</i>	1 = 0,09603
<i>Biomphalaria</i>	50 = 0,00872
Acari	20 = 0,0057
<i>Curicta</i>	100 = 0,01599

Tabla 4.1. Peso seco de un número establecido de individuos (según el tamaño de cada individuo) utilizado en el cálculo de la biomasa total y de cada grupo funcional.

La similaridad entre los invertebrados colectados en diferentes lagunas y sustratos fue evaluada en Octubre de 2007 y Febrero de 2008 con el método de agrupamiento promedio (UPGMA) basado en la distancia de Jaccard. La tasa de cambio de la riqueza de especies entre las lagunas del sistema Iberá (Beta diversidad) fue medida para los mismos meses como un integrador de la heterogeneidad de habitat (sustratos) y sitios usando el índice de Whittaker con la modificación introducida por Harrison (Magurran, 2004):

$$\beta_w = \{(S/\alpha) - 1\} / (N-1) \cdot 100$$

donde: S = número total de especies registradas, α = media de la riqueza específica de cada muestra, and N = número de sitios. La medida varía entre 0 (sin *turnover*) y 100 (cada muestra tiene un único conjunto de especies).

Para examinar el patrón espacial en las colectividades de invertebrados la abundancia relativa de las especies fue ordenada con una técnica no métrica (NMDS) con la medida de Bray-Curtis usando el programa PRIMER.

Grupo funcional	Grupo taxonómico	Junio 2007	Octubre 2007	Diciembre 2007	Febrero 2008
Re Re Re Re	<u>OLIGOCHAETA</u> <i>Dero (Dero) sp.</i> <u>Pristina leidyi Smith</u> <i>Pristina macrochaeta</i> Stephen. <i>Allonais sp.</i>	4140	14599	3812	15608
Cf	<u>OSTRACODA</u> Cytherideidae <i>Cytheridella ilosvayi</i> Daday		1638	7918	36284
Cf	<u>CONCHOSTRACA</u> Leptestheridae <i>Cyclestheria hislopai</i> (Baird)				13040
De	COPEPODA <i>Mesocyclops longisetus</i>	48047			
ReRa Om	<u>AMPHIPODA</u> Hyalellidae <i>Hyalella curvispina</i> Shoemaker Palaemonidae juveniles	2226	8844 46	909	67
De De Re	<u>INSECTA</u> Pleidae <i>Neoplea maculosa</i> Berg Limnocoeridae <i>Pelocoris lautus</i> Berg Corixidae <i>Tenagobia schadei</i> Lund.	78	234		4932
De De De Re Re	<u>Coenaagrionidae</u> <i>Ischnura sp.</i> <i>Oxyagrion sp.</i> Libellulidae <i>Perithemis sp.</i> <i>Brachymesia sp.</i> <i>Tamea sp.</i> Caenidae <i>Caenis sp.</i> Baetidae <i>Callibaetis sp.</i>	820	281 93	352	
Re Re		195	327	117	135
Re			93	88	1149

Cf	Polymitarcidae <i>Asthenopus curtus</i> (Hagen) Eaton				135
De	Belostomatidae <i>Belostoma micantulum</i> Stal				
De	Ranatridae <i>Curicta pelleranoi</i> De Carlo	39			
De	Chironomidae <i>Ablabesmyia</i> sp.		3042	4223	50000
Re	<i>Chironomus</i> sp.	4883	9593	2053	16756
He	<i>Polypedilum</i> sp.			557	
Re	<i>Goeldichironomus</i> sp.	312		880	67
Cf	Tanytarsini <i>Rheotanytarsus</i> sp.		44923	45132	6959
Re	Ephydriidae <i>Brachydeutera</i> sp.		1123	586	743
Cf	Culicidae <i>Anopheles</i> sp.				67
Cf	Polycentropodidae <i>Cyrnellus</i> sp.	117	46	2991	540
Ra	Hydroptilidae <i>Neotrichia</i> sp.				
Re	<i>Oxyethira</i> sp.		5615	293	405
De?	Leptocoeridae <i>Oecetis</i> sp.			29	
De?	<i>Nectopsyche</i> sp.			88	8040
He	Curculionidae <i>Ilodites lembulus</i> Kuschel		234		67
He	<i>Ilodites lintriculus</i> Kuschel				
He	Dytiscidae larvas				67
He	Hydrophilidae larvas				
He	Pyralidae		702	1525	270
Ra	<u>MOLLUSCA</u> Planorbidae <i>Biomphalaria</i> sp.		46		67
Om	Ampullariidae <i>Pomacea canaliculata</i> Lamark			23	67
Ra	Ancylidae <i>Gundlachia concentrica</i> (D'Orb.)	3047	2714	1261	67
De	<u>HIRUDINEA</u> <i>Helobdella</i> sp.	4844	2152	205	67
De	HIDRACARINA	195	936		1351
	Número de invertebrados por 1000 g de peso seco	68943	97281	73050	157094
	Biomasa de invertebrados por 1000 g de peso seco	12,6	17,53	15,08	30,71

Referencias: Re = Recolectores Cf = Colecotres-filtradores Pr = Depredadores Ra = Raspadores He = Herbívoros Om = Omnivoros

Tabla 4.2: Abundancia promedio (número de invertebrados por 1000 g de peso seco de plantas) y biomasa de los invertebrados asociados a *Egeria najas* (mayores de 500 μ) en la laguna Iberá en diferentes fechas de muestreo. En la primera columna figura el grupo trófico funcional asignado a cada taxón.

4.2. Resultados

Variabilidad temporal

La abundancia promedio de los invertebrados, su biomasa total y por grupos tróficos fue comparada en la laguna Iberá para un mismo sustrato (*Egeria najas*) para conocer la diferencia entre hábitat. Los resultados de la Tabla 4.2 indican marcadas diferencias en la proporción de taxones, en la abundancia total y biomasa total en las distintas fechas de muestreo. Los máximos registros se obtuvieron en el mes de Febrero de 2008 con 157094 individuos y 30,71 gramos de peso seco por 1000 gramos de peso seco de plantas. Como regularidades que se comprobaron también en otras lagunas del sistema Iberá, pueden señalarse la alta densidad de anfípodos (*Hyalella curvispina*) en Octubre de 2007, de copépodos (*Mesocyclops longisetus*) en Junio de 2007, y de oligoquetos (especialmente de especies de *Dero* y *Pristina*) en Octubre y Febrero (Tabla 4.2). Otra regularidad del patrón estacional estuvo dada por la abundancia de larvas de dípteros del género *Rheotanytarsus* en Octubre y Diciembre.

Se registraron 44 taxones asociados a *Egeria najas* en la laguna Iberá. Los invertebrados que procesan la materia orgánica particulada fina (menor de 1 mm) que se depositó entre las plantas (recolectores) estuvieron constituidos por 12 taxones (Tabla 4.2) y comprendieron 41% de la abundancia total y 49% de la biomasa total en octubre de 2007. En esta fecha la alta abundancia de *Hyalella curvispina* contribuyó a la biomasa total de este grupo trófico. Los colectores filtradores que procesan la materia orgánica particulada fina en suspensión (5 especies en Tabla 4.2) conforman un grupo que aporta mayoritariamente a la abundancia total de los invertebrados pero que, proporcionalmente representan menor biomasa. Los invertebrados raspadores (3 especies en Tabla 4.2) que utilizan el perifiton adherido a las plantas acuáticas, representaron una escasa proporción de la abundancia y de la biomasa total. Los depredadores contribuyeron a la riqueza específica (13 taxones), a la abundancia y a la biomasa. En las praderas de *Egeria najas* de la laguna Iberá este grupo trófico representó 78% y 75 % del número total de invertebrados y del peso seco total respectivamente en Junio de 2007. La proporción de partidores fue baja en número de individuos al igual que la de los omnívoros, aunque en valores de biomasa ambos grupos funcionales representaron 16% del total en Diciembre de 2007. Los

omnívoros estuvieron representados por invertebrados de alta biomasa individual, especialmente juveniles de camarones y moluscos del género *Pomacea*, los cuales alcanzaron 21% de la biomasa total en Febrero de 2008.

Variabilidad espacial

Los resultados de dos muestreos realizados en octubre de 2007 y febrero de 2008 permitieron comparar diferentes lagunas del sistema Iberá y diferentes hábitats vegetales en cada laguna.

Se registraron 56 entidades taxonómicas de invertebrados asociadas a la vegetación acuática en ambas fechas de muestreo. La tasa de cambio de la riqueza específica medida con el índice Whittaker fue mayor en octubre de 2007 (17%) que en Febrero de 2008, aún cuando en esta fecha se dispone de mayor número de muestras para el análisis de combinaciones sustratos-lagunas. La afinidad entre los invertebrados que viven en la vegetación del Sistema Iberá utilizando la abundancia relativa de los taxones en Febrero de 2008 se presenta en la Figura 4.1. El análisis de conglomerados agrupó a los invertebrados asociados a *Egeria najas* y *Cabomba caroliniana* de lagunas distantes y con diferente morfometría de su cubeta tales como Luna e Itatí con 77,92 y 74,93 % de similaridad, respectivamente. A este grupo se asociaron con alta afinidad los invertebrados registrados en otras dos plantas acuáticas sumergidas (*Cabomba caroliniana* y *Potamogeton* sp.) de la laguna Iberá. Menor afinidad se registró al comprar las colectividades que viven asociadas a *Eichhonia azurea*. Estos resultados se reflejaron también en el ordenamiento bidimensional con el NMDS que tuvo muy bajo stress final. Este análisis reveló la importancia del tipo de sustrato (hábitat) en la estructuración de las colectividades de invertebrados separando claramente a *Eichhonia azurea* de las lagunas Luna, Paraná e Iberá del resto. El ordenamiento agrupó las colectividades asociadas a plantas acuáticas sumergidas pertenecientes a distintas especies (*Egeria najas*, *Cabomba caroliniana*, *Potamogeton* sp.) que crecen diferentes lagunas y no separó claramente a lagunas con diferente morfología de la cubeta.

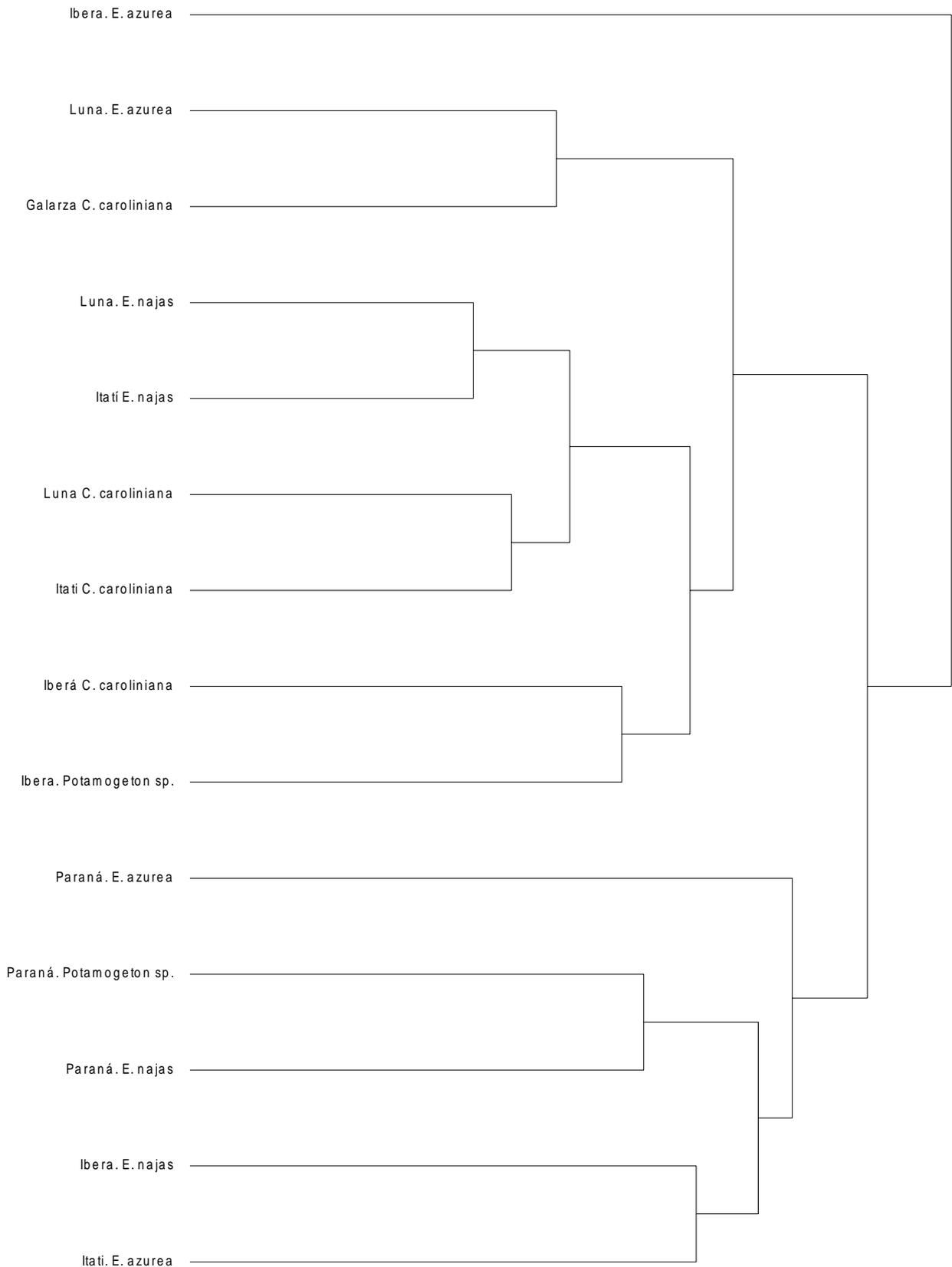


Figura 4.1. Afinidad de los invertebrados entre distintas lagunas del sistema Iberá y distintos sustratos vegetales en Febrero de 2008 por el método de ligamiento promedio.

En el mes de octubre el análisis de conglomerados (Figura 4.2) agrupó con mayor afinidad a los invertebrados asociados a *E. najas* de dos lagunas con mayor tasa de renovación del agua (Itatí y Paraná). A éstas se asociaron las lagunas Iberá y Luna con el mismo sustrato. El ordenamiento bidimensional (NMDS) agrupó a los invertebrados asociados a *Egeria najas* independientemente de las lagunas consideradas. Los ensambles de invertebrados asociados a *Eichhornia azurea* y *Cabomba caroliniana* de las tres grandes lagunas se separaron claramente del resto.

4.3. Patrones de variabilidad temporal y espacial

En las praderas de *Egeria najas* de la laguna Iberá se ha registrado un marcado patrón estacional. La información de los grupos tróficos funcionales indica que una parte importante de los invertebrados utiliza para su alimentación la materia orgánica particulada fina, depositada o en suspensión y, en algunas época del año la depredación también es un importante recurso trófico. Hay pocas especies de herbívoros asociados a *Egeria najas* lo que concuerda con lo obtenido previamente en ésta y otras plantas arraigadas sumergidas (Poi de Neiff 2003a). Esta información coincide con los resultados de distintos trabajos (Wetzel 1981, Newman, 1991) donde se ha indicado que el consumo de plantas acuáticas por herbívoros parece ser bajo. Aunque la mayor parte de la biomasa de las plantas por debajo de la superficie del agua es consumida como detrito en los humedales, el consumo de las partes emergentes (por encima de la superficie del agua) podría ser más importante que lo previamente esperado (Batzer et al. 1999). Lamentablemente en esta etapa de los estudios no hemos podido realizar el mismo estudio para *E. azurea* debido a las dificultades para cuantificar los invertebrados herbívoros que viven sobre las partes emergentes. De acuerdo a información de otras lagunas ubicadas cerca de las ciudad de Corrientes y Chaco (Franceschini et al. 2007, Poi de Neiff et al. 2008) el número de herbívoros es alto en esta planta arraigada emergente especialmente en lo referente a *Cornops aquaticum* (Orthoptera Acrididae). La escasez de partidores entre los invertebrados asociados a las plantas acuáticas vivas (Poi de Neiff y Carignan 1997, Poi de Neiff 2003b) así como entre los participan del proceso de la materia orgánica durante su descomposición (Poi de Neif et al. en prensa) ha sido señalado como una

característica de los ambientes tropicales (Dudgeon y Wu 1999, Goncalvez et al. 2006, Wantzen et al.2002).

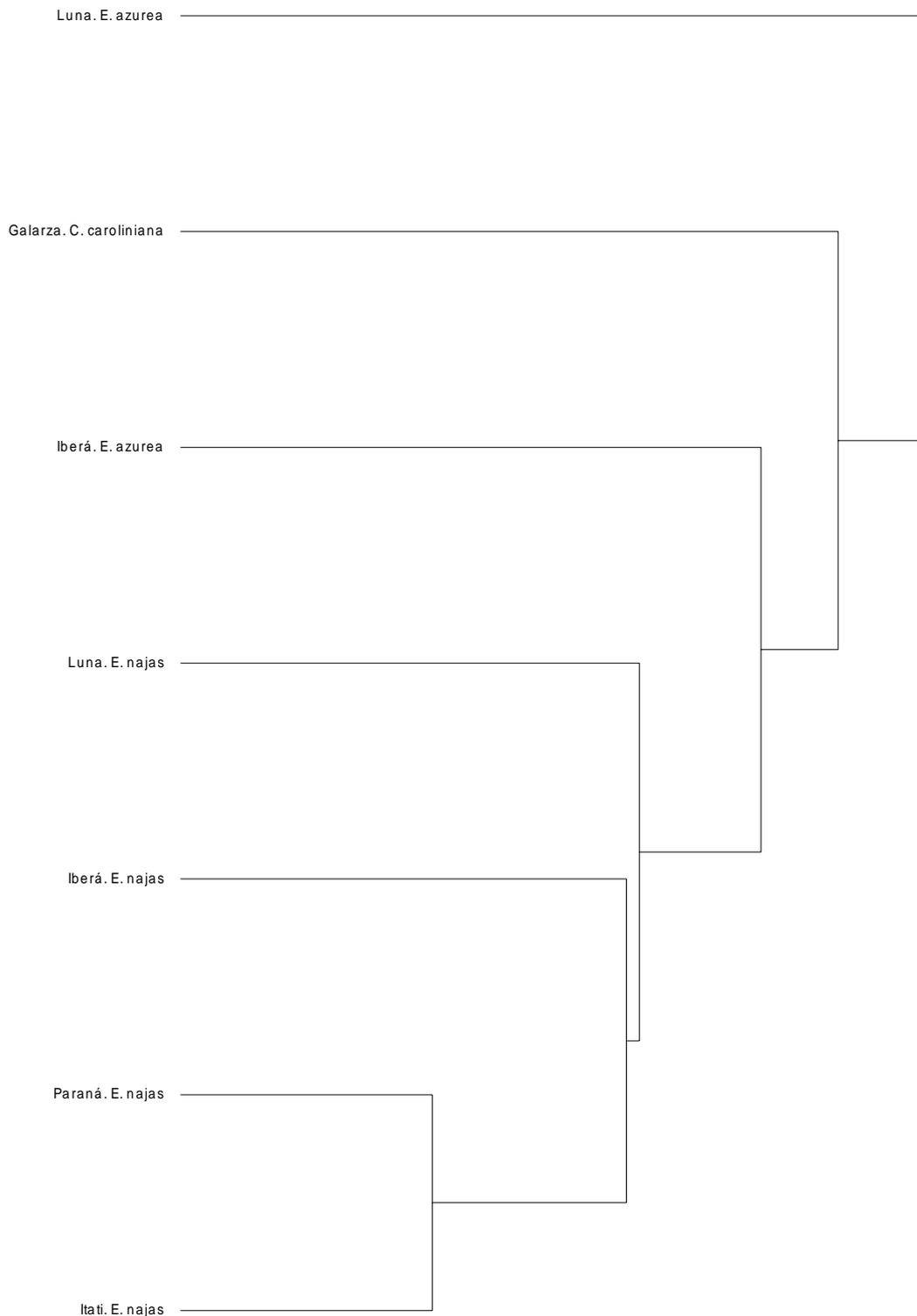


Figura 4.2. Afinidad de los invertebrados entre distintas lagunas del sistema Iberá y distintos sustratos vegetales en Octubre de 2007 por el método de ligamiento promedio.

Los valores de biomasa de invertebrados en la vegetación sumergida de la laguna Iberá representan una oferta trófica muy importante para los peces y las aves que se encuentra disponible en las distintas estaciones del año. Cabe señalar la abundancia del anfípodo *Hyalella curvispina* fue muy superior a la registrada en muestreos previos del sistema Iberá, si bien su densidad por peso seco de plantas resultó inferior a indicada para lagunas de la planicie del río Paraná con dominancia de plantas acuáticas flotantes (Galassi et al 2006). En el periodo 2007-2008 la abundancia de camarones (*Macrobrachium borelii*) fue muy inferior a la obtenida en los mismos sitios y sustratos en 1979-1980 (Poi de Neiff 2003).

De acuerdo al análisis comparativo entre tipos de sustratos y lagunas en la misma época de muestreo, los resultados de este estudio sugieren que especies de plantas acuáticas con diferente arquitectura presentan diferencias en la composición y abundancia de los invertebrados. De acuerdo a Thomaz et al. (2008), *Egeria najas*, *Cabomba furcata* y *Eichhornia azurea* presentan diferente dimensión fractal (indicador de complejidad estructural) lo que incide en la abundancia y riqueza de invertebrados en la planicie del Paraná en su tramo alto. En el tramo bajo del mismo río, los invertebrados asociados a diferentes especies de plantas acuáticas flotantes libres y arraigadas emergentes presentan diferente riqueza de especies de acuerdo a la morfología de la planta, la biomasa por unidad de superficie y la longitud del sistema radicular (Poi de Neiff y Neiff 2006, Poi de Neif 2008).

4.4. Conclusiones.

La colectividad de organismos asociados a las plantas acuáticas en el Iberá, no difiere estructural y temporalmente de las características que presenta en otras cuencas de la región del Iberá, como en las lagunas del Riachuelo (Poi de Neiff, 1979), debido a que el principal factor (o complejo factorial) que organiza la comunidad es el tipo de sustrato vegetal. Seguramente las características del ambiente también tienen influencia en la complejidad y variabilidad de esta fauna, y esto se observa entre las grandes lagunas del nordeste (Galarza, Luna) y las que están más próximas al río Corriente (Paraná, Itatí). Sin embargo estas diferencias en el gradiente norte-sur,

quedan enmascaradas por la influencia del hábitat inmediato que genera la vegetación. La fauna de invertebrados fitófilos constituye en el Iberá un nivel trófico importante, accesible y constante, para los peces, las aves y otros animales de las mallas tróficas.

Capítulo 5

Dinámica del paisaje

El 90% de la cuenca del Iberá se encuentra permanentemente o temporalmente inundada, y al mismo tiempo el 80% está cubierta por vegetación (Canziani et al., 2002). Es decir, la cuenca del Iberá se encuentra repleta de una enorme cantidad de vegetación embebida en agua. Los modelos de paisaje diferenciados responden a respuestas adaptativas de la vegetación a los diferentes regímenes de anegamiento (Neiff 1981). Donde el terreno se eleva lo suficiente para no ser anegado se desarrollan pequeñas acumulaciones de vegetación arbórea terrestre formando las llamadas “islas” o “montes”. Los “malezales” se ubican en terrenos un anegamiento ocasional y muy variable dependiendo de su elevación. Alcanzan su mayor extensión en el límite oriental del sistema. Está colonizado principalmente por gramíneas y otras especies cespitosas. Los “bañados” se sitúan en terrenos con una suave pendiente y suelen quedar sin agua en épocas de estiaje. De este modo, presentan una mayor alternancia estacional en la naturaleza de la cobertura vegetal. El término “estero” generalmente se refiere a las áreas permanentemente o cuasi-permanentemente anegadas. Es decir, ocasionalmente las fluctuaciones de nivel pueden dejar el suelo descubierto de agua. Son áreas densamente vegetadas por acuáticas y plantas anfibias con una importante renovación estacional. Las depresiones más acusadas están ocupadas por las lagunas.

En los esteros existe una elevada producción. La exuberante vegetación está acompañada de una muy baja tasa de transferencia a otros niveles tróficos, lo que conduce a una continua acumulación de materia orgánica en el ecosistema. Bonetto (1981) sugirió que en un principio los cuerpos de agua permanentes, los cuales ocupan actualmente las depresiones más acusadas, habrían ocupado superficies mayores, pero el crecimiento marginal de la vegetación tiende a su progresivo cegamiento. Los humedales del Iberá han sido definidos como un sistema básicamente acumulador de materia (Neiff 1999). La característica más singular de las lagunas es que generalmente su línea de costa está compuesta por paquetes flotantes de materia orgánica y vegetación conocidos como “embalsados”. El origen de los embalsados parece estar relacionado con el enredamiento de raíces y tallos de la vegetación flotante y emergente seguido de una acumulación de materia orgánica inerte (Neiff 1981). Este proceso de acumulación se continuaría hasta el punto de generarse verdaderos suelos flotantes que pueden llegar en ocasiones a tener un espesor superior a 4 m y sobre los que crecen plantas arraigadas de tamaño considerable. Así, en los esteros, existe todo un gradiente de paisajes dependiendo de los diferentes grados de cobertura y porte de la vegetación (Neiff 2003).

Recientemente se han realizado clasificaciones geográficas de la vegetación y de las unidades de paisaje que conforman el Iberá (Fundación Ecos 2005, Capítulo 1). Sin embargo, la características de la supuesta dinámica de ocupación y densificación de las áreas anegadas por parte de vegetación permanece inexplorada. El análisis de la vegetación del Iberá utilizando imágenes satelitales resulta un gran desafío debido a la homogeneidad que presenta para la resolución de los sensores TM de los satélites Landsat. Por otra parte, debido a la vasta extensión del sistema es poco probable analizar dinámicas de cambio sin contar con información satelital.

Con el objetivo de analizar las variaciones que ha tenido el sistema Iberá en los últimos veinte años, se propone una clasificación que -a partir de la información disponible a

nivel subpixel de las imágenes Landsat- indique la proporción de agua y vegetación que cubre la superficie del sistema captada desde el sensor.

5.1. Metodología

El análisis se realizó utilizando imágenes Landsat 5 TM (path-row 225/79 y 225/80) proporcionadas por la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) de Argentina.

Las imágenes seleccionadas fueron corregidas radiométricamente utilizando los métodos de conversión para productos Landsat 5 y 7 propuestas por USGS (US Geological Survey, <http://landsat.usgs.gov/documents/L5TMCa12003.pdf>). Posteriormente se realizó la corrección atmosférica sobre la radiancia para obtener valores de reflectancia en superficie libres del scattering molecular (Rayleigh) que llega al sensor como producto de la interacción de la radiación electromagnética con los componentes moleculares de la atmósfera.

Se generó un mosaico con las imágenes georreferenciadas y corregidas radiométricamente, a fin de visualizar en forma completa el sistema. Para poder realizar un seguimiento adecuado del sistema a partir de imágenes satelitales, fue necesario contar con un criterio de selección entre las imágenes disponibles. Se consideraron entonces condiciones similares de estacionalidad, altura hidrométrica y precipitación mensual antecedente. El único registro de alturas hidrométricas en el sistema corresponde a las mediciones realizadas en laguna Iberá desde principios de la década del 70 hasta la actualidad. Los mismos son recopilados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (<http://www.hidricosargentina.gov.ar/>). La misma fuente brinda datos de precipitaciones diarias en la estación mencionada (Estación Carlos Pellegrini, 3826). Con esta información, las imágenes seleccionadas fueron:

Imagen	path/row	Fecha	Precipitación*	Altura hidrométrica**
LandSat 5 TM	225/79 y 225/80	31 julio 1986	45 mm	2,16 m
LandSat 5 TM	225/79 y 225/80	21 julio 2000	56 mm	2,13 m
LandSat 5 TM	225/79 y 225/80	19 julio 2005	68 mm	2,20 m

* precipitación mensual antecedente en el sistema

** altura hidrométrica medida en la laguna Iberá según registro corregido por EVAR S.A. en 2001

Se procedió a estudiar la superficie cubierta por vegetación en cada píxel utilizando el Análisis de Mezcla Espectral (SMA). El mismo se basa en considerar que en cada píxel posee una combinación de de distintas coberturas vegetales. Cada cobertura vegetal posee unas firmas bases – *endmembers*-. Una vez determinadas, se utiliza un algoritmo de “desmezclado” (Spectral Unmixing, Caja 5.1) para obtener los porcentajes de cada una de las coberturas propuestas en cada píxel. El análisis de las firmas espectrales de diferentes coberturas de superficie (desde suelo o aguas libres a áreas densamente vegetadas) en diferentes puntos de muestreo arrojó las mayores diferencias en las bandas 3, 4 y 5 Figura 5.2.

Para realizar este estudio, se recortaron los bordes de tierra emergentes de la cuenca, considerando solo la superficie interior de la misma. Se construyó luego un modelo en lenguaje IDL del algoritmo del método *Spectral Unmixing* y se utilizaron imágenes con las bandas 3 y 4+5 normalizadas como entradas al mismo. Se obtuvieron dos imágenes de salida, la primera representando el porcentaje de agua y la segunda de vegetación. La suma de ambas, con valores cercanos a 1 en cada píxel, es la imagen error del método y se debe al uso de una matriz pseudo-inversa en el cálculo de los porcentajes.

CAJA 5.1Determinación de bandas y selección de endmembers. Técnica Spectral Unmixing.

El Análisis de Mezcla Espectral (SMA) se basa en descomponer la firma de cada píxel en una suma ponderada de firmas bases o endmembers. A partir de la información obtenida en las campañas realizadas, se seleccionaron las firmas espectrales de agua y embalsado grueso como extremas del porcentaje de ocupación de agua y vegetación en cada píxel.

El valor de reflectancia de cada píxel se expresa como $r = M f$, donde r es la reflectancia de cada píxel de la imagen, M es la matriz en la que cada columna es la firma de un endmember y f es la fracción del endmember que corresponde a ese píxel.

Se calculó el producto interno entre los vectores endmembers considerando todas las bandas, previa normalización, para determinar la independencia de los vectores seleccionados, condición necesaria para aplicar el algoritmo. Se consideró que el producto interno umbral requerido para que los vectores sean representativos de la independencia lineal y permitan encontrar la pseudo inversa debe ser menor a 0.3. Así el valor encontrado utilizando la información de todas las bandas no fue adecuado.

Por esta razón, se analizó la posibilidad de considerar la reflectancia de sólo algunas de las bandas y proponer firmas normalizadas para la base de vectores que sean representativas de los valores observados y que cumplan con el valor mínimo del producto interno establecido. Los vectores que finalmente se utilizaron como endmembers fueron los obtenidos considerando la banda 3 como primer componente y las bandas 4+5 como segundo componente. Los valores normalizados para uno de los años seleccionados se encuentran en la tabla 1.

	Vegetacion	Agua
banda 3	0,24253563	0,99944491
banda 4+5	0,97014250	0,03331483

producto interno = 0,27

Tabla 1: Valores normalizados de Agua (columna 2) y Vegetación (columna 3)

Con estos vectores, se encontró la matriz M^ , matriz pseudos-inversa de la matriz M y se obtuvo un vector de fracciones f' , que fue utilizado para calcular una imagen reconstruida $r' = M f'$.*

Se construyó un modelo en lenguaje IDL del algoritmo del método Spectral Unmixing utilizando las imágenes como entradas y la matriz normalizada para la determinación de los porcentajes de agua y vegetación en cada píxel.

Se tomó la imagen AGUA de cada uno de los años considerados y se separaron de su histograma los valores correspondientes al agua, calculados utilizando la clasificación

Tassel Cap (descrito en el Capítulo 5). Para el año 1986, el porcentaje de agua fue de 4.720%; para el año 2000 fue de 4.624% y para el año 2005, 4.612%. Se descartaron los valores inferiores al 1% para descartar los datos extremos que pueden provocar ruido en el resultado final. Una vez retirados esos píxeles, se clasificó cada imagen dividiendo el rango restante en cuartos, resultando así cinco clases: **clase 1**, 100% agua; **clase 2**, 75% agua y 25% vegetación; **clase 3**, 50% agua y 50% vegetación; **clase 4**, 25% agua y 75% vegetación y **clase 5**, 100% vegetación.

Para analizar los cambios ocurridos entre 1986 y 2005, se calculó la matriz de cambio (Tabla 5.1) expresada en cantidad absoluta de píxeles de cambio de clases.

	Agua	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5	Total clase
Agua	368356	18152	15468	21396	20383	443963
Clase 2	12303	16678	25169	17946	6614	78779
Clase 3	18821	73280	201517	184703	28648	507154
Clase 4	37676	228329	1041479	2169287	589871	4068673
Clase 5	19740	66666	302906	1441916	2534195	4422476
Total Clase	456896	403105	1586539	3835248	3179711	

Tabla 5.1: Las columnas representan las clases en la imagen inicial (1986) y las filas el destino de los píxeles en la clase final (2005)

Con estos datos, se calcularon los porcentajes de invariancia y cambio del sistema y se obtuvieron los resultados mostrados en Tabla 5.2.

Sin cambios	0	55,0%
	+1	27,0%
	+2	5,8%
	+3	1,1%
	+4	0,2%
	+5	0,6%
	-1	8,6%
	-2	0,7%
	-3	0,3%
	-4	0,3%
	-5	0,4%

Tabla 5.2: Porcentajes de píxeles sin cambios, con cambios positivos densificando su contenido de vegetación en una (+1), dos (+2), tres (+3), cuatro (+4) y cinco (+5) clases y con cambios negativos, disminuyendo su contenido de vegetación en una (-1), dos (-2), tres (-3), cuatro (-4) y cinco (-5) clases

Los cambios de clase más representativos se grafican en la Figura 5.4, indicando cada flecha la proporción de píxeles que han pasado de una a otra clase o que se han mantenido en la misma.

Para visualizar los cambios, se ha obtenido una imagen de cambios positivos (densificación en el contenido de vegetación), negativos (disminución en el contenido de vegetación) y no cambios (blanco) que se muestra en la Figura 5.5.

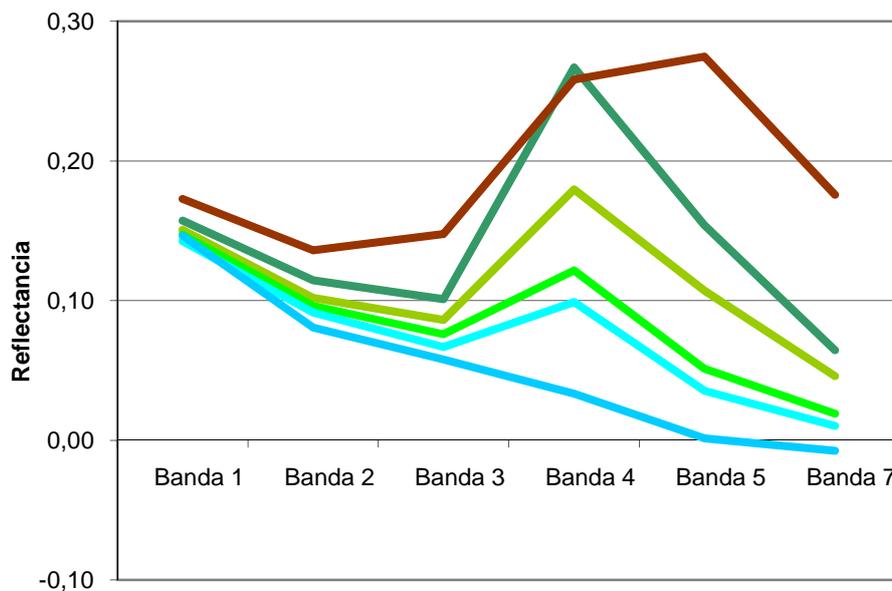


Figura 5.2: Firmas espectrales de vegetación (verde), suelo (marrón) y agua libre (cian)

La aplicación de la banda obtenida sobre la imagen correspondiente al año 1986 permite visualizar las superficies donde se observaron los mayores cambios y las tendencias de los mismos. En la Figura 5.6 se muestran los cambios positivos del sistema.

5.2. Resultados y conclusiones

En la Región Nororiental del Iberá (ver Cap. 1 para identificar las regiones), los cambios observados en el contenido de vegetación se dieron en la dirección general del escurrimiento –NE-SO-, densificando áreas contiguas a las clases superiores. Los cambios de clase 4 a clase 5 se observan predominantemente al sur de lagunas Conde, Galarza e Iberá, sobre el borde Sur de tierra firme y al sur de la zona lindera con la Región Noroccidental, bordeando la lomada sobre la que se asienta la laguna Paraná al norte. Los cambios de clase 3 a clase 4 se observan en la región comprendida entre lagunas Galarza e Iberá, cubriendo la mayor parte de dicha superficie y aumentando la densidad en los bordes de los arroyos encauzados interiores.

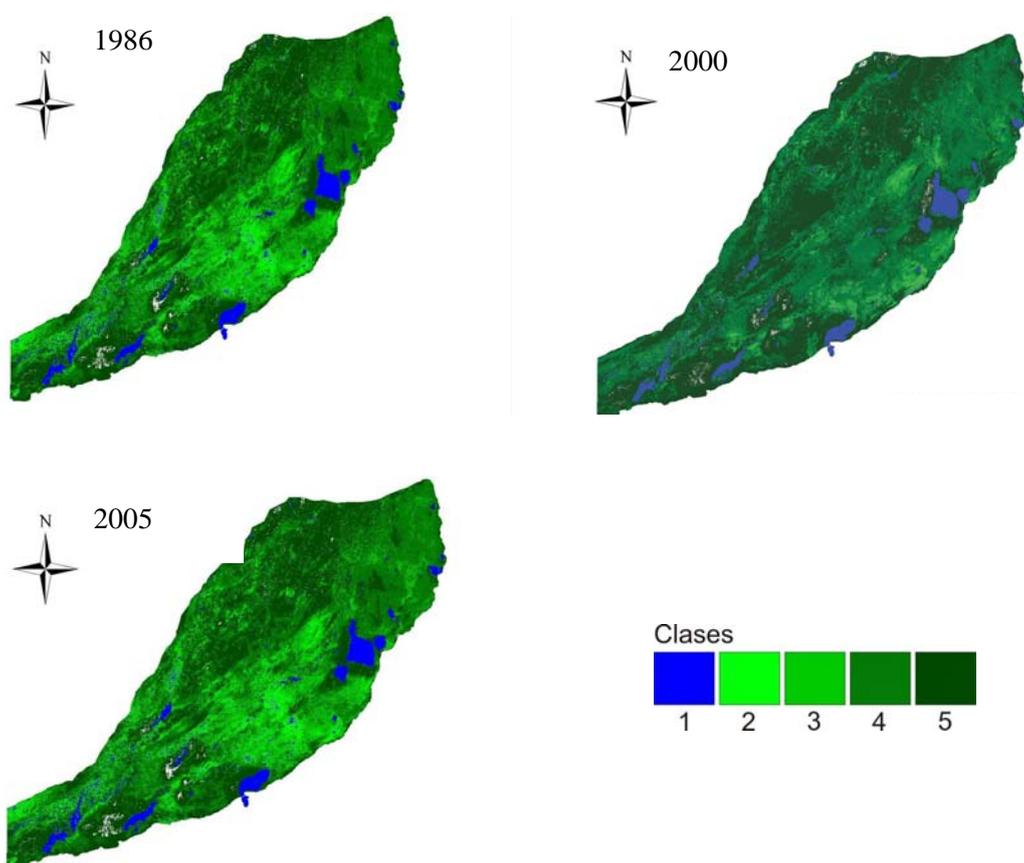


Figura 5.3: Imágenes AGUA para los tres años considerados. En escalas de verde las clases 2 a 5. A la clase 1 (agua) se le asignó color azul

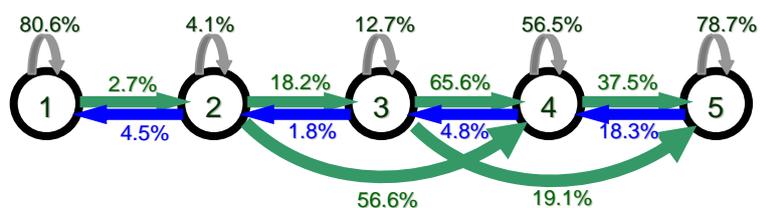


Figura 5.4: Porcentajes de píxeles que han quedado en cada clase (gris), que han densificado su contenido de vegetación (verde) y que han disminuido su contenido de vegetación (azul)

En la Región Noroccidental se observa un alto porcentaje de píxeles que han pasado de clase 4 a clase 5, densificando los bordes de los arroyos y la superficie de los esteros entre lomadas.

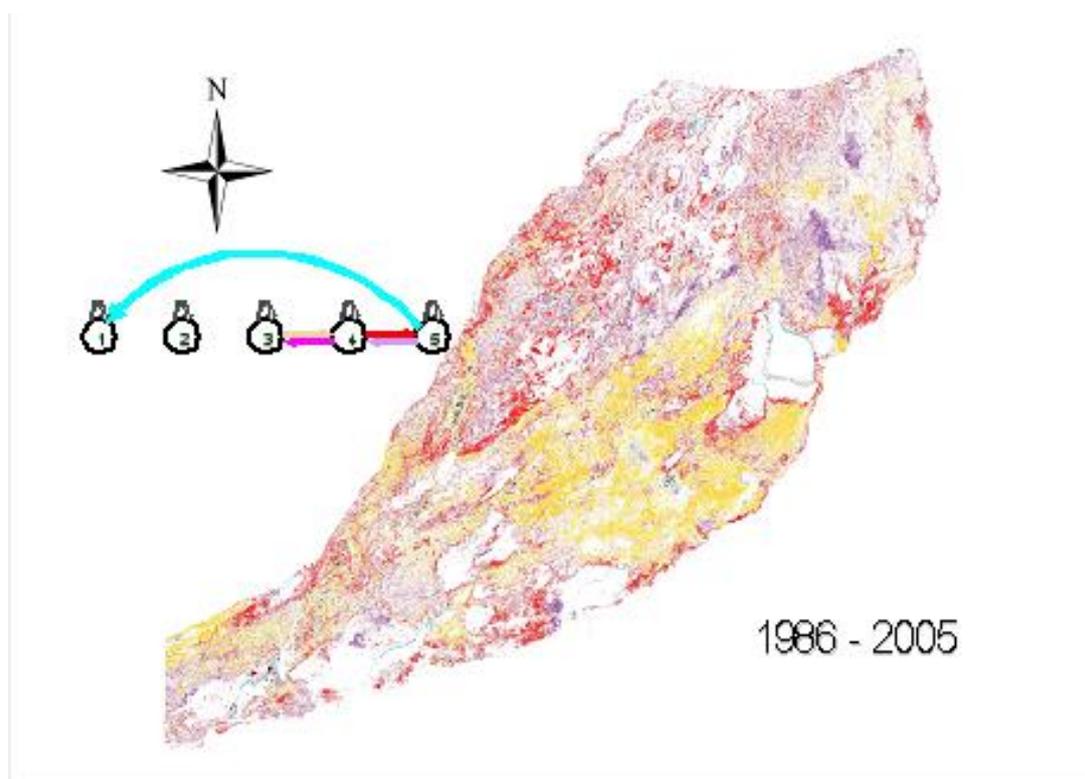


Figura 5.5: Píxeles sin cambios (blanco), con cambios de clase 4 a 5 (rojo), con cambios de clase 3 a 4 (naranja), con cambios de clase 5 a 4 (violeta), con cambios de clase 4 a 3 (magenta) y con cambios de clase 5 a 1 (cian)

La Región Meridional muestra una clara densificación en el borde oeste, zona lindera con los esteros del Batel-Batelito. En menor proporción, se observan cambios de clase 4 a clase 5 entre los cursos de agua que ingresan a la laguna Medina, los canales que la unen a laguna Trin y al sur de ambas.

La Figura 5.7 muestra los cambios negativos del sistema. Los cambios más notorios se dan al norte de ambos subsistemas, oriental y occidental, de manera difusa al norte de laguna Galarza y encauzada bordeando las lomadas emergentes. Otro sector apreciable se encuentra al sur de laguna Iberá y, en el subsistema sur, en los bordes de los arroyos encauzados.

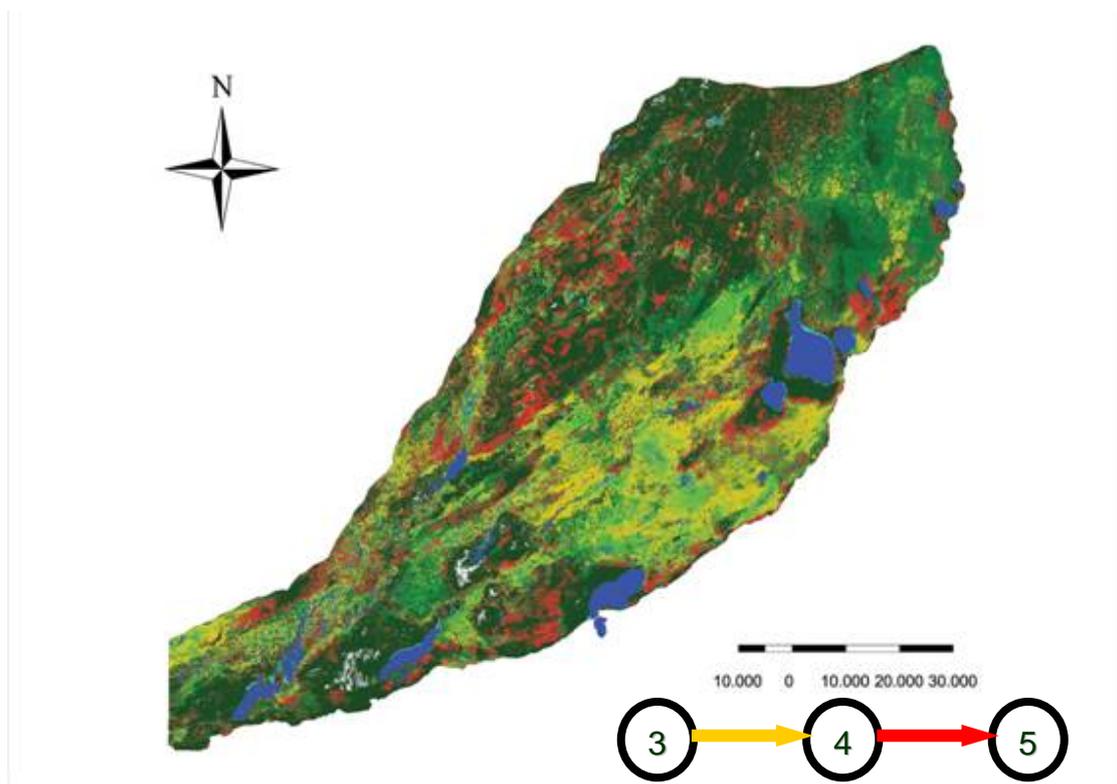


Figura 5.6: Imagen Landsat 5 TM clasificada, correspondiente a julio de 1986 sobre la que se observan los cambios de clase 4 a 5 (rojo) y los cambios de clase 3 a 4 (naranja)

Los resultados obtenidos muestran que el 55% de los píxeles que conforman la cuenca se mantuvieron invariantes en los 20 años transcurridos desde 1986 a 2005. Un 35% de los píxeles cambiaron sus clases solo en +1 ó -1, lo cual nos da, sumado al

porcentaje anterior, un 90% de píxeles sin cambios o con cambios de una sola clase. En general, los cambios son en sentido positivo, hacia una densificación de la vegetación. Repitiendo el proceso comparativo realizado para los años 1986-2000 y 2000-2005, se observa que los cambios se produjeron en el primer periodo.

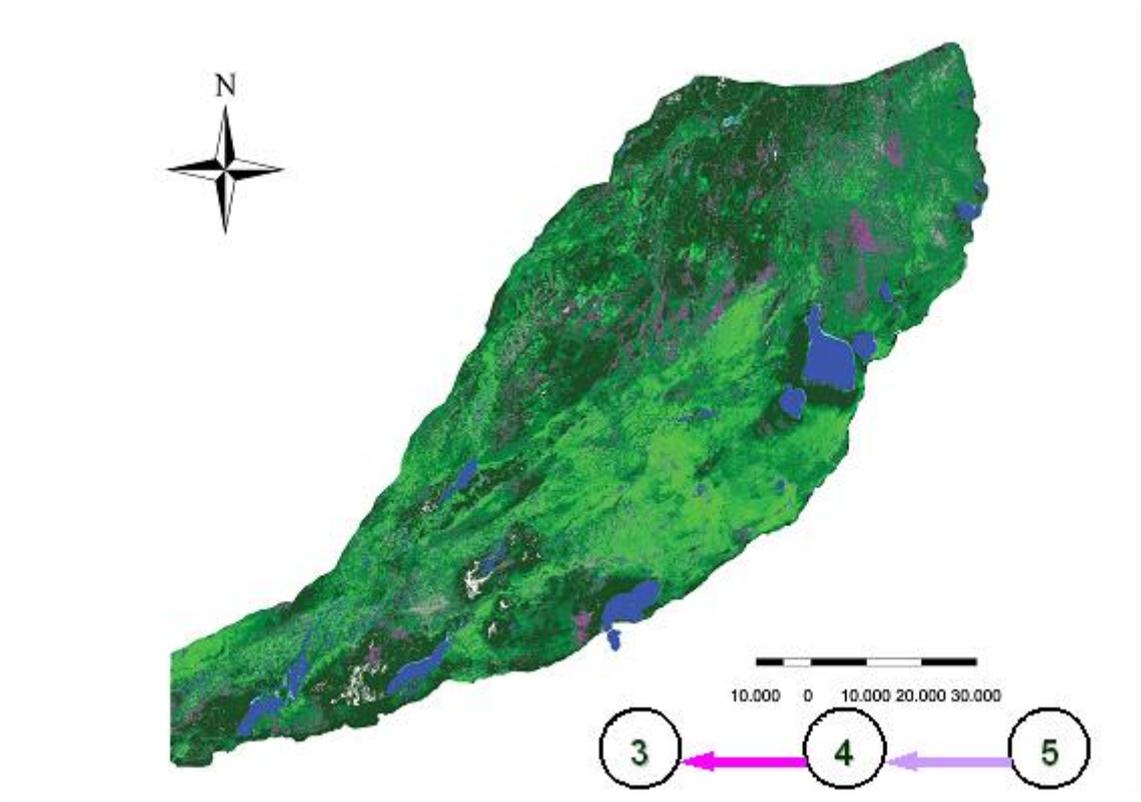


Figura 5.7: Imagen Landsat 5 TM clasificada, correspondiente a julio de 1986, sobre la que se observan los cambios de clase 5 a 4 (violeta) y los cambios de clase 4 a 3 (magenta)

Capítulo 6

Abundancia de la macrofauna del Iberá a escala de cuenca

Los Esteros del Ibera han sido a menudo reconocidos por su singularidad y su alta biodiversidad (Olson et al. 1998). En 2002, fueron incluidos en la lista de “humedales de importancia internacional” en el marco de la Convención de Ramsar, y fueron declaradas varias “Áreas Importantes para la Conservación de las Aves” (IBAs) (Di Giacomo 2005), áreas de prioridad mundial para la conservación de aves amenazadas, endémicas y congregatorias. Los Esteros del Iberá han sido también reconocidos como una de las áreas protegidas del planeta con mayor prioridad de conservación en un análisis a escala global de las especies que carecen de protección efectiva en la red mundial de áreas protegidas (Rodrigues et al. 2004).

Pese a su relevancia internacional, la abundancia y biodiversidad de la macrofauna de los Esteros del Iberá permanece aún poco conocida. El estudio más sobresaliente en

este campo se centra en el compendio de trabajos realizados en el proyecto “Iberá” de la UNNE (Álvarez 2003). Este proyecto realizó un inventariado del número de especies que componen los principales grupos de vertebrados (Tabla 6.1). Este inventario da cuenta de la gran biodiversidad del Iberá, que incluye elementos biológicos procedentes de diferentes biomas vecinos como la selva paranaense, el chaco y las pampas. En dicho volumen también se han presentado análisis cuantitativos de algunos de los elementos faunísticos destacados del Iberá, como son las comunidades de aves (Giraud et al. 2003), el ciervo de los pantanos (Soria et al. 2003) y el lobito de río (Gil Carbo 2003). No obstante, aun se carece de estimaciones precisas sobre la abundancia de la mayoría de especies de vertebrados a escala de cuenca.

Grupo taxonómico	Especies
Peces	125 (+ 1 recientemente confirmada)
Anfibios	40
Reptiles	54
Aves	344
Mamíferos	49 (+21 por confirmar + 9 introducidas)

Tabla 6.1. Vertebrados de los Esteros del Ibera (Álvarez 2003).

El objetivo principal del presente capítulo es la estimación de las densidades por hábitats y el tamaño de las poblaciones de distintas especies de macrofauna a escala de cuenca. Dadas las características de Iberá (un ambiente abierto, de relieve llano y de gran extensión) y las características de las especies de interés (conspicuas desde la distancia y ampliamente dispersas), se adoptó la metodología del conteo aéreo. Los conteos aéreos de fauna son ampliamente recomendados para estudiar la distribución y la abundancia de los grandes vertebrados en ecosistemas de estas características (Caughley 1977, Caughley y Sinclair 1994). Han sido utilizados desde los años cincuenta para el estudio y gestión de poblaciones de los grandes mamíferos de África (Sinclair 1972) y Australia (Sinclair 1977). En Sudamérica, los censos aéreos han sido utilizados exitosamente en el Pantanal de Brasil para conocer la distribución y abundancia de especies emblemáticas de dicha región como

el ciervo de los pantanos (Schaller y Vasconcellos 1978, Mauro et al. 1998, Tomas et al. 2001, Andriolo et al. 2005), los yacarés (Mourao et al 1994, Mourao y Campos 1995, Mourao et al 2000) y los carpinchos (Mourao y Campos 1995). En el Iberá existen dos antecedentes de conteo aéreo de ciervo de los pantanos, uno realizado en el año 1991 (Beccaceci 1994) y otro en 2000-2001 (Soria et al. 2003). Con los conteos aéreos es posible determinar densidades y tamaños poblacionales, así como también detectar asociaciones de hábitat de las especies.

Para realizar este tipo de conteos se utilizan aviones de ala alta (ej. Cessna 182), los cuales son económicos a la vez que versátiles y seguros para las condiciones de vuelo requeridas. En los casos de presencia de grandes concentraciones de individuos que impiden su conteo con rapidez, se utiliza la fotografía aérea para su posterior estudio. Los conteos requieren vuelos a baja altura (entre 50 y 200 metros del suelo) y a una velocidad reducida (100 a 160 km/h), razón por la cual estos vuelos solo pueden hacerse bajo condiciones climáticas muy estables. Los observadores barren un área de conteo definida por marcas visuales fijadas al fuselaje del avión, anotando o grabando los animales observados durante el vuelo. Se registran en todo momento las condiciones del vuelo y la posición del avión ya que el conteo puede verse afectado por factores como la velocidad y altura del vuelo, ancho de la banda de conteo u horario del vuelo. Los conteos aéreos no son precisos, y siempre se consideran como estimaciones de abundancia.

El espectro de especies monitoreadas fue amplio, en concreto se siguieron a once grupos faunísticos (especies, géneros o grupos funcionales) autóctonos. Se registró además la presencia de animales domésticos (ganado) para estudiar posibles relaciones con los animales silvestres que comparten hábitat. Además, se realizaron observaciones sobre animales exóticos (búfalos y chanchos cimarrones) que son de interés para el manejo de la reserva

6.1. Metodología

Los conteos aéreos fueron realizados durante el verano (época de mayores lluvias) y el invierno para registrar posibles variaciones estacionales en la abundancia y distribución de la fauna. La altura de vuelo y la velocidad fueron estandarizadas lo mas posible para realizar los conteos a una altura aproximada de 100 m y una velocidad que fue variable en función de la dirección e intensidad del viento (la velocidad promedio fue de 138 km/h). Los vuelos fueron realizados con un avión AeroBoero (3 plazas) o un Cessna 182 (4 plazas). Se empleo la metodología del conteo simple (Caughley 1979). Durante los vuelos un observador contaba los animales observados (siempre del lado derecho del avión) a través de una faja de detección que proyectada en tierra tenia un ancho de 200 metros. El seguimiento de la faja de detección en tierra se controlo mediante una marca en la barra de sostén del ala y en el vidrio de la ventanilla del avión. Otro observador realizaba el marcado de los puntos de referencia con un GPS Garmin Legend o Vista. Dichos puntos de referencia fueron distribuidos cada 1 minuto de vuelo, para poder asignar los animales contados a bloques de unidades muestrales distribuidas sin intervalo a lo largo de las transectas de recorrido de la toda la región (Figura 6.1). El recorrido de las transectas fue variando ligeramente durante cada vuelo, para no contar individuos sobre los mismos bloques y así aumentar el número de bloques independientes. Las sesiones de vuelo fueron realizadas entre las 08:00 y las 12:00 hs o entre las 15:00 y las 18:00 hs.

Algunos animales que se observaban en altas densidades en un mismo sitio fueron contados en unidades de 10 animales para facilitar el recuento (especialmente se aplico a aves acuáticas, carpinchos, y ocasionalmente a vacas y yacarés).

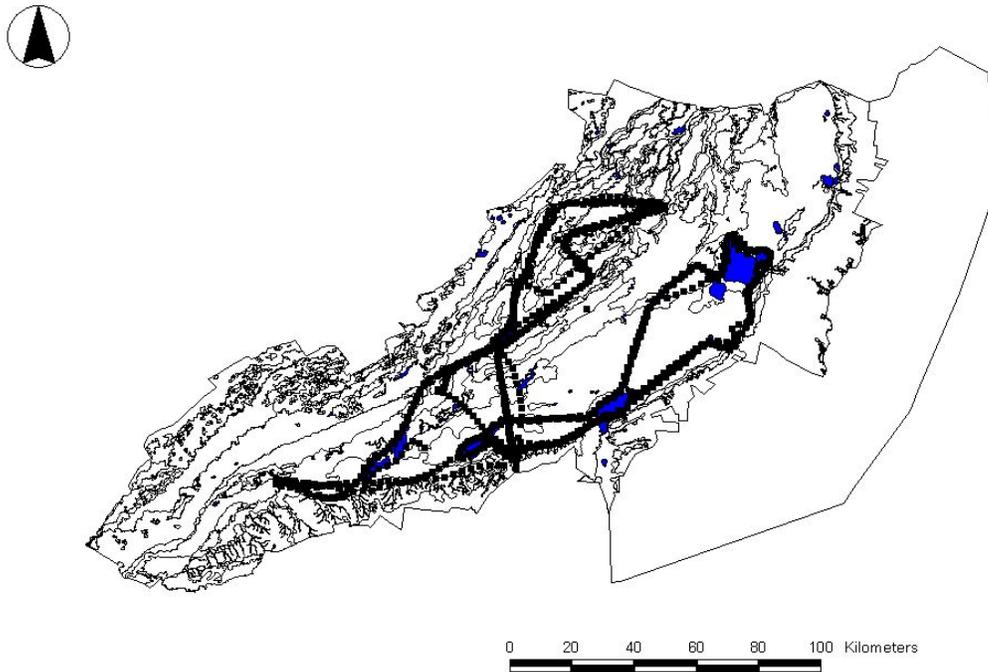


Figura 6.1. Mapa de los Esteros del Iberá, Corrientes, indicando las unidades de paisaje y los 1054 bloques de conteo aéreo que conforman las rutas de los vuelos realizados (2006-2008).

El macro-ecosistema de los humedales de los Esteros del Iberá se distribuye a lo largo de 13,000km². Diversos autores han propuesto diferentes divisiones ambientales del humedal, considerando las grandes unidades de paisaje, los principales tipos de vegetación, de suelos o la presencia de agua. Nosotros consideramos la clasificación de las grandes unidades de paisaje (Fundación ECOS 2005) y la presencia de las grandes lagunas como marco de referencia para delimitar la trayectoria de vuelo (Figura 6.1). El Iberá ha sido dividido en 12 grandes unidades de paisaje (Fig. 6.2). Los conteos abarcaron principalmente las dos unidades de paisaje mayores, “Depresión Iberá” y “Cordones en abanico, planicies y depresiones”. Ambas unidades, con más de 700,000 hectáreas, reúnen los ambientes más representativos de los ‘esteros’ y constituyen además el núcleo de la Reserva Natural del Iberá (Fundación Ecos 2005). La cobertura aérea de los conteos

es representativa de un área muestral de 7,775 km². Es importante tener en cuenta que nuestros resultados de densidades y abundancia de especies quedan circunscriptos a dicha área.

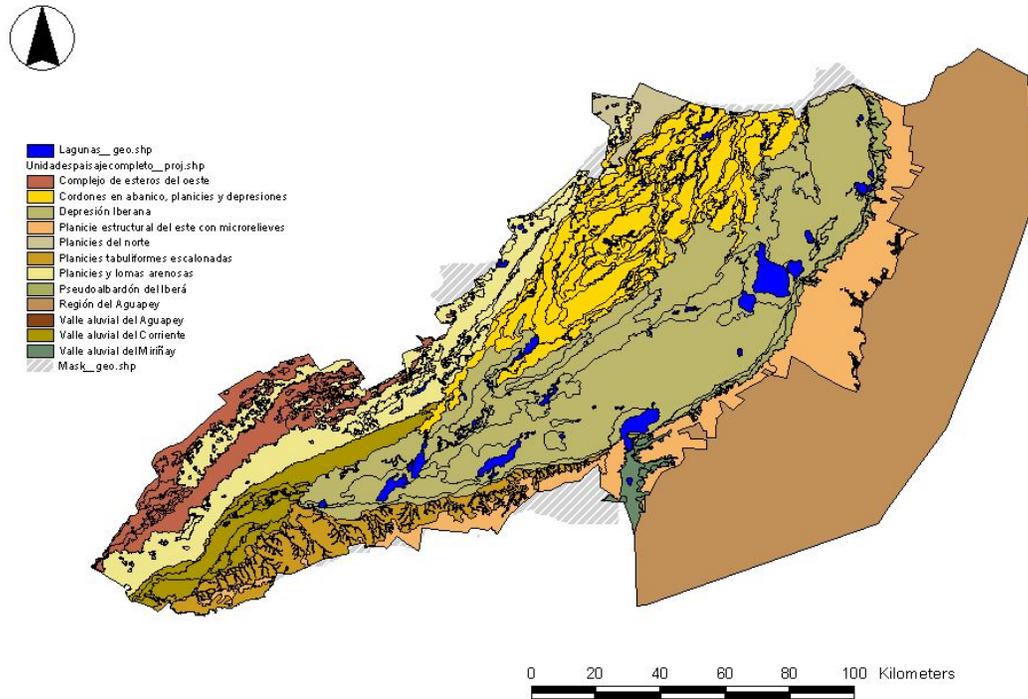


Figura 6.2. Mapa de 'Grandes unidades de paisaje' de los Esteros del Iberá elaborado por el INTA Corrientes (Fundación Ecos 2005).

Para cada una de las especies, o conjunto de especies, con suficientes datos confeccionamos un mapa de distribución geográfica de la abundancia observada durante los vuelos (Fig. 6.3 a 6.12). En cuanto a la estimación de las densidades y abundancias totales, éstas fueron calculadas de acuerdo a las ecuaciones propuestas por Caughley (1979) para conteos simples con unidades muestrales de diferente tamaño y sin repetición. Se realizaron las estimaciones de densidad para cada gran unidad de paisaje.

Debido a que los conteos aéreos acarrear errores sistemáticos ocasionados tanto por la detectabilidad de los animales como por las condiciones de vuelo, se realizaron correcciones de las densidades observadas mediante cálculo de errores. En nuestro caso aprovechamos que uno de los vuelos (Agosto de 2007) fue realizado con el avión de mayor tamaño y aplicamos la técnica del “doble conteo” (Caughley & Grice 1982), la cual nos permitió obtener un factor de corrección de las densidades registradas por el observador principal. Se obtuvieron los siguientes coeficientes de corrección del observador:

Ciervo de los pantanos	=	1,18
Yacarés	=	2,47
Carpinchos	=	1,50
Aves acuáticas	=	1,36

Estos coeficientes representan una estimación de la proporción de animales que no alcanzan a ser registrados por el observador durante los conteos aéreos. Estos factores fueron aplicados a todo el resto de las estimaciones de densidad, dado que los conteos fueron siempre realizados por el mismo observador.

6.2. Representación de unidades de paisajes en los conteos aéreos

Los conteos aéreos cubrieron en cada vuelo entre 228 y 249 bloques (unidades muestrales). La mayoría de las unidades muestrales cubrieron la denominada “depresión iberana” y los “cordones en abanico y lomadas”. La totalidad de 1054 bloques de conteo cubrieron un total del 463,9 km² de superficie, lo que representa el 6% del área muestreada (Tabla 6.3).

GRANDES UNIDADES DE PAISAJE	JULIO 2006 (conteo piloto)	FEBRERO 2007	JUNIO 2007	AGOSTO 2007	FEBRERO 2008	AREA TOTAL	AREA MUESTRAL
Cordones en abanico, planicies y depresiones	7,7	33,7	35,2	32,2	33,1	134,2 (28,9%)	1845 (23,7%)
Depresión Iberana	17,8	67,9	72,9	76,5	77,7	295,0 (63,6%)	5576 (71,7%)
Pseudoalbardón del Iberá		2,1	1,0	1,7		4,8 (1,0%)	32 (0,4%)
Planicie estructural del este con micro-relieves		1,4	1,4	0,4		3,2 (0,7%)	41 (0,5%)
Valle aluvial del Corriente		0,9	1,8	0,9	0,5	4,1 (0,9%)	36 (0,5%)
Planicies tabuliformes escalonadas	2,2	12,7	3,9	5,4	0,5	22,5 (4,8%)	245 (3,2%)
Total general	27,6	118,7	116,2	117,2	111,8	463,9 (100%)	7775 (100%)

Tabla 6.3. Superficie cubierta (km²) sobre cada gran unidad de paisaje durante los conteos aéreos en los Esteros del Iberá, Corrientes. El Área Total representa la suma de la superficie cubierta en cada conteo, y el Área Muestral, representa la superficie total en el área de estudio dedicada a los conteos (no representa la superficie total en todo el Iberá).

6.3. Resultados de los conteos aéreos

En la Tabla 6.4 se representan los valores obtenidos para cada uno de los vuelos y para las especies (o grupo de especies) muestreadas, y desde las figuras 6.3 a 6.12 se muestran los mapas de distribución geográfica de los conteos.

ESPECIE	FEBRERO 2007	JUNIO 2007	AGOSTO 2007	FEBRERO 2008	TOTAL
Ciervo de los pantanos	62	61	76	50	249
Carpincho	916	457	500	383	2256
Yacaré	43	148	257	25	473
Garzas y cigüeñas	411	469	770	708	2358
Pato	245	251	246	230	972
Chorlo	50	40	0	150	240
Chajá	98	71	121	137	427
Biguá	17	5	6	115	143
Ñandú	37	12	2	3	54
Cuervillo	30	2	18	70	120
Espátula	7	0	1	5	13
Vaca	1107	845	990	153	3095
Oveja	94	60	130	40	324
Caballo	165	99	61	17	342
Búfalo	56	0	100	6	162
Chancho	2	6	1	2	9

Tabla 6.4. Resultado de los conteos aéreos en los Esteros del Iberá, Corrientes. Los números representan la cantidad de individuos de cada especie o grupo de especies que fueron observados desde el avión durante los 4 conteos completos.

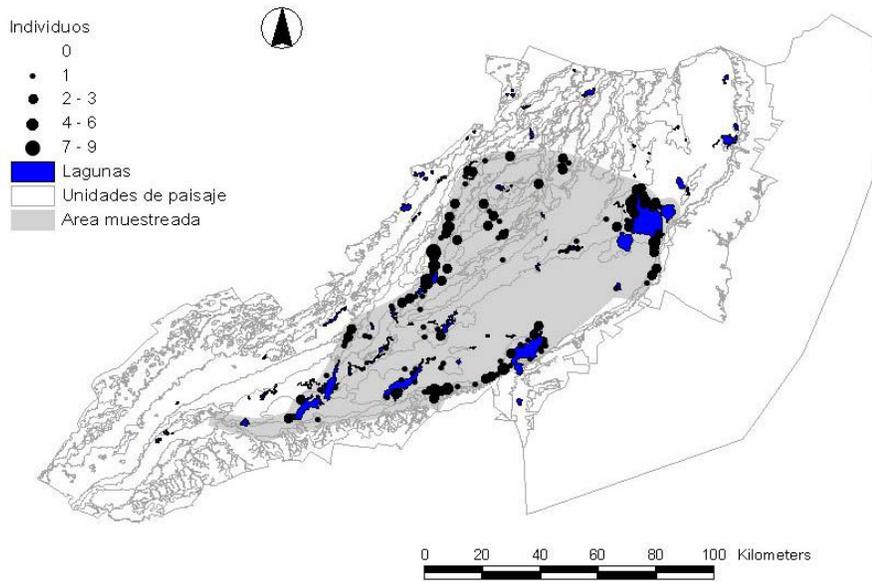


Figura 6.3. Distribución geográfica de los avistajes de ciervo de los pantanos durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

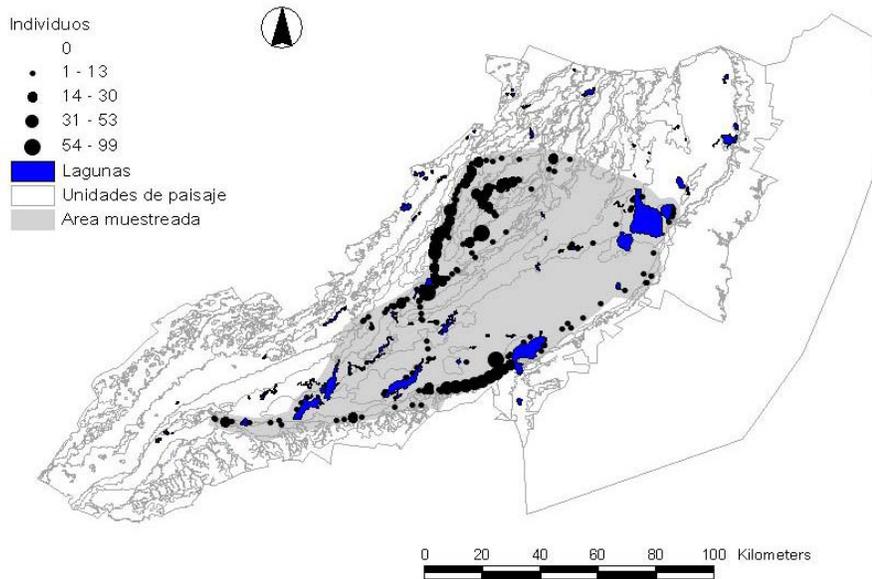


Figura 6.4. Distribución geográfica de los avistajes de carpinchos durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

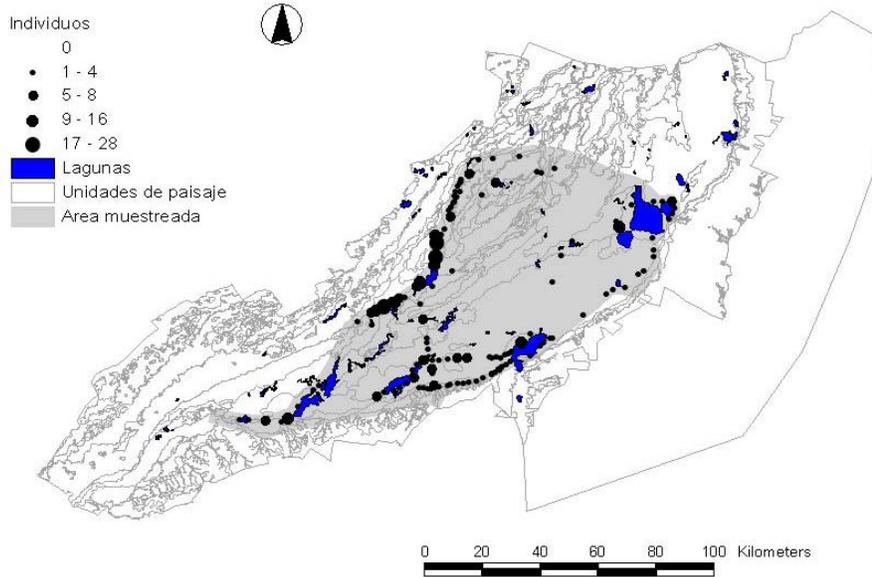


Figura 6.5. Distribución geográfica de los avistajes de yacarés durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

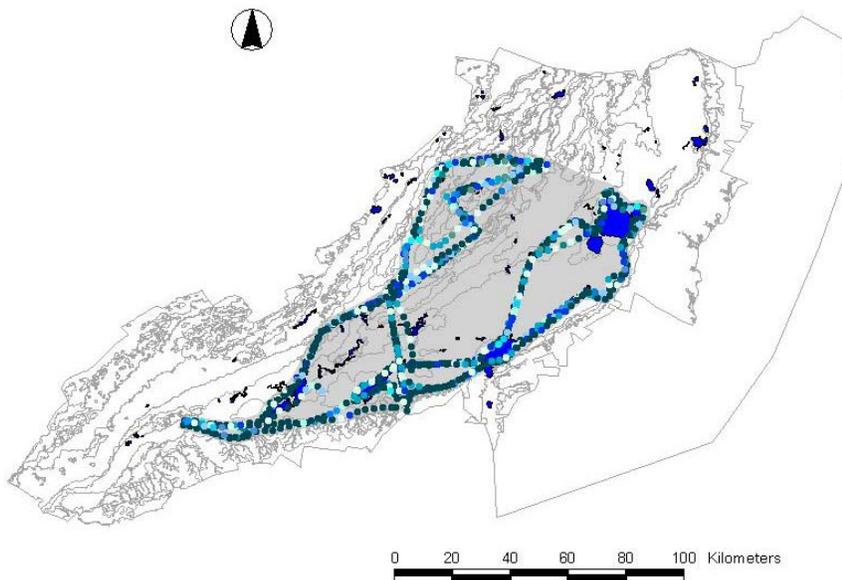


Figura 6.6. Distribución geográfica de los avistajes de garzas y cigüeñas durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

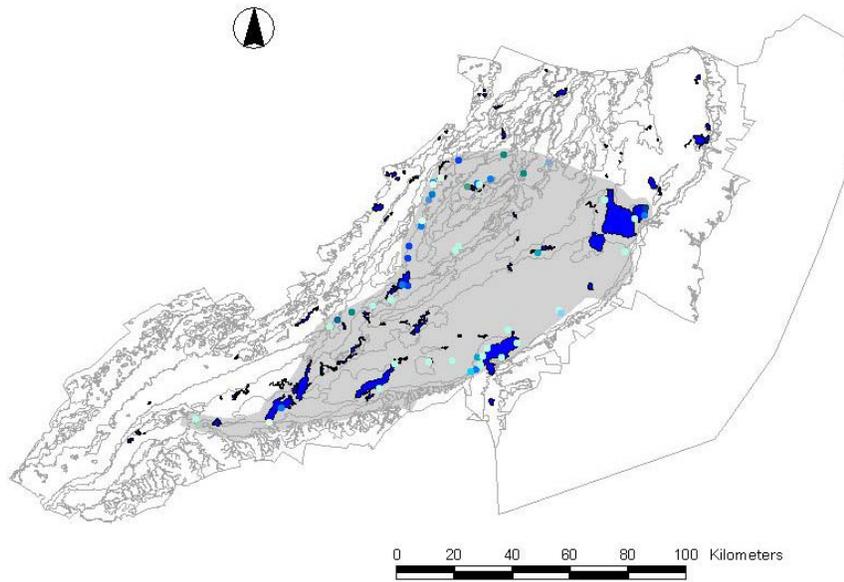


Figura 6.7. Distribución geográfica de los avistajes de patos durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

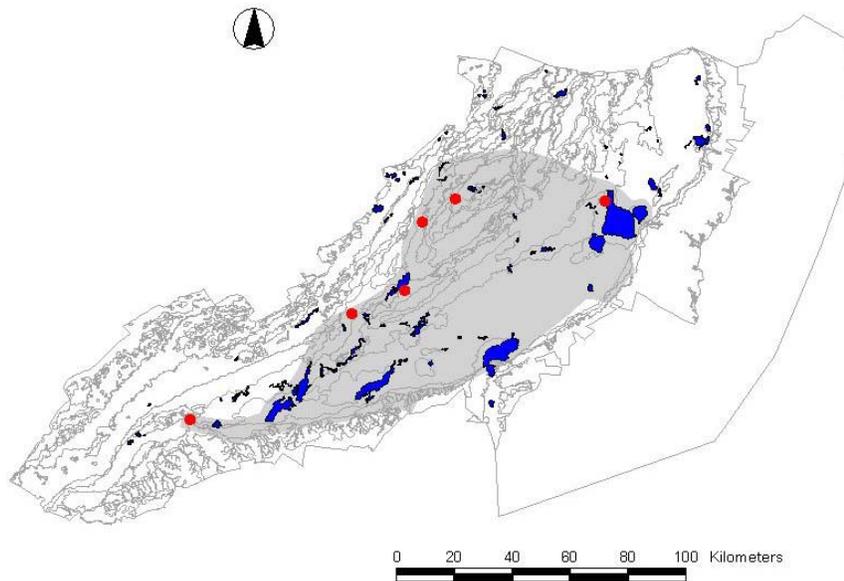


Figura 6.8. Distribución geográfica de los avistajes de chorlos durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

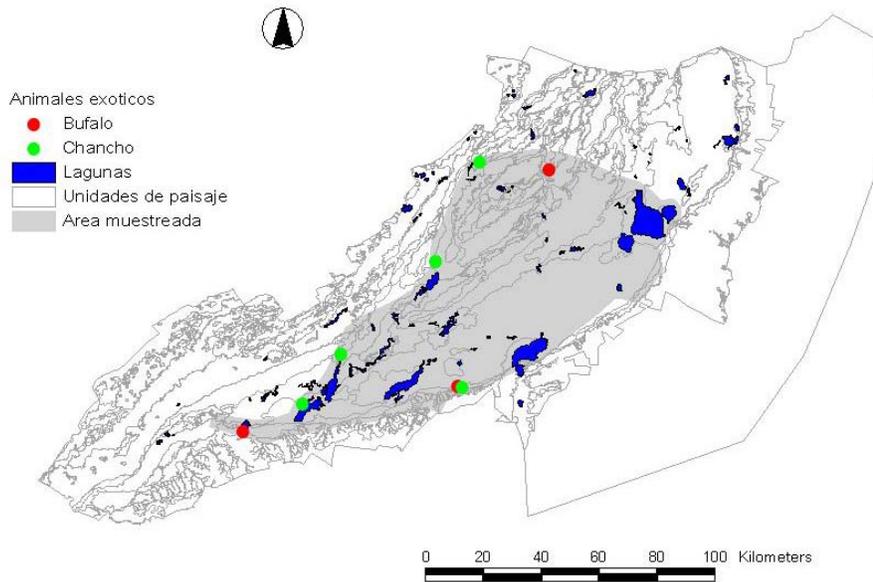


Figura 6.9. Distribución geográfica de los avistajes de búfalos y chanchos cimarrones (exóticos) durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

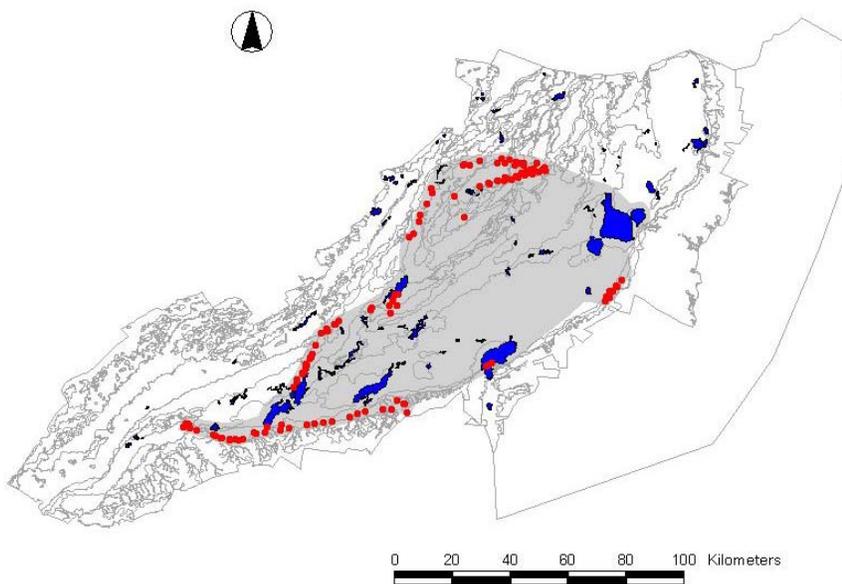


Figura 6.10. Distribución geográfica de los avistajes de vacas durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

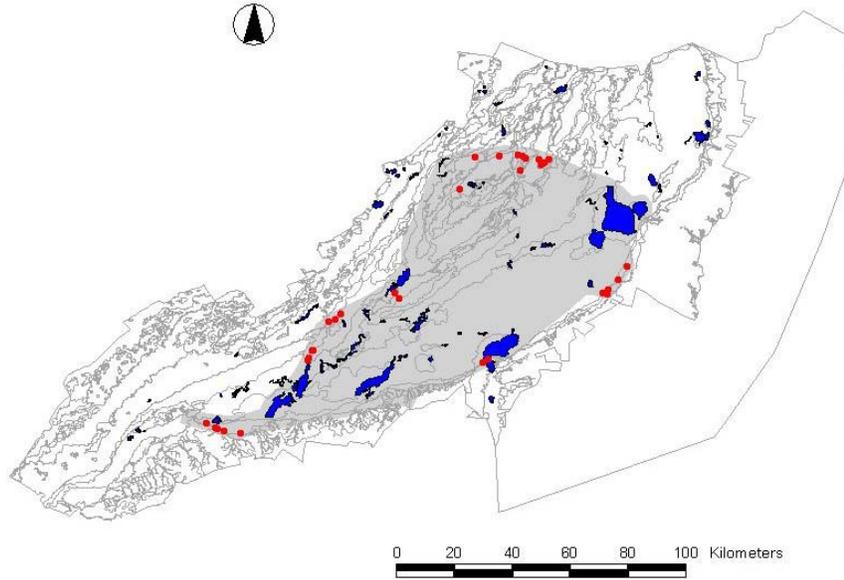


Figura 6.11. Distribución geográfica de los avistajes de caballos durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

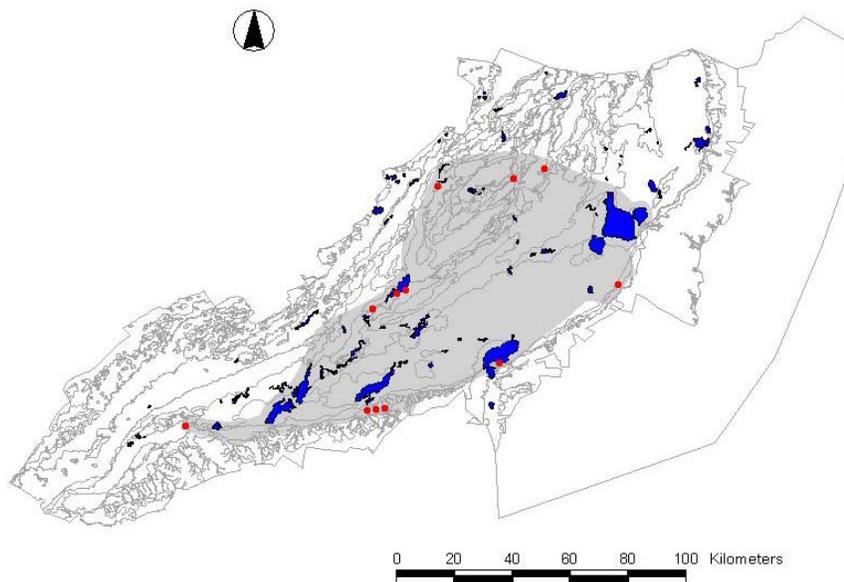


Figura 6.12. Distribución geográfica de los avistajes de ovejas durante los conteos aéreos realizados en los Esteros del Iberá, Corrientes (2007-2008).

6.4. Densidades y tamaño poblacional de la macrofauna a nivel de cuenca

Las densidades fueron estimadas para los grandes vertebrados con suficiente número de observaciones y fueron corregidas por el coeficiente de error calculado para el observador. Se calcularon densidades para cada gran unidad de paisaje representada en los conteos, así como también para las unidades menos representadas.

Los cuatro conteos de ciervo de los pantanos fueron bastante similares en el número y la distribución, es decir que no se apreciaron tampoco diferencias estacionales entre los conteos de invierno y de verano. Durante un conteo de invierno (junio de 2007) se detectaron 4 individuos muertos dentro de los bloques de conteo, pero el observador auxiliar observó otros 10 individuos muertos. La presencia de ciervo de los pantanos muertos fue confirmada en forma independiente por otro grupo de investigadores que realizaba estudios terrestres, hallándose numerosos ciervos enfermos. Las causas de la muerte de estos animales no fueron establecidas, pero en el pasado se han citado situaciones parecidas en el Iberá (Beccaceci 1994).

Las densidades de ciervo de los pantanos variaron entre 0,581 y 2,498 ind/km² (Tabla 6. 6, Figura 6.12), sin embargo las estimaciones de densidad de las áreas mejor prospectadas como la depresión iberana y los cordones en abanico fueron entre 0,573 y 0,762 ind/km². La población total de ciervos para la cuenca del Iberá que fue relevada mediante los conteos aéreos resulta en una estimación de 4900 individuos si se consideran estas densidades. Las densidades estimadas para la “planicie estructural del este con micro-relieves” resultó la más alta, con 2,498 ind/km², pero podría deberse al conteo de individuos en los únicos sitios de dicho tipo de paisaje que estaba representado en el conteo.

Se observó una relación entre la presencia del ciervo de los pantanos y de vacas, consistente en que en la mayoría de los bloques ambas especies fueron registradas en forma separada, pese a ocupar gran parte de los mismos ambientes en la región de los

Esteros del Iberá. Tan solo coincidieron en el mismo bloque de avistaje en 14 ocasiones (Tabla 6.5).

Bloques de conteo	Feb-07	Jun-07	Ago-07	Feb-08	Total	%
Sin ciervos ni vacas	171	186	163	188	708	74%
Solo con ciervos	31	26	44	26	127	13%
Solo con vacas	40	32	33	9	114	12%
Con ciervos y vacas	0	5	4	5	14	1%

Tabla 6.5. Comparación de la abundancia de ciervo de los pantanos y vacas en los Esteros del Iberá, Corrientes.

Las densidades observadas de carpinchos alcanzaron valores entre 3,567 y 15,050 ind./km² (Tabla 6.7, Figura 6.13). Los carpinchos presentaron una mayor densidad en la cuenca oeste del Iberá, coincidiendo con la región de los cordones en abanico y lomadas, y también sobre el pseudo-albardón del Iberá en la costa este. En la depresión iberana se hallaron los valores más bajos de densidad. La población total de carpinchos estimada para el área de muestreo fue de 50046 individuos.

Los yacarés fueron registrados principalmente en los cordones en abanico del oeste y la depresión iberana central con valores de densidad muy similares de entre 4,049 y 5,722 ind/km² (Tabla 6. 8, Figura 6.14). Los cálculos de densidad se realizaron en este caso solo con los conteos de invierno dado que en los conteos de verano se obtuvieron valores muy bajos de abundancia debido a problemas de detectabilidad; ya que por el calor y la insolación estos animales permanecen sumergidos la mayor parte del tiempo lo cual dificulta su conteo. La población estimada de yacarés fue de 33131 individuos.

Las garzas y cigüeñas se observaron ampliamente distribuidas en toda la región. Las garzas se observan mayormente en grupos dispersos, excepto algunas colonias de nidificación (“garzales”) sobre los embalsados con árboles en el borde de las lagunas, observados en

los conteos de invierno. Las cigüeñas también se observaron dispersas, a veces en grupos, y durante el invierno se detectaron numerosos nidos aislados, y no en colonias como suelen nidificar en otros sitios. Las densidades fueron variables entre 3,566 y 16,511 ind./km², encontrándose los valores más altos en la región de los cordones en abanico del oeste y la planicie estructural del este (Tabla 6.9, Figura 6.15). La población total estimada fue de 48168 individuos.

Los patos de diferentes especies fueron agrupados durante los conteos para facilitar el recuento desde el aire. Debido a que se observaron diferencias importantes entre los conteos de verano y de invierno, principalmente relacionadas con el hábito migratorio, se separaron las estimaciones de densidad y de población para cada estación. Durante el invierno se observaron importantes concentraciones de patos en el sector oeste de cordones en abanico y a lo largo del río Carambola (Tabla 6.10, figuras 6.16 y 6.17).

Gran unidad de paisaje	Densidad (ind/km ²) Promedio ± SD	Población (ind.)
Cordones en abanico, planicies y depresiones	0,762 ± 0,262	1406
Depresión Iberana	0,573 ± 0,143	3196
Pseudoalbardón del Iberá	0,829 ± 0,970	27
Planicie estructural del este con micro-relieves	2,498 ± 4,685	102
Valle aluvial del Corriente	0,780 ± 1,156	28
Planicies tabuliformes escalonadas	0,581 ± 0,747	142
Total		4902

Tabla 6.6. Densidad y población de ciervo de los pantanos estimadas para cada gran unidad de paisaje

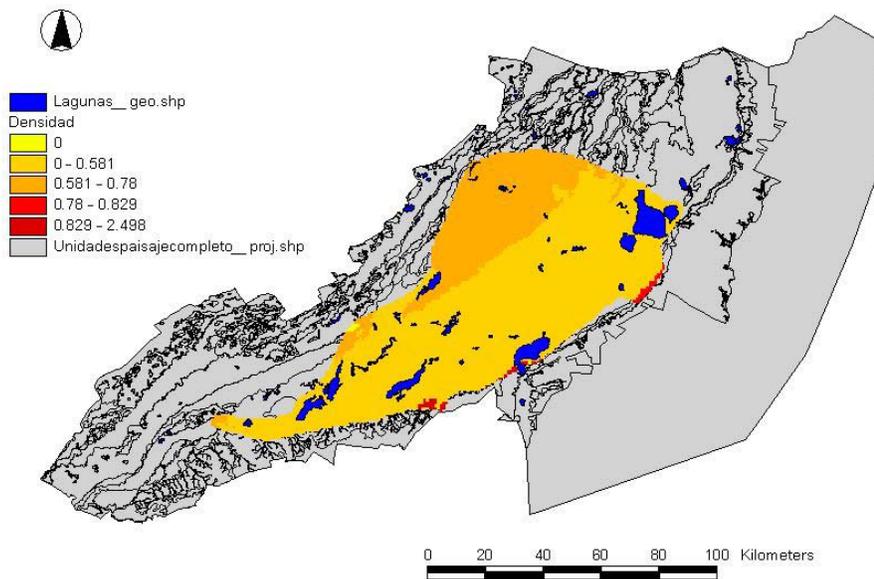


Figura 6.12. Mapa de densidades de ciervo de los pantanos estimadas para cada gran unidad de paisaje.

Gran unidad de paisaje	Densidad (ind/km ²) Promedio ± SD	Población (ind.)
Cordones en abanico, planicies y depresiones	15,050 ± 1,286	27767
Depresión Iberana	3,567 ± 4,118	19887
Pseudoalbardón del Iberá	12,410 ± 4,807	397
Planicie estructural del este con micro-relieves	6,847 ± 9,683	281
Valle aluvial del Corriente	8,423 ± 11,912	303
Planicies tabuliformes escalonadas	5,761 ± 9,038	1411
Total		50046

Tabla 6.7. Densidad y población de carpinchos estimadas para cada gran unidad de paisaje

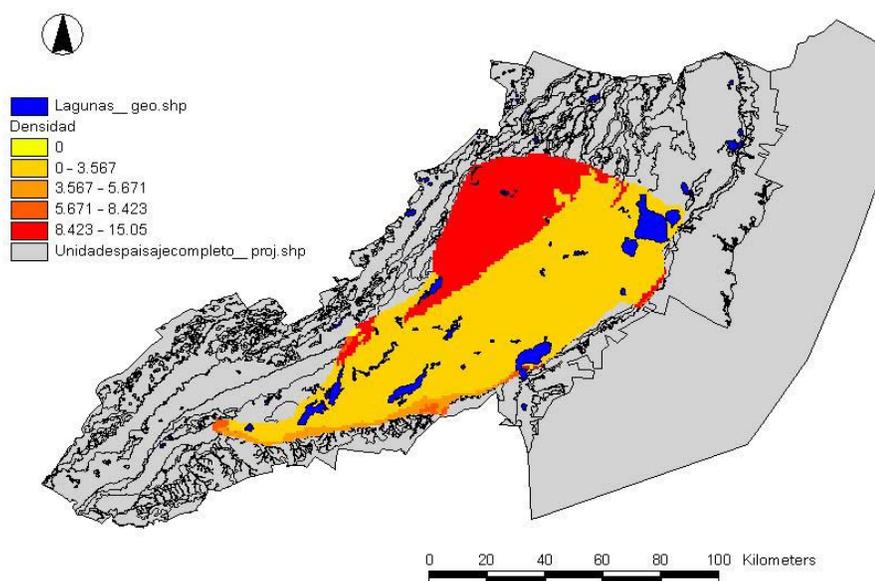


Figura 6.13. Mapa de densidades de carpinchos estimadas para cada gran unidad de paisaje.

Gran unidad de paisaje	Densidad (ind/km ²) Promedio ± SD	Población (ind.)
Cordones en abanico, planicies y depresiones	5,722 ± 0,425	10556
Depresión Iberana	4,049 ± 1,232	22575
Pseudo-albardón del Iberá	0	0
Planicie estructural del este con micro-relieves	0	0
Valle aluvial del Corriente	0	0
Planicies tabuliformes escalonadas	0	0
		33131

Tabla 6.8. Densidad y población de yacarés estimadas para cada gran unidad de paisaje

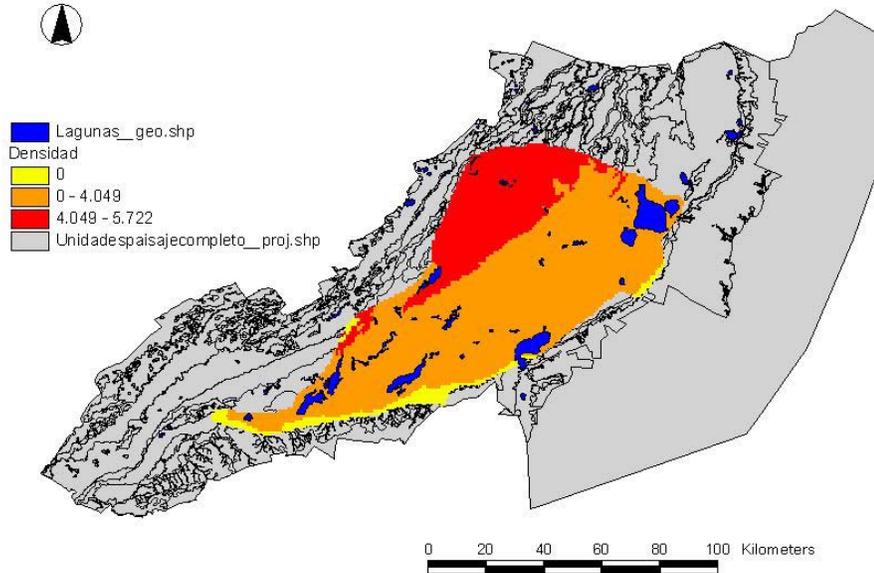


Figura 6.14. Mapa de densidades de yacarés estimadas para cada gran unidad de paisaje.

Gran unidad de paisaje	Densidad (ind/km ²)	Población
	Promedio ± SD	(ind.)
Cordones en abanico, planicies y depresiones	11,026 ± 2,628	20343
Depresión Iberana	4,740 ± 2,229	26429
Pseudoalbardón del Iberá	3,566 ± 4,886	114
Planicie estructural del este con micro-relieves	16,511 ± 20,548	677
Valle aluvial del Corriente	4,582 ± 6,480	165
Planicies tabuliformes escalonadas	3,632 ± 1,091	890
		48618

Tabla 6.9. Densidad y población de garzas y cigüeñas estimadas para cada gran unidad de paisaje

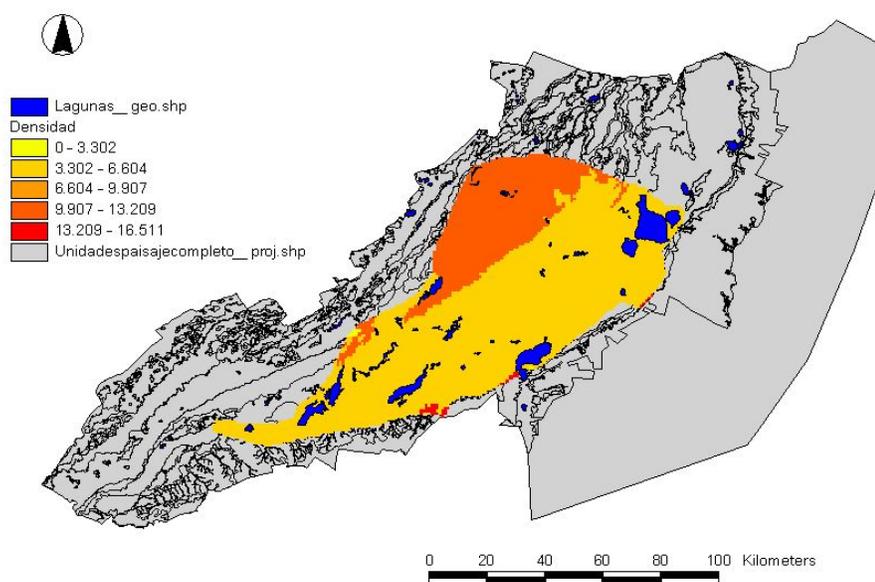


Figura 6.15. Mapa de densidades de garzas y cigüeñas estimadas para cada gran unidad de paisaje.

Gran unidad de paisaje	Densidad verano	Población	Densidad invierno	Población
	(ind/km ²)	(ind.)	(ind/km ²)	(ind.)
	Promedio ± SD		Promedio ± SD	
Cordones en abanico, planicies y depresiones	1,368 ± 0,795	2525	7,119 ± 1,206	13135
Depresión Iberana	0,476 ± 0,391	2656	0,656 ± 0,506	3658
Pseudoalbardón del Iberá	0,000 ± 0,000	0	0,000 ± 0,000	0
Planicie estructural del este con micro-relieves	5,969 ± 0,000	245	0,000 ± 0,000	0
Valle aluvial del Corriente	0,000 ± 0,000	0	0,000 ± 0,000	0
Planicies tabuliformes escalonadas	0,000 ± 0,000	0	11,623 ± 15,449	2848

Tabla 6.10. Densidad y población de patos estimadas para cada gran unidad de paisaje en verano y en invierno.

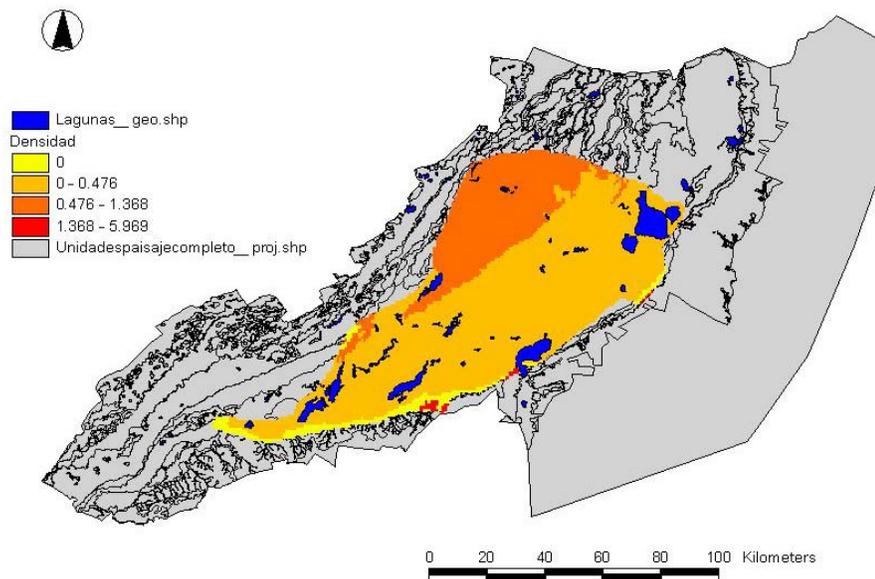


Figura 6.16. Mapa de densidades de patos en verano estimadas para cada gran unidad de paisaje.

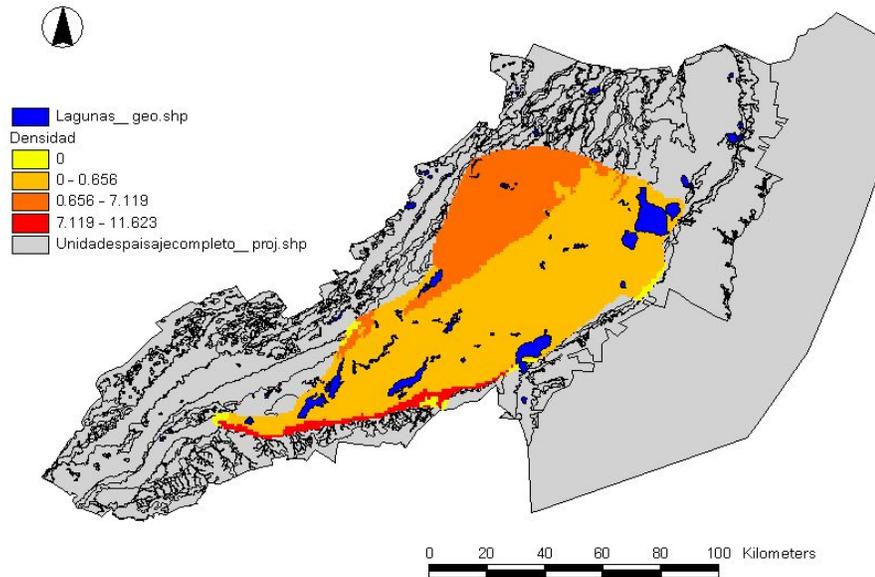


Figura 6.17. Mapa de densidades de patos en invierno estimadas para cada gran unidad de paisaje.

6.5. Conclusiones

Consideraciones sobre la metodología

El método de conteo aéreo utilizado en los Esteros del Iberá ha resultado muy efectivo ya que permitió obtener estimaciones de distribución y abundancia de 28 especies o géneros de animales vertebrados de tamaño apreciable que son posibles de contar en vuelo. Asimismo, para las especies mas conspicuas se pudieron obtener estimaciones de densidad y tamaño poblacional, y luego se construyeron modelos de distribución potencial.

Algunas especies son difíciles o imposibles de contar utilizando esta misma metodología, por ejemplo los coipos (*Myiocastor coypus*) o lobitos de río (*Lontra longicaudis*) que

resultan difíciles de distinguir a simple vista por sus hábitos de ocultarse en el agua, y es posible que en algunos casos, los carpinchos pequeños alejados de los adultos, o inmóviles, no puedan ser contados. Las aves que no son gregarias y que tienen un tamaño mediano a pequeño como por ejemplo Chimango (*Milvago chimango*), tero (*Vanellus chilensis*) o palomas (*Columba picazuro*), si bien son visibles, no son posibles de contar con efectividad sin que afecte el conteo de las otras especies de mayor interés para el proyecto. Durante los conteos no fue detectado ningún Aguara guazú (*Chrysocyon brachyurus*), aunque podría deberse a los horarios de los conteos que no resultaran coincidentes con el horario de mayor actividad de la especie (Parera 2002).

Los valores de corrección obtenidos para la densidad de ciervos de los pantanos en el presente trabajo son comparables con los obtenidos en otros conteos aéreos realizados en condiciones similares en el Pantanal y la cuenca del Paraná en Brasil. Por ejemplo, Mauro et al. (1998) indican que un observador no puede detectar más del 79% de los ciervos en las transectas aéreas, Mourao & Campos (1995) empleando la técnica del doble conteo obtiene un coeficiente de 1,14, Mourao (2000) empleando la misma técnica obtiene un coeficiente de 1,2 a 1,7, y finalmente Thomas et al. (2001) obtiene un coeficiente de 1,16, en todos los casos cercano al 1,18 obtenido en el presente estudio.

Estimaciones de densidad y tamaño poblacional

Las variaciones en las abundancias de los animales observadas entre los conteos de verano y de conteo de invierno no han podido ser bien establecidas debido a que se realizaron dos conteos para verano y dos para invierno. Solo se pudieron establecer diferencias cuando se relacionaron a cambios conocidos en el comportamiento en relación al ciclo anual, como las migraciones en el caso de los patos. También se detectaron diferencias en la detectabilidad entre invierno y verano en el caso de los yacarés que son adjudicadas al comportamiento de permanecer en el agua sumergidos durante el verano.

El aparente aumento de garzas durante el invierno podría deberse a que se reproducen en invierno en concentraciones de nidos ubicadas en las colonias (“garzales”) asentadas en bosques inundados o bosques de embalsados y realizan muchos movimientos en búsqueda de alimento. El Iberá es posible que reciba garzas que se dispersan hacia otras áreas durante el periodo no reproductivo y que retornan y se agrupan en el Iberá para nidificar debido a la escasa perturbación. Lo mismo podría ocurrir con las cigüeñas. Es notable el hecho que las ciguenas americanas (*Ciconia maguari*) se observaron nidificando en forma dispersa, con los nidos bastante separados entre si por mas de 1 km, esto es en forma contraria a lo que ocurre en otras áreas que nidifican en colonias de la misma forma que las garzas (Di Giacomo 2005). Los ciervos de los pantanos presentaron patrones similares en todos los conteos y las estaciones, y el conteo aéreo de invierno permitió detectar un suceso de mortalidad cercano al 20% del total de individuos observados que también fuera registrado por los pobladores locales y que ahora esta siendo estudiado a nivel sanitario. Según los pobladores del Iberá, se trato de un invierno muy seco, sumado a grandes extensiones de pastizales y embalsados quemados, lo cual podría haber originado escasez de alimentos. Por otro lado, en los ciervos de Iberá han sido registrados casos de transmisión de brucelosis y parásitos sanguíneos (*Babesia*) que en general prevalecen en el ganado (Beccaceci 1994). El conteo aéreo resulta efectivo para detectar este tipo de fenómenos poblacionales como las mortandades invernales.

En el conteo realizado por Beccaceci (1994) se estimo una población de 1000-1100 ciervos en la región del Iberá, un número bastante menor al que alcanzo nuestra estimación. La técnica utilizada por Beccaceci (1994) es diferente a la empleada en el presente trabajo, razón por la cual la estimación poblacional puede diferir en la razón de la detectabilidad y el grado de cobertura del área muestral. Por otra parte el autor comenta que se trata de una población en disminución por la baja proporción de juveniles. Lamentablemente nuestros conteos no diferenciaron edades ni sexos de los ciervos.

En el conteo de ciervos realizado en 2000-2001 (Soria et al. 2003) se estimó una población de 2851 ciervos, para la misma región del Iberá, utilizando una metodología similar a la empleada durante el presente proyecto. En ambos conteos, de 1990-91 y 2000-2001 se observó que los ciervos estaban más agrupados en torno de las grandes lagunas, sobre los embalsados del noroeste, y también a lo largo del río Carambola. Estas observaciones coinciden con lo observado en los conteos realizados en 2006-2008. Sin embargo el número poblacional estimado en el presente informe alcanza la cifra de 4900 ciervos, resultando en un aumento del 70% de la población.

Soria et al. (2003) señalan que las diferencias (en ese caso del orden del 170%) con la estimación poblacional previa de Beccaceci (1994) se deben a la no utilización por parte de este último de factores de corrección de errores.

En el caso de nuestra estimación podríamos haber incurrido en errores de estratificación adecuada de los muestreos en relación a la distribución agrupada de los ciervos. Sin embargo los valores de densidad obtenidos para zonas de paisaje homogéneo y bien muestreadas son comparables con conteos aéreos realizados en el Pantana. En el Pantanal se han obtenido densidades promedio de 0,17 a 0,23 ind./km², pero cuando realizaron estratificaciones por subregiones han hallado densidades que alcanzan 0,78 y 0,98 ind/km² (Mourao et al. 2000).

Según Caughley y Sinclair (1994) se calcula para un cervido de estas características una tasa de crecimiento anual de 20%. En el Pantanal se ha estimado una tasa de crecimiento poblacional de ciervo de los pantanos del orden del 10% anual entre conteos realizados en 1977 y 1993 (Mourao et al. 2000), con lo cual, aplicando dicha tasa de crecimiento a la estimación del Iberá de 1990, se alcanzarían valores de 2800 individuos en el 2000 y de 5000 individuos en 2007.

Existen algunas estimaciones poblacionales de yacarés para el Iberá (ver en Chebez 2008). Sin embargo no se pueden comparar directamente con las estimaciones de nuestro estudio debido a la diferencias en la técnica de conteo. Chebez (2008) cita una estimación realizada por Fitch y Nadeau (1980) que ronda los 200000 individuos para el Iberá, lo cual implica una densidad del orden los 20 ind./km². Los valores obtenidos en el presente estudio están por debajo de dicha estimación, mas aun considerando que entre los 80 y el presente la caza de yacarés en el Iberá habría disminuido significativamente. Las estimaciones de yacarés a partir de conteos aéreos siempre son problemáticas y demasiado imprecisas. En el Pantanal Mourao et al. (1994) indicaron que para ambientes abiertos se registraba el 26% de los yacarés desde el aire, mientras que en ambientes mas vegetados, solamente el 2%. Si consideramos dichos porcentajes, nuestra estimación de 33000 individuos para los Esteros del Iberá, podría alcanzar valores entre 130000 y 54000 individuos dependiendo las densidades consideradas (con o sin el factor de corrección que hemos calculado en el presente trabajo). T. Waller (en Chebez 2008) indica que la población de yacaré negro (*Caiman yacare*) de Iberá aumento 2,5 veces entre los censos realizados en 1991-92 y 1999-2000. Fitch y Nadeau (1980, ver en Chebez 2008) señalan que la abundancia de yacaré negro en Iberá se debe a la ocupación del nicho ecologico del yacaré overo (*Caiman latirostris*) que había sido diezmado por la cacería entre 1920-1960. Asimismo, las poblaciones de yacarés no solo son susceptibles a la explotación directa, sino que también lo son las variaciones en el nivel del agua afectan enormemente la viabilidad de los nidos y la capacidad reproductiva de una población (Castro y Silva 2005), hecho que debería tenerse en cuenta en el Iberá en funcion de los cambios que se han producido en los niveles de agua (Ferrati et al. 2000). En el Pantanal, los censos de yacarés realizados entre 1991 y 1992 arrojaron densidades (corregidas por errores de detectabilidad) de 4,53 a 28,34 ind./km² (Mourao et al. 2000). A su vez, las densidades obtenidas por el mismo autor al estratificar el Pantanal en subregiones varían entre 5,00 y 61,34 ind./km². En cualquier caso, los valores de densidad obtenidos para el Iberá en el presente estudio aun resultan bajos en relación a los valores de Pantanal donde la

población alcanzaría varios millones de individuos (Mourao et al. 1994, Mourao et al. 2000), o los valores previos para Iberá antes citados.

En el caso de los carpinchos, las estimaciones de Mourao y Campos (1995) realizadas sobre la base de conteo de grupos (no de individuos) fue de 0,16 grupos/km², tomando el tamaño medio de grupo de 5,68 ind. para dicha region se obtiene una densidad promedio de 0,91 ind./km². En Pantanal también se citan densidades entre 1 y 69 ind/km² (Alho et al. 1989), alcanzando en Venezuela valores de 103 ind./km² (Ojasti 1973). Las estimaciones de densidad obtenidas para los Esteros del Iberá en el presente proyecto caen dentro del rango esperado según los estudios mencionados. La gran variación en la densidad de carpinchos se debe a las diferentes asociaciones de hábitats (hábitats naturales y zonas cultivadas), la explotación y las interacciones con otra fauna (presencia de ganado o de predadores).

Capítulo 7

Dinámica de la línea de costa de las lagunas

En el capítulo 5, se analizó la dinámica del paisaje de los esteros. Se demostró que la tendencia general del humedal es hacia una densificación de la vegetación, pero se apuntó un incremento de la superficie libre de los cuerpos de agua. Aunque el área de pérdida de vegetación en el borde de las lagunas solo representa un 0.6% del área del humedal, el conocimiento de la dinámica morfológica de estos particulares cuerpos de agua rodeados por suelos flotantes (embalsados) es de especial interés. Los objetivos de este capítulo son (i) el análisis de las variaciones en las superficies de agua libre de las grandes lagunas del sistema a lo largo de los últimos 20 años, (ii) el análisis de la pérdida del embalsado costero, (iii) y la discusión de las posibles causas que provocaron dicho cambio.

Las lagunas de mayor superficie de agua libre se encuentran en la Región Nororiental (Cap. 1). Como hemos comentado, presentan la particularidad de que sus costas no son inorgánicas, y su cubeta no es la que caracteriza a lagos someros sino que presentan bordes de suelos orgánicos flotantes, que permiten el flujo horizontal por debajo de ellos (Figura 7.1). Aun así, las lagunas han mantenido su forma a lo largo de los siglos, habiendo evidencias de mapas trazados desde principios del siglo XIX. Las

batimetrías realizadas en las lagunas del muestran una concavidad en el lecho que acompaña la forma de la superficie libre y una profundidad generalmente entre 1 y 2 metros en los bordes vegetados (Figura 7.1).

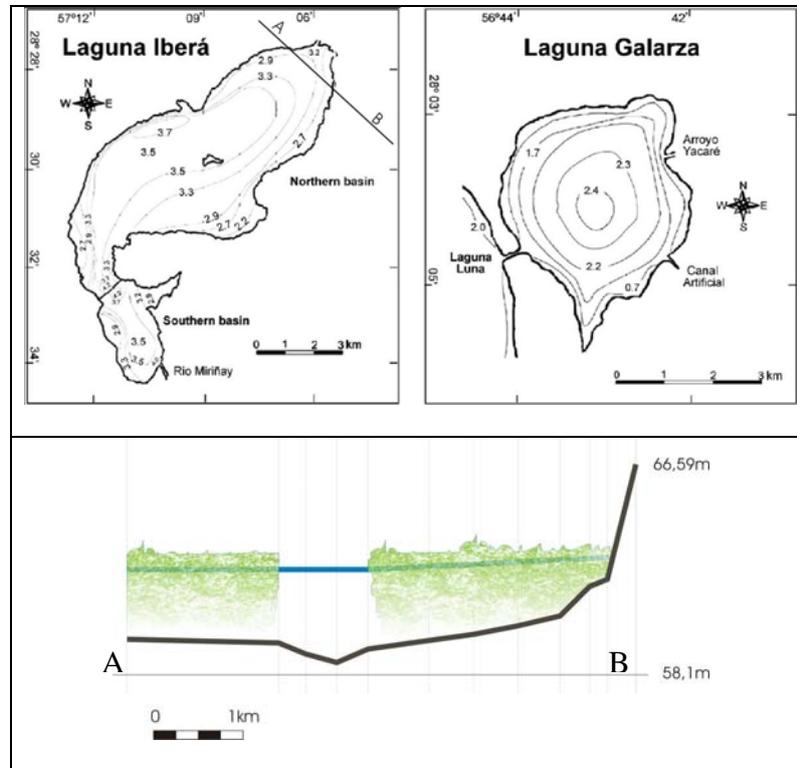


Figura 7.1: (a) Batimetrías de lagunas Iberá y Galarza (Cózar et al. 2003) (b) Esquema del perfil transversal de la laguna Iberá realizado por INCYTH-ICA en 1980

7.1. Cuantificación de la variación de la superficie de agua libre

Este trabajo se realizó sobre la base de datos de imágenes de satélite descrita en el Capítulo 5. Sobre las imágenes, se recortaron los cuerpos de agua usando una herramienta de reconocimiento automático de agua (Dukatz et al 2007) mediante el método de enmascaramiento por separación de agua que utiliza la transformación Tasseled-Cap (Dukatz y Ferrati, 2006) que se describe en la CAJA 7.1. Para realizar la máscara, el software maximiza el valor del índice de humedad de Tasseled-Cap (*Wetness*) y minimiza el valor de suelo (*Brightness*) (Figura 7.2) planteando la diferencia entre ambos resultados para obtener los píxeles con más probabilidad de pertenecer a una región con agua libre. En el histograma de la imagen resultante se busca el mínimo local que indicará el umbral entre agua libre y el resto del paisaje

(Figura 7.3). Finalmente, se genera la máscara de agua (Figura 7.4) tomando los valores por encima del umbral obtenido. Con la máscara encontrada, se procedió a calcular la superficie de agua libre de las grandes lagunas del sistema (Tabla 7.1).

Laguna	Superficie 1986 (ha)	Superficie 2000 (ha)	Superficie 2005 (ha)	Incremento 1986-2005 (%)	Incremento 1986-2005 (ha)
Galarza	1580	1645	1736	9.9	156
Disparo	1850	1968	2003	8.3	153
Luna	8211	8691	8826	7.5	615
Iberá	5464	5710	5750	5.2	286
Fernández	3017	3268	3411	13.1	394
Paraná	1463	1533	1530	4.6	67
Trin y Medina	4453	4676	4700	5.5	247
Total	26038	27491	27956	7.4	1918

Tabla 7.1: Superficie de agua libre de las grandes lagunas en los años 1986, 2000 y 2005. Variaciones en hectáreas y porcentajes

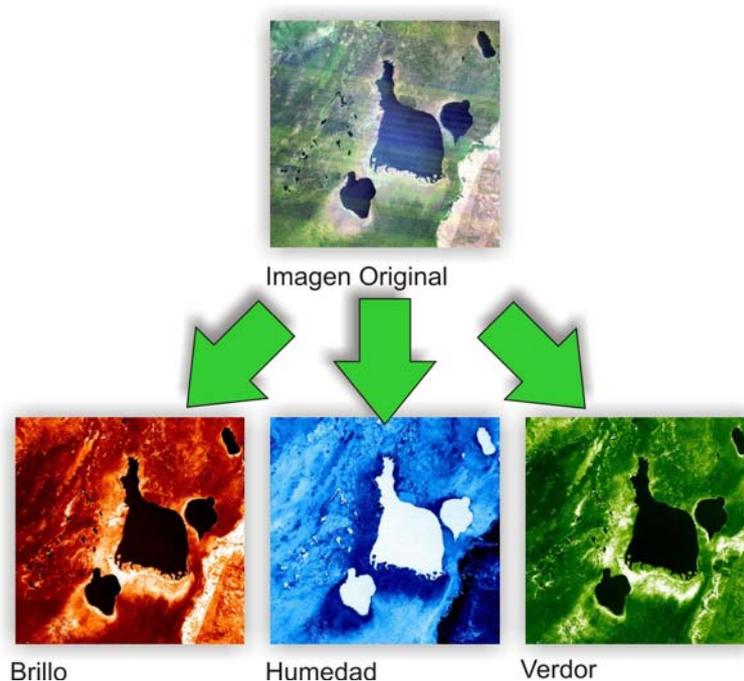


Figura 7.2 - Bandas principales de la transformación Tasseled Cap

Las grandes lagunas muestran una tendencia de aumento de su superficie de agua libre. Las lagunas del subsistema NE, Luna, Galarza, Disparo e Ibera muestran un

gradiente descendente del incremento de superficie de agua libre hacia el sentido del escurrimiento. Las lagunas del subsistema NO y Sur, Paraná, Medina y Trin, muestran un incremento menor de su superficie. La laguna Fernández es la que arroja el mayor valor relativo de aumento de superficie de agua libre.

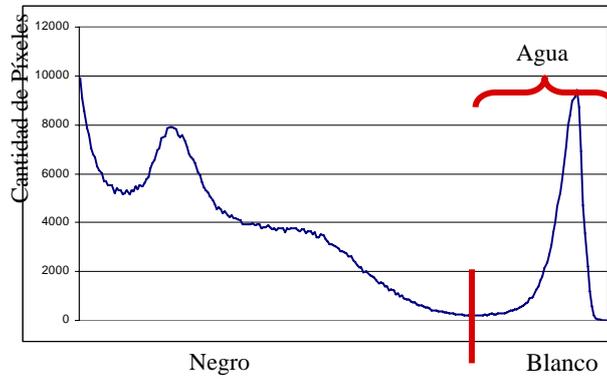


Figura 7.3: Histograma de la imagen resultante de la diferencia entre las bandas de humedad y brillo

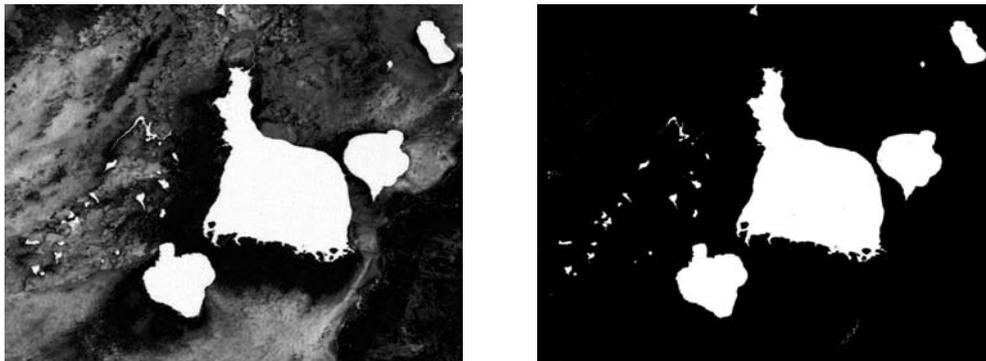


Figura 7.4: Imagen diferencia entre bandas de humedad y brillo y máscara de agua

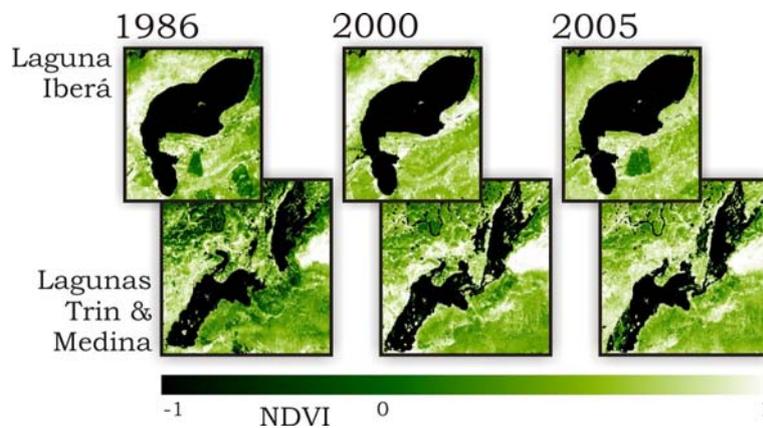


Figura 7.5: Recortes de las imágenes NDVI para las lagunas Iberá, Medina y Trin. Años 1986, 2000 y 2005

CAJA 7.1

Transformación Tasseled Cap

La transformación Tasseled Cap es la más apropiada para aplicaciones regionales cuando la corrección atmosférica no es posible [Huang et al., 2002]. El concepto de la transformación Tasseled Cap es una herramienta útil para la comprensión de los datos espectrales en unas pocas bandas asociadas con las características físicas de la escena [Crist and Cicone, 1984]. Originalmente fue construida para entender fenómenos importantes del desarrollo de cultivos en el espacio espectral [Kauth and Thomas, 1976].

Esta transformación lleva a la conversión de los datos contenidos en las bandas originales de una imagen satelital en un nuevo conjunto de bandas con significado físico-biológico. Este método se inspiró en el análisis visual del comportamiento de los cultivos durante el período vegetativo en el espacio espectral definido por las bandas principalmente del infrarrojo cercano y del rojo visible. Este comportamiento adopta una forma de "gorro con pompón" (de allí viene el nombre Tasseled Cap) como se observa en la figura A.

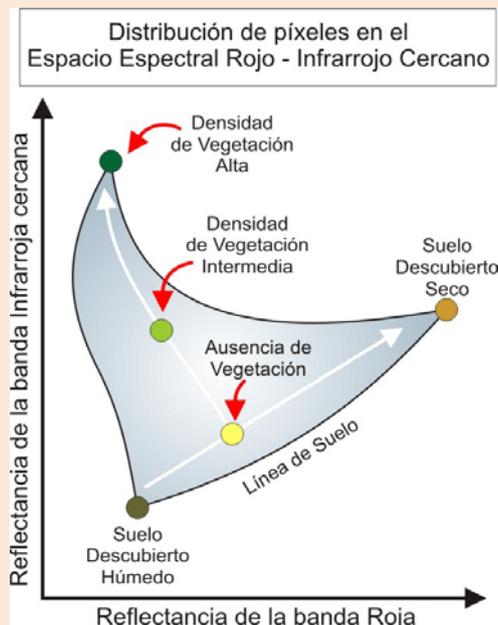


Figura A -Distribución de píxeles en el espacio Espectral Rojo - Infrarrojo Cercano (Jensen 2004)

A su vez, la transformación Tasseled Cap parte de un esquema semejante al del Análisis de Componentes Principales (PCA) pues busca obtener un nuevo conjunto de ejes que sintetice la variación del conjunto de las bandas. Sin embargo, en el PCA los ejes o componentes son determinados estadísticamente, en cambio en el Tasseled Cap los nuevos ejes también son ortogonales pero resultan de una suma pesada de los ejes originales por ciertos coeficientes obtenidos en forma empírica:

$$\vec{z}' = \mathbf{R} \cdot \vec{z} + \vec{c}$$

donde z' es la imagen multibanda que resulta de la transformación, z es la imagen original y R es la matriz de coeficientes que caracterizan dicha transformación, c es una constante vectorial para evitar valores negativos.

En esta transformación, los nuevos ejes toman los nombres de variables con las cuales guardan una alta correlación: brillo (brightness), verdor (greenness), humedad (wetness). Cada una de estas constituye un índice espectral asociado con propiedades físico-biológicas de la superficie.

7.2. Cuantificación de la variación de la superficie cubierta por vegetación

Para analizar la pérdida de vegetación de borde se utilizaron las imágenes Landsat 1986, 2000 y 2005 y se obtuvo de cada una de ellas, su imagen NDVI. (Figura 7.5, Cuadro 7.2). Se ejecutó una rutina de programación en lenguaje IDL (Interactive Data Language), que es el lenguaje base del programa ENVI 4.1 (Dukatz y Ferrati, 2007; Dukatz et al, 2007) introduciendo los índices de vegetación calculados (NDVI) para cada fecha seleccionada. A continuación, se procedió a realizar la imagen multitemporal con cada imagen calculada de NDVI. Se obtuvo una composición color en el rojo (1986), verde (2000) y azul (2005), lo que permite detectar los cambios de los embalsados entre cada fecha. A partir de esta imagen es posible realizar un análisis cuali-cuantitativo de los movimientos de los embalsados en el período que cubren las imágenes. Utilizando la herramienta del ENVI 4.1 puede determinarse la superficie de un área seleccionada en forma manual.

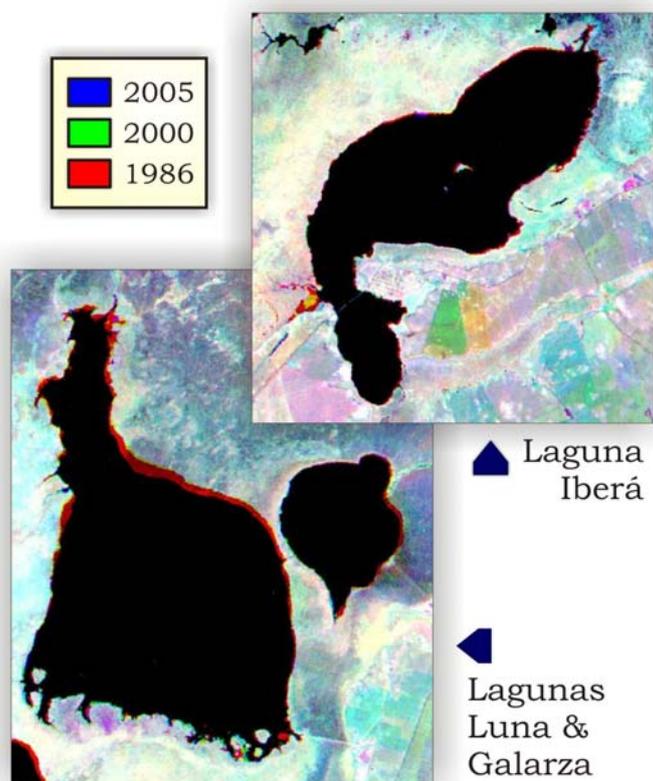


Figura 7.6: Composición de bandas 1986 (Rojo), 2000 (Verde) y 2005 (Azul)

Para cuantificar la pérdida de vegetación de borde, se generó una imagen compuesta utilizando como bandas las imágenes NDVI de cada uno de los años considerados. Se ubico en el Rojo la banda 1986, en el Verde la banda 2000 y en el Azul la banda 2005. La Figura 7.6 muestra el resultado obtenido para lagunas Luna, Galarza e Ibera. El color blanco muestra píxeles que no han tenido cambios. Los colores puros (rojo, verde y azul) muestran vegetación presente sólo en cada uno de los años correspondientes. El color amarillo muestra vegetación presente en los años 1986 y 2000 pero ausente en 2005. El color cyan (turquesa) indica vegetación en los años 2000 y 2005 que no se encontraba en 1986. El color magenta muestra vegetación en los años 1986 y 2005 no presente en 2000.

Los valores obtenidos del conteo de los píxeles con vegetación en 1986 y agua libre en 2000 (periodo de máximo cambio) se presentan en la tabla 7.2, conjuntamente con los valores obtenidos de incremento de agua libre.

Laguna	Agua Libre (ha)			Embalsado (ha)			Porcentaje
	1986	2000	00-86	1986	2000	00-86	
Galarza	1 580	1 645	+ 65	56	11	- 45	69 %
Disparo	1 850	1 968	+ 118	128	27	- 101	86 %
Luna	8 211	8 691	+ 480	460	34	- 426	89 %
Iberá	5 464	5 710	+ 246	213	16	- 197	80 %
Fernández	3 017	3 268	+ 251	223	09	- 214	85 %
Paraná	1 463	1 533	+ 70	60	26	- 34	49 %
Trin - Medina	4 453	4 676	+ 223	419	260	- 159	71 %
Total	26 038	27 491	+ 1453	1 431	391	- 1176	81 %

Tabla 7.2 Relación entre las dos metodologías, incremento de superficie de agua libre y reducción de embalsados presentes, para los años 1986-2000.

Los valores obtenidos muestran un 81% (regresión) de rotura y desaparición de vegetación de borde explicando el aumento de superficie libre.

CAJA 7.2

Índice de diferencia de vegetación normalizado

El índice de diferencia de vegetación normalizado es una variable que permite estimar el desarrollo de la vegetación en base a la medición remota de la intensidad de la radiación de ciertas bandas del espectro electromagnético que la misma emite o refleja. En este trabajo se calculó el NDVI a partir de la ecuación propuesta por Rouse et al. (1974)

$$NDVI = \frac{IRC - V}{IRC + V}$$

donde:

IRC: indica el rango espectral de 0.75 a 0.90 μm (Infrarrojo cercano).

V: indica el rango espectral de 0.63 a 0.69 μm (Rojo)

El intervalo de valores obtenido del NDVI, varía entre -1 y +1. De ellos, los valores negativos corresponden a espacios cubiertos de agua, nieve, hielo, o nubes. Los valores positivos cercanos a cero corresponden a zonas de suelo desnudo (aproximadamente hasta 0.2) y los valores cercanos a +1 indican una alta densidad de vegetación..

Además existen numerosas variables que se pueden derivar de este índice como por ejemplo: contenido de agua en las hojas, productividad neta de la vegetación, contenido de clorofila en la hoja, dinámica fenológica, evapotranspiración potencial, etc.

7.3 Análisis de los posibles factores de cambio

Dado que los bordes de las lagunas están conformados por suelos flotantes orgánicos, se ha estudiado la incidencia que los factores hidrometeorológicos del sistema han tenido en las variaciones observadas. Las dos causas posibles de la pérdida de costas que se analizaron fueron: la acción del oleaje provocado por vientos fuertes y los niveles hidrométricos en períodos de exceso hídrico.

Inicialmente se analizó la predominancia en la dirección y velocidad del viento, utilizando los datos brindados por el Servicio Meteorológico Nacional de la estación ubicada en Paso de los Libres (29.70 S, 57.20 O). La estación meteorológica se encuentra ubicada fuera de la cuenca, a una distancia de 100 km en dirección SE y ha sido la única fuente accesible de datos diarios de velocidad máxima y dirección de vientos con la que se contó.

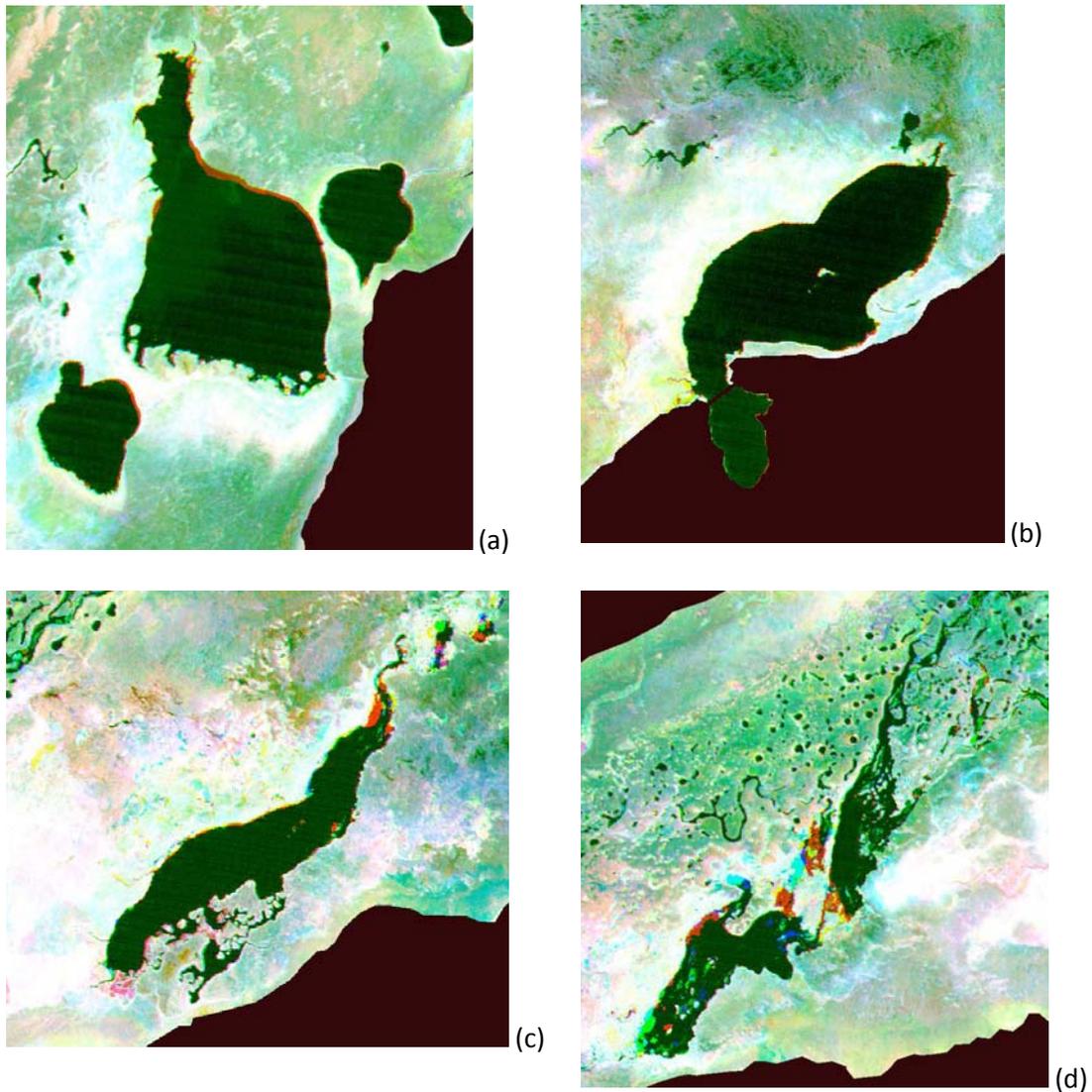


Figura 7.7.: Pérdida de vegetación de borde en lagunas (a) Luna, Galarza y Disparo, (b) Iberá, (c) Fernández y (d) Trin y Medina. Composición **1986** (rojo) – **1998** (verde) – **2000** (azul)

A los mosaicos de imágenes anteriormente procesados se le agregaron los correspondientes a marzo de 1998 y marzo de 2008, generando así periodos más cortos de análisis. En función de las fechas de las imágenes satelitales disponibles y para poder detectar comportamientos diferentes de las variables -en caso de existir- en los intervalos determinados por tales fechas, se consideraron 4 períodos para el análisis estadístico: julio de 1986 a marzo de 1998, marzo de 1998 a julio de 2000, julio de 2000 a julio de 2005 y julio de 2005 a marzo de 2008.

Para las variables velocidad del viento y altura hidrométrica, se calcularon los puntos críticos a partir de los cuales los valores de ambas variables se consideran *extremos*

superiores (máximos). Desde un punto de vista descriptivo, pueden considerarse como *extremos por exceso* de una serie de datos a todos los valores que superen el decil 9 (ó, equivalentemente, el percentil 90) y que corresponden así al 10% superior de los valores de la serie (Yiou & Nogaj, 2004).

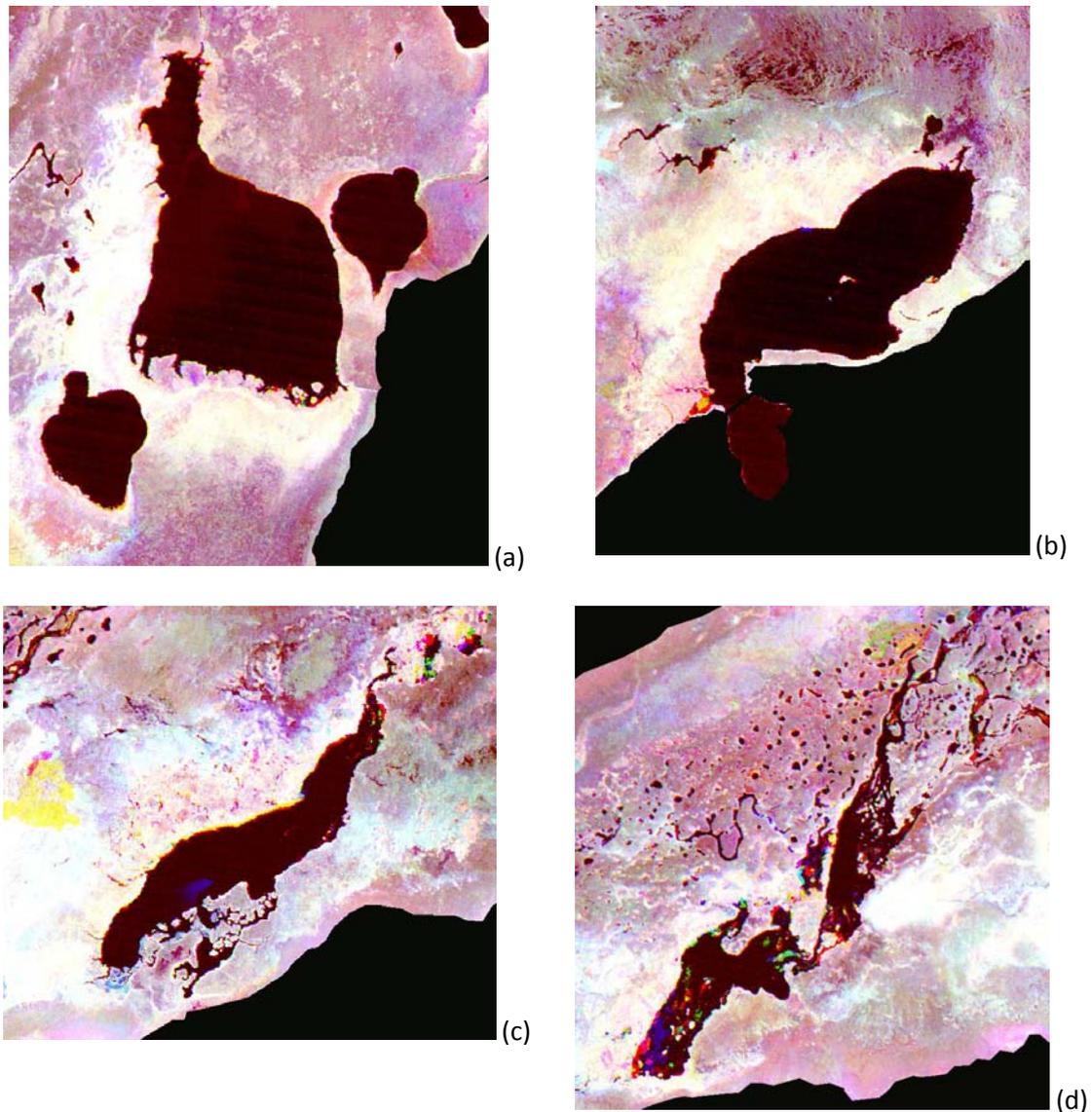


Figura 7.8.: Pérdida de vegetación de borde en lagunas (a) Luna, Galarza y Disparo, (b) Iberá, (c) Fernández y (d) Trin y Medina. Composición 1998 (rojo) – 2000 (verde) – 2005 (azul)

Se consideraron también rachas de entre uno y hasta cinco días consecutivos de vientos máximos (por encima del 50km/h de velocidad, valor que representa el percentil 90 de la serie considerada). Los resultados obtenidos en el análisis de vientos máximos se detallan en el Anexo 7.1. Del mismo se desprende que la dirección

predominante en todos los periodos considerados fue Sur para las rachas de 1, 2 y 3 días consecutivos de vientos máximos. Las rachas de entre 4 y 5 días consecutivos de vientos máximos fueron 45 en toda la serie, mostrando como dirección predominante la Sur en el período 1986-1998 y sucesos aislados con direcciones Norte, SE y O en los siguientes períodos. La tendencia de sus velocidades, expresadas por la mediana, se mantuvo entre los 54 y los 57km/h en el 77% de los casos, con valores de 76 km/h en el restante 13%.

De manera análoga al análisis realizado para vientos máximos, se identificaron en cada período las rachas de alturas hidrométricas máximas y se estudió la relación entre vientos máximos y alturas por encima de 2,23 m en la escala hidrométrica de laguna Iberá (valor que representa el percentil 90 de la serie considerada), para cada uno de los períodos.

Se calculó en cada período la cantidad total de rachas de altura máxima, la duración (en días consecutivos) de cada racha, la velocidad más recurrente (mediana) de vientos máximos por cada racha de alturas máximas, la dirección típica (moda) de vientos máximos por cada racha de alturas máximas, la distribución porcentual de las 8 direcciones posibles (considerando sólo rachas de alturas máximas de longitud mayor ó igual a 8 y la cantidad de rachas de vientos máximos de distinta longitud (1 ó 2) que tuvieron lugar dentro de las rachas de alturas máximas, con sus velocidades más recurrentes (la de al menos el 75% de las rachas de longitud 1, y la de al menos el 50% de las rachas de longitud 2) y sus direcciones típicas.

Para el período **1986-1998**, se contaron 17 rachas de altura máxima cuyas duraciones fueron de 18 ó más días en la mitad de los casos. En 12 de las 17 rachas se observaron vientos máximos superiores a 50 km/h, con dirección típica **Sur**. En 6 de los casos, hubo al menos tres días consecutivos de vientos máximos superiores a 50 km/h, con dirección típica **Sur**.

Para el período **1998-2000**, se contaron 5 rachas de altura máxima, cuyas duraciones fueron de 11 ó más días en la mitad de los casos. En la mitad de esas 5 rachas se observaron vientos máximos superiores a 60 km/h, con dirección típica **Sur**. En 2 rachas más largas de alturas máximas aparecieron vientos máximos superiores a 50km/h, típicamente del sector S/SO/O

Para el período **2000-2005** se contaron 13 rachas de altura máxima, cuyas duraciones fueron de 12 ó más días en la mitad de los casos. En 9 de las 13 rachas se observaron vientos máximos superiores a 50 km/h, con dirección típica **Sur**.

Durante el período **2005-2008**, las alturas hidrométricas no alcanzaron valores por encima del considerado en el análisis

Para analizar la pérdida de vegetación de borde se realizaron las composiciones de imágenes satelitales correspondientes a NDVI de los años mencionados, utilizando el mismo criterio antes mencionado para las imágenes 1986 – 2000 – 2005.

Las imágenes resultantes se muestran, para cada uno de los periodos considerados, en las figuras 7.7., 7.8 y 7.9. Las composiciones realizadas muestran que el mayor porcentaje de costa se perdió durante el periodo 1986 – 1998 (rojo en figura 7.7) y decreciendo en los periodos posteriores hasta no mostrar diferencia en el ultimo periodo, 2005 – 2008. Esta primera observación demuestra que, si bien en el período 2005-2008 se repite la predominancia y velocidad de vientos observada en los periodos anteriores, no se observan cambios significativos en la línea de costa. Esta razón explicaría la necesidad de contar con aguas altas para que las costas sean afectadas significativamente y que la sola acción del viento como causante de la perdida de costa no es causa suficiente.

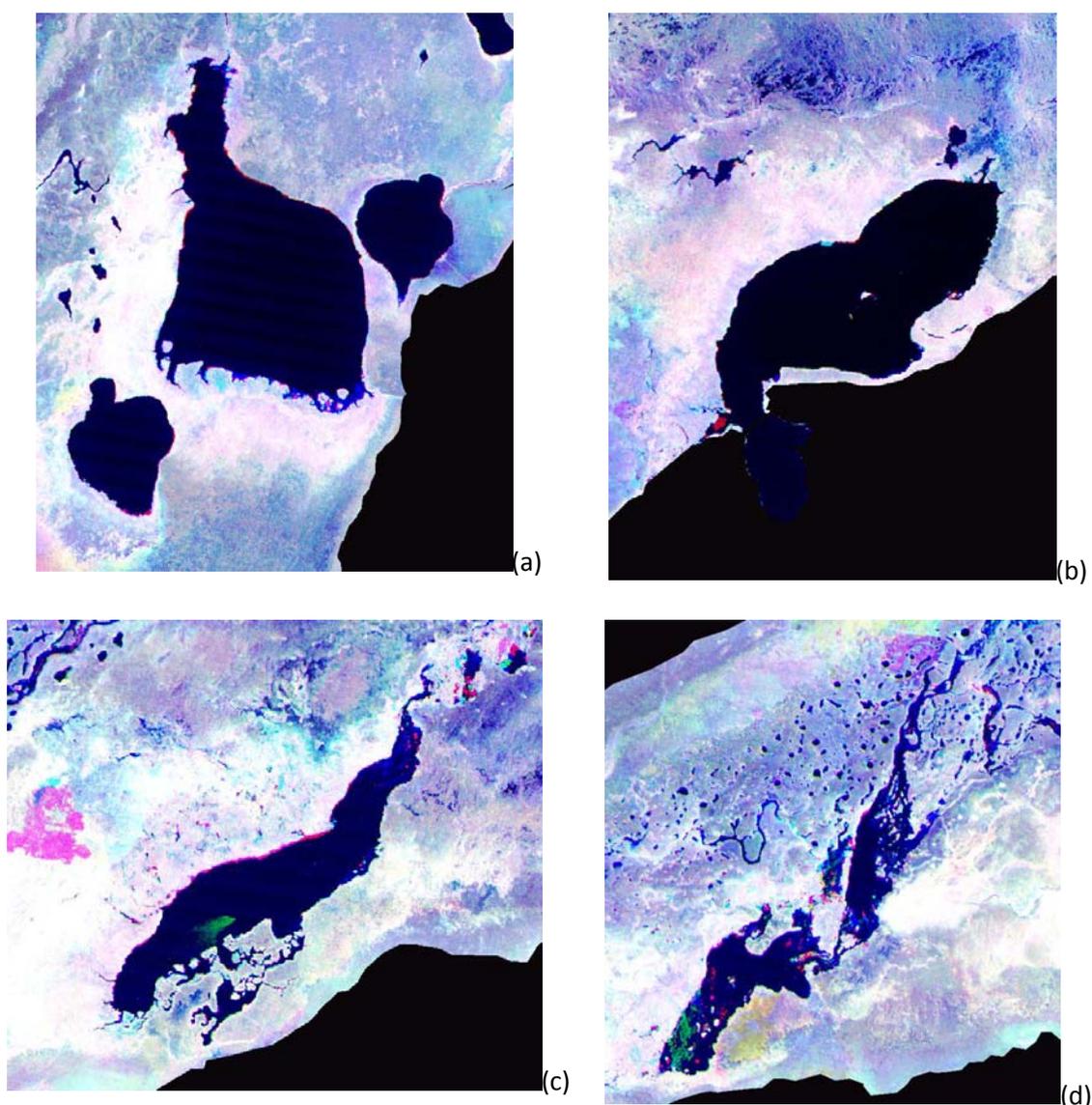


Figura 7.9: Pérdida de vegetación de borde en lagunas (a) Luna, Galarza y Disparo, (b) Iberá, (c) Fernández y (d) Trin y Medina. Composición 2000 (rojo) – 2005 (verde) – 2008 (azul)

Del análisis de velocidad y dirección de vientos máximos para períodos de alturas hidrométricas por encima de 2,23 m no se desprenden razones que justifiquen la diferencia observada en la pérdida de costa para cada período. En general, los vientos máximos con velocidades superiores a 50 km/h que actuaron con mayor prevalencia fueron del sector Sur en todos los períodos de alturas hidrométricas altas.

La predominancia de vientos del sector Sur en periodos de aguas máximas genera la pérdida de costas a sotavento (costas N y NO expuestas al viento) y a barlovento (costas S y SE caracterizadas por embalsados poco consolidados) en las lagunas Luna, Ibera y Fernández. (J.J. Neiff, com. pers.). Las lagunas ubicadas en zonas encauzadas, Paraná, Trin y Medina, presentan fuertes movimientos de embalsados, apertura de un nuevo canal entre las dos últimas en el período 1998 – 2000 y reubicación de embalsados flotantes en todos los períodos.

Se observan también variaciones importantes durante los períodos 1986 – 1998 y 1998 – 2000 en los ingresos encauzados de los arroyos Carambola y Carambolita en laguna Paraná y Fernández, en los canales de comunicación de lagunas Medina y Trin y en el canal de salida de laguna Iberá.

ANEXO 7.1

Análisis de vientos máximos

a) Distribución de días consecutivos de vientos máximos (VIEMAX)

Para cada uno de los 4 períodos considerados, se identificaron subperíodos (RACHAS) de días consecutivos de vientos máximos (VIEMAX) de longitud 1, 2, 3, 4 y 5. El porcentaje de días de VIEMAX que tuvieron lugar en rachas de distinta longitud fue calculado en cada caso, obteniéndose resultados similares.

b) VELOCIDAD y DIRECCION más frecuentes por subperíodos.

Además, la VELOCIDAD más recurrente (mediana) y la DIRECCION típica (moda) del viento para los subperíodos de cada longitud fueron calculados en cada período, con resultados aproximadamente similares, tal como se muestra en las siguientes tablas;

Periodo julio 1986 – marzo 1998

Longitud racha	1 día		2 días		3 días		4 días		5 días	
	Velocidad (Mediana) km/h	Dirección (Moda)								
	54	S	54	S	54	S	55	S	55	S
Norte	26	9,03%	15	9,62%	11	21,57%	2	25,00%	2	10,00%
Noreste	11	3,82%	2	1,28%	2	3,92%	0	0,00%	0	0,00%
Este	36	12,50%	17	10,90%	8	15,69%	1	12,50%	7	35,00%
Sudeste	16	5,56%	18	11,54%	3	5,88%	0	0,00%	3	15,00%
Sur	129	44,79%	72	46,15%	17	33,33%	4	50,00%	8	40,00%
Sudoeste	35	12,15%	17	10,90%	5	9,80%	1	12,50%	0	0,00%
Oeste	22	7,64%	11	7,05%	2	3,92%	0	0,00%	0	0,00%
Noroeste	13	4,51%	4	2,56%	3	5,88%	0	0,00%	0	0,00%

Periodo marzo 1998 – julio 2000

Longitud racha	1 día		2 días		3 días		4 días		5 días	
	Velocidad (Mediana) km/h	Dirección (Moda)								
	54	S	63	S	59	S	61	N		
Norte	3	5,56%	1	3,13%	2	16,67%	2	50,00%		
Noreste	0	0,00%	0	0,00%	1	8,33%	0	0,00%		
Este	10	18,52%	2	6,25%	1	8,33%	1	25,00%		
Sudeste	7	12,96%	2	6,25%	0	0,00%	0	0,00%		
Sur	22	40,74%	22	68,75%	5	41,67%	0	0,00%		
Sudoeste	7	12,96%	2	6,25%	1	8,33%	1	25,00%		
Oeste	4	7,41%	2	6,25%	2	16,67%	0	0,00%		

Noroeste	1	1,85%	1	3,13%	0	0,00%	0	0,00%		
----------	---	-------	---	-------	---	-------	---	-------	--	--

Periodo julio 2000 – julio 2005

Longitud racha	1 día		2 días		3 días		4 días		5 días	
	Velocidad (Mediana) km/h	Dirección (Moda)								
	56	S	56	S	54	S	56,5	O	76	SE
Norte	6	5,22%	8	10,26%	4	10,26%	1	12,50%	0	0,00%
Noreste	4	3,48%	0	0,00%	2	5,13%	1	12,50%	0	0,00%
Este	8	6,96%	9	11,54%	10	25,64%	1	12,50%	0	0,00%
Sudeste	11	9,57%	8	10,26%	1	2,56%	0	0,00%	3	60,00%
Sur	58	50,43%	45	57,69%	15	38,46%	1	12,50%	1	20,00%
Sudoeste	11	9,57%	3	3,85%	1	2,56%	1	12,50%	0	0,00%
Oeste	6	5,22%	2	2,56%	2	5,13%	2	25,00%	0	0,00%
Noroeste	11	9,57%	3	3,85%	4	10,26%	1	12,50%	1	20,00%

Periodo julio 2005 –marzo 2008

Longitud racha	1 día		2 días		3 días		4 días		5 días	
	Velocidad (Mediana) km/h	Dirección (Moda)								
	56	S	56,5	S	57	SE				
Norte	5	9,80%	2	6,25%	0	0,00%				
Noreste	2	3,92%	0	0,00%	0	0,00%				
Este	2	3,92%	0	0,00%	2	16,67%				
Sudeste	2	3,92%	5	15,63%	4	33,33%				
Sur	19	37,25%	11	34,38%	3	25,00%				
Sudoeste	14	27,45%	9	28,13%	3	25,00%				
Oeste	4	7,84%	4	12,50%	0	0,00%				
Noroeste	3	5,88%	1	3,13%	0	0,00%				

c) Distribución de las DIRECCIONES por LONGITUD para los subperiodos (RACHAS)

Para cada LONGITUD de subperiodos de VIEMAX se obtuvo la distribución porcentual relativa de las 8 DIRECCIONES posibles, y éstas se compararon entre los 4 períodos obteniéndose resultados similares.

Longitud racha: 1 día				
Período	86-98	98-00	00-05	00-08
Norte	9,03%	5,56%	5,22%	9,80%
Noreste	3,82%	0,00%	3,48%	3,92%
Este	12,50%	18,52%	6,96%	3,92%
Sudeste	5,56%	12,96%	9,57%	3,92%
Sur	44,79%	40,74%	50,43%	37,25%
Sudoeste	12,15%	12,96%	9,57%	27,45%
Oeste	7,64%	7,41%	5,22%	7,84%
Noroeste	4,51%	1,85%	9,57%	5,88%

Longitud racha: 2 días				
Período	86-98	98-00	00-05	00-08
Norte	9,62%	3,13%	10,26%	6,25%
Noreste	1,28%	0,00%	0,00%	0,00%
Este	10,90%	6,25%	11,54%	0,00%
Sudeste	11,54%	6,25%	10,26%	15,63%
Sur	46,15%	68,75%	57,69%	34,38%
Sudoeste	10,90%	6,25%	3,85%	28,13%
Oeste	7,05%	6,25%	2,56%	12,50%
Noroeste	2,56%	3,13%	3,85%	3,13%

Longitud racha: 3 días				
Período	86-98	98-00	00-05	00-08
Norte	21,57%	16,67%	10,26%	0,00%
Noreste	3,92%	8,33%	5,13%	0,00%
Este	15,69%	8,33%	25,64%	16,67%
Sudeste	5,88%	0,00%	2,56%	33,33%
Sur	33,33%	41,67%	38,46%	25,00%
Sudoeste	9,80%	8,33%	2,56%	25,00%
Oeste	3,92%	16,67%	5,13%	0,00%
Noroeste	5,88%	0,00%	10,26%	0,00%

Longitud racha: 4 días			
Período	86-98	98-00	00-05
Norte	25,00%	50,00%	12,50%
Noreste	0,00%	0,00%	12,50%
Este	12,50%	25,00%	12,50%
Sudeste	0,00%	0,00%	0,00%
Sur	50,00%	0,00%	12,50%
Sudoeste	12,50%	25,00%	12,50%
Oeste	0,00%	0,00%	25,00%
Noroeste	0,00%	0,00%	12,50%

Longitud racha: 5 días

Período	86-98	00-05
Norte	10,00%	0,00%
Noreste	0,00%	0,00%
Este	35,00%	0,00%
Sudeste	15,00%	60,00%
Sur	40,00%	20,00%
Sudoeste	0,00%	0,00%
Oeste	0,00%	0,00%
Noroeste	0,00%	20,00%

Capítulo 8

Estructura y funcionamiento trófico de las lagunas del Iberá

En los últimos años, se ha generado abundante y variada información sobre los ambientes lacustres del Iberá (ver Cap. 1). En la actualidad, los estudios limnológicos, o ecológicos en general, pueden llegar a generar gran cantidad de información sobre un ecosistema. No obstante, el aprovechamiento eficiente y el uso adecuado de esta información requieren de un esfuerzo de síntesis e integración. Estudios con un enfoque integrador, que consideren el entramado de interacciones que se establecen entre las distintas especies que alberga un ambiente, son fundamentales para un avance sólido en el conocimiento de los ecosistemas. Por ejemplo, la vulnerabilidad de una población de peces ante un descenso del nivel de agua depende, no sólo del efecto directo de esta perturbación ambiental sobre la población de peces, sino también del efecto de ésta sobre sus presas, sus depredadores, y el resto del ecosistema. El objetivo de este capítulo es integrar la

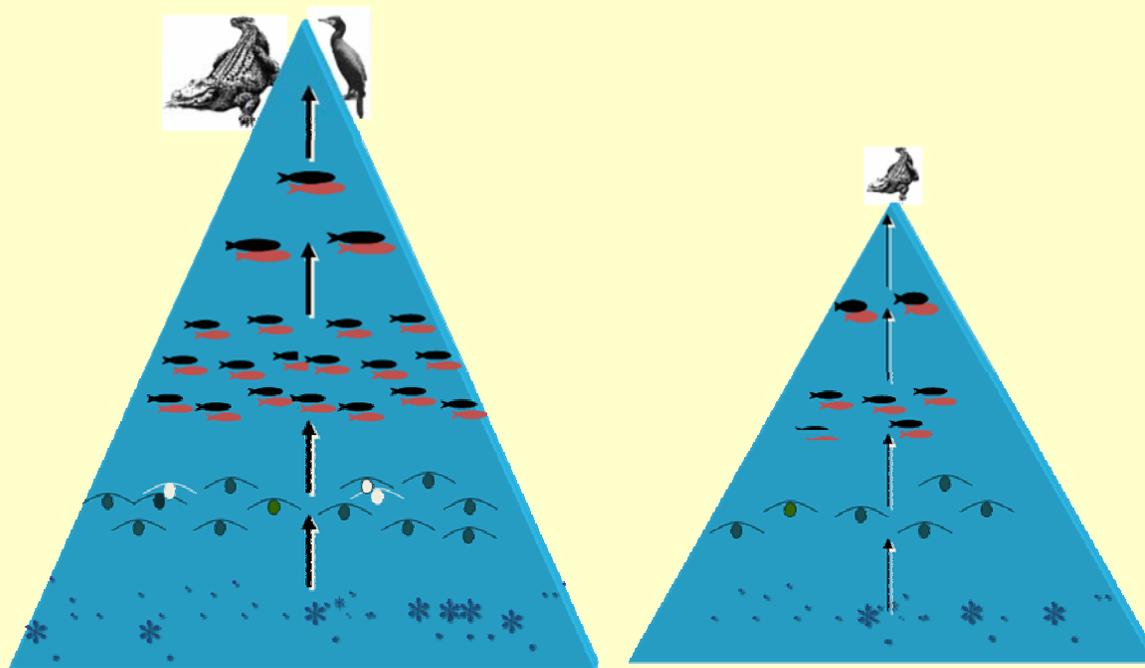
información trófica existente para las lagunas del Iberá mediante la construcción de modelos multi-específicos de flujo trófico.

CAJA 1.

¿CÓMO SE ESTRUCTURA UN ECOSISTEMA?

La energía que entra en un ecosistema particular (al margen de las importaciones desde otros ecosistemas) depende de la abundancia y actividad de sus productores primarios (producción primaria). Gran parte de la producción primaria se transforma en biomasa de productores. La longitud de la cadena trófica de cada ecosistema dependerá de la biomasa disponible de productores, es decir, del tamaño de base de la pirámide trófica del ecosistema. No obstante, la longitud de la cadena dependerá también, y de forma muy significativa, de la eficiencia con la que los consumidores primarios son capaces de consumir e incorporar biomasa desde los productores. Esta característica trófica se conoce como la eficiencia de transferencia (ET). Gráficamente, se correspondería con la pendiente de la pirámide trófica.

En el gráfica inferior se ejemplifica las pirámides tróficas de dos ecosistemas con similar disponibilidad de productores primarios (similar tamaño de base de la pirámide) y distinta eficiencia trófica entre niveles.



En el caso de los cuerpos de agua someros, los productores primarios (nivel trófico 1) se corresponden con la vegetación acuática y el fitoplancton. Los consumidores primarios (nivel trófico 2) están representados principalmente por el zooplancton y los peces herbívoros. Entre los consumidores secundarios (nivel trófico 3), destacan los pequeños peces planctívoros. Entre los consumidores terciarios y superiores se encuentran principalmente los peces piscívoros. En los cuerpos de agua del Iberá, entre los consumidores o depredadores superiores (top predators) sobresale la presencia de diversas especies de aves ictiófagas (biguás, aningas, garzas, cigüeñas), las nutrias y los yacarés.

La construcción de los modelos tróficos se ha llevado a cabo en tres grandes fases. En primer lugar se llevará a cabo una recopilación y estandarización de la información obtenida tanto en este proyecto como en estudios precedentes. Posteriormente, se realizarán estimaciones de aquellos flujos, dietas o biomásas no estudiados. Finalmente, se procederá a la integración del conjunto de resultados estableciendo una situación de equilibrio promedio de los flujos de materia y energía en la red trófica del ecosistema. Pretendemos construir dos modelos tróficos estacionarios, uno para Laguna Iberá y otro para Laguna Galarza, debido a que es en estas lagunas donde se concentra la mayor cantidad de información.

Una de las principales dificultades que presenta el análisis trófico de ecosistemas, es la complejidad de las redes tróficas naturales. En este sentido, las redes de los humedales tropicales son especialmente sofisticadas. Los criterios utilizados para construir y establecer los equilibrios de los modelos tróficos son en ocasiones excesivamente subjetivos. Resultaría aconsejable utilizar un método sistemático para la simplificación de las intrincadas redes tróficas naturales. Basándonos en los modelos teóricos clásicos que utilizan el espectro de tamaño para el análisis de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas pelágicos (Sheldon *et al.* 1977; Platt y Denman 1977, 1978; Silvert y Platt 1980; Borgmann 1982; Platt 1985), hemos utilizado el tamaño como unidad de organización para construir los modelos tróficos. El tamaño de los organismos es a menudo la característica biológica más fácilmente mensurable. El estudio de esta variable permite además estimar propiedades fisiológicas (ej. tiempo de generación, respiración, crecimiento, etc.) mediante el uso de relaciones alométricas empíricas (Peters 1983; Moloney y Field 1989). Debido a la dependencia del tamaño con las interacciones tróficas, éste puede ser incluso utilizado para establecer composiciones de dietas (ej. Hansen *et al.* 1994; Sharf *et al.* 2000). Neubert *et al.* (2000) mostraron recientemente como los modelos basados en relaciones de tamaño depredador : presa representan una significativa mejora en el modelado de redes tróficas. Por otro lado, numerosas propiedades físicas están también relacionadas con el tamaño (ej. velocidad de

sedimentación, tasas de encuentro de partículas, etc.). Así, este enfoque presenta la ventaja de permitir evaluar la contribución de cada clase de tamaños del espectro al metabolismo total, lo que permite discriminar el papel de los organismos pertenecientes a distintos intervalos de tamaño (de una comunidad o población) dentro del ecosistema. Blanco y colaboradores (1998) mostraron el potencial de esta aproximación en el análisis de la actividad metabólica de comunidades planctónicas en sistemas oceánicos y lacustres. En este trabajo utilizaremos el tamaño como variable básica para completar las deficiencias de información previa existentes para la construcción de modelos tróficos generales.

Por otro lado, la rápida progresión de los programas informáticos de balance de masas permite un procesado relativamente cómodo de modelos tróficos de grandes dimensiones, incluso utilizando un elevado número de compartimentos y relaciones tróficas (ej. Christiansen y Pauly 1993). La compatibilidad entre los espectros de tamaño observados, los modelos alométricos, y los modelos tróficos de balance de masas permite acometer dos ambiciosas tareas en Ecología, la determinación de la estructura del ecosistema y la descripción de su funcionamiento energético. Este enfoque se presenta como una prometedora herramienta a la hora de desentrañar las relaciones establecidas entre la estructura de tamaños de las comunidades limnéticas y los flujos energéticos que la modulan. Por otro lado, este análisis ofrecerá un elemento de juicio para posibles intervenciones futuras en las comunidades animales o vegetales (ej. bio-manipulación, introducción de nuevas especies, pesca u otras actividades extractivas).

8.1 Metodología

El objetivo de estudio del modelo se ha centrado principalmente en la zona limnética. Por lo tanto, es en este ecosistema donde se ha realizado la clasificación en intervalos de tamaños más detallada y donde se ha empleado un mayor esfuerzo en la adquisición y procesado de datos. No obstante, los ecosistemas bentónico y litoral se han considerado

también con idea de establecer las interacciones (importaciones / exportaciones de biomasa) de estos ecosistemas vecinos con el ecosistema limnético.

Para fraccionar el rango de tamaños limnético se utilizaron clases de tamaño de anchuras crecientes siguiendo la serie geométrica 2^n (Sheldon *et al.* 1972). Estas clases de tamaño representarán compartimentos individuales del modelo trófico. La necesidad de uso de un espectro de tamaños logarítmico reside en el amplio rango de tamaños estudiado, sobre 17 órdenes de magnitud en peso (desde $3 \cdot 10^{-8}$ μg a 1 kg de peso húmedo). En estas clases de tamaño se realizó una simple división trófica, discriminándose entre autótrofos y heterótrofos. Por otro lado, en cada clase de tamaño se subdividió también en otro compartimento a aquellas especies singulares (ej. cianobacterias filamentosas (*Lyngbya limnetica*), pirañas (*Serrasalmus spilopleura*)).

Para el caso de los organismos de los ecosistemas litoral y bentónico se utilizó un fraccionamiento de tamaños menos detallado. En el ecosistema bentónico, se diferenciaron meiobentos y macrobentos. No obstante, para estimar tasas y dietas generales del meio- y macrobentos se utilizaron las composiciones relativas de cada compartimento. Con objeto de simplificar el modelo los organismos pertenecientes al microbentos (bacterias y fitobentos) se consideraron como parte del detritus. En el ecosistema litoral se utilizó un compartimento para las aves piscívoras (representadas en el modelo por el cormorán), tres para el caimán (clase II, III y IV) y otro compartimento para la vegetación litoral.

Como comentamos en la introducción, el objeto de esta detallada organización en clases de tamaños es (i) el adecuado uso de los modelos alométricos disponibles y (ii) la construcción sistemática de una matriz de dietas basada en relaciones de tamaño depredador : presa. Esta metodología facilita también el modelado de procesos como el canibalismo o los cambios graduales de dietas asociados al propio crecimiento del organismo. Otra ventaja considerable radica en el hecho de que la mayoría de las técnicas

de análisis en el ecosistema limnético son dependientes del tamaño (ej. citometría de flujo, lentes del microscopio, redes). De este modo, se facilita la delimitación de aquellas fracciones de la comunidad muestreadas adecuadamente y aquellas no muestreadas o muestreadas deficientemente. Así por ejemplo, mediante la observación con un solo aumento del microscopio (ej. 40x) no es posible cubrir un compartimento ecológico como el fitoplancton o el zooplancton, aunque sí podemos tener la certeza del rango de tamaños que cubrimos.

El modelo trófico fue puesto en funcionamiento como programa informático con ayuda del *software* ECOPATH 3.0. ECOPATH fue desarrollado como parte del ICLARM *Software Project* (Christiansen y Pauly 1993). Este tipo de modelos se ha aplicado principalmente en ecosistemas oceánicos, existiendo algunos ejemplos de lagunas costeras o estuarios (Carrer y Optiz 1999; Wolff *et al.* 2000; Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez 2001). Más escasos aun son los estudios en lagos de agua dulce, especialmente en lagos someros tropicales y subtropicales (Moreau *et al.* 1993). ECOPATH relaciona simultáneamente un sistema de ecuaciones lineales basado en los datos observados de biomasa, hábitos alimenticios y tasas fisiológicas para estimar los flujos de la red trófica. El balance de masas de cada clase de tamaños (*i*) puede ser representado como:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_j \cdot DC_{ij} = 0$$

donde B_i es la biomasa de (*i*) durante el ciclo estacional; $(P/B)_i$ la relación producción/biomasa; EE_i es la eficiencia ecotrófica, es decir, la proporción de la producción de (*i*) que es consumida por otras clases de tamaño de la cadena trófica o es exportada fuera del sistema; B_j es la biomasa de los depredadores; $(Q/B)_j$ el consumo de alimento por unidad de biomasa (*j*); DC_{ij} es la fracción de (*i*) en la dieta de (*j*). Al menos tres de los cuatro parámetros de cada clase de tamaños (B , P/B , Q/B y EE) debe ser conocido mientras el restante es estimado a través del sistema de ecuaciones. Es necesario introducir también las dietas de cada clase de tamaños. Debemos comentar también que en el balance de masas de ECOPATH se considera a los organismos que incorporan su alimento desde las sustancias inorgánicas en solución (autótrofos) como

“productores perfectos”. Es decir, el sistema de ecuaciones generado por la red trófica únicamente considera la producción de estos organismos, el consumo y la respiración son considerados ceros.

Paso 1: Recopilación y estandarización de la información existente

El gran esfuerzo de muestreo desarrollado por este y anteriores proyectos ha generado una enorme cantidad de información del ecosistema a partir de estudios parciales sobre plancton, ictiofauna, bentos, reptiles, aves y vegetación litoral. Una descripción más detallada de los datos de campo que alimentaron el modelo se realiza en la Tabla 8.1. El grueso de los datos corresponde a los muestreos desarrollados entre los años 1999 y 2001. De estos muestreos se obtuvieron básicamente datos de biomasa, información taxonómica, y ocasionalmente se obtuvo también cierta información sobre la dieta de los organismos (Fig. 8.2). Debido a que las escalas de variabilidad temporal de los diferentes compartimentos son dependientes del tamaño, las frecuencias de muestreo también variaron a lo largo del gradiente de tamaños. Se decidió desarrollar el modelo de escala anual. Así, todos los datos de biomasa obtenidos se unificaron mediante el promedio de al menos un ciclo estacional completo, lo que permitió establecer un estado estacionario en el balance trófico de masas.

Grupo de organismos	Resolución espacial		Periodicidad	
	L. Iberá	L. Galarza	L. Iberá	L. Galarza
Bacterias	4 estaciones	2 estaciones	1.3 meses	1.5 meses
Fitoplancton y Ciliados	4 estaciones	2 estaciones	1.3 meses	1.5 meses
Rotíferos, Crustáceos, Insectos y Larvas	2 arrastres (> 400m)	2 arrastres (> 400m)	3 meses	3 meses
Peces pequeños y Larvas	varios arrastres	varios arrastres	2.4 meses	2.4 meses
Grandes peces	4 áreas de muestreo	2 áreas de muestreo	2.4 meses	2.4 meses
Caimanes	20 km de costa	65 km de costa	anual	6 meses
Aves piscívoras	línea de costa	—	6 meses	—
Detritus (+ fitobentos)	4 estaciones	2 estaciones	1.3 meses	1.5 meses
Invertebrados bentónicos	8 estaciones	—	2 meses	—
Plantas	4x4 transectos	—	2 meses	—

Tabla 8.1: Número de estaciones de muestreo y periodicidad media de muestreo en el ciclo estacional para los grupos de organismos incluidos en el modelo trófico.

Paso 2: Estimación de los flujos de biomasa

Las estimaciones de los flujos de biomasa (ingestión, respiración y producción) se basaron en modelos alométricos de la forma: $M = aW^b$, donde M es la tasa fisiológica determinada (tiempo⁻¹), W es el tamaño de organismos, y a y b son los coeficientes de la regresión exponencial. La mayoría de los modelos alométricos (p.ej. de ingestión o de producción) de la bibliografía son calculados bajo condiciones de suficiencia de alimento. De este modo, los flujos de biomasa del modelo trófico construido responden a condiciones óptimas, es decir, sin limitaciones debidas a ausencia de alimento. En principio, el modelo proporcionará una imagen ideal con tasas máximas potenciales que eventualmente se podrían modular (p.ej. con modelos de proceso describiendo cada tasa) para hacerlo aun más realista.

Un ejemplo de las serie de modelos utilizados para estimar las tasas de consumo aparece en la tabla 8.2.

Grupo funcional	Modelo para estimar el consumo
Bacterias y Fitoplancton	Moloney y Field 1989
Cianobacterias filamentosas (<u>Lyngbya spp.</u>)	Derivado de: Moloney y Field 1989; Gragnani et al. 1999+.
Copépodos	Ikeda 1977ima
Otros consumidores planctónicos de partículas	Moloney y Field 1989
Larvas de peces	Derivado de: Houde 1994+, 1997a+
Peces grandes y pequeños (por especies)	Derivado de: Palomares y Pauly 1998
<u>Serrasalmus spp.</u>	Derivado de: Pauly 1994
Aves	Oliveros y Beltzer 1983+; Calder 1974
Reptiles	Farlow 1976;
Meiobentos	Giere 1993+; Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez 2001*
Macrobentos	Waters 1977+; Russell-Hunter 1983+; Benke et al. 1984+; Rosado-Solórzano et al. 1998*

Tabla 8.2. Modelos utilizados para estimar el consumo de cada grupos de organismos en el modelo de funcionamiento trófico.

Paso 3: Estimación de la matriz de dietas

Numerosos estudios muestran la relación de tamaños entre las presas y sus depredadores como el determinante primordial de la selectividad de alimento (Peters 1983; Vézina 1985; Hansen *et al.* 1994; Sharf *et al.* 2000). Los cambios ontogénicos e incluso interespecíficos en las dietas de los organismos están relacionados en gran parte con su posición en el espectro de tamaños. En este trabajo, hemos utilizado las relaciones de tamaño depredador : presa para establecer las relaciones tróficas a lo largo del espectro de tamaños. Generalmente se ha asumido una relación fija igual a 10 en dimensiones lineales (Kerr 1974; Sheldon *et al.* 1977; Azam *et al.* 1983). Análisis específicos posteriores de la relación de tamaños depredador : presa ($D : P$) facilitan la disponibilidad de un marco de trabajo más real. De hecho, la relación $D : P$ preferida u óptima llega a oscilar en el rango entre 1 : 1 y 1 : 100 (ej. Hanson *et al.* 1994). Actualmente, existen relaciones $D : P$ consistentes para diversos grupos taxonómicos, tanto invertebrados (Hanson *et al.* 1994; Warren y Lawton 1987) como vertebrados (Peters 1983; Vézina 1985; Gittleman 1985). Especialmente en ecosistemas acuáticos, la caracterización del nicho trófico de los organismos se ha basado en las medidas de su tamaño (Pearre 1986; Munk 1992, 1997; Shalf *et al.* 2000). El rango de tamaños de presas depredadas depende de los modos de captura e ingestión de las presas (ej. filtradores o cazadores, ingestión de presas enteras o a pedazos) y de las limitaciones morfológicas del aparato digestivo (ej. citostoma, boca, esófago). Existe también una influencia de la concentración de presas sobre la selectividad de tamaños, la cual es alterada con la escasez o ausencia de alimento (DeMott 1995). En determinados casos, la selección de presas en las redes tróficas depende también fuertemente de la calidad o características específicas de las presas (ej. Ghan y Sprules 1993; DeMott 1995).

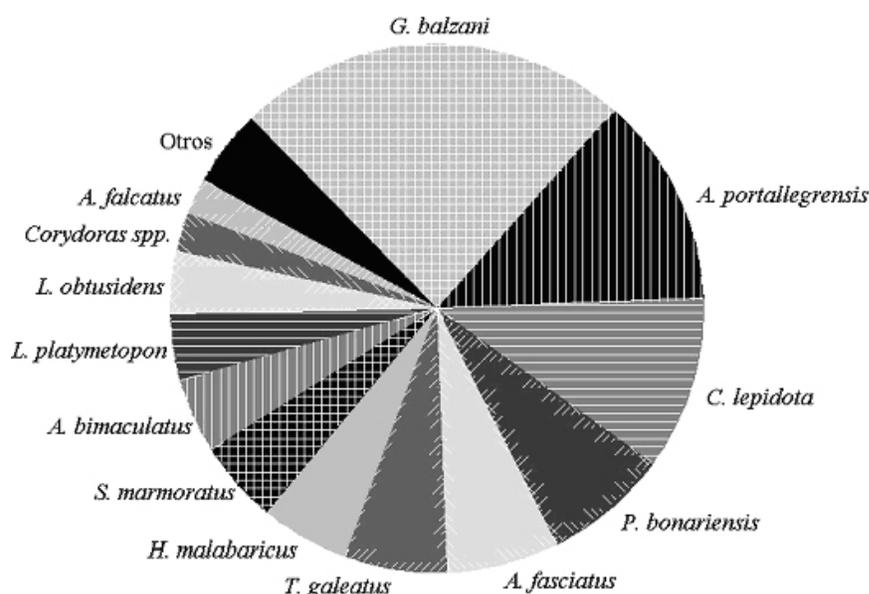


Figura 8.2. Ejemplo de datos de campo para la obtención de la dieta del biguá común en Laguna Iberá en función del número de especies de peces consumidas (S. Fortuna, URTRE)

En nuestros modelos, cuando no se disponía de información sobre las dietas de cada compartimento de depredadores (Fig. 8.2), las posibles relaciones tróficas entre compartimentos se han establecido en función de un índice de preferencias de tamaño de cada depredador, un índice de preferencia relacionado con calidad nutritiva del alimento ingerible, y un índice ligado con la disponibilidad de presas en el rango de ingestión. Toda esta información, no será desarrollada en este capítulo ya que ha sido publicada en la revista científica *Ecological Modelling* (Cózar et al. 2008) como una publicación derivada del proyecto (Ver Anexo 1).

Paso 4: Balance del modelo trófico

Si la demanda trófica total en un compartimento trófico excede la propia producción del compartimento, se dice comúnmente que el compartimento está “desequilibrado”. El nivel de equilibrio de cada compartimento se puede determinar mediante la eficiencia ecotrófica (EE_i). Un valor mayor de uno indica que la energía total demandada excede la

producción total. Así, EE_i es utilizado como base para equilibrar el modelo mediante el reajuste de los parámetros iniciales (B_i, P_i, Q_i, DC_{ij}).

Los mayores desajustes tróficos se concentraron en el rango de consumo de la población de pirañas. Las estimaciones de Q_i realizadas por Pauly (1994) se basaron en experimentos de consumo *ad libitum*. Debido al desequilibrio observado en el modelo y a que en ambas lagunas se observaron abundantes individuos caquéuticos se realizó un reajuste de este Q_i . Concretamente se llevó a cabo un análisis del estado nutricional de la piraña mediante el examen del contenido graso de los individuos. Se utilizaron análisis de un total de 325 individuos (185 en Iberá y 140 en Galarza) distribuidos en 5 campañas a lo largo del ciclo estacional. Se clasificaron por clases de tamaño en 4 categorías nutricionales: contenido graso nulo, escaso, regular, abundante. A estas categorías se les asignaron de manera proporcional 4 Q_i diversas. A los individuos con contenido graso nulo se les asignó un Q_i mínimo únicamente para satisfacer sus necesidades metabólicas vitales, y a los individuos con contenido graso abundante se les asignó un Q_i máximo, *ad libitum*.

Una vez realizados estos cambios, se procedió a ajustar el modelo. La estrategia utilizada se basó en el uso de las simulaciones de Monte Carlo. En un primer paso, los parámetros iniciales fueron clasificados de acuerdo a su calidad y fiabilidad. Se asignó a cada parámetro un intervalo de confianza entre $\pm 10\%$ y $\pm 80\%$ con una distribución normal. Así por ejemplo, a los datos de B_i de la comunidad fitoplanctónica se les asignó una distribución teórica de frecuencia con un intervalo de confianza del $\pm 10\%$, y a las estimaciones preliminares de B_i en el rango de los peces pequeños se le asignó el $\pm 80\%$. Se realizó un balance progresivo de la cadena trófica, comenzando por la comunidad planctónica y añadiendo fracciones de tamaño (larvas de peces, peces pequeños, ...). En cada caso, se evaluaron 10,000 simulaciones seleccionando aquel modelo equilibrado que presentaba el mejor ajuste con la distribución inicial de parámetros. Los parámetros finales se ajustaron bastante bien con los parámetros iniciales. Los coeficientes de correlación para la recta $y = x$ de los parámetros iniciales y finales fueron en todos los casos superiores a 0.93. En Laguna Galarza, se registró un coeficiente R^2 igual a 0.9999

para los datos de *B*, 0.9864 para *P*, 0.9637 para *Q*, 0.9674 para *R* y 0.9924 para la matriz de dietas. En Laguna Iberá, se registró un coeficiente R^2 igual a 0.9999 para los datos de *B*, 0.9950 para *P*, 0.9339 para *Q*, 0.9529 para *R* y 0.9658 para la matriz de dietas.

8.2 Resultados

En total, los organismos de las lagunas fueron distribuidos en unos 100 compartimentos. De este modo, se establecieron entre 800 y 1000 relaciones tróficas en los modelos (Fig. 8.3). Considerando los grupos ecológicos más relevantes, se ha realizado una agregación taxonómica de las redes tróficas de las lagunas con objeto de mostrar una aproximación simplificada del funcionamiento general de todo el ecosistema lacustre (Fig. 8.4)

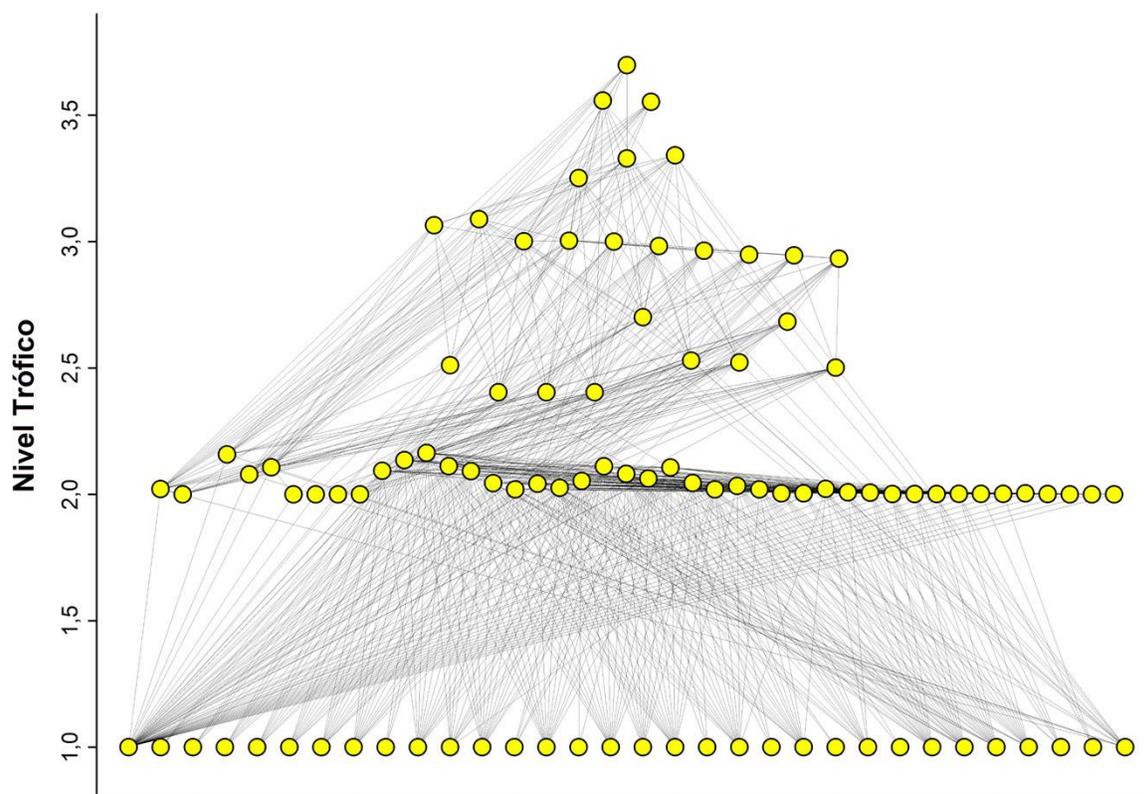


Figura 8.3. Compartimentos (círculos amarillos) y relaciones tróficas existentes entre compartimentos (líneas) en el modelos trófico de Laguna Galarza

Sin considerar el detritus, las plantas litorales relacionadas con las lagunas representan el compartimento de mayor tamaño. En Laguna Galarza representaron el 78% de la biomasa total de las lagunas, y en Laguna Iberá, éstas representaron el 84%. Dejando al margen los macrófitos, la biomasa restante (166 g m^{-2} en Galarza y 230 g m^{-2} en Iberá) se encuentra básicamente distribuida entre los ecosistemas limnético y bentónico. En Galarza, se distribuiría en proporciones del 15% y 85% respectivamente. En Iberá, en cambio, se distribuiría en proporciones similares (44% y 56% respectivamente). Es interesante realizar una comparación de la biomasa de productores primarios en los ecosistemas limnético y bentónico (46 g m^{-2} en Galarza y 112 g m^{-2} en Iberá). En Galarza, $2/3$ de esta biomasa se concentra en el ecosistema bentónico. En Iberá, $2/3$ de la biomasa de productores primarios se concentra en cambio en el ecosistema limnético. Esta concentración de productores primarios en la columna de agua de Iberá es más evidente si está comparación se realiza en términos de producción. Así, el 98% de la producción primaria desarrollada en el espejo de agua de Laguna Iberá ($5,756 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) se desarrolla en el ecosistema limnético, y tan sólo el 2% en el ecosistema bentónico. Estas características justifican la clasificación de Laguna Iberá como un cuerpo de agua en un estado de aguas turbias.

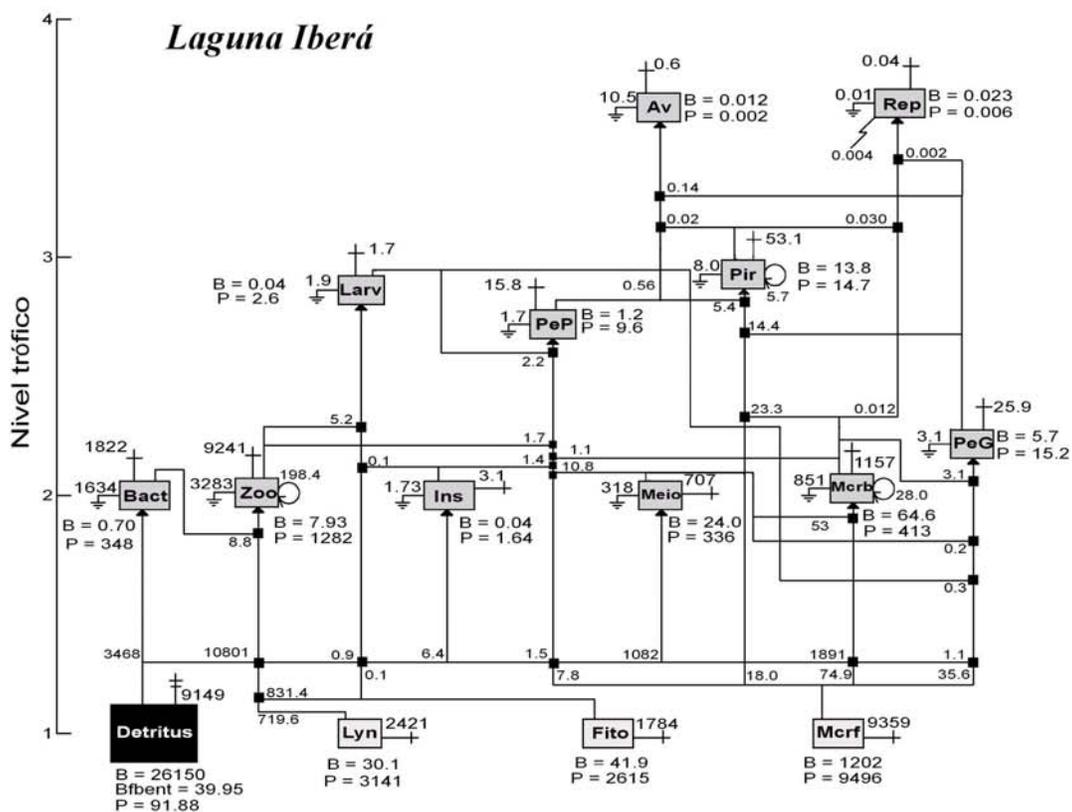
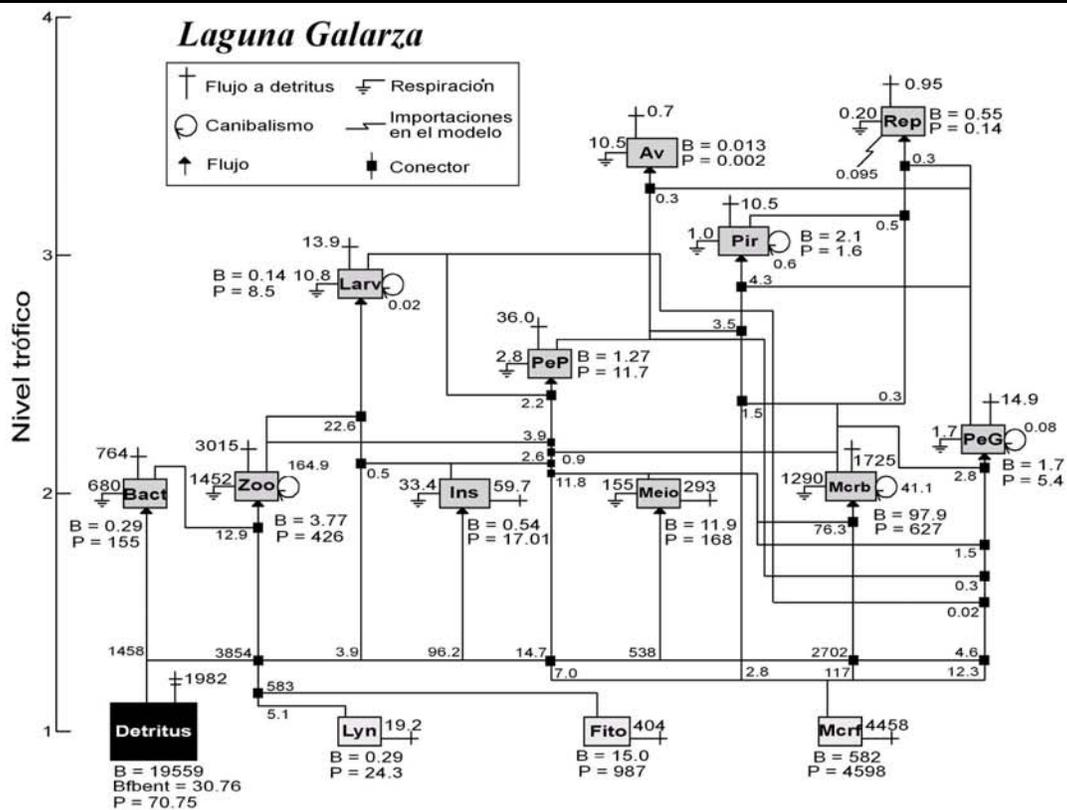


Figura 8.4: Modelos tróficos de Laguna Galarza y Laguna Iberá. El área de cada caja es proporcional a la raíz cuadrada de la biomasa de cada compartimento. Todos los flujos se expresan en $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$. El compartimento del detritus incluye al compartimento del fitobentos (fbent). Lyn, *Lyngbya spp.*; Fito, fitoplancton; Mcrf, macrófitos; Bact, bacterias; Zoo, zooplancton; Ins, insectos; Meio, meiobentos; Mcrb, macrobentos; Larv, larvas de peces; PeP, peces pequeños; PeG, peces grandes; Pir, *S. spiropleura*; Av, aves; Rep, reptiles.

El flujo trófico o *throughput* lo definiremos como la suma de las exportaciones y importaciones, el consumo por depredación, el flujo a detritus y la respiración. Según el modelo, el flujo trófico procedente de productores primarios fue de $6\,435 \text{ g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para Laguna Galarza, y $17\,042 \text{ g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para Laguna Iberá. El flujo trófico procedente de detritus fue de $20\,050 \text{ g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para Laguna Galarza, y $44\,552 \text{ g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para Laguna Iberá. La vegetación litoral contribuyó a los flujos totales en un 17.4% y 15.4% en Galarza e Iberá respectivamente. Sin considerar los componentes del ecosistema litoral, los cuales están referidos al área del espejo de agua, los valores de flujo total fueron de $21\,887 \text{ g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ en Galarza y $52\,098 \text{ g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para Iberá. Estos valores totales de flujo son relativamente altos en comparación con los modelados en otros ecosistemas, presentando valores del orden los encontrados en sistemas de afloramiento (Jarre *et al.* 1991; Wolff 1994). Modelos en ecosistemas someros tropicales y subtropicales que consideran relativamente altas biomásas y producciones en el ecosistema bentónico han presentado valores en torno a $10\,000 \text{ g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (Chávez *et al.* 1993, Wolff *et al.* 2000). No obstante, en la comparación de los valores de flujos absolutos con los obtenidos por otros tipos de modelos, se debe tener en cuenta que nuestro modelo trófico se desarrolla básicamente sobre tasas potenciales máximas. Es decir, la causa principal de la obtención de flujos relativamente altos sería la utilización de la alometría como base general para construir este tipo de modelos tróficos.

Los resultados de flujos totales obtenidos por el modelo dan un índice herbivoría : detritivoría del 0.321 para Galarza y 0.383 para Iberá, mostrando la mayor importancia de la producción secundaria procedente del detritus. En ecosistemas oceánicos se han mostrado índices herbivoría : detritivoría en torno a 0.41 (Barents Sea, Blanchard *et al.*

2002), mientras en estuarios templadas con altos aporte de externos se han llegado a mostrar valores promedios de 0.10 (Chesapeake Bay, Baird y Ulanowicz 1989). Los valores calculados por el modelo reflejan la relevancia de la consideración de la exuberante vegetación litoral asociada a las lagunas en el modelado trófico de este tipo de ecosistemas. A pesar de la escasez de vegetación dentro de los cuerpos de agua del macrosistema Iberá (flotante, sumergida o emergente), ésta desempeña un papel fundamental debido a la enorme cantidad que rodea a las lagunas. Las peculiaridades de la costa de las lagunas del Iberá, formada por embalsados, facilitan el aporte de grandes cantidades de materia orgánica producida por la vegetación marginal. El principal flujo de biomasa en las lagunas se produce entre la vegetación litoral y el compartimento detrítico ($4\,457\text{ g m}^{-2}\text{ año}^{-1}$ en Galarza y $9\,360\text{ g m}^{-2}\text{ año}^{-1}$ en Iberá). Estacionalmente, se produciría una deposición masiva de MO desde la vegetación litoral en otoño y reasimilación de los nutrientes liberados por el sedimento y embalsados durante primavera-verano. Estudios isotópicos han mostrado al carbono procedente de la vegetación macrofítica claramente como componente fundamental de toda la red trófica en ecosistemas similares del Amazonas Central (Forsberg *et al.* 1993) o de los humedales del Pantanal (Wantzen *et al.* 2002).

El análisis de “*Lindeman spine*”, desarrollado por Ulanowicz (1995), reduce la compleja red trófica en simples cadenas agregadas en niveles tróficos discretos. Esta visión general simplificada del ecosistema facilita la comparación de ambas lagunas, y de éstas con otros ecosistemas. Aplicando el análisis de “*Lindeman spine*” se obtuvieron cadenas tróficas compuestas por 8 niveles tróficos en ambos ecosistemas (fig. 8.5). Ecosistemas someros similares con altos aportes de MO (Carrer y Optiz 1999; Wolff *et al.* 2000; Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez 2001) presentan en general 6 o 7 niveles tróficos. Una cadena articulada en 8 niveles es un patrón más común en sistemas oceánicos (ej. Blanchard *et al.* 2002). No obstante, los valores de biomasa de Galarza e Iberá alcanzan valores significativamente bajos a partir del nivel trófico VI, siendo $<0.001\text{ g/m}^2$ para los niveles VII y VIII. La presencia en estos ecosistemas de un depredador superior de gran tamaño como el

caimán es la causa principal de la existencia del nivel VIII. Los niveles VI y VII están representados principalmente por grandes pirañas, seguidos de caimanes y aves. La dominancia de depredadores con preferencia por presas relativamente grandes (pirañas y caimanes) es un factor que también contribuye a un mayor número de niveles tróficos al determinar un mayor número de escalones en transferencia de biomasa en la cadena trófica. Así, las pirañas adultas (> 10 g) contribuyeron significativamente a los flujos tróficos de los niveles tróficos III al VIII. La longitud promedio de la cadena trófica (*medium path length, sensu* Finn 1976) fue de 4.7 para Laguna Galarza y 4.0 para Iberá. El relativamente alto número de niveles en la cadena parece ser consecuencia de una gran actividad en los niveles tróficos inferiores (Wulff y Ulanowicz 1989) y de la dinámica trófica generada por pirañas y caimanes.

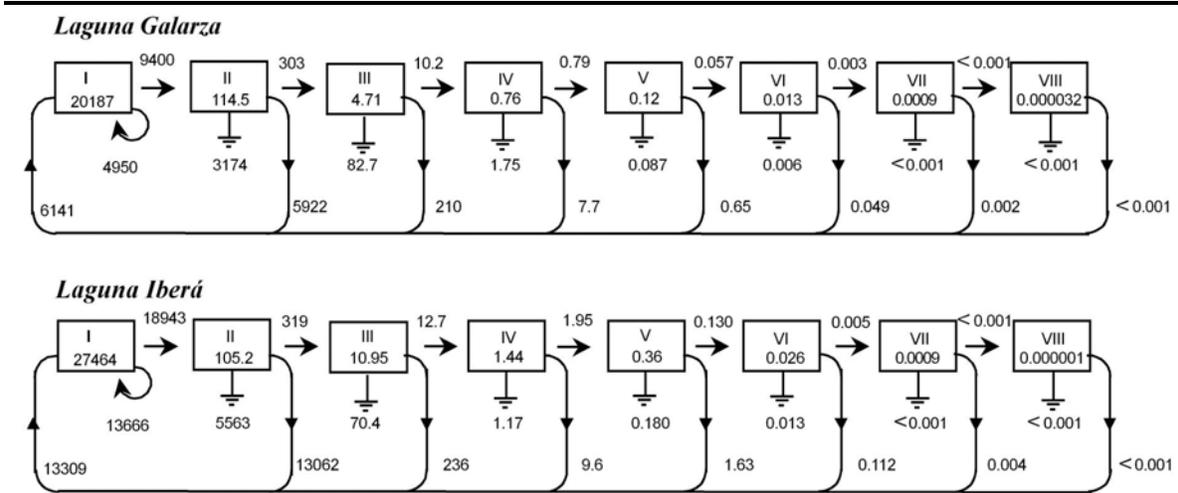


Figura 8.5: Agregación de las redes tróficas en cadenas tróficas lineales de 8 niveles (*sensu* Ulanowicz 1995). En cada caja se muestra la biomasa de cada nivel (g m^{-2}). En el nivel I se incluye la biomasa de productores y detritus. Todos los flujos se expresan en $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$. Los flujos menores a 0.001 se han simplificado.

La eficiencia de transferencia entre niveles tróficos (*ET*) mostró valores promedios (media geométrica entre niveles II-V) bastante similares, 4.9% en Galarza y 5.1% en Iberá. Estos valores son relativamente bajos en comparación el valor medio de 10% obtenido por Christiansen y Pauly (1993) para varios ecosistemas acuáticos. La *ET* promedio para el flujo procedente de los productores primarios presentó diferencias más apreciables. Laguna

Galarza presentó una mayor eficiencia (6.5%) que Iberá (5.7%), lo que hace pensar que la poca ingeribilidad de *Lyngbya spp.* tiene efectos considerables en el contexto del ecosistema lacustre. Los valores de *ET* promedio para el flujo procedente del detritus fueron más similares y ligeramente menores, 4.7% para Galarza y 5.0% para Iberá.

El índice de ciclado, es decir la fracción del flujo trófico que es reciclada (*sensu* Finn 1976), fue 25.1% para Laguna Galarza y 21.3% para Laguna Iberá. Este dato junto a las mayores biomásas (especialmente el nivel I) y flujos de Iberá indican que Laguna Galarza se encuentra más cercana a un estado de “madurez” que Laguna Iberá. El aumento de la producción primaria en Iberá podría haber hecho retroceder al ecosistema etapas sucesionales anteriores. Este cambio puede ser considerado como un signo de estrés antropogénico (Odum 1969, Ulanowicz 1986), el cual estaría relacionado con la mayor presión antrópica soportada por Laguna Iberá.

La eficiencia ecotrófica (*EE*) ha sido propuesta como un útil indicador del desarrollo y la dinámica trófica de los ecosistemas acuáticos (ej. Arias-González *et al.* 1997). Expresa el porcentaje de la producción de un compartimento que es consumida por el resto. Gracias a la metodología empleada fue posible obtener una representación espectral de este relevante parámetro ecológico. La comparación de la eficiencia ecotrófica (*EE*) de las especies identificadas como singulares o claves (*Lyngbya spp.* y *Serrasalmus spiroleura*) con los organismos ubicados en su mismo rango tamaños resulta un útil indicador de la incidencia de estas especies en el funcionamiento de la red trófica. En Laguna Galarza, eficiencia ecotrófica (*EE*) calculada por el modelo fue de 0.209 para *Lyngbya spp.* y de 0.591 para el resto de la comunidad fitoplanctónica. *S. spiroleura* mostró un valor de *EE* igual a 0.675, mientras el resto de grandes peces alcanzó un valor de 0.910. El detritus presentó una *EE* igual a 0.782. En el modelo de Laguna Iberá se obtuvieron mayores valores de *EE*. En esta laguna, *Lyngbya spp.* presentó un valor de 0.229 y el resto del fitoplancton 0.318. *S. spiroleura* mostró un valor de *EE* igual a 0.395, mientras el resto de grandes peces alcanzó un valor de 0.955. El detritus presentó una *EE* igual a 0.640, un

valor muy similar al encontrado en otros ecosistemas similares (ej. Vega-Candejas y Arreguín-Sánchez 2001).

8.3 Discusión

De acuerdo a los modelos, la vegetación marginal desempeña un papel fundamental en las lagunas del macrosistema Iberá. La vegetación litoral controla la dinámica del compartimento detrítico y domina la producción primaria total de las lagunas. Este resultado se basa en las ventajas de los macrófitos (frente al fitoplancton) para utilizar los recursos disponibles en el humedal. En Laguna Galarza, las plantas litorales contribuyen en un 81% a la producción primaria total. En tanto, en Laguna Iberá contribuyen en un 62% debido a la mayor producción primaria desarrollada en el ecosistema limnético. Debido a que esta vegetación se concentra básicamente sobre los embalsados (fuera del espejo de agua), sería interesante estimar un área litoral de influencia de los embalsados sobre las lagunas. A partir de los resultados del modelo y el dato de concentración vegetal media estacional sobre los embalsados (Momo *et al.* 2002) podríamos estimar un valor de esta área litoral de influencia. Estos resultados podrían servir como referencia para orientar futuros planes de ordenación frente a posibles actuaciones sobre el litoral. En Galarza, esta área teórica sería igual a 2.2 km², lo que equivaldría a un anillo de influencia de 130 m de anchura. En Iberá, el área teórica de influencia sería de 16 km², lo que equivaldría a un anillo de influencia de 350 m de anchura.

El desarrollo de una comunidad litoral dependiente del ecosistema limnético se vería facilitado si su rango de consumo se ubica sobre las clases de tamaños con bajas *EE*. Esta comunidad litoral (caimanes, aves) esta compuesta generalmente por los depredadores superiores del ecosistema lacustre. Por esta razón, son fuertemente dependientes de la competencia sobre los recursos (control *bottom-up*). La capacidad de aves y caimanes para migrar a otras lagunas hace que la presencia de estas poblaciones responda rápidamente a la escasez de alimento o la modificación del hábitat en general (Coutinho y Campos 1996). Según el modelo, el consumo de los predadores litorales se concentra en un rango de la comunidad limnética donde se aparecen altos valores de *EE* debido a la

presencia de grandes poblaciones de pirañas. La presencia de pirañas en las lagunas del macrosistema Iberá parece ser un hecho bastante común, aunque su proporción y abundancia son especialmente altas en Laguna Iberá. Este hecho hace que la aparición de altos valores de *EE* a lo largo de toda la comunidad de peces, siendo especialmente intensa la competencia entre los consumidores de este rango de tamaños. A pesar de la mayor abundancia de presas potenciales en Iberá, en esta laguna se registraron abundancias de caimanes considerablemente menores (Cap. 6).

Los relativamente bajos valores promedios de *ET* obtenidos por el modelo son consecuencia de la baja eficiencia en los niveles II y III. La variación de la *ET* a lo largo de la cadena trófica presentó un patrón atípico (fig. 8.6). No se observó una disminución de la *ET* con los niveles tróficos (ej. Carrer y Optiz 1999; Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez 2001; Blanchard *et al.* 2002), apareciendo un máximo de *ET* en el nivel trófico IV. La vegetación litoral (nivel I) y el detritus son los compartimentos que difieren del resto en cuanto a su dimensión, varios órdenes de magnitud superior. En principio podríamos sugerir que la biomasa de detritívoros y grandes herbívoros (nivel II) presenta un bajo control *bottom-up*. La biomasa del nivel II representa así una importante fracción del ecosistema. Concretamente el nivel trófico II, represento el 16% de la biomasa de Laguna Galarza y el 8% de la biomasa de Laguna Iberá. El resto de niveles, del III al VIII, representaron tan solo el 1% de la biomasa total en ambas lagunas. La *ET* de la elevada cantidad de biomasa existente en el nivel II es, en consecuencia, apreciablemente baja. Las pirañas son las principales responsables del aumento de la *ET* entre los niveles III y V. La mayoría de los flujos tróficos debidos a las pirañas adultas se concentran en el nivel trófico IV, nivel de máximas *ET*. En Galarza, el 49% de los flujos debidos a las pirañas se concentra en el nivel trófico IV. En el caso de Iberá este porcentaje alcanzó el 54%. En ambas lagunas destacan los altos valores de *EE* encontrados entre los grandes peces (> 0.9). Este resultado es indicativo de alta predación interna en este rango del ecosistema limnético, consecuencia de la abundancia de pirañas en las lagunas.

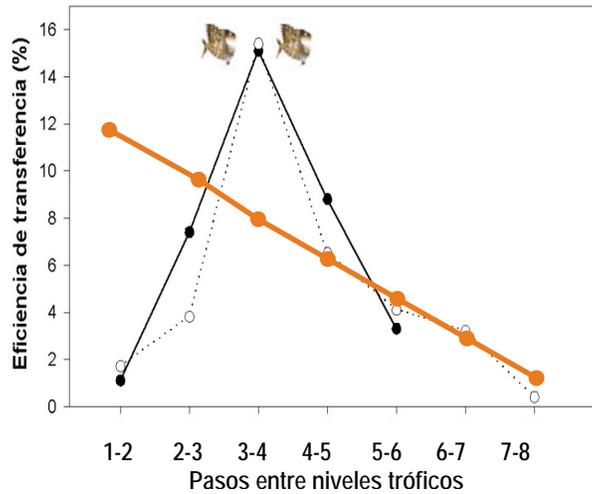


Figura 8.6: Eficiencia de transferencia entre niveles tróficos de las lagunas. La línea discontinua representa al flujo procedente de detritus y la línea continua al flujo procedente de los productores primarios. La línea naranja es indicativa del patrón típico de eficiencia de transferencia en ecosistemas (ej. Carrer y Optiz 1999; Vega-Cendejas y Arreguín-Sánchez 2001; Blanchard *et al.* 2002)

Ambas lagunas concentran gran parte de la biomasa en los niveles tróficos inferiores (niveles I y II), sin embargo la alta cantidad de recursos disponibles hacen que las *ET* sean bastante bajas en esta fracción de la cadena trófica. Consecuentemente se introduce una baja cantidad de energía en los niveles tróficos superiores. Una excepcionalmente alta *ET* en los niveles III-V ayuda a conservar esta energía y mantener una cadena trófica relativamente larga. Podríamos diferenciar dos grandes ciclos en las cadenas tróficas de las lagunas del Iberá, uno de gran tamaño dominado por un control *bottom-up* y otra de menor tamaño pero caracterizada por una alta predación interna (altas *EE* y mayores *ET*) (Fig.8.7). Un patrón similar, aunque mucho menos acusado, fue descrito por Arias-González *et al.* (1997) en los barreras coralinas de Tiahura (Polinesia francesa).

Basándose en métodos utilizados en economía, Majkowski (1982) desarrolló un método para estimar las interacciones tróficas directas e indirectas en ecología. El resultado de este análisis se denomina la matriz trófica de impacto, MIT. Esta matriz indica la magnitud del impacto trófico del aumento de la biomasa de un compartimento sobre otro (fig. 8.8). Los dos ciclos de funcionamiento descritos anteriormente se pueden también diferenciar

en las MIT de ambas lagunas. Aparece cierta desconexión trófica entre el ciclo dominado por el control *bottom-up* y el ciclo de alta predación interna controlado por la piraña. El zooplancton, especialmente los crustáceos de gran tamaño, y las larvas de peces se situarían en la zona intermedia de esta red trófica, sirviendo de conexión entre ambos ciclos. Este resultado concordaría con la definición de ecosistema en “cuerpo de avispa” (*wasp-waist ecosystem*, Rice 1995) propuesta para las lagunas en el capítulo 7. El mayor control de la dinámica trófica del ecosistema no sería ni *bottom-up* ni un *top-down* sino más bien una combinación de ambos controlados desde un compartimiento intermedio.

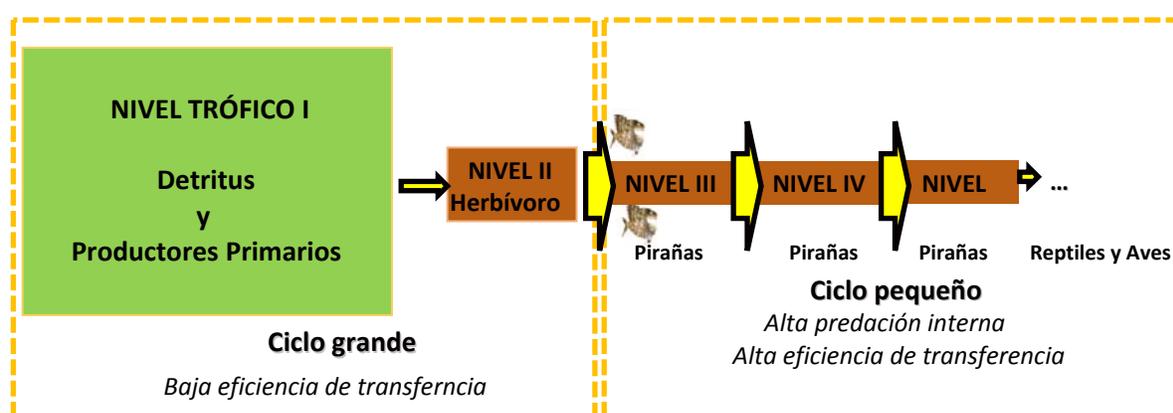
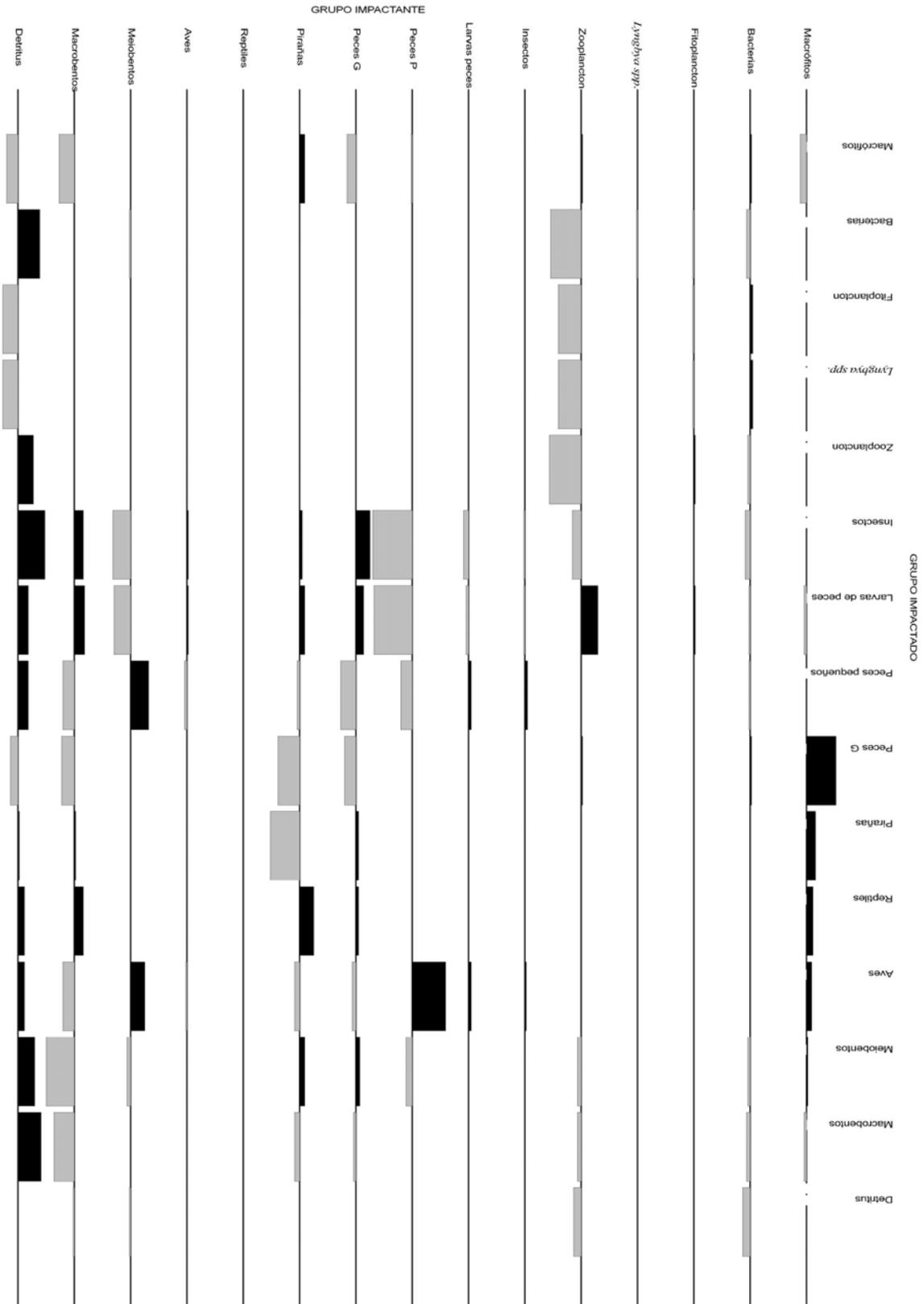


Figura 8.7. Diagrama explicativo de la estructura de la diferenciar dos grandes ciclos en las cadenas tróficas de las lagunas del Iberá, uno de gran tamaño dominado por un control *bottom-up* (característico de también de los sistemas terrestres) y otra de menor tamaño pero caracterizada por una alta predación interna (exclusivo de los sistemas acuáticos).

Aunque el patrón descrito anteriormente es común en ambas lagunas y parece ser generalizable a todas las lagunas del macrosistema, éste se presenta de una forma más extrema en Laguna Iberá. El hecho de que se produzca una transferencia excepcional al llegar la energía al nivel de las pirañas (especialmente en Laguna Iberá) explicaría la alternancia en la dominancia de biomasa entre lagunas a lo largo del espectro de tamaños limnético. También se observa esta alternancia a nivel de todo el ecosistema lacustre.

Figura 8.8: Matriz de impacto trófico (*sensu* Majkowski 1982) en Laguna Iberá Los rectángulos en negro indican un impacto trófico positivo y los rectángulos en gris indican un impacto negativo.



Sería razonable pensar en la existencia de ciertos mecanismos para mantener esta estructura de control trófico, particularmente en Laguna Iberá donde las BA son bastante acusadas. Agustí *et al.* (1992) analizaron la importancia relativa de los distintos mecanismos de control (*bottom-up vs. top-down*) en las comunidades fitoplanctónicas de los lagos de Florida. Propusieron un tercer mecanismo de autorregulación para las comunidades fitoplanctónicas (*self-regulation control*) en lagos eutróficos donde llegaban a existir limitaciones por luz. Las peculiaridades fisiológicas de *Lyngbya spp.* (poca ingeribilidad, regulación de la flotabilidad y capacidad para soportar condiciones de alta turbidez; Cózar *et al.* 2003) y los procesos ocasionados por estas peculiaridades podrían ser encuadrados en estos mecanismos de autorregulación.

Debido a que se observa una proporcionalidad entre la aparición en el espectro de acumulaciones de biomasa de fitoplancton y pirañas, se podría sugerir que las características eutróficas de Laguna Iberá favorecen a la presencia de un depredador como la piraña. De igual modo que para *Lyngbya spp.*, deben existir ciertos mecanismos de autorregulación que permitan la persistencia de altas BA en el rango dominado por las pirañas. Estos mecanismos tendrían su origen en las peculiaridades fisiológicas y ecológicas de las pirañas, concretamente su voracidad, su omnivoría y su estrategia de caza en grupos muy activos. La voracidad de *S. spiroleura* llega al punto de obtener una dominancia de su especie a costa de una considerable desnutrición en la población. De hecho, el canibalismo supone una importante vía de alimentación en estas poblaciones. El elevado consumo de las pirañas, incluso sobre organismos de similar tamaño, dificulta el desarrollo de competidores por su mismo nicho ecológico. La MIT refleja el efecto trófico negativo de las pirañas sobre el resto de grandes peces. Las condiciones de baja transparencia de Laguna Iberá deben también afectar a la visibilidad de los depredadores de gran tamaño. Tomando como referencia las mediciones de la profundidad del disco de Secchi, la distancia de avistamiento de presas sería en promedio dos veces superior en Laguna Galarza respecto a Laguna Iberá. Esta dificultad añadida a la actividad parece favorecer a un depredador r-estratega y de gran movilidad como la piraña.

Los caimanes tienen una especial relevancia económica al representar una especie carismática de alto interés turístico. Como depredadores superiores desempeñan también un relevante papel en el control del desarrollo de depredadores de menor tamaño como las pirañas. En Galarza, los caimanes mantienen un efecto negativo sobre las pirañas y un efecto positivo sobre el resto de peces, promoviendo una mayor diversidad íctica. En Iberá, en cambio, el efecto trófico de los caimanes es irrelevante, registrándose una extrema abundancia de pirañas. Así, existiendo una mayor concentración de potenciales presas para los caimanes en Laguna Iberá, se alcanzan abundancias de caimanes significativamente superiores en Galarza. Debido a que no existen efectos tróficos negativos sobre el caimán, cabe sugerir la existencia de factores de naturaleza no-trófica que deberían intervenir sobre la densidad de caimán en Laguna Iberá. Debido a que la transparencia del agua es una de las diferencias ambientales más destacables entre ambas lagunas, se podría sugerir también una influencia indirecta de la turbidez del agua en el proceso de obtención de alimento del caimán en Laguna Iberá. Por un lado, las dificultades en el proceso de captura de presas generadas por la menor visibilidad podrían llegar a condicionar la presencia de este depredador, relativamente poco activo y poco voraz. Por otro lado, los caimanes presentan una preferencia (de hábitat) por las áreas de vegetación sumergida, los cuales parecen aportar recursos animales básicos sobre todo en las primeras etapas de vida (T. Waller, com. pers.). En este sentido, la menor concentración de áreas de vegetación sumergida en Laguna Iberá, consecuencia de la menor penetración de la luz, también dificultaría la presencia de caimanes en esta laguna. Aunque solo se dispone de estimaciones de la proporción de área del lago cubierta por vegetación flotante, es llamativo el hecho de que esta relación sea 20 veces superior en Laguna Galarza. Los dos factores citados generarían mayores dificultades para la obtención de alimento y podrían ser causantes de una menor recolonización de caimanes en Laguna Iberá después del abandono de su caza indiscriminada. En 1979 la situación de Laguna Iberá ya era la de un lago dominado por cianobacterias (Zalocar 1981). De este

modo, a partir de 1990 (fin de la caza del caimán) Laguna Iberá no hubiese sido un lugar preferente en el proceso de re-colonización de las lagunas marginales del macrosistema.

En definitiva, además de las relaciones tróficas descritas por el modelo trófico (control *top-down* y *bottom-up*), para comprender el funcionamiento de las lagunas se deben considerar además una serie de mecanismos de naturaleza no-trófica generados por alta concentración de cianobacterias. *Lyngbya spp.* no genera efectos tróficos relevantes sobre ninguno de los compartimentos tróficos (fig. 8.8). De hecho, la principal característica trófica de este organismo es su dificultad para ser ingerido. Sin embargo, como hemos discutido, llega a establecer una retroalimentación positiva sobre las pirañas. En primer lugar, establece una retroalimentación positiva directa a través de su efecto sobre las características del ambiente limnético Y en segundo lugar, establece una retroalimentación positiva indirecta mediante el establecimiento de diversas dificultades a la presencia del caimán. El ciclo de sinergia entre la altas BA de cianobacterias y pirañas se podría cerrar considerando el efecto positivo sobre la velocidad de reciclado de nutrientes que tiene el alto consumo y baja eficiencia de crecimiento de las pirañas. Pauly (1994) estimó una tasa de eficiencia de crecimiento promedio para poblaciones de pirañas de 9.3%, cuando un valor general promedio se estima en el 20% (ej. Margalef,1983). En este mismo trabajo, Pauly destacó el papel de limpieza del agua desempeñado por las pirañas, ya que aunque principalmente piscívoros, son también carroñeros (Pauly, 1994). Cualquier animal muerto es devorado antes de la putrefacción. Este papel presenta especial importancia en llanuras de inundación con escasa renovación.

Para concluir, cabe destacar la utilidad del método desarrollado, a pesar de las deficiencias de datos inicialmente existentes, para acometer el difícil objetivo del análisis del funcionamiento trófico de las lagunas. La combinación de los espectros de tamaño y relaciones fisiológicas alométricas se ha presentado como un enfoque útil para integrar una gran diversidad de estudios de carácter parcial. El tamaño de los organismos permite organizar de forma sinóptica y sistemática la estructura y funcionamiento de los

ecosistemas. Debido a que la casi totalidad de las características y procesos en el ecosistema presentan cierta dependencia del tamaño (abundancia, tasas fisiológicas, dietas, etc.), este enfoque ofrece la posibilidad de utilizar sistemáticamente información de distinta calidad. Así, el método ha permitido utilizar, por ejemplo, desde estimaciones cuantitativas de biomasa hasta simples citas de la presencia de especies.

Capítulo 9

Posibles tendencias del nivel de agua del Iberá frente al cambio climático

El clima mundial ha evolucionado constantemente desde el origen de nuestro planeta hace más de 4500 millones de años, esta variabilidad natural no sólo se han producido a escala geológica (millones de años), sino también en nuestra historia reciente (últimos miles y cientos de años). En la actualidad el ser humano tiene capacidad para afectar directamente en el sistema climático, los niveles de CO₂ y otros gases de efecto invernadero han aumentado en la atmósfera de forma exponencial en el último siglo y se asocia al rápido crecimiento demográfico unido a un incremento en el consumo de recursos *per cápita*. Existen evidencias claras que relacionan esta emisión creciente de gases a la atmósfera durante el siglo XX con un incremento medio de la temperatura global de 0.6°C (media de la temperatura de la superficie terrestre y superficie del mar, IPCC, 2001).

Las características de los cuerpos de agua están estrechamente relacionadas con el clima o la presión antrópica ejercida sobre éstos. La temperatura y el nivel de agua de

los lagos someros son variables especialmente sensibles a los cambios climáticos. La relación superficie : volumen de estos cuerpos de agua es alta y, en consecuencia, soportan intensos intercambios de materia y energía con la atmósfera (ej., transferencia de calor sensible, calor latente, radiación solar absorbida y reflejada) en relación a su volumen.

La complejidad de los procesos que se dan en el sistema climático y sus múltiples interacciones hacen que la única manera de evaluar los cambios sea mediante el uso de modelos computacionales. A partir de modelos numéricos complejos, como son los Modelos de Circulación General (GCMs) es posible proyectar el clima hacia el futuro, es lo que se conoce como escenario climático, y que se desarrollan teniendo en cuenta distintas hipótesis sobre factores determinantes como la población, crecimiento económico, cambios tecnológicos, tasa a la que la energía es usada mas eficientemente, políticas ambientales adoptadas, etc. Estos escenarios pueden ser utilizados como herramientas exploratorias para investigar las consecuencias de hipótesis particulares acerca de las tendencias futuras, siendo por tanto útiles para pronosticar y evaluar problemas ambientales futuros, y poner así de manifiesto la necesidad de implantar políticas ambientales para evitar los posibles impactos.

En este capítulo se analiza la magnitud de los posibles cambios en la física que se producirían sobre dos lagunas someras neotropicales por el efecto del cambio climático utilizando como herramienta el modelado. Dos escenarios climáticos seleccionados, escenario de alta emisión (A2) y escenario de baja emisión (B2), con diferencias en cuanto a las tasas de emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera, fueron acoplados a un modelo unidimensional de balance de masas y energía (DYRESM) a partir del cual se obtuvo la respuesta de temperatura y nivel de agua de las lagunas.

9.1 Área de estudio

El estudio se ha llevado a cabo en dos lagunas someras neotropicales localizadas en los márgenes de los humedales de los Esteros del Iberá: Laguna Iberá y Laguna Galarza (ver Cap. 1). Estas lagunas difieren principalmente en la profundidad media, 3.2 m en Laguna Iberá y 1.9 m en Laguna Galarza, y en su grado de presión antrópica. Laguna Iberá presenta un estrechamiento en su tercio meridional, donde además aparece construido un puente, el cual limita aún más el intercambio de masas de agua y energía (oleaje, viento).

Laguna Iberá presenta una forma más alargada y es la única en el macrosistema del Iberá que presenta un asentamiento urbano (Colonia Pellegrini), lo que le hace estar sometida a una mayor presión antrópica. El auge de los cultivos de arroz en la zona, producido durante los años 90, afectaron en mayor grado a Laguna Iberá, con un elevado número de canales de irrigación construidos para conectar las lagunas con los cultivos. A partir de 1997 prácticamente cesa la actividad en el macrosistema Iberá, pero es posible que este desarrollo aumentara la carga de nutrientes, siendo en Laguna Iberá mucho mayor que en Laguna Galarza, donde la actividad arrocera fue menor. De hecho, análisis anteriores muestran un carácter eutrófico de Laguna Iberá, frente al oligotrófico de Galarza (Cózar, 2003). Actualmente la mayor presión antrópica continúa siendo de mayor grado en Laguna Iberá, y se atribuye al continuo incremento del ecoturismo en la zona.

Laguna Galarza aparece más aislada de las actividades humanas. Es relativamente pequeña, con un área total de 16.5 km², frente a los 58.1 km² de Laguna Iberá. Presenta un importante trasvase hacia Laguna Luna, lo que le hace presentar mayores tasas de renovación que Iberá.

Ambas lagunas presentan en general un fondo relativamente plano y se caracterizan por presentar una línea de costa formada por embalsados. Los embalsados constituyen auténticos suelos flotantes, en muchos puntos la profundidad en el borde de las lagunas es de 1m debido a la presencia de estos suelos flotantes. Ambas lagunas experimentan variaciones similares de nivel de agua. Estos cambios son dados por el balance entre entradas (precipitación y arroyos de entrada) y salidas (evaporación y

arroyos de salida). Fundamentalmente, las lagunas van a verse afectadas por procesos de precipitación y evaporación. Los arroyos de entrada y salida de las lagunas se muestran poco importantes en cuanto a los cambios en el nivel de agua producidos. En Laguna Iberá, la cuenca Sur presenta una entrada a través del Arroyo Miriñay, esta cuenca se conecta a través del estrechamiento con la cuenca Norte. La cuenca Norte presenta una entrada de agua a través del Arroyo Horquilla. A través del Arroyo Corrientes se produce el drenaje de ambas cuencas. En Laguna Galarza existe un canal de entrada por la costa NE a través del Arroyo Yacaré y un drenaje de la laguna por el Canal Isirí hacia otra laguna del sistema, Laguna Luna de mucho mayor tamaño.

9.2. Descripción del modelo

Las simulaciones realizadas en las dos lagunas fueron llevados a cabo utilizando el software DYRESM (desarrollado por *Water Research Center of the University of Western Australia*), el cual permite realizar balances de materia y energía unidimensionales para simular las variaciones de nivel de agua y temperatura a partir de datos principalmente meteorológicos.

DYRESM presenta una estructura de capas lagrangianas, de forma que el lago es simulado como una sucesión continua de capas horizontales, cada una de ellas con propiedades uniformes que presentan libertad de movimiento en la vertical, esto es, que las capas pueden aumentar o disminuir su espesor en respuesta a los cambios de volumen que se producen, de forma que el lago es modelado como un sistema dinámico. Para determinar el volumen de cada capa el modelo realiza un balance de masas teniendo en cuenta la entrada y salida de agua de la laguna por los arroyos, así como la respuesta de la capa superficial a la lluvia y evaporación. El modelo finalmente calcula el área superficial que ocupan en función de la batimetría definida.

El balance de masas aplicado en cada laguna estudiada puede definirse como:

$$\text{Cambio en el volumen almacenado} = \text{entradas (arroyos + precipitaciones)} - \text{salidas (arroyos + evaporación)}$$

El modelo asume que la radiación de onda corta es absorbida con la profundidad de acuerdo con la Ley de Beer, mientras que la radiación de onda larga es totalmente absorbida y emitida por la capa más superficial. El flujo de radiación emitida es calculado de acuerdo con la ley de Stefan-Boltzmann. Las principales ecuaciones que definen los flujos de calor que se intercambian pueden resumirse en:

$$\text{Flujo de calor sensible: } Q_{sh} = C_S \rho_A C_P U_a (T_a - T_S)$$

donde: Q_{sh} es el flujo de calor sensible, C_S es el coeficiente de transferencia de calor sensible para el viento a una altura de 10m sobre la superficie (1.3×10^{-3}), ρ_A densidad del aire (kg m^{-3}), C_P calor específico del aire a presión constante ($1003 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$), U_a velocidad del viento a una altura de referencia estándar de 10m (m s^{-1}), T_a la temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$) y T_S la temperatura de la superficie del agua ($^{\circ}\text{C}$).

$$\text{Flujo de calor latente: } Q_{lh} = \frac{0.622}{P} C_L \rho_A L_E U_a (e_a - e_s(T_s))$$

$$e_s(T_s) = \exp \left[2.3026 \left(\frac{7.5T_s}{T_s + 237.3} + 0.7858 \right) \right]$$

donde: Q_{lh} flujo de calor latente, P es la presión atmosférica (hPa), C_L coeficiente de transferencia de calor latente para el viento a una altura de referencia de 10m (1.3×10^{-3}), L_E calor latente de evaporación del agua ($2.453 \times 10^6 \text{ J kg}^{-1}$), U_a velocidad del viento a una altura de referencia estándar de 10m (m s^{-1}), ρ_A densidad del aire (kg m^{-3}), e_a presión de vapor del aire, e_s presión de vapor de saturación, T_S temperatura de la superficie del agua ($^{\circ}\text{C}$).

De forma esquematizada (Fig. 9.2) pueden observarse los principales flujos que intervienen en el balance de masas que calcula el modelo para estimar los valores de nivel de agua y temperatura del agua.

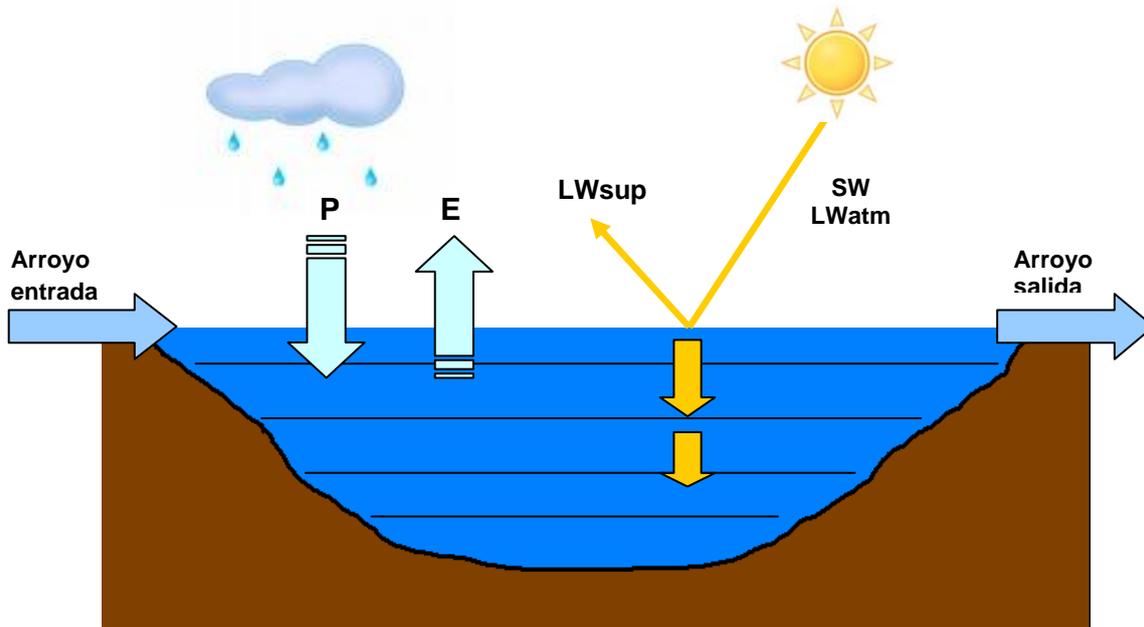


Figura 9.2: Esquema ilustrativo de las principales entradas y salidas que intervienen en el balance de masas y energía de la laguna. P (precipitación), E (evaporación), SW (radiación de onda corta), LW superf (radiación de onda larga que emite la superficie del agua), LW atm (radiación de onda larga que llega desde la atmósfera)

Una descripción teórica más detallada del modelo y sus evoluciones puede encontrarse en Imberger & Patterson (1981), Hocking *et al.* (1988), Hocking & Patterson (1991), Casamitjana & Schladow (1993), Gal *et al.* (2003). Aplicaciones del modelo han sido llevadas a cabo en diversos lagos y embalses (De Stasio *et al.* 1996, Wallace *et al.* 2000, Gal *et al.* 2003).

Datos requeridos para alimentar el modelo

En el proceso de simulación, DYRESM requiere la entrada de un total de 7 ficheros donde se incluye toda la información de las lagunas. Se requieren datos morfométricos de la laguna, datos meteorológicos (incluye valores de radiación de onda corta y larga, temperatura del aire, presión de vapor, velocidad del viento y precipitaciones para cada día de la simulación), datos diarios de descarga, temperatura y salinidad de los arroyos de entrada a las lagunas, así como datos diarios de descarga de los arroyos de salida. Finalmente se pide un valor promedio del coeficiente de atenuación de la luz en

cada laguna y un perfil que describa el nivel de agua, temperatura y salinidad en el día de inicio de la simulación.

Una de las ventajas que presenta DYRESM es que no necesita calibración, por lo que todo el período de simulación puede utilizarse como validación del modelo. En nuestro caso de estudio, al no disponer de datos correspondientes a los caudales de entrada y salida de agua a través de los arroyos, se requería la calibración del modelo. Los caudales se han estimado a partir de funciones de correlación, y se ha utilizado la calibración para evaluar la validez de estas funciones. De forma que, se ha dividido en dos la serie completa de datos con la finalidad de utilizar una para buscar las funciones que nos permitan estimar los flujos y la otra para validar las funciones y la aplicación del modelo a nuestras lagunas.

Recopilación y preparación de datos de entrada del modelo

Podemos dividir en tres grupos los datos de entrada que requiere DYRESM. Un grupo correspondiente a datos morfométricos de las lagunas, junto con parámetros constantes utilizados en las ecuaciones del modelo. Un segundo grupo con datos forzantes, que engloban los datos meteorológicos y los correspondientes a la entrada y salida de agua de la laguna a través de canales y arroyos. Finalmente los datos de campo, los cuales establecen las condiciones iniciales de la simulación.

El primer paso fue la construcción de los ficheros que nos permitieran realizar una simulación de las dos lagunas de estudio con el objetivo de calibrar las funciones y validar la aplicación del modelo a nuestras dos lagunas someras. La simulación realizada en ambas lagunas cubre el período comprendido desde el 15 febrero de 1999 hasta el 30 noviembre de 2000. Para este período se disponen de datos procedentes de estaciones autónomas instaladas en distintos puntos del sistema (estaciones meteorológicas, hidrométricas e hidrológicas).

Datos morfométricos: En este grupo se incluyen ficheros de configuración, que incluye la duración de la simulación, espesores máximos y mínimos de las capas, latitud, batimetría de la laguna, y valores de parámetros que permanecerán constantes a lo

largo de la simulación, como velocidad crítica del viento, emisividad de la superficie del agua, etc.

Este conjunto de datos va a permanecer constante a lo largo de todas las simulaciones realizadas, únicamente cambiando en cada caso los días correspondientes a cada simulación, por lo que lo citado aquí es común para la calibración, validación y para las proyecciones climáticas.

Datos forzantes: Se ha dividido en dos el período de simulación, uno para buscar una función que nos permita obtener el caudal (comprende del 1 Junio 2000 al 31 Octubre 2000), y el resto del período para validar. Análisis de sensibilidad realizados en trabajos anteriores (Gal *et al*, 2003) ponen de manifiesto la importancia de las entradas meteorológicas, principalmente radiación de onda larga y viento, para el éxito en las salidas ofrecidas por el modelo, por ello, el período elegido para buscar la función de correlación se ha hecho en función de la continuidad de la serie de datos meteorológicos.

Durante el periodo 1999-2000 se obtuvieron datos meteorológicos a partir de dos estaciones meteorológicas autónomas instaladas en los Esteros de Iberá, una estación principal (MAIN) ubicada en torno a Laguna Iberá, y otra ubicada en Laguna Galarza (SAT) (Tabla 9.1, tomada de Cózar, 2003).

Se registraron datos con una periodicidad horaria. Se han hecho promedios diarios para introducir de esta forma los datos en el modelo. Existen interrupciones en la serie temporal debido a problemas de mantenimiento de las estaciones. Los vacíos existentes se han completado con correlaciones entre los datos meteorológicos de las distintas estaciones. En los períodos donde no existen datos en ninguna de las dos estaciones se han tomado los datos correspondientes al mismo período de días pero de otro año, caso del: 7 Junio 1999 al 11 Junio 1999 y del 1 Enero 2000 al 19 Febrero 2000.

Variable/Instrumento Características técnicas	
Temperatura del aire	Pt 100
Temperatura de la tierra	Campbell 105T Termocouple Probe
Humedad	Delta OHM H6100
Velocidad del viento	Vector Instruments A100R, precisión 1%
Dirección del viento	Vector Instruments W200P (sólo en MAIN)
Radiación Global	LiCor LI200, error ±3%
PAR	LiCor LI190SZ (sólo en MAIN)
UV A	McVan Instruments (sólo en MAIN)
UVB	McVan Instruments (sólo en MAIN)
Lluvia	Environmental measurements ARG100/EC
Evapotranspiración	Campbell 237 Wetness Sensing Grid (sólo en MAIN)
Barómetro	Viasala Silicon Capacitive Pressure Sensor PTB 100 (sólo en MAIN)
Data Loggers	Campbell CR10X (en la MAIN), CR510 (en SAT)
Paneles Solares	Helios Tencn. H200 100mW/cm2, 20 Watt 1.36 Amp.

Tabla 9.1: Características técnicas de las estaciones meteorológicas instaladas en el macrosistema Iberá.

Los datos de entrada en el fichero meteorológico correspondientes a las variables temperatura del aire, velocidad del viento y lluvia son tomados de forma directa de los datos proporcionados por la estación meteorológica. En cambio, otras variables requieren una estimación de su valor a partir de los datos de la estación, es el caso de presión de vapor, longitud de onda corta y longitud de onda larga (o cobertura de nubes, que fue la variable utilizada).

La presión de vapor es calculada a partir de la humedad relativa y temperatura del aire, siguiendo la expresión propuesta por Tennessee Valley Authority (TVA 1972):

$$e_a = (h/100) \exp[2.303((7.5 * q_D / (q_D + 273.3)) + 0.7858)]$$

donde e_a corresponde a la presión de vapor (hPa), h corresponde al porcentaje de humedad relativa en el aire, q_D corresponde a la temperatura del aire del bulbo seco (°C)

La radiación de onda corta (*short wave radiation*, SW) se ha calculado a partir de los datos del PAR (radiación fotosintéticamente activa) obtenidos en la estación meteorológica y considerando que representa aproximadamente el 45% de la radiación de onda corta (Gates 1966, Jellison & Melack 1993).

En el caso de la radiación de onda larga (*long wave radiation*, LW), el modelo permite tres tipos de entrada, como radiación de onda larga incidente, radiación de onda larga neta o bien la fracción de cobertura de nubes. Se ha seleccionado la cobertura de nubes (C). Para calcularla se ha comparado una curva de PAR teórica correspondiente a la latitud de las lagunas con el PAR real medido por la estación meteorológica, utilizando la expresión:

$$C = (PAR_{teórico} - PAR_{real}) / PAR_{teórico} \quad 0 \leq C \leq 1$$

Para construir los ficheros de entrada y salida de agua se requiere datos diarios de caudal, y además, en el caso de las entradas, también es necesario introducir valores de temperatura y salinidad. No se dispone de datos de caudales para los arroyos, éstos han sido estimados a partir del balance hídrico dado por el propio modelo. Para poder calibrar el modelo se han comparado los resultados del nivel de agua del modelo con los datos disponibles de estaciones hidrométricas autónomas (*OTT Hydrometrie Thalimedes*). Estas estaciones, instaladas una en Laguna Iberá, otra en Laguna Galarza, además de una última en el Río Miriñay, nos permitían realizar un seguimiento del nivel de las lagunas. Las alturas del nivel de agua se registraron con una periodicidad horaria.

Para obtener las funciones que nos permitan calcular los caudales se ha simulado el primer período (del 1 Junio 2000 al 31 Octubre 2000), sin canales de entrada ni salida, de forma que las variaciones en el volumen de agua corresponden únicamente al balance precipitación-evaporación, que denominaremos balance hídrico (Bh). Comparando la salida del modelo con la curva de nivel de agua dada por las estaciones hidrométricas, podemos determinar los flujos, estimando el flujo necesario en el canal como el volumen requerido para ajustar la curva modelada a la real. De esta forma, cuando la curva modelada esté por encima de la real corresponde a un flujo neto de

salida, o a uno neto de entrada si ocurre lo contrario. La diferencia obtenida entre la curva real y modelada es muy pequeña, lo que pone de manifiesto la baja importancia en cuanto a la modificación del volumen de la laguna por balances netos de flujos superficiales de los canales. Este resultado está acorde con lo esperado para un sistema de humedales como éste, que es alimentado principalmente por la lluvia, donde las pendientes son muy bajas, y donde la abundancia de vegetación así como la presencia de embalsados en los márgenes de las lagunas disminuyen enormemente la velocidad de los flujos que se intercambian.

Se ha realizado una correlación lineal utilizando los promedios mensuales tanto del balance hídrico como de los flujos netos estimados, utilizando esta función de correlación se estiman valores de los flujos netos para el resto del período de simulación. Las funciones obtenidas son:

$$\text{Flujo neto Iberá} = (0.6836 * Bh_{\text{Iberá}}) + 5439.2 \quad R^2 = 0.84$$

$$\text{Flujo neto Galarza} = (0.2855 * Bh_{\text{Galarza}}) + 5758.7 \quad R^2 = 0.72$$

Como ya se ha dicho, en el caso de los caudales de entrada de agua a la laguna es necesario acompañar el dato de caudal con el de temperatura y salinidad. Para estimarlo se han utilizado datos de estaciones hidrológicas. Junto con las meteorológicas e hidrométricas también se instalaron estaciones hidrológicas autónomas, una en Laguna Iberá y otra en Laguna Galarza, las cuales disponían de una sonda (*Hydrolab Datasonda 2*) instalada a pocos centímetros bajo la superficie, y equipadas con termómetro, conductivímetro, oxímetro, pH-metro y turbidímetro.

Para determinar la temperatura de los flujos de entrada se aplica la función:

$$T(h) = T_M - T_{SC} * \cos\left(\frac{2\pi}{8760} * (h + \phi_T)\right) + \left(\left(\frac{\alpha_T}{4}\right) * \left(2 - \cos\left(\frac{2\pi}{8760} * (h + \phi_T)\right)\right) * \left(\sin\left(\frac{2\pi}{8760} * (h + \phi_{Th})\right)\right)\right)$$

donde T_M valor de temperatura media anual, T_{SC} amplitud de oscilación de la temperatura, Φ_T constante de fase estacional para la temperatura, Φ_{Th} constante de fase diaria, α_T amplitud de la oscilación diaria de la temperatura.

La función aplicada refleja el ciclo estacional descrito en la zona. Utilizando el *software* Stella 7.0.1 *Research* se modela la temperatura de los arroyos para un año completo, para el resto de años se aplica una función de correlación entre la temperatura de los arroyos y la del aire. Para obtener la salinidad se utiliza una función de correlación entre temperatura del lago y su conductividad con los datos procedentes de la estación hidrológica instalada en el sistema, y se aplica esta función para el resto de días. Las funciones de correlación utilizadas son:

$$T_{arroyo} = (0.959 * T_{aire}) + 2.755 \quad R^2 = 0.89$$

$$S_{arroyo} = (0.001 * T_{arroyo}) - 0.08 \quad R^2 = 0.93$$

Datos de campo: El modelo requiere la entrada de un valor del coeficiente de atenuación de la luz (k). Este ha sido calculado a partir de la relación entre la concentración de clorofila y profundidad del disco de Secchi, utilizando la ecuación propuesta por Scheffer (Scheffer, 1998)

$$K = 0.016 * Chl + (1.3/\sqrt{SD})$$

donde: Chl es la concentración de clorofila y SD es la profundidad de visión del disco de Secchi.

Se ha obtenido un valor de este coeficiente de $1.44m^{-1}$ y $1.83m^{-1}$ para la cuenca Sur y Norte de Iberá respectivamente y un valor de $1.23m^{-1}$ para el caso de Galarza. Estas cifras corresponden en todos los casos al promedio de los datos obtenidos desde Julio/99 a Junio/00.

Finalmente, es necesario introducir las condiciones presentes en la laguna en el día de inicio de la simulación. Se introduce el nivel de agua que presenta la laguna, así como un perfil con los valores de temperatura del agua y salinidad en profundidad. Estos datos han sido obtenidos a partir de muestreos de campo, utilizando una sonda multiparamétrica (Hydrolab Minisonde) para realizar los perfiles verticales.

9.3. Calibración y validación del modelo

Los datos ofrecidos por el modelo para el nivel y temperatura del agua han sido comparados con los medidos en el sistema durante el periodo 1999-2000. Los datos utilizados para comparar el nivel de las lagunas fueron obtenidos de estaciones hidrométricas instaladas en Laguna Iberá y Laguna Galarza, mientras que los datos de temperatura del agua fueron tomados de las estaciones hidrológicas.

La salida de los datos en el modelo se ha seleccionado diaria, eligiendo la hora de salida que mejor se ajusta al promedio diario (13:00h). La comparación fue realizada enfrentando los datos observados a los modelados, obteniéndose para el nivel de agua de Laguna Iberá que el modelo explica un 78.3% ($p < 0.01$) de la variabilidad y un 66.3% ($p < 0.01$) para Laguna Galarza. De igual forma se ha trabajado para los datos de temperatura del agua, utilizándose en la comparación, además de los datos medidos por la estación hidrológica, los procedentes de muestreos puntuales realizados en las lagunas. Se ha obtenido para el caso de Laguna Iberá que el modelo explica un 97.6% de la variabilidad ($p < 0.01$) y para Laguna Galarza un 87.5% ($p < 0.01$).

A partir de las salidas ofrecidas por el modelo podemos ver como realiza una buena predicción de la evolución de las lagunas frente al patrón meteorológico introducido, tanto en nivel de agua (Fig. 9.3 y 9.4) como en temperatura (Fig. 9.5 y 9.6). En las simulaciones se han utilizado dos conjuntos de datos independientes, una para calibrar (período del 1 Junio 2000 al 31 Octubre 2000) y otro para validar la aplicación del modelo. En las figuras aparece representado el periodo completo de datos.

El modelo ajusta de forma más suavizada los cambios de nivel de agua que experimenta la laguna. Si promediamos el error cometido por el modelo durante la simulación obtenemos un valor de 4.39 cm para el caso de Laguna Iberá y de 4.09 cm para Laguna Galarza. Las interrupciones que se observan en la curva de nivel modelada son debidas a la falta de datos meteorológicos en estos períodos. Se realizaron correlaciones entre las distintas estaciones meteorológicas para poder completar aquellos períodos donde no se disponía de datos y poder obtener una serie continua con la que realizar la simulación. Los primeros resultados mostraron la sensibilidad del modelo frente a los datos meteorológicos de entrada, así como el efecto de la

climatología local. Laguna Galarza aparece situada más al norte del macrosistema, y a una distancia aproximada de 80 km y hacia el suroeste del macrosistema aparece Laguna Iberá. Es frecuente que se produzcan tormentas locales en determinados puntos del macrosistema mientras que otros no se ven afectados. Este hecho hace que los datos de Galarza utilizados para completar la serie de datos de Iberá y viceversa no sean validos, y que cuando se utilizan se obtienen curvas de nivel modeladas que se desajustan fuertemente de las curvas reales, justo en estos períodos donde no existían datos meteorológicos directos. Es por ello que las simulaciones se realizaron únicamente en aquellos períodos donde se disponía de datos reales de la estación, lo que provoca una discontinuidad en la serie modelada.

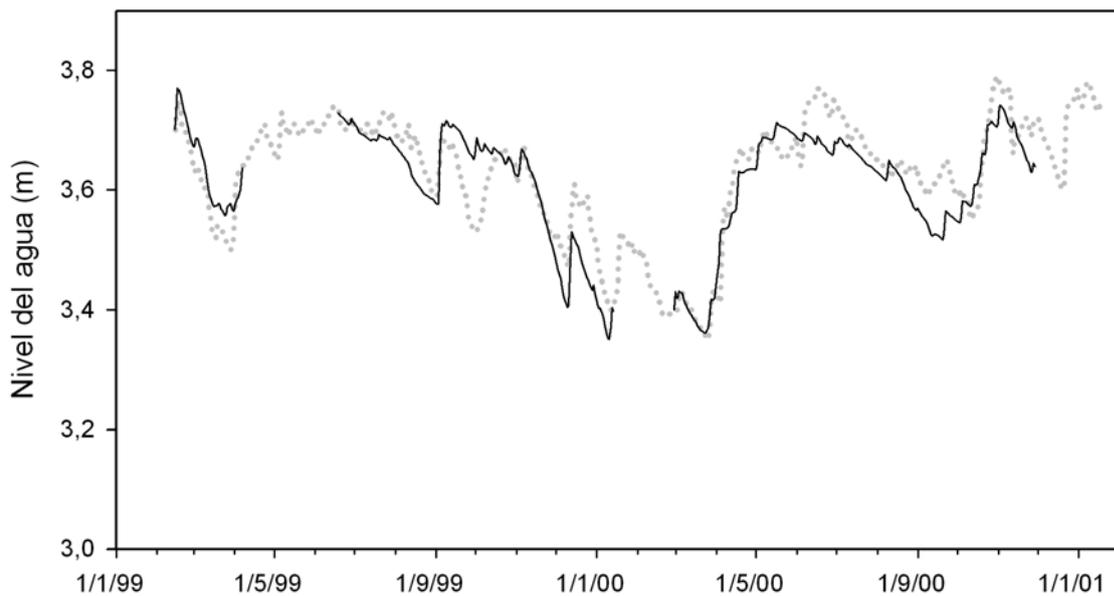


Figura 9.3: Línea gris punteada representa la altura del nivel de agua para laguna Iberá medida por la estación hidrométrica. Línea negra continua representa la altura del nivel de agua modelada por DYRESM.

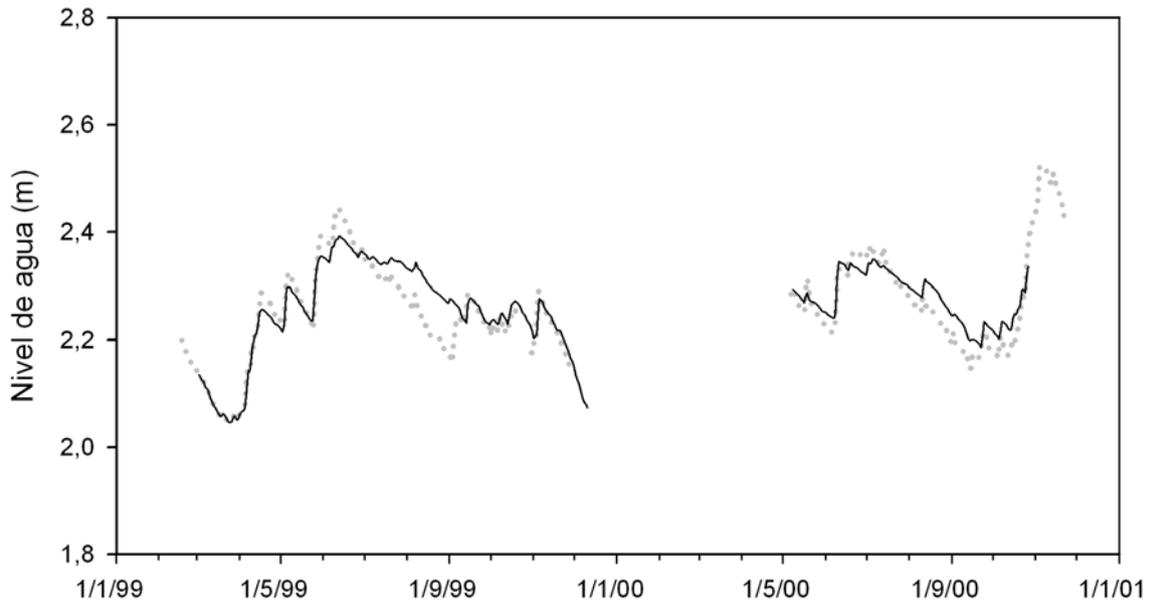


Figura 9.4: Línea gris punteada representa la altura del nivel de agua para laguna Galarza medida por la estación hidrométrica. Línea negra continua representa la altura del nivel de agua modelada por DYRESM.

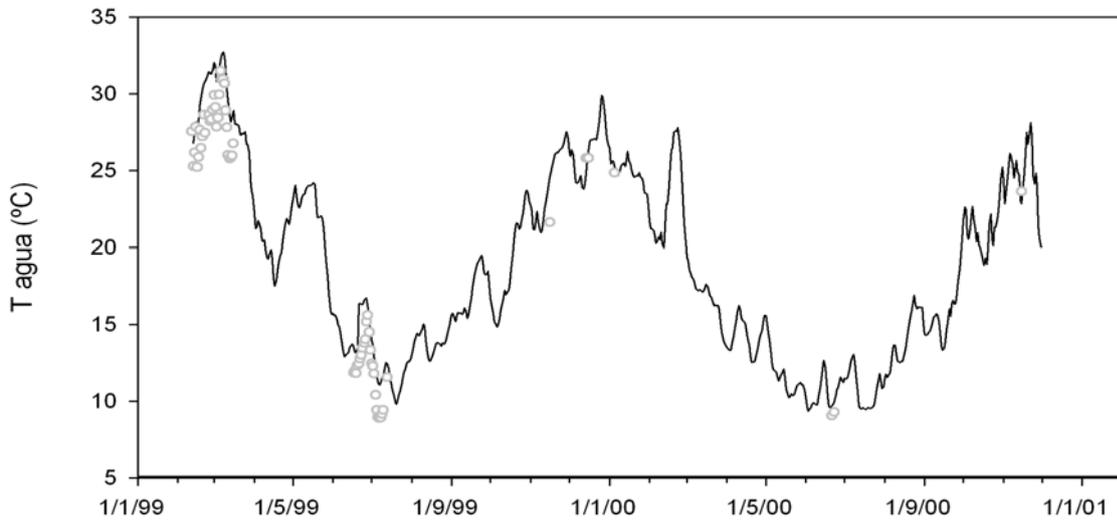


Figura 9.5: Temperatura modelada por DYRESM para Laguna Iberá. Línea continua representa la salida del modelo para la temperatura del agua. Puntos representan datos medidos por la estación hidrológica y muestreos puntuales sobre la laguna.

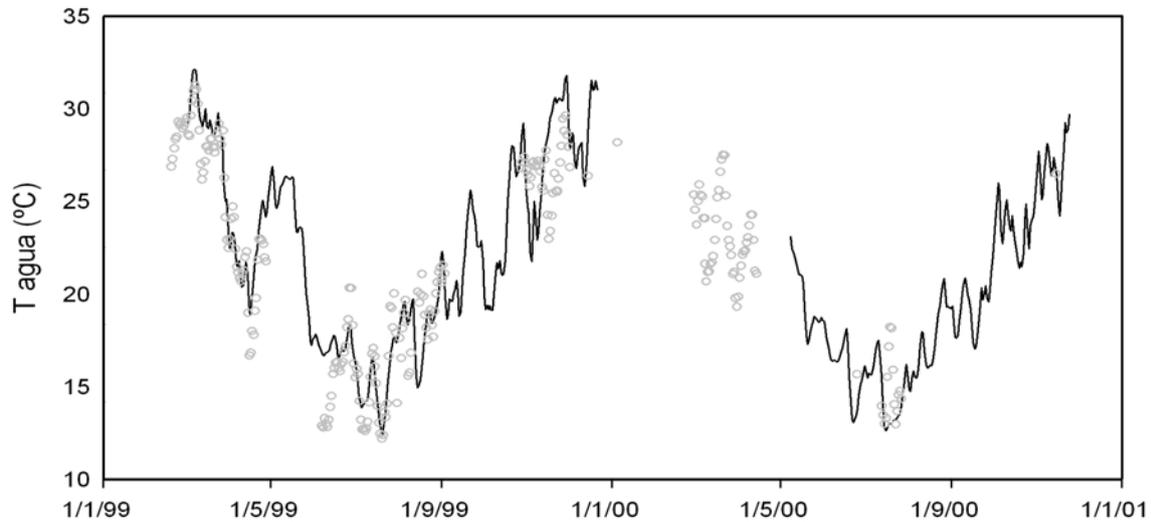


Figura 9.6: Temperatura modelada por DYRESM para Laguna Galarza. Línea continua representa la salida del modelo para la temperatura del agua. Puntos grises representan datos medidos por la estación hidrológica y muestreos puntuales sobre la laguna.

9.4. Proyecciones climáticas utilizadas

Una vez validada y calibrada la aplicación del modelo de balance de masas y energía en las lagunas estudiadas, se han utilizado dos escenarios climáticos distintos (A2 y B2) para alimentar el modelo. Se han acoplado los distintos escenarios al modelo de balance de masas y energía y se ha obtenido la respuesta para la temperatura del agua y nivel de agua en las dos lagunas a lo largo de la proyección climática, que comprende desde el 2006 al 2100.

Datos de entrada en las proyecciones climáticas

Factores forzantes: La información meteorológica necesaria para realizar las proyecciones climáticas fue obtenida a partir de modelos numéricos de circulación general, concretamente CGCM2 GHG (*Second Generation Coupled General Circulation Model*). Éstos son los instrumentos más avanzados que se disponen para simular el

efecto que producen los gases con efecto invernadero sobre el clima global (www.ipcc-data.org/ddc_gcm_guide.html). Las proyecciones cubren un periodo comprendido desde el 2006 al 2100. Dentro del amplio abanico de escenarios climáticos se han seleccionado dos posibles situaciones futuras, que se diferencian en las tasas de emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera. Definimos un escenario de alta emisión (A2 escenario, IPCC 2000), donde existe una sociedad que continua creciendo con un elevado desarrollo económico, y donde se prevé un incremento de la emisión mundial de CO₂ de 0.19 GtC año⁻¹, y un escenario de baja emisión (B2 escenario, IPCC 2000) en el que existe un mayor énfasis en las soluciones locales para la sostenibilidad económica, social y ambiental y donde el incremento de CO₂ que se prevé es de 0.04 GtC año⁻¹. Los datos utilizados han sido obtenidos del *grid* más cercano a las lagunas. Debido a la elevada resolución espacial de los modelos CGCM2, los datos climáticos fueron corregidos por un factor asociado a las posibles particularidades meteorológicas locales antes de ser acoplados al modelo de balance de masas y energía. Este factor de corrección ha sido obtenido mediante comparación de los datos observados in situ entre 1999 y 2001 y los datos correspondientes al mismo período extraídos del modelo CGCM2.

De igual forma que para la validación del modelo, se ha calculado el balance hídrico y aplicado las funciones de correlación para obtener los flujos de entrada y salida de agua de las lagunas a través de los arroyos.

Valores iniciales: Para el modelo de balance de masas y energía se han utilizado los datos de campo procedentes de las campañas realizadas durante el proyecto IBERAQUA, haciendo coincidir el inicio de las proyecciones climáticas (2006) con las primeras campañas realizadas con el fin de disponer de datos suficientes para comenzar las simulaciones. Se han utilizado los mismos valores de la constante de atenuación de la luz obtenidos en el periodo 1999-2000, debido a que el modelo requiere la entrada de un valor promedio y no se disponía de datos suficientes para obtenerlo en el año 2006.

Los perfiles verticales realizados en Laguna Iberá y Laguna Galarza, utilizando una sonda multiparamétrica (Hydrolab Minisonde), son introducidos en el modelo de balance de masas y energía como condiciones iniciales de la simulación.

9.5. Resultados del modelo

Los resultados obtenidos para el nivel de agua en las proyecciones climáticas (Fig. 9.7 y 9.8) muestran importantes fluctuaciones en ambas lagunas, junto con un incremento continuo de la temperatura del agua (Fig. 9.9). En el escenario de baja emisión (B2) podemos observar como ambas lagunas presentan oscilaciones naturales del nivel de agua, con una tendencia a largo plazo a mantener los niveles de agua similares a los actuales. En el caso del escenario de alta emisión (A2) las fluctuaciones que se predicen son mucho más acusadas y frecuentes, en este escenario puede observarse la tendencia que presentan las curvas a descender el nivel de agua con respecto al nivel actual, sobre todo en los últimos 30 años de la proyección, donde puede observarse un cambio en el nivel medio de agua de la laguna Iberá.

Laguna Galarza, al tratarse de una laguna mas pequeña y somera llegan incluso a predecirse períodos temporales de sequía. En el escenario de baja emisión este hecho se presenta como una situación puntual de la cual la laguna consigue recuperarse, mientras que en el escenario de alta emisión los episodios temporales de sequía son mas frecuentes y de mayor duración. Si nos fijamos en el último período de la proyección climática para el escenario de alta emisión podemos detectar un cambio completo en el funcionamiento de la laguna, pasando de laguna permanente, que es como se presenta en la actualidad, a comportarse mas como una laguna temporal, provocando un cambio en la propia naturaleza del ecosistema, alterando la estructura y composición de la comunidad.

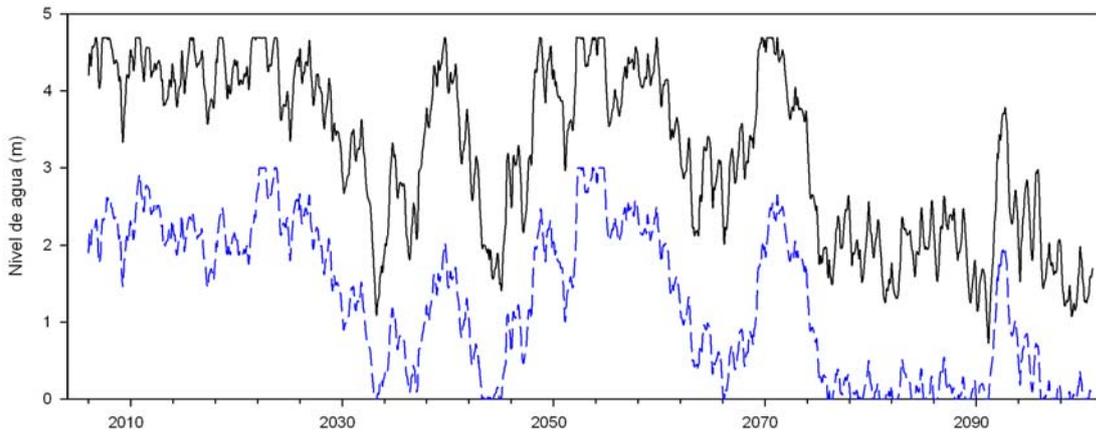


Figura 9.7: Nivel de agua de las lagunas Iberá (línea continua negra) y Galarza (línea discontinua azul) para la proyección climática desde el 2006 al 2100 en el escenario de alta emisión (A2).

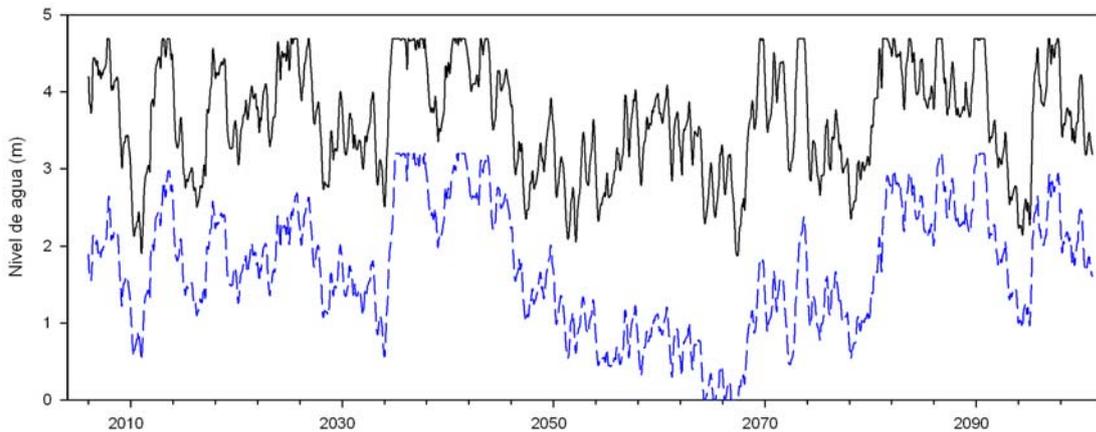


Figura 9.8: Nivel de agua de las lagunas Iberá (línea continua negra) y Galarza (línea discontinua azul) para la proyección climática desde el 2006 al 2100 en el escenario de baja emisión (B2).

Gráficamente puede verse que se obtienen diferencias importantes según el escenario utilizado en el modelo. Se ha calculado el coeficiente de variación del nivel de las lagunas (Tabla 9.2) para cuantificar las diferencias entre escenarios. Mayores coeficientes de variación indicarán cambios más intensos respecto a la media, es decir, mayores fluctuaciones en el nivel. Se obtienen grandes diferencias entre escenarios y también entre lagunas, siendo siempre mayores en el caso del escenario de alta

emisión. Laguna Galarza, al ser más somera que Laguna Iberá se muestra como la laguna más sensible a los cambios en el nivel de agua.

Coeficiente de variación		2006-2050	2051-2100
Escenario alta emisión	Iberá	24.09	38.45
	Galarza	49.07	101.09
Escenario	Iberá	17.96	19.82

Tabla 9.2: Coeficientes de variación del nivel de agua calculados para las diferentes lagunas estudiadas en los dos escenarios climáticos en dos períodos de 50 años.

Los datos de temperatura han sido representados como promedios anuales para obtener tendencias (Fig. 9.9). Se observa un incremento de la temperatura del agua promedio más acusado en el caso del escenario de alta emisión. Los datos revelan un incremento de 3.01°C desde 2006 a 2100 para Laguna Iberá en el caso del escenario de alta emisión y de 1.89°C para el escenario de baja emisión. En Laguna Galarza se estiman incrementos de 2.23°C en el escenario de alta emisión y 1.87°C en el de baja emisión.

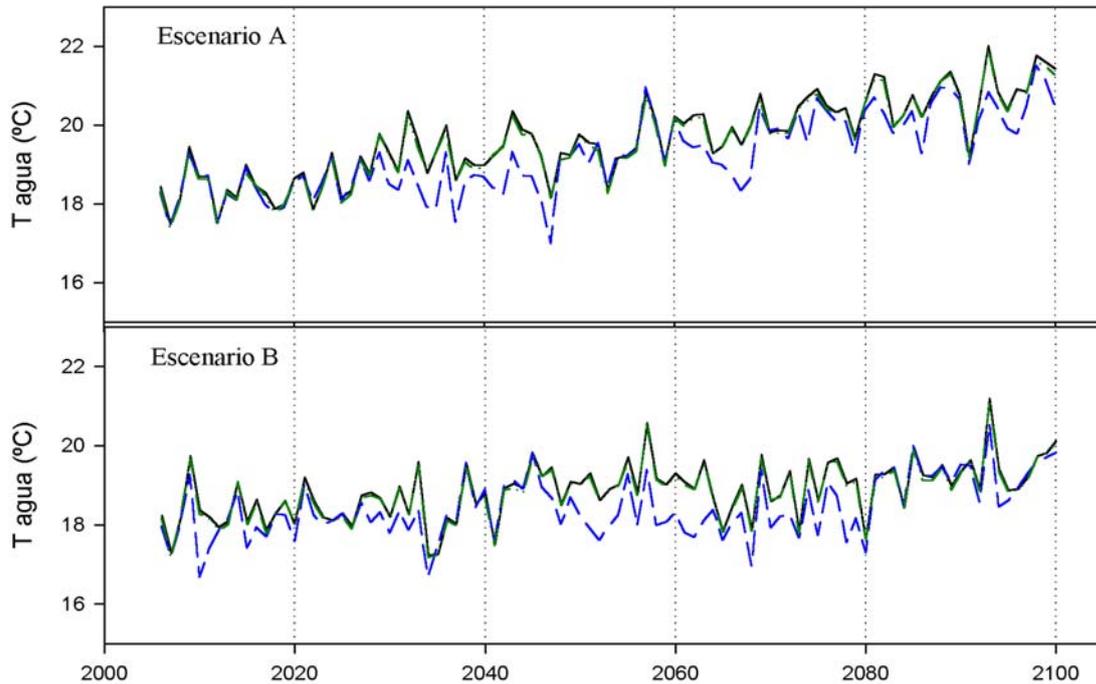


Figura 9.9: Temperatura promedio anual del agua de las lagunas Iberá Sur (línea continua negra), Iberá Norte (línea continua y punteada verde) y Galarza (línea discontinua azul) para la proyección climática en los escenarios de emisión modelados.

9.6 Discusión y conclusiones

Los resultados obtenidos tras aplicar el modelo de balance de masas y energía a dos lagunas someras neotropicales, muestran la sensibilidad que éstas presentan frente a cambios producidos en el clima. Las simulaciones realizadas nos han permitido observar la evolución de las lagunas basada en los patrones forzantes que intervienen en la dinámica y sucesión de cada una de ellas, y muestran al modelo como una herramienta eficaz para modelar la respuesta física de las lagunas estudiadas.

Para los dos escenarios climáticos propuestos (A2 y B2), y para ambas lagunas, se predicen variaciones importantes en el nivel. Frente a estos cambios, Laguna Galarza se muestra como la laguna más sensible de las estudiadas, principalmente por ser más somera. Las proyecciones indican un aumento de los períodos donde el agua no supera 1 metro de altura, además de predecir períodos de desecación, lo que haría que pasara

de laguna permanente a comportarse como una laguna de régimen hídrico temporal, lo que alteraría por completo su ecología. Este pronóstico alarmante de períodos temporales de sequía para laguna Galarza, así como un descenso importante del nivel de agua para el caso de laguna Iberá pone de manifiesto la sensibilidad de estos ambientes someros frente al efecto del cambio climático.

En el caso de que se diera una situación futura donde se redujera fuertemente el nivel de agua en la cuenca del macrosistema Iberá este comenzaría a perder los cuerpos de agua que aparecen localizados en el borde Noroeste del macrosistema y la tendencia de desaparición sería hacia el Este. Es posible que una situación similar ocurriera en el macrosistema en el año 1891, donde un mapa de la provincia de Corrientes en este año representaba la extensión del Iberá con un área de aproximadamente la mitad de la que presenta en la actualidad (Fig. 9.10). Además existen historias escritas de naturalistas que realizaron las primeras exploraciones sobre el Iberá donde era posible ir a caballo en zonas donde actualmente sería imposible por el nivel de anegamiento que presentan.

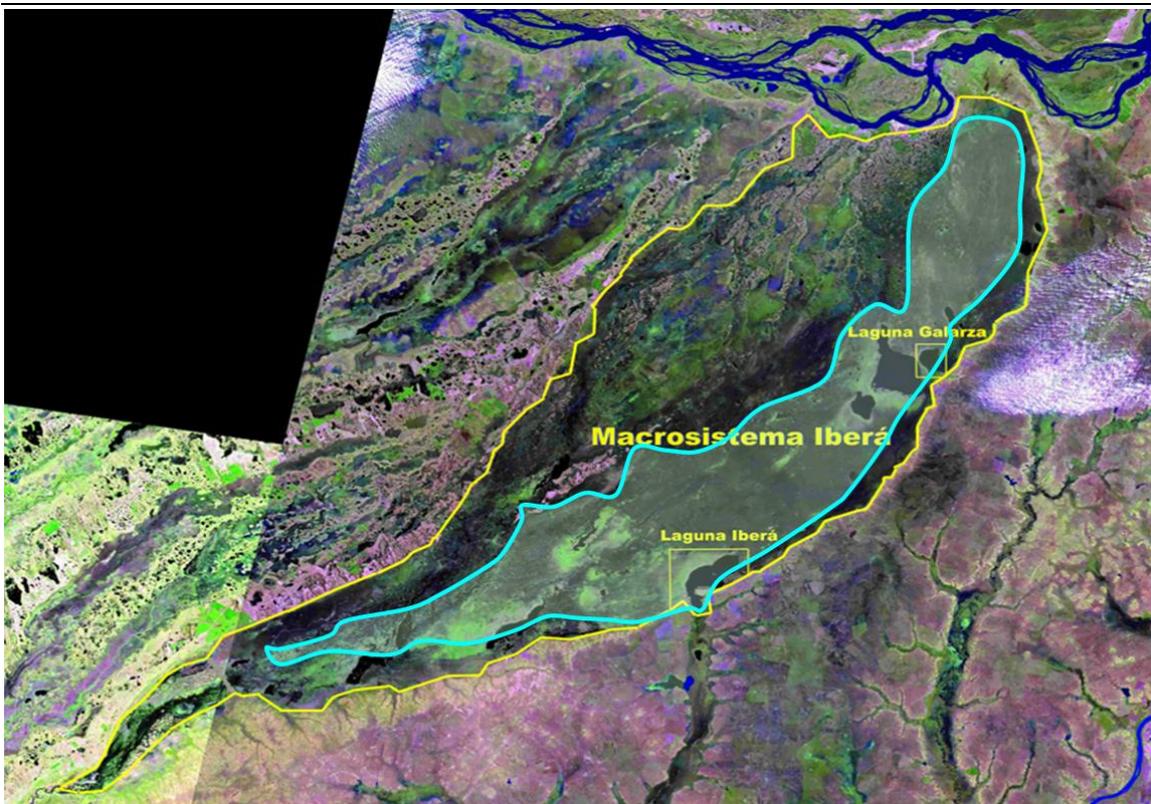


Fig. 9.10: Composición de imágenes de satélite (Landsat 5), tomada de Cózar, 2003. Se le ha superpuesto en azul el área de extensión del macrosistema Iberá en el año 1891. Área calculada utilizando un mapa de Corrientes del año 1891. Construido y Dibujado por Francisco Fouilland.

Paralelo a las fluctuaciones en el nivel de agua, se predice un incremento generalizado en la temperatura promedio de las lagunas. El máximo incremento en promedio (3.01°C) se predice en el caso del escenario de alta emisión en Laguna Iberá. Se observa un ligero aumento en las temperaturas máximas sobre todo en los meses más cálidos, mientras que el patrón estacional parece no variar. Los resultados obtenidos están dentro de las predicciones que realiza el Panel Intergubernamental del Cambio Climático, que esperan un incremento en la temperatura superficial a nivel global de 1.4-5.8 °C para el año 2100 (IPCC 2001). Experimentos de microcosmos (McKee *et al.* 2003, Moss *et al.* 2003) sugieren que el efecto de la temperatura en lagos claros dominados por macrófitos puede ser sutil, y que el calentamiento no incrementa de forma significativa las proliferaciones de fitoplancton, aun combinándolo con incrementos en los nutrientes y densidad de peces. El efecto en el zooplancton parece estar mas relacionado con una mayor depredación, ya que se ha observado una mayor densidad de peces zooplanctívoros en los años cálidos (Jeppesen *et al.*, 2003).

Capítulo 10

Posibles escenarios futuros en la estructura y funcionamiento de las lagunas

Los lagos someros responden rápidamente a los cambios en el clima, y se espera que esta variabilidad climática tenga una influencia significativa sobre los ecosistemas lacustres. A partir de las simulaciones realizadas hemos pronosticado alteraciones en el nivel de agua y temperatura de ambas lagunas, estos cambios en las características de los cuerpos de agua van a tener efectos directos en la composición y estructura de la red trófica acuática, desde fitoplancton, zooplancton, peces y plantas hasta depredadores superiores litorales como aves ictiófagas.

La temperatura del agua es una de las “variables maestras” en ecología debido a sus múltiples efectos en todos los niveles de organización, desde individuos a ecosistemas. La temperatura condiciona significativamente la dinámica de nutrientes (Klump & Martens 1989, Liikanen *et al.* 2002), particularmente en lagos someros (Jeppesen *et al.*

1996). El efecto de la temperatura en la fisiología y comportamiento de los organismos (Brown *et al.* 2004) o la disponibilidad de hábitat para las especies (Magnuson *et al.* 1990, McLain *et al.* 1994, Eaton & Scheller 1996) a menudo puede modificar la composición de especies en los ecosistemas.

En los ecosistemas acuáticos, el nivel de agua puede ser considerado como otra “variable maestra”. Especialmente en los lagos someros, el nivel de agua es uno de los factores más determinantes para la ecología (Scheffer 1998). La simple alteración de la frecuencia e intensidad con la que se producen los ascensos y descensos de nivel puede tener efectos relevantes en la vegetación litoral (Neiff 1999). Si la intensidad en las variaciones llega a ser importante, éstas pueden llegar a ocasionar bruscos cambios en el estado de estabilidad de los lagos someros (Scheffer 1998), pasando de aguas claras dominadas por macrófitos a aguas permanentemente turbias, con un fondo inestable y dominadas por fitoplancton.

Muchos de los trabajos que alertan de los posibles efectos que el cambio climático (Moore *et al.* 1997, Mulholland *et al.* 1997) puede ocasionar en los ecosistemas acuáticos realizan el análisis de una forma teórica, explicando los efectos que pueden producirse en relación a patrones generales ligados al aumento de la temperatura media global, así como a los cambios en la frecuencia e intensidad de fenómenos meteorológicos (McCarthy 2001). Suelen encontrarse análisis de series históricas (Rouse *et al.* 1997, Carvalho & Kirika 2003) o bien desarrollo de experimentos de mesocosmos (McKee *et al.* 2002, Liboriussen *et al.* 2005). Son menos frecuentes los trabajos que utilizan modelos cuantitativos para determinar la magnitud de los efectos que el cambio climático puede ocasionar (Elliot *et al.*, 2005; Malmaeus *et al.* 2006; van Leeuwen *et al.* 2007; Komatsu *et al.* 2007), aunque parece estar en auge. Existen algunos estudios específicos que analizan el efecto del cambio climático sobre cuerpos de agua de zonas árticas, sub-árticas y templadas norteamericanas (DeStasio *et al.* 1996, Mortsch & Quinn 1996, Poiani *et al.* 1996), pero existe escaso conocimiento sobre los cuerpos de agua tropicales, y sobre los lagos someros en general.

Los modelos se muestran como una de las mejores herramientas para anticiparse a los posibles cambios ligados al cambio climático proporcionándonos la posibilidad de evaluar los posibles problemas ambientales en el futuro, y dándonos la posibilidad de elaborar estrategias de adaptación y mitigación frente a los impactos que se predicen.

Nosotros nos aproximamos a evaluar el efecto del cambio climático sobre la estructura trófica de las lagunas usando un modelo ecológico basado en los principales procesos que se producen en las lagunas. La respuesta física de las lagunas obtenida por el modelo de balance de masas y energía fue transferida al modelo ecológico desarrollado utilizando el software Stella 9.0 con el fin de obtener indicaciones sobre las tendencias de cambio en los patrones de biodiversidad y la alteración del funcionamiento y de los servicios de los ecosistemas ante posibles modificaciones futuras de los factores forzantes.

10.1. Descripción del modelo ecológico

El modelo ecológico desarrollado es un modelo dinámico construido utilizando el *software* Stella 9.0, se divide en dos submodelos: uno para aguas libres y otro para aguas vegetadas (donde existe presencia de vegetación acuática). Las áreas vegetadas van a actuar como zona de refugio de organismos del zooplancton, así como pequeños peces que utilizan estas zonas vegetadas como un área más segura en su primer año de vida (YOY). Además, la presencia de vegetación acuática va a reducir la resuspensión del fondo originada por la acción del oleaje generado por el viento. Dado las diferencias que se presentan en función de que tengamos o no presencia de vegetación acuática se decidió realizar la división en dos submodelos que aparecen interconectados entre sí y que van a tener una tasa de mezcla que va a ser función del viento que actúe sobre la laguna. El diagrama conceptual del modelo ecológico desarrollado puede verse en la figura 10.1

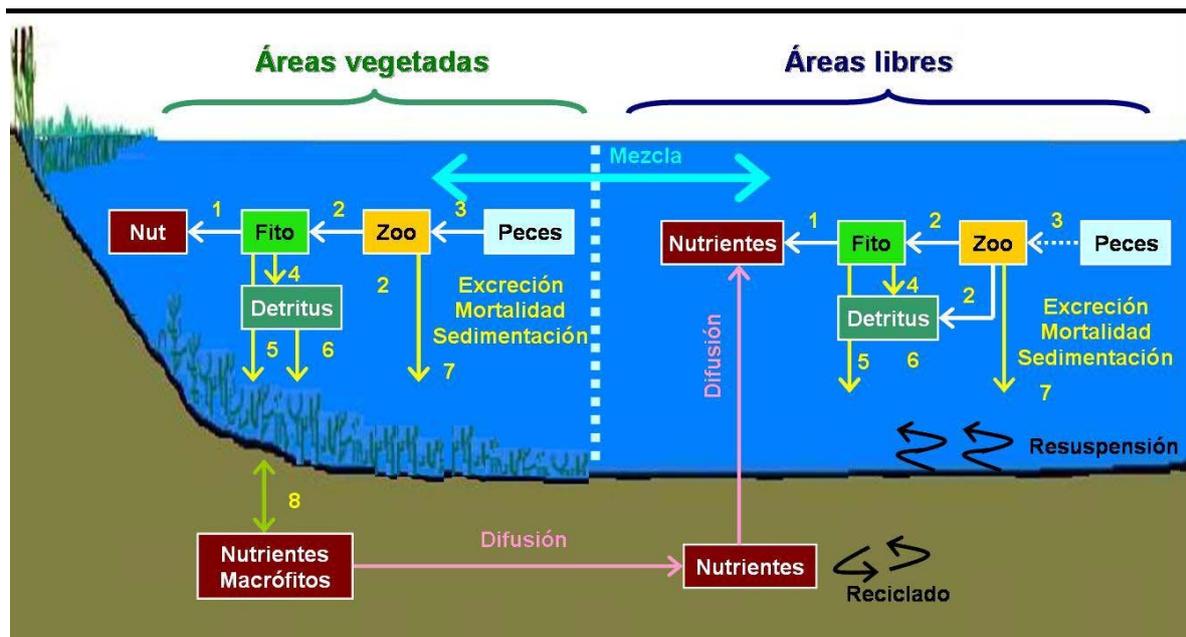


Figura 10.1: Diagrama conceptual del modelo ecológico. Aparecen representados los dos submodelos (Áreas vegetadas y Áreas libres), junto a las variables de estado modeladas: nutrientes, fitoplancton, detritus, zooplancton, peces y los principales flujos; uptake (1), (2), predación (3), mortalidad del fitoplancton (4), sedimentación del fitoplancton vivo (5), sedimentación del detritus (6), mortalidad, excreción y sedimentación del zooplancton (7), uptake y mortalidad de vegetación acuática (8).

Funciones forzantes:

Las funciones forzantes para el modelo ecológico fueron: temperatura del agua, radiación solar, entrada y salida de agua por los arroyos (tasa de renovación), viento y nivel de agua. La información meteorológica requerida por el modelo (radiación solar y viento) fue obtenida de las series meteorológicas de las estaciones autónomas instaladas en el macrosistema durante el período 1999-2000. Para generar las series se desarrollaron dos pequeños modelos que reproducían datos de viento y radiación solar (datos extraídos como radiación fotosintéticamente activa, PAR) utilizando una distribución Normal, con media y desviación estándar obtenida del período de datos reales (período 1999-2000). Las curvas de temperatura y nivel de agua de las lagunas fueron obtenidas directamente del modelo de balance de masas y energía (DYRESM) y acopladas al modelo ecológico, así como la tasa de renovación de la cuenca que fue estimada de forma indirecta utilizando los resultados del modelo DYRESM.

Fitoplancton (A)

El primer nivel trófico del modelo distingue entre dos grupos de fitoplancton: algas verdes y cianobacterias, ambos grupos están modelados como biomasa de fósforo. Los parámetros del fitoplancton (Tabla 10.1) para estos grupos fueron asignados basándonos en valores de la literatura (Jorgensen *et al.* 1991, Scheffer 2001, van Leeuwen *et al.* 2007) o bien calibrados dentro de los rangos ofrecidos por la literatura comparando los resultados del modelo con las observaciones de campo. Los valores iniciales fueron proporcionados por conteo de células (Cózar, 2003). Se ha utilizado distintas conversiones para expresar la biomasa en unidades de fósforo.

La dinámica del fitoplancton es modelada como el incremento de biomasa en el tiempo debido al crecimiento, así como a la entrada de células por los arroyos, menos la pérdida que experimente por grazing, mortalidad, renovación de la cuenca y sedimentación.

El crecimiento es modelado utilizando una función logística, con una capacidad de carga que va a ser variable en función de la disponibilidad de luz (Loiselle *et al.*, 2007) y de nutrientes que presente la laguna.

La capacidad de carga limitada por luz (K_{luz}) viene definida por la expresión:

$$K_{luz} = \frac{1}{\psi} \left[\frac{I_0}{Kd} * (1 - e^{(-Kd*z)}) - Q_{min} \right]$$

donde: ψ es el requerimiento crítico de luz ($\text{mol de fotones m day}^{-1} \text{ mg Chl a}^{-1}$), I_0 es la radiación solar incidente justo debajo de la superficie del agua ($\text{mol de fotones m}^{-2} \text{ day}^{-1}$), Kd es el coeficiente de atenuación de la luz en la columna de agua (m^{-1}), z es la profundidad de la capa de mezcla (m), Q_{min} es el requerimiento mínimo de luz ($\text{mol de fotones m}^{-1} \text{ day}^{-1}$).

La tolerancia al ensombrecimiento para algas verdes es la mitad que para cianobacterias (Scheffer, 1998), utilizamos este mismo criterio para el requerimiento crítico de luz de algas verdes (necesitarían el doble de luz que cianobacterias).

Para modelar la atenuación de la luz en la columna (K_d) de agua se ha utilizado una relación empírica obtenida para las lagunas del Iberá (Loiselle *et al.* 2005)

$$k_d = 0.71 + 0.05 * (DOM, mg / L) + 0.13 * (NT_{tripton}, NTU) * 0.0010 * (F_{chl}, RFU)$$

La materia orgánica disuelta (DOM) se ha modelado utilizando una variación sinusoidal que simula su estacionalidad utilizando los datos disponibles (Bracchini *et al.* 2004). La relación empírica entre turbidez y sólidos suspendidos aplicada fue de 1.584 mgWW/L por NTU (Suk *et al.* 1998), y para expresar los valores de clorofila en unidades de fluorescencia se utilizó una relación empírica obtenida de distintas campañas realizadas en las lagunas, $Chl (\mu g/L) = 1.9788 * RFU - 2.1917$ ($R^2 = 0.9235$)

La capacidad de carga limitada por nutrientes (K_{nut}) va a tener en cuenta el fósforo inorgánico disuelto que aparece en el agua además del contenido interno de fósforo que presenta cada una de las células de fitoplancton y que actúan como sistemas de reserva permitiendo continuar con el crecimiento a pesar de existir bajas concentraciones de fósforo inorgánico disuelto en el agua.

$$K_{nut} = PSR + IP$$

donde: PSR corresponde al fósforo soluble reactivo presente en el agua, IP corresponde al contenido interno de fósforo que presentan las células de fitoplancton.

Parámetro	Valor	referencia
Tasa máxima de crecimiento cianobacterias (día -1)	0.6	Scheffer, 1998
Tasa máxima de crecimiento algas verdes (día -1)	1.2	Scheffer, 1998
Mortalidad cianobacterias (día -1)	0.06	Scheffer, 1998
Mortalidad algas verdes (día -1)	0.12	Scheffer, 1998
Velocidad de sedimentación cianobacterias (m/día)	0.06	Jorgensen, 2000
Velocidad de sedimentación algas verdes (m/día)	0.1	Jorgensen, 2000

Velocidad de sedimentación detritus (m/día)	1.05	Jorgensen, 2000
Contenido interno de P cianobacterias	1.1	Jorgensen, 2000
Contenido interno de P algas verdes	2.85	Jorgensen, 2000
Requerimiento crítico de luz (mol de fotones $m^{-1} day^{-1}$ mg Chl a^{-1}) cianobacterias	0.067	Loiselle, 2007
Requerimiento crítico de luz (mol de fotones $m^{-1} day^{-1}$ mg Chl a^{-1}) algas verdes	0.134	Loiselle, 2007 Scheffer, 1998
Requerimiento mínimo de luz (mol de fotones $m^{-1} day^{-1}$)	1.2	Loiselle, 2007

Tabla 10.1: Valores de los distintos parámetros utilizados en el modelado del fitoplancton.

Zooplancton (Z)

El zooplancton es modelado como una única variable de estado, con entrada únicamente por grazing. El zooplancton puede alimentarse de un amplio rango de fuentes de alimento (fitoplancton, detritus, bacterias, ciliados y flagelados), dependiendo de la composición de especies de la comunidad y de las condiciones ambientales (Burns & Gilbert, 1993; Kamjunke et al., 1999). En el modelo aparecen dos grupos de fitoplancton (algas verdes y cianobacterias), además de un compartimento de material detrítico procedente de la mortalidad del fitoplancton sobre el que el zooplancton puede también depredar. De la cantidad de fósforo que incorpora el zooplancton por grazing no todo es destinado al crecimiento, una fracción se pierde por egestión y excreción. La eficiencia de asimilación se ha modelado variable para tener en cuenta el efecto de un descenso en la eficiencia de asimilación cuando consume presas de baja calidad. Se ha tenido en cuenta las diferencias que existen en la selección del alimento (algas verdes >cianobacterias >detritus), utilizando para ello distintos índices de selectividad según la forma y calidad nutricional de la presa (Cózar *et al.* 2008). A las pérdidas por mortalidad hay que añadir la predación que los peces van a ejercer sobre el zooplancton. La predación por peces se intensifica tras el período reproductivo, el desarrollo gonadal comienza en primavera y alcanza su

máximo en Enero por lo que se ha modelado una función de depredación por peces que aumenta desde finales de Diciembre hasta Marzo, con un máximo que se alcanza entre Febrero y principios de Marzo. La predación de estos YOY va a darse en primer lugar sobre el zooplancton asociado a las áreas vegetadas, si la biomasa de zooplancton en áreas vegetadas desciende de tal forma que ya no es suficiente para alimentar la biomasa existente de YOY estos van a depredar sobre el zooplancton de aguas libres.

Los parámetros utilizados para el modelado del zooplancton, así como los utilizados para modelar la predación ejercida por los peces aparecen recogidos en la tabla 10.2.

Vegetación acuática

Para calcular el área de la laguna que es ocupada por vegetación acuática (PIV) se ha realizado un grid sobre las lagunas (celdas de 1.1 km²), en cada una de las celdas se ha calculado el fetch (con viento del SE) y la profundidad, que junto con el coeficiente de atenuación que podemos encontrar en la laguna se ha calculado la probabilidad de encontrar vegetación acuática. El coeficiente de atenuación ha sido calculado realizando un promedio de los meses de primavera (desde Octubre a Enero) por ser considerado el período mas importante para el desarrollo de vegetación (Scheffer *et al.* 1992). Para calcular esta probabilidad se ha aplicado un modelo logístico (van den Berg *et al.* 2003) cuya expresión general es:

$$P(x) = \exp(b_0 + b_1x_1 + b_2x_2^2 \dots) / (1 + \exp(b_0 + b_1x_1 + b_2x_2^2 \dots))$$

donde: b_0 es una constante, b_1 y b_2 son los coeficientes de regresión y x_1, x_2, \dots se corresponden con las variables explicativas donde se incluye nivel de agua, turbidez y fetch.

Cuando la probabilidad calculada sea mayor o igual que el valor de 0.8 entonces aparecerá vegetación acuática, en las celdas donde la probabilidad sea menor no se darán las condiciones adecuadas para que se desarrolle vegetación acuática. Con esta función de probabilidad vamos a calcular el área de la laguna que es ocupada por vegetación acuática (PIV), la entrada en el modelo la hacemos en tanto por uno.

Parámetro	Valor	referencia
Tasa máxima de grazing	0.25	Ajustada
Constante de semi-saturación para el grazing (mgDWfito/L)	0.6	Scheffer, 2001
Mortalidad zooplancton (día ⁻¹)	0.09	van Leeuwen, 2007
Índice de selectividad cianobacterias	0.3	Cózar, 2008
Índice de selectividad algas verdes	0.6	Cózar, 2008
Índice de selectividad detritus	0.2	Cózar, 2008
Eficiencia de cianobacterias	0.3	Brett, 2000; Park 2002
Eficiencia de algas verdes	0.7	Brett, 2000; Park 2002
Eficiencia de detritus	0.5	Brett, 2000; Park 2002
Constante semi-saturación zooplancton para predación por peces (mgDWzoo/L)	0.5	Scheffer, 2001
Máxima tasa de predación peces (mg zoo/mgYOY día)	0.3	Worischka & Mehner, 1998

Tabla 10.2: Valores de los distintos parámetros utilizados en el modelado del zooplancton.

Conexión entre submodelos

Los submodelos (aguas libres y aguas vegetadas) aparecen interconectados entre sí y van a presentar una tasa de mezcla que va a ser función del viento que actúe sobre la laguna. Las funciones que modelan el intercambio entre submodelos es:

$$mixing \ rate = \frac{d}{PIV} (X_{AL} - X_{AV})$$

$$mixing \ rate = \frac{d}{(1 - PIV)} (X_{AV} - X_{AL})$$

$$d = cte \ W_{max}^2$$

donde: d hace referencia a la intensidad de la mezcla, calculado como un valor constante (0.005) multiplicado por el valor del viento máximo (W_{\max}) al cuadrado, X_{AL} corresponde al valor de la variable de estado en el compartimento de aguas libres, X_{AV} corresponde al valor de la variable de estado en el compartimento de aguas vegetadas, PIV es el grado de cobertura de vegetación acuática que presente la laguna, expresado en tanto por uno.

Sedimento

El sedimento ha sido incluido en el modelo como un sumidero constante de material particulado (fósforo orgánico particulado) que va sedimentando desde la columna de agua procedente de la excreción y mortalidad de los distintos organismos. En el va a tener lugar la mineralización del fósforo para su posterior liberación a la columna de agua en forma inorgánica donde va a volver a ser utilizado por los productores primarios.

En el submodelo de áreas vegetadas va a existir el aporte de material detrítico procedente de la pérdida de biomasa de la vegetación acuática ligada a su crecimiento estacional. Durante la primavera se produce un incremento en la biomasa de la vegetación acuática, la vegetación que aparezca arraigada al fondo va a poder tomar nutrientes disponibles en el sedimento para su crecimiento, que serán devueltos durante el período de decaimiento de la vegetación acuática.

El flujo difusivo de fósforo desde el sedimento a la columna de agua ha sido modelado siguiendo las expresiones propuestas por Malmaeus & Hakanson (2004) en su modelo de eutrofización, donde se tiene en cuenta la influencia de la tasa de sedimentación sobre las condiciones redox del sedimento así como del efecto de la temperatura. El flujo difusivo viene dado por la expresión:

$$Difusión = M_A \left(\frac{0.005}{365} \right) \left(\frac{T}{4} \right)^2 Y_{sed}$$

$$Y_{sed} = 1 \text{ si } GS < 50; \text{ else } Y_{sed} = \left(1 + 1.35 \left(\frac{GS}{50} - 1 \right) \right)$$

donde: M_A es la masa de fósforo total que existe en los primeros 10cm de espesor del sedimento (g), T corresponde a la temperatura del sedimento (°C), Y_{sed} expresa la influencia de la sedimentación sobre las condiciones redox del sedimento, GS es la tasa bruta de sedimentación (g dw/(m2día).

La resuspensión del sedimento del fondo de la laguna provocado por la acción del oleaje generado por el viento se ha modelado utilizando un modelo de resuspensión basado en relaciones empíricas que fue construido para laguna Galarza (Cózar *et al.* 2005) y validado su aplicación para las distintas lagunas del Iberá. La ecuación que modela la resuspensión es:

$$T_R (\text{NTU}) = \frac{2.2}{D} \cdot \alpha (W + (2.3 - W_0))^\beta \cdot \delta(W, W_0)$$

donde: D es la profundidad del agua (m), W es la velocidad del viento (m/s), W_0 es el viento necesario para que la línea de base alcance el fondo (m/s), α y β son parámetros de la ecuación potencial que relaciona la turbidez con el viento.

El término " $\alpha (W + (2.3 - W_0))^\beta$ " determina la turbidez a partir de W (m/s) y la curva de resuspensión referida al nuevo valor de W_0 ; $\delta(W, W_0)$ es una función "escalón" que determina cuando el oleaje inducido por viento comienza a resuspender sedimento, $\delta = 0$ si $W < W_0$ y $\delta = 1$ si $W \geq W_0$; D (m) está en el denominador debido a que la partículas resuspendidas llegan a estar más diluidas si el agua es más profunda, y el factor de "2.2" es debido al hecho de que la relación turbidez-viento ha sido determinada a una profundidad de 2.2 metros.

La resuspensión del fondo únicamente va a tener lugar en aguas libres, en las áreas de la laguna donde existe presencia de vegetación acuática se considera que se atenúa tanto el oleaje que la resuspensión del fondo no tiene lugar.

Datos de entrada en el modelo ecológico

Se dispone de información de variables físico-químicas y biológicas para un ciclo estacional completo en ambas lagunas (Cózar, 2003), que comprende desde Julio 1999 hasta Junio 2000. Se ha hecho coincidir el inicio de la simulación con el inicio del período de muestreo existente. Los valores iniciales de las variables de estado del modelo aparecen resumidos en la tabla 10.3.

		Iberá		Galarza	
<i>Variables de estado</i>	<i>unidades</i>	<i>Aguas libres</i>	<i>Aguas vegetadas</i>	<i>Aguas libres</i>	<i>Aguas vegetadas</i>
Cianobacterias	mgDW/L	0.432	0.285	0.203	0.134
Algas verdes	mgDW/L	0.488	0.322	0.104	0.069
Zooplancton	mgDW/L	0.022	0.029	0.017	0.022
Peces	kgWW/ha	194	-	35	-
PSR	mgP/L	0.06	0.06	0.047	0.047
Cianobacterias arroyos	mgDW/L	0.01	0.006	0.013	0.009
Algas verdes arroyos	mgDW/L	0.068	0.045	0.039	0.026
PSR arroyos	mgP/L	0.017	-	0.019	-

Tabla 10.3: Valores iniciales de las variables de estado del modelo ecológico.

10.2. Validación del modelo ecológico

Para validar el modelo ecológico se ha calculado el coeficiente de variación de los errores residuales (Tabla 10.4) para las principales variables de estado de interés en el modelo (fitoplancton y zooplancton). La expresión utilizada para el cálculo del error:

$$Y = \left[\sum (y_c - y_m)^2 \right]^{1/2} / (n - Y_{a,m})$$

donde: y_c es el valor de la variable de estado calculado por el modelo, y_m es el valor de la variable de estado medido, n número de comparaciones, $Y_{a,m}$ promedio de los valores medidos en el período de validación.

Variable biológica	Iberá	Galarza
Fitoplancton	10.3 %	17.2 %
Zooplancton	21.6 %	25.1 %

Tabla 10.4: Error cometido por el modelo ecológico expresados en porcentaje para ambas lagunas y las dos variables de estado seleccionadas (fitoplancton y zooplancton).

10.3. Aplicación del modelo ecológico a las proyecciones climáticas e hidrológicas.

De igual forma que en el modelo de balance de masas y energía, tras la validación del modelo ecológico se han utilizado los mismos escenarios climáticos (escenario de alta emisión, A2 y escenario de baja emisión, B2), además de la respuesta para la temperatura del agua y nivel de agua de las lagunas obtenida en el modelo de balance de masas y energía para alimentar el modelo ecológico. Se ha realizado una proyección climática que comprende desde el 2010 al 2100.

Datos de entrada en las proyecciones climáticas

El comienzo del modelo ecológico se corresponde con el año 2010, los valores iniciales de las variables de estado se buscan con simulaciones sucesivas. Partimos de las condiciones iniciales que disponemos (año 1999-2000), introducimos las variables forzantes correspondientes al año 2010 y realizamos simulaciones sucesivas de este mismo año hasta que el modelo se estabiliza. Una vez que el modelo es estable tenemos los valores iniciales y podemos comenzar la proyección climática.

Por limitaciones del *software* es necesario realizar las simulaciones por bloques de 5 años como máximo, cuando se observan importantes oscilaciones de nivel de agua en un período inferior a estos 5 años se realizaron simulaciones con un menor número de años para obtener mejores resultados. Para cada una de las simulaciones realizadas es necesario recalculer los valores de biomasa de peces así como de cobertura de vegetación acuática.

Para recalculer los valores de biomasa de peces se utiliza una relación entre la biomasa de peces y la clorofila (Quiros, 1990)

$$\log \text{ biomasa peces} = 0.5 * (3.01 + (0.558 * \log \text{ Chl}))$$

Esta relación es válida para lagunas con nivel de agua superior a 0.7m, cuando la profundidad es inferior a 0.7m, nosotros asumimos una relación lineal de pérdida de la biomasa de peces existente va disminuyendo con la profundidad, hasta un mínimo de 0.3m, profundidad por debajo de la cual la biomasa de peces en el modelo se considera nula.

Para recalculer el área de la laguna que es ocupada por vegetación acuática se realiza una primera simulación con el valor de PIV correspondiente al año anterior, con los resultados del modelo se calcula un kd promedio (meses desde Octubre a Enero) y una profundidad media y se recalcula el PIV utilizando la función de probabilidad explicada anteriormente.

Una vez recalculado los valores para la biomasa de peces y PIV vuelve a realizarse la simulación para obtener los resultados definitivos.

10.4. Resultados

Los resultados del modelo ecológico muestran como la alteración de las variables físico-químicas provocan una alteración en el funcionamiento de la laguna, originando cambios en los niveles de clorofila, en la biomasa peces, en turbidez del agua, en el porcentaje de cobertura de vegetación, etc.

En nivel de agua va a ser una de las variables más importantes para explicar los cambios observados en las distintas lagunas. Se ha observado un fuerte efecto de concentración-dilución de la clorofila ligado a las variaciones en el nivel de agua (Fig. 10.2), en periodos de bajo nivel de agua se observa una mayor concentración de fitoplancton, y conforme el nivel de agua va aumentando se produce un descenso en los niveles de clorofila que se asocia con el efecto de dilución que presenta el cuerpo de agua.

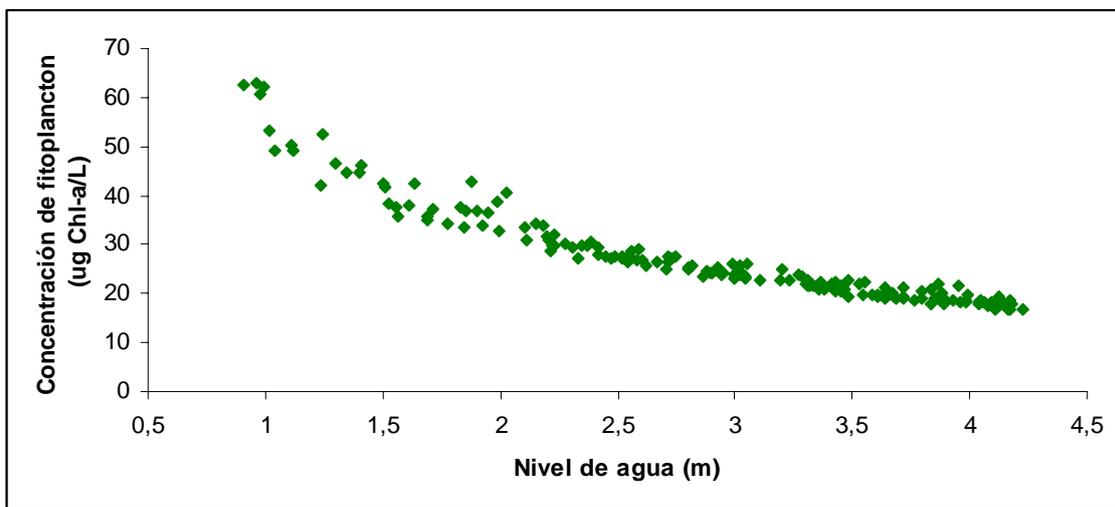


Figura 10.2: Gráfico de dispersión comparando la concentración de clorofila vs nivel de agua de la laguna. Datos promediados anualmente, obtenidos de la simulación en la proyección climática para Laguna Iberá en el escenario de alta emisión (A2)

Si proyectamos los niveles de clorofila en los distintos escenarios climáticos (Fig. 10.3 y 10.4) se observan diferencias para ambas lagunas. En el escenario de baja emisión los valores promedio del nivel de agua se mantienen estables a lo largo de la proyección con pequeños aumentos y descensos que no llegan a alterar los niveles de clorofila, que se mantienen aproximadamente constantes a lo largo de toda la proyección climática, a excepción de un período importante de bajada de nivel de agua que presenta Laguna Galarza a mitad de la proyección donde si se observa un aumento de la clorofila, aunque vemos como conforme la laguna consigue recuperar su nivel de agua los niveles de clorofila vuelven a estabilizarse en los valores iniciales.

En el caso del escenario de alta emisión, los cambios en el nivel de agua que se pronostican, con una mayor frecuencia y amplitud para este escenario llegan a tener un efecto sobre el fitoplancton, observándose una tendencia a aumentar los valores, que en el caso de Laguna Iberá llega a triplicarse la concentración al final de la proyección climática (Fig. 10.3), mientras que en Galarza los valores que se pronostican son hasta 6 veces superiores si lo comparamos con los valores iniciales. (Fig. 10.4)

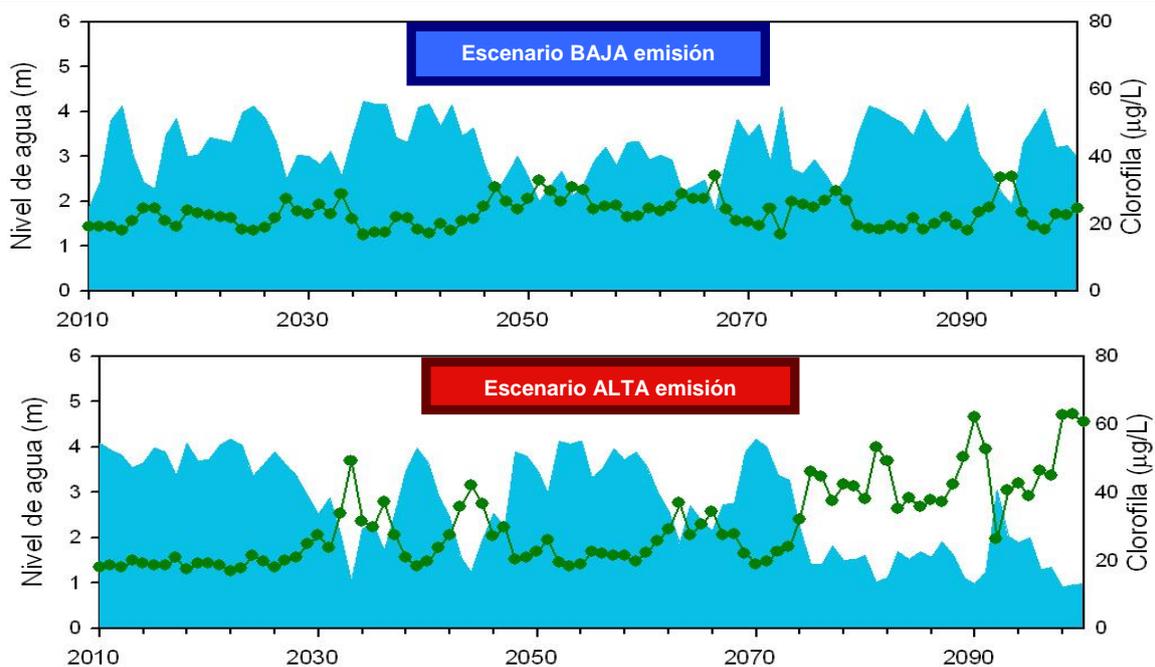


Figura 10.3: Curvas de nivel de agua medio (m) representado en azul y curva de clorofila (µg/L) para Laguna Iberá en ambos escenarios climáticos, escenario de baja emisión en la figura superior y escenario de alta emisión en la figura inferior. Valores representados como promedios anuales.

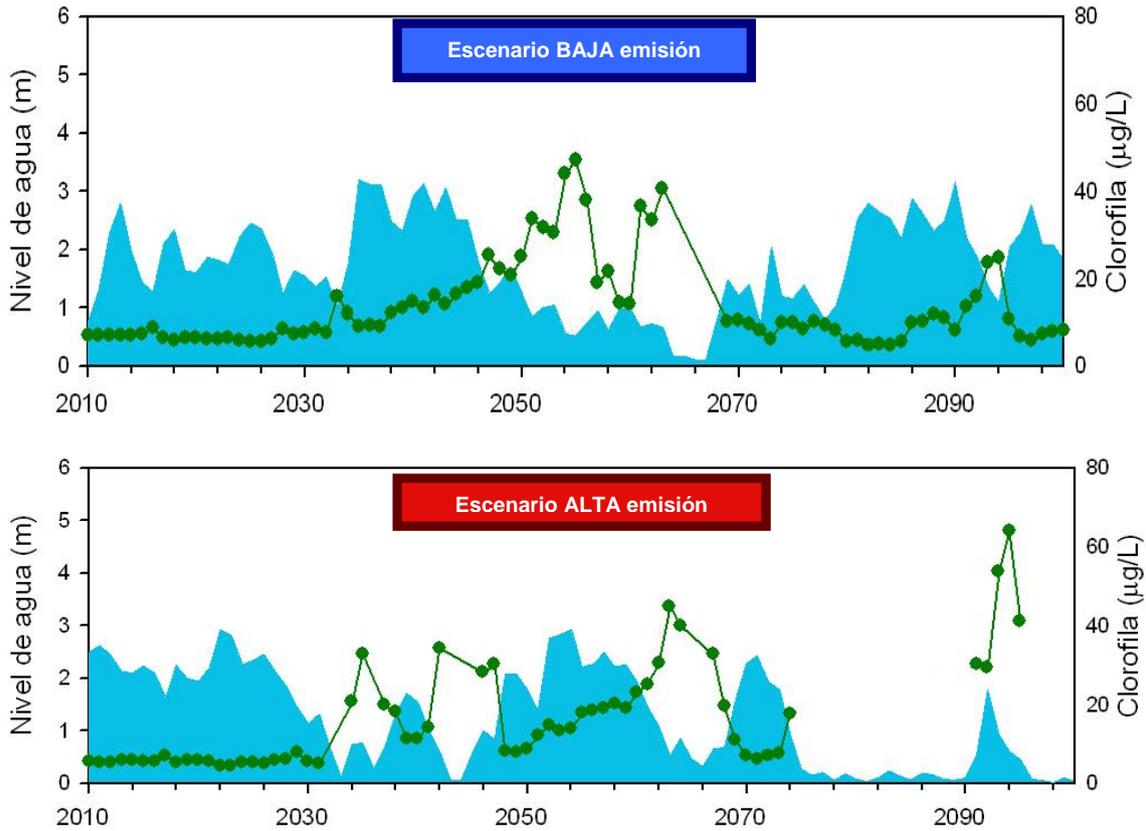


Figura 10.4: Curvas de nivel de agua medio (m) representado en azul y curva de clorofila ($\mu\text{g/L}$) para Laguna Galarza en ambos escenarios climáticos, escenario de baja emisión en la figura superior y escenario de alta emisión en la figura inferior. Valores representados como promedios anuales.

Las variaciones en el nivel de agua también van a afectar al porcentaje de cobertura de vegetación acuática que presente la laguna. Los aumentos o descensos de nivel de agua, y de cómo estos se produzcan van a tener un efecto importante para el desarrollo de vegetación acuática. Analizando el rango de nivel de agua que se predice para la laguna y el porcentaje de cobertura que presenta en cada caso se ha detectado un rango de nivel de agua que podemos considerar óptimo para un desarrollo favorable de la vegetación acuática (Fig. 10.5), encontrándose que cuando el nivel de agua se encuentra dentro de este rango, que aparece entre 0.5 – 2m, se verá favorecido un desarrollo importante de macrófitos, mientras que valores fuera de este rango hacen desaparecer enormemente la vegetación acuática.

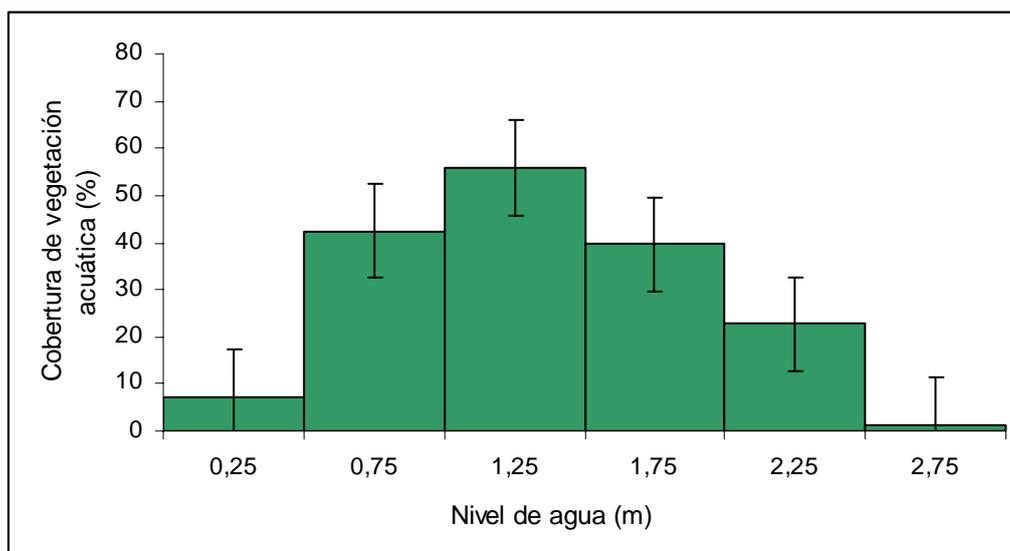


Figura 10.5: Histograma para el porcentaje de cobertura de vegetación acuática. Datos obtenidos de la simulación en la proyección climática para Laguna Galarza en el escenario de baja emisión (B2)

Si observamos la curva de nivel de agua y cobertura de macrófitos (Fig. 10.6) vemos como cuando la laguna presenta un nivel que está fuera de este rango óptimo (que aparece remarcado por un recuadro lila en la Fig. 10.6), tanto por un nivel de agua superior como inferior, la cobertura de vegetación acuática desciende rápidamente.

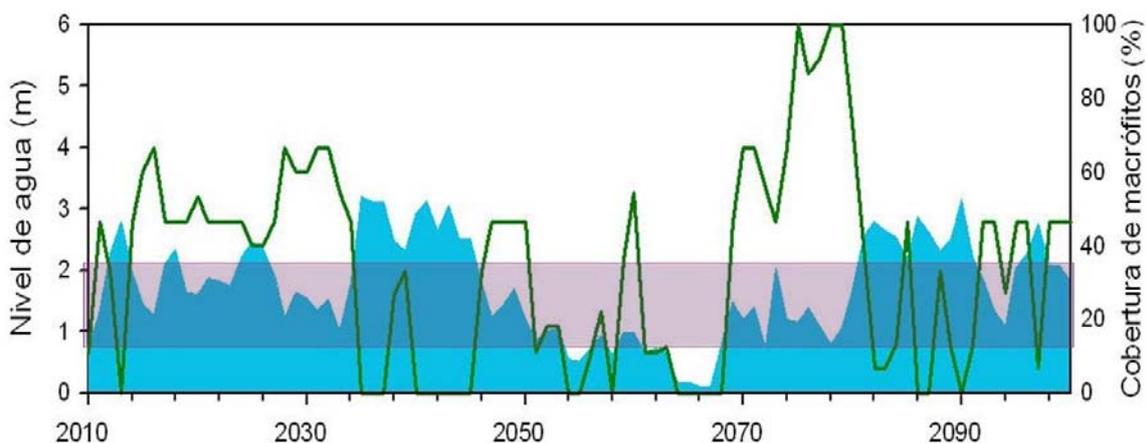


Figura 10.6: Curva de nivel de agua medio (m) representado en azul y curva de cobertura de vegetación acuática presente en la laguna (%) para Laguna Galarza. Valores expresados como promedios anuales. Aparece marcado el rango óptimo de profundidad de la laguna para el desarrollo de vegetación acuática (cuadro sombreado violeta)

Trabajos realizados en humedales de Sudamérica ponen de manifiesto que la simple alteración de la frecuencia e intensidad con la que se producen los ascensos y descensos de nivel puede tener efectos relevantes en la vegetación litoral (Neiff, 1999). Si la intensidad en las variaciones llega a ser importante, éstas pueden llegar a ocasionar bruscos cambios en el estado de estabilidad de los lagos someros (Scheffer 1998). Se han descrito cambios en los estados de estabilidad, pasando de aguas claras dominadas por macrófitos a aguas permanentemente turbias, con un fondo inestable y aguas dominadas por fitoplancton. Cuando el nivel de agua es bajo se incrementan los episodios de resuspensión, la elevada turbidez y el incremento del estado trófico del lago favorece el desarrollo de especies de fitoplancton, que necesitan de turbulencia para mantenerse en la columna de agua, a la vez que perjudica el desarrollo de los macrófitos. Si la situación se mantiene en el tiempo, la cobertura de macrófitos en el lago puede descender, lo que genera una retroalimentación positiva para el nuevo estado. Los macrófitos preservan el fondo del lago de la acción del oleaje disminuyendo enormemente la resuspensión, con zonas de refugio de especies de zooplancton que contribuyen al control del fitoplancton. La escasez de vegetación supone un descenso de invertebrados que se asocian a ella, afectando también a otros niveles de la cadena trófica como aves y peces, y llegando a alterar toda la comunidad del lago. Esto hace difícil que se alcance el equilibrio de aguas claras a pesar de aumentar el nivel del agua. Este hecho ha generado efectos relevantes en ecosistemas como el Lago Chapala, Méjico (Lind *et al.* 1994; De Anda *et al.* 2001) o Lago Newman, Florida (Nagid *et al.* 2001).

10.5. Discusión y conclusiones

Los resultados obtenidos tras aplicar los distintos modelos (modelo de balance de masas y energía y modelo ecológico) presentan al nivel de agua como la variable de mayor importancia para producir cambios en las características ambientales de las lagunas. Coops *et al.* (2003) proponen a los lagos someros de humedales como cuerpos de agua especialmente sensibles a los cambios rápidos en el nivel. Es frecuente encontrar trabajos donde se describen los cambios que se producen en los

ecosistemas derivados de las alteraciones en el nivel de agua, como modificación en el régimen de resuspensión y su efecto en la turbidez (Cózar *et al.* 2005), disponibilidad de energía solar (Blom *et al.* 1994, Loiseau *et al.* 2005), modificación de la dinámica de nutrientes (Demers *et al.* 1987, Reddy *et al.* 1996, Hamilton & Mitchell 1997), alteración en la cobertura de macrófitos (Blindow *et al.* 1993, James & Barko 1994, Neiff 1999), e incluso cambios en la biomasa y composición de especies (Nöges & Nöges 1999, Levine *et al.* 2005), alteraciones todas ellas que afectan más a las lagunas someras como las que caracterizan al macrosistema Iberá.

Las lagunas Iberá y Galarza presentan un fondo bastante plano, compuesto por un sedimento rico en materia orgánica y poco consolidado. Los procesos de sedimentación convierten el fondo de las lagunas en un importante almacén de nutrientes (ej. Søndergaard *et al.* 1992; De Anda *et al.* 2001). Los nutrientes que se acumulan en el fondo de forma particulada pueden transformarse en compuestos inorgánicos disueltos que van a ir difundiendo lentamente desde el sedimento a la columna de agua. Cuando se alcanzan bajos valores de nivel hídrico se favorecen los episodios de resuspensión. Estos van a actuar modificando las tasas de liberación de nutrientes disueltos reciclados desde el sedimento (Ogilvie & Mitchell 1998; Fan *et al.* 2001) incrementándolas. Es frecuente encontrar picos de nutrientes tras la resuspensión del sedimento, llegando incluso a alterar el estado trófico de la laguna según sea la movilidad del material acumulado. La temperatura del sedimento es otra variable importante en la regulación de las tasas de remineralización. Un incremento en la temperatura del sedimento cuando la laguna presente bajos niveles de agua, contribuirá a una aceleración en estos procesos, incrementándose así la carga interna de nutrientes al sistema.

Cózar *et al.* (2005) modelaron la variabilidad que existe en la frecuencia de resuspensión de las principales lagunas del macrosistema de acuerdo a un gradiente de niveles de agua. Obtuvieron una relación no lineal entre la frecuencia de resuspensión y el nivel de agua, existiendo un brusco aumento de la frecuencia de este fenómeno cuando la profundidad es inferior a un metro. Las líneas de iso-resuspensión

obtenidas para las distintas lagunas del macrosistema (Fig. 10.7) nos permiten ver el cambio en el régimen de resuspensión ante modificaciones en el nivel de las lagunas.

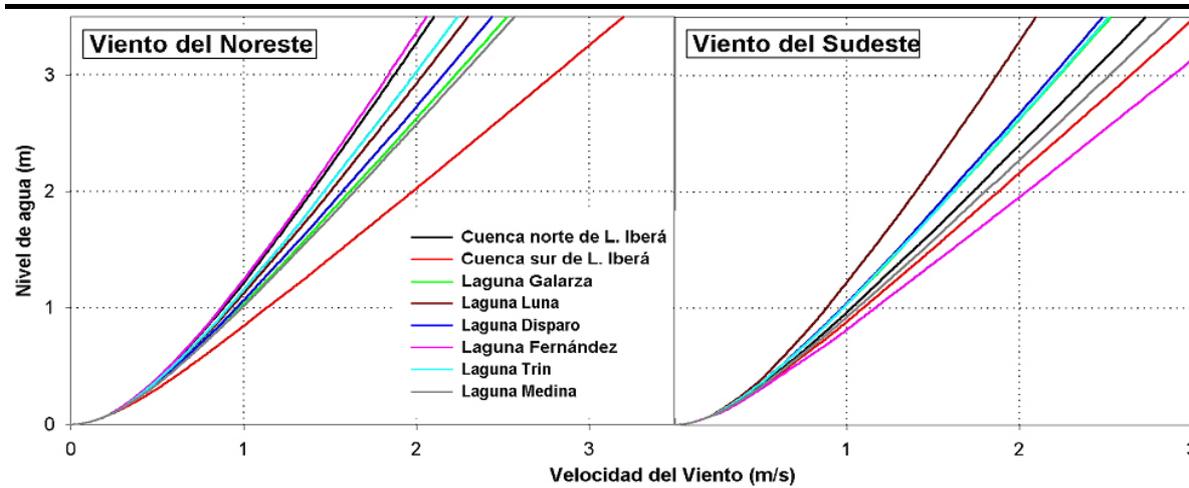


Figura 10.7: Líneas de iso-resuspensión que indican las distintas condiciones de velocidad del viento necesarias para resuspender el 30% del fondo de las lagunas ante diferentes niveles de agua. Se han representado las isolíneas para vientos del sudeste (SE) y noreste (NE). Tomada de Cózar *et al.* 2005.

La escasa profundidad que muestran las lagunas nos sugiere que *a priori* no exista limitación por luz, pero en este tipo de ecosistemas, la luz puede llegar a ser limitante durante eventos intermitentes de resuspensión de sedimento (Carignan & Planas 1994) o durante los máximos de concentración de clorofila. Cózar (2003)

Si englobamos todos los resultados obtenidos en los distintos modelos y sobre las distintas variables analizadas podemos hacer una extrapolación de cómo la imagen de las lagunas se presentaría en los distintos escenarios climáticos propuestos (Fig. 10.8). Para laguna Iberá se predice un importante descenso del nivel de agua en el escenario de alta emisión, asociado a este cambio en el nivel se pronostica un aumento de la turbidez así como del porcentaje de cobertura de macrófitos (ya que el nivel que se predice estaría dentro del rango que hemos definido como óptimo para el desarrollo de vegetación acuática). Para laguna Galarza el descenso tan importante de nivel que se predice para el escenario de alta emisión va a provocar una pérdida completa de la vegetación acuática así como de la biomasa de peces, con un aumento importante de la turbidez de la columna de agua. Para ambas lagunas, si analizamos la

situación en el escenario de baja emisión observamos que permanecerían igual a su situación actual.

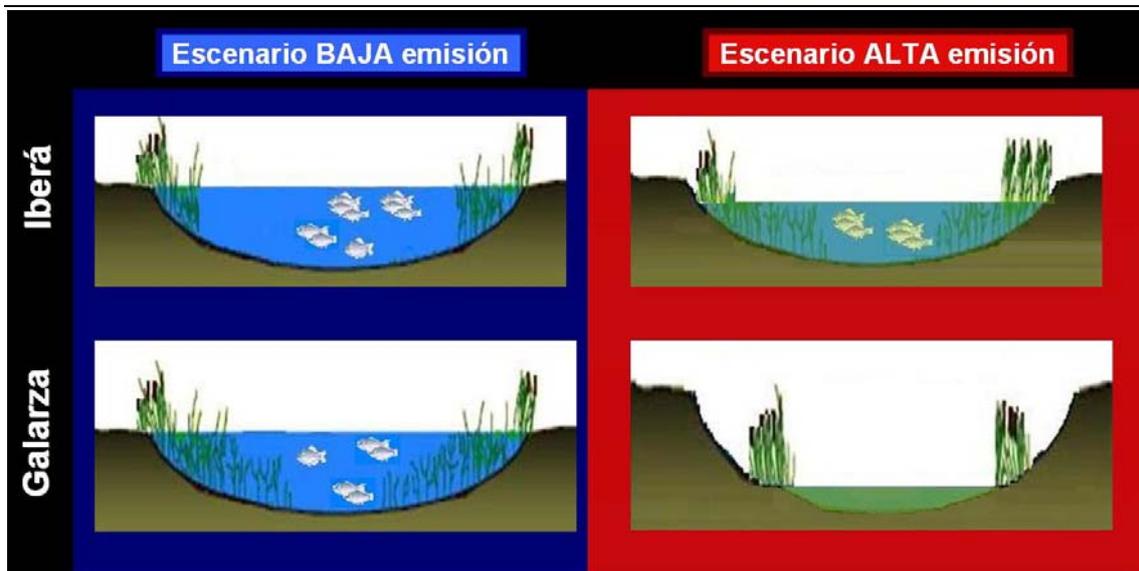


Figura 10.8: Cuadro resumen donde se muestra la imagen hipotética de las lagunas Iberá (imágenes superiores) y Galarza (imágenes inferiores) en los distintos escenarios climáticos utilizados.

Capítulo 11

Distribución espacial de la macrofauna y posibles escenarios futuros

Los Esteros del Iberá constituyen un enorme reservorio de carpinchos o capibaras (*Hydrochaeris hydrochaeris*), ciervos de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*), yacarés o caimanes (*Caiman latirostris* y *C. yacare*) y aves acuáticas de diversos ordenes (garzas, patos, cuervillos, cigüeñas, etc.). Hasta la década de los ochenta, ciervos, carpinchos, coipos y yacarés fueron objeto de una gran actividad de caza. Los pobladores del humedal advirtieron una notable reducción de sus poblaciones. A partir de que el estatus de reserva fue implementado en el Iberá, y la presencia activa de guardaparques logró consolidarse comenzó a evidenciarse también una rápida recuperación de la fauna. En el capítulo 6 se ha descrito de forma cuantitativa el patrón de recuperación del ciervo de los pantanos desde los años 90 hasta la actualidad. Se han establecido también los censos de referencia a escala de cuenca de numerosas especies con objeto de posibilitar la evaluación de la dinámica de sus poblaciones durante los próximos años. Se ha representado como varió la densidad de cada especie a lo largo de los transectos aéreos,

sin embargo, aún se desconocen cómo son los patrones de distribución espacial de la macrofauna o cuáles son sus hábitats preferenciales.

La fauna de gran tamaño requiere grandes áreas para desarrollar su ciclo de vida, siendo por tanto también altamente sensible a las alteraciones de hábitat. En la actualidad, cambios en el uso de la tierra (silvicultura, cultivo de arroz) y obras de infraestructura para intensificar la explotación de recursos (canales artificiales, represas, terraplenes) están modificando tanto en el entorno como el interior del Iberá. En el capítulo 9 se ha apuntado el impacto que el cambio climático puede llegar a tener sobre el nivel de agua del Iberá, pudiendo llegar a modificar la naturaleza y extensión de los humedales del Iberá. El efecto potencial de las perturbaciones ambientales ligadas al Cambio Global sobre la macrofauna del Iberá no ha sido evaluado hasta ahora.

Los objetivos del presente capítulo son (i) determinar la distribución geográfica de sus principales poblaciones mediante modelos predictivos de hábitat óptimo para cada especie, (ii) determinar los puntos calientes (*hot spots*) de diversidad de macrofauna en Iberá y establecer áreas clave para la conservación, y (iii) iniciar una evaluación de la vulnerabilidad de la macrofauna ante posibles escenarios futuros ligados al Cambio Global. Para alcanzar estos objetivos utilizaremos la base de datos elaborada con los conteos aéreos de macrofauna (Cap. 6). A partir de esta información, elaboraremos mapas continuos de probabilidad de ocurrencia de distintos grupo faunísticos a través de modelos de nicho ecológico, MNE (ej. Rodríguez et al. 2007, Travaini et al. 2007). Los MNE predicen sitios potencialmente aptos para ser habitados por alguna especie y se obtienen sobre la base de la información ambiental de sitios de presencia conocida. Se basan en la suposición de que los individuos encontrados en áreas de ciertas condiciones ambientales serán capaces de mantener poblaciones viables, reproducirse y dispersarse a otros hábitats similares, mientras que los individuos que habitan áreas donde las condiciones no son apropiadas, estarán avocados a la extinción (Peterson 2003). Las especies a modelar se seleccionaron de entre aquellas con un mayor número de registros. Así, se modeló la

distribución de animales emblemáticos del Iberá tales como ciervos de los pantanos, carpinchos y yacarés que han sufrido o siguen sufriendo la presión de la caza furtiva. La información obtenida sobre estas poblaciones tiene un interés añadido para su manejo y conservación. También se modelaron diversos grupos tróficos de aves acuáticas debido a su relación directa con la estructura y estado de conservación de los cuerpos de agua.

La mayoría de trabajos basados en los MNE se desarrollan a escala global o continental, utilizando variables climáticas como principales variables ambientales para explicar la distribución de especies. De mayor dificultad son los MNE desarrollados a escalas menores, como es el caso de la cuenca del Iberá. Para poder explicar los patrones de distribución a escala de pocos kilómetros, los modelos requieren información ambiental obtenida con una alta resolución espacial (Brown et al. 2008, Martinez-Freiria 2008). Es relativamente novedosa también la incorporación en los modelos de información ambiental categórica (ej. tipos de hábitats o usos de la tierra), valoraciones de distancias a objetos o áreas determinadas (ej. núcleos de población) (de Matteo 2008, Buermann et al. 2008, ver Bradley y Fleishman 2008). En este trabajo haremos uso de variada y detallada información ambiental para intentar revelar los patrones de distribución espacial de la macrofauna del Iberá con una resolución de 1 km².

11.1. Creación de los Modelos de Nicho Ecológico (MNE)

Se utilizó el método de Máxima Entropía (Maxent v2.3.0, Phillips et al. 2006) para realizar el modelado de nicho ecológico de los grandes vertebrados del Iberá. El MAXENT es un programa que determina la contribución aditiva de todas las variables incluidas en un modelo.

En un estudio reciente se comparó la eficiencia de diferentes métodos o algoritmos utilizados por diferentes programas de computadora (GARP, BIOCLIM, DOMAIN, entre otros, ver Elith et al. 2006) para realizar modelado de nicho ecológico de especies, y se

encontró que MAXENT obtenía mejores resultados sobre un amplio rango de especies y regiones independientes.

Se utilizó un conjunto de 11 variables ambientales que podrían explicar los modelos de distribución potencial. Cada una de las variables fue expresada en un S.I.G. en forma de una grilla de 180 x 270 pixels con un tamaño de 1x1 km. La descripción de las variables utilizadas se detalla en la Tabla 11.2.

El programa se corrió con 500 iteraciones, un umbral de convergencia de 0,00001, un máximo de 10000 puntos de background, y el resto de los otros parámetros automáticos (por *default*). Con el fin de testear el desempeño de los modelos se consideró un 25% de los registros para usarlos de prueba. Para evaluar la robustez de las predicciones del modelo se utilizó el método del umbral del área debajo de la curva (AUC) operada por el receptor (ROC) (Fielding and Bell 1997). La curva de ROC es un gráfico de la probabilidad de verdaderos positivos (sensibilidad) en función de la probabilidad de obtener un falso positivo (1-especificidad). El área por debajo de la curva de ROC da una medida del poder de predicción basado en una estimación de la probabilidad que las predicciones y los resultados están de acuerdo. El AUC 85% se considera como una línea de base para la precisión del modelo, de manera que fueron elegidos los modelos que más se acercaban a dicho umbral. Para calcular la importancia relativa de cada variable ambiental dentro de un modelo usamos la prueba de Jackknife que compara las AUC para cada variable incluyéndola o excluyéndola del modelo. Con dichos tests se fueron disminuyendo secuencialmente las variables que componían los modelos hasta seleccionar uno.

Una vez elegido el modelo de distribución potencial se re-proyectó el mapa generado en ArcView 3.2 en el formato acumulativo, es decir, que proporciona un estimador entre cero y 100 de la probabilidad de presencia acumulada, adoptándose esto como criterio para el mapa potencial. Cuando se considera el umbral de presencia acumulada mayor al 1%, se obtiene una distribución que abarca para todas las especies la totalidad de la

cuencia. Entonces para realizar una estimación de áreas con mejores condiciones de hábitat potencial según los avistajes realizados se eligió el umbral denominado “*equal training sensitivity and specificity*” que considera las condiciones óptimas por encima del valor entre 32 y 35% de la escala del MAXENT, dependiendo de la especie considerada.

Nombre	Descripción	Clases	Fuente
Altitud	Metros sobre el nivel del mar	Continua	IBERÁQUA
Propiedad	Tipo de propiedad (privada no protegida, privada protegida, estatal protegida)	3	CLT*
Población	Distancia a poblaciones humanas (parajes, colonias, pueblos, ciudades).	Continua	CLT
Grandes unidades de paisaje	Grandes unidades del paisaje	12	INTA* 2005
Sub-unidades de paisaje	Sub-unidades dentro de las grandes unidades de paisaje o geoformas reconocibles	60	INTA 2005
Índice Verde	Índice Verde Normalizado (NDVI) máximo del mes de febrero de 2007 obtenido a través del producto VGT-S10 del proyecto VEGETATION	Continua	www.spot-vegetation.com
Lagunas	Distancia a lagunas	Continua	IBERAQUA
Suelos	Tipos de suelo	20	INTA 2005
Vegetación	Tipos de vegetación	27	INTA 2005
Cobertura vegetación	Grado de cobertura de la vegetación en el año 2008	Continua	IBERAQUA
Inundabilidad	Grado de riesgo de inundación	9	INTA 2005

* CLT= Conservation Land Trust; INTA= Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Tabla 11.2. Variables ambientales utilizadas para la construcción de los modelos de nicho ecológico de los vertebrados de los Esteros del Iberá, Corrientes.

11.2. Modelos de distribución potencial de la macrofauna

Se construyeron modelos de distribución potencial de ciervo de los pantanos, carpinchos, yacarés, patos y aves ictiófagas (garzas y cigüeñas) a partir de información de presencia/ausencia obtenida a través de los conteos aéreos. Cuando se considera el umbral de presencia acumulada mayor al 1%, se obtiene una distribución que abarca para todas las especies la totalidad de la cuenca, por ello se representan los mapas de aptitud de hábitat considerando un umbral de 32 a 35%.

Ciervo de los pantanos (Figuras 18 y 19). El modelo de distribución potencial elaborado para los ciervos de los pantanos cubre una amplia superficie en los Esteros del Iberá, alcanzando casi todas las unidades de paisaje. Existe una zona con hábitat menos óptimo, que coincide con el resto de los modelos, en el interior de la denominada “depresión Iberana”. Es por ello que la distribución potencial óptima incluye todo el sector occidental de lomadas, el entorno de las lagunas y los cursos de agua, especialmente a lo largo de los embalsados, así como también a lo largo de todos los bordes de la cuenca (del este y el oeste). Las variables que explican el modelo fueron: el riesgo de inundación (41,5%), las geoformas o sub-unidades de paisaje (29,1%), los tipos de vegetación (26,3%) y el índice verde normalizado (3,1%).

Carpinchos (Figuras 20 y 21). El modelo de distribución potencial de carpinchos en el Iberá demuestra una gran zona de hábitat continuo en el oeste y norte, en coincidencia con los ‘cordones en abanico y lomadas’, así como también gran coincidencia con el entorno de las lagunas, especialmente en los embalsados de los sectores occidentales, y a lo largo de los curso de agua. También se observa una zona de hábitat adecuado a lo largo del borde oriental del Iberá. Las variables que mejor explicaron este modelo de distribución fueron: las grandes unidades de paisaje (44,6%), las geoformas o sub-unidades de paisaje (22,5%), los tipos de suelo (20,9%) y el modelo de elevación del terreno (12%).

Yacarés (Figuras 22 y 23). Las dos especies de yacarés fueron incluidas en el análisis, dado que los avistajes aéreos no permitieron distinguir entre las dos especies que habitan el Iberá. La distribución geográfica potencial para las mejores condiciones se observan en la parte sur y sur-oeste de la cuenca, así como también, se observan altas predicciones en torno a los cuerpos de agua como las lagunas y el borde oriental de la depresión iberana. Las variables que explicaron este modelo de distribución fueron: las geoformas o sub-unidades de paisaje (74%), el modelo de elevación del terreno (18%) y el índice verde normalizado (8%).

Garzas y cigüeñas (Figuras 24 y 25). La distribución potencial de las garzas y ciguenas del Iberá abarca una gran zona ubicada dentro de la región de ‘cordones en abanico y lomadas’, y una amplia zona en torno a los cuerpos y cursos de agua principales. También se observa un área potencial a lo largo del borde oriental del Iberá, así como también a lo largo del borde occidental, en la zona central. Las variables que explican este tipo de distribución fueron: las geoformas o sub-unidades de paisaje (57%), el modelo de elevación del terreno (23%), el tipo de suelo (11%) y la cercanía a las lagunas (9%).

Patos (AVES, Anatidae, varias especies) (Figuras 26 y 27). Las diferentes especies de patos fueron agrupadas durante los conteos de manera que las predicciones de la distribución potencial corresponden al grupo de anátidos del Iberá, aunque podrían existir diferencias en los requerimientos específicos. Según el modelo de distribución potencial existe una gran superficie de hábitat continuo en el oeste y norte de la cuenca de Iberá. Esta región coincide casi totalmente con la extensión de la gran unidad de paisaje denominada “cordones en abanico y lomadas”. La predicción de la distribución potencial también incluye el entorno próximo de los cuerpos de agua como lagunas y el curso del río Carambola. Las variables ambientales que explican el modelo fueron: la cercanía a las lagunas (9%), las grandes unidades del paisaje (88%) y el índice verde (2%).

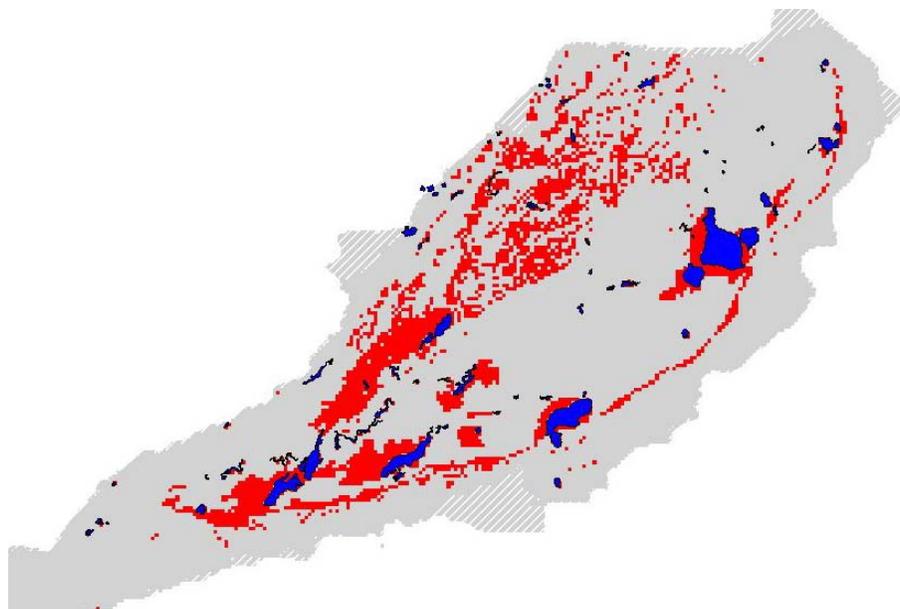


Figura 11.18. Modelo de distribución potencial óptima de ciervo de los pantanos (rojo) en los Esteros del Iberá, Corrientes (gris). Los cuerpos de agua principales se indican en azul. Se trata de las predicciones realizadas mediante la construcción de modelos de nicho ecológicos con el método de "máxima entropía" (utilizando el programa MAXENT, Phillips et al. 2006).

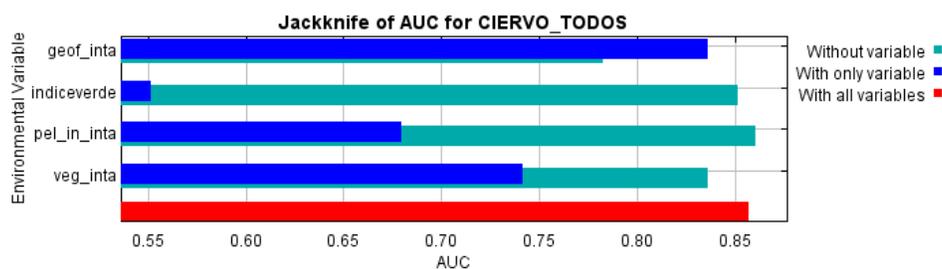


Figura 11.19. Comparación mediante la prueba de Jackknife de AUC de la importancia de las variables ambientales utilizadas en la construcción del modelo de distribución potencial de ciervo de los pantanos. Las variables utilizadas en el modelo son 'índice verde normalizado' correspondiente al mes de febrero de 2007 (indiceverde), 'geoformas –sub-unidades de paisaje' (geof_inta), 'riesgo de inundación' (pel_in_inta) y 'tipos de vegetación' (veg_inta). Las barras azules indican el valor de AUC para un modelo que considera cada variable en forma aislada, las barras celestes indican el AUC para un modelo que considera todas las otras variables remanentes. La barra roja indica el AUC para el modelo elegido que considera todas las variables.

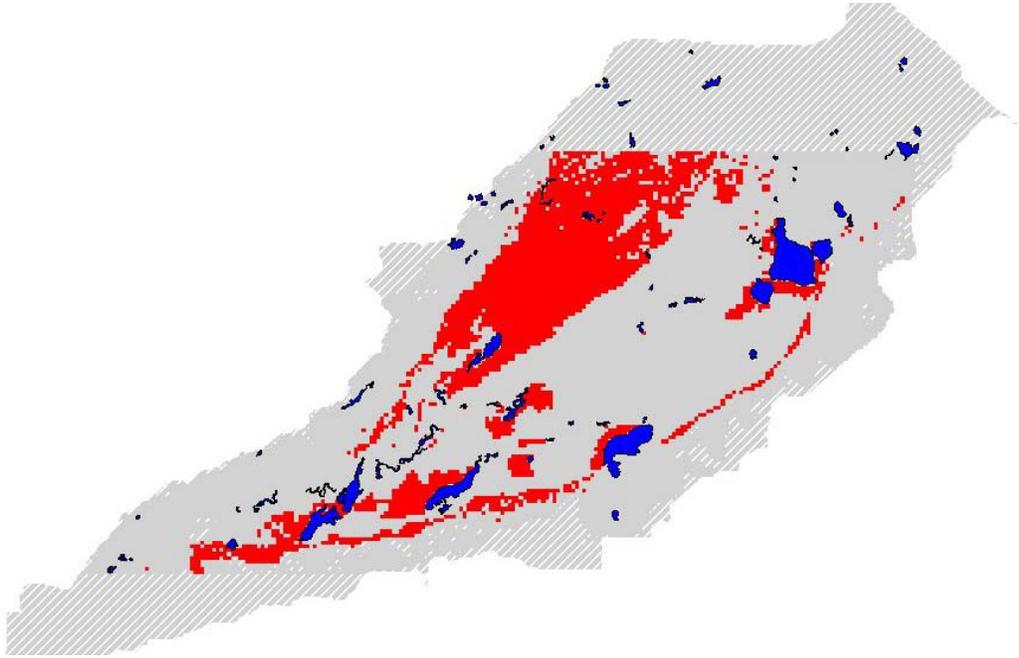


Figura 11.20. Modelo de distribución potencial óptima de carpinchos (rojo) en los Esteros del Iberá, Corrientes (gris). Los cuerpos de agua principales se indican en azul. Se trata de las predicciones realizadas mediante la construcción de modelos de nicho ecológicos con el método de ‘máxima entropía’.

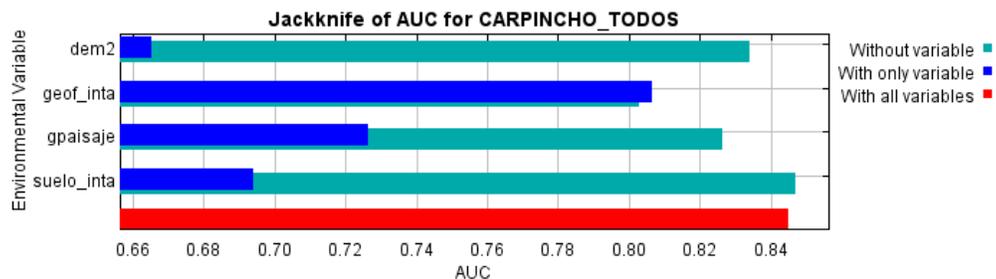


Figura 11.21. Comparación mediante la prueba de Jackknife de AUC de la importancia de las variables ambientales utilizadas en la construcción del modelo de distribución potencial de carpinchos. Las variables utilizadas en el modelo son ‘elevación del terreno’ (dem2), ‘geoformas –subunidades de paisaje’ (geof_inta), ‘grandes unidades de paisaje’ (gpaisaje), y ‘suelos’ (suelo_inta). Las barras azules indican el valor de AUC para un modelo que considera cada variable en forma aislada, las barras celestes indican el AUC para un modelo que considera todas las otras variables remanentes. La barra roja indica el AUC para el modelo elegido que considera todas las variables.

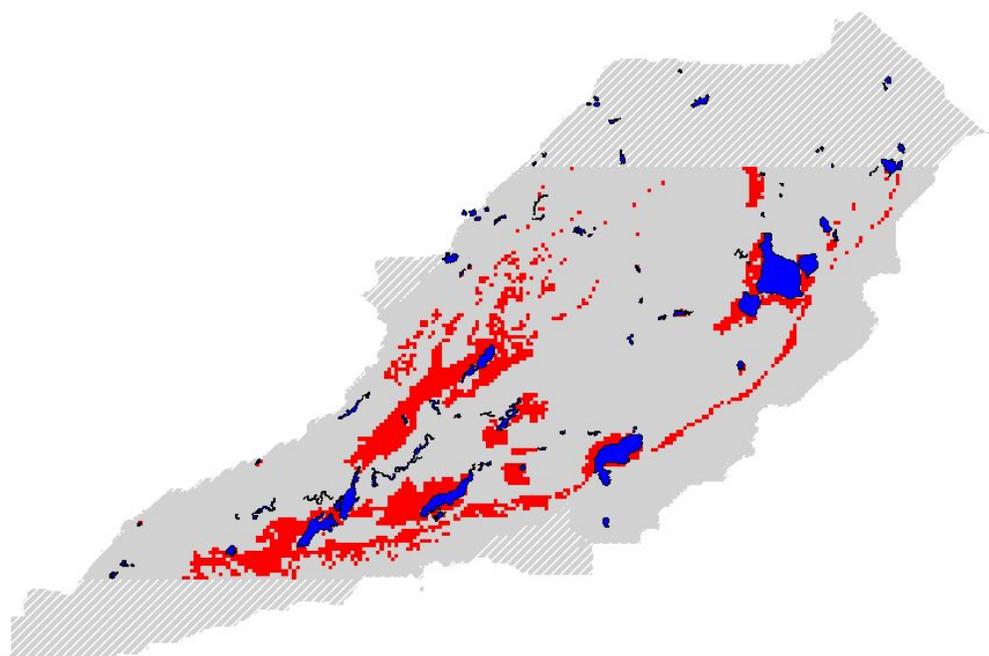


Figura 11.22. Modelo de distribución potencial óptima de yacarés (rojo) en los Esteros del Iberá, Corrientes (gris). Los cuerpos de agua principales se indican en azul. Se trata de las predicciones realizadas mediante la construcción de modelos de nicho ecológicos con el método de ‘máxima entropía.

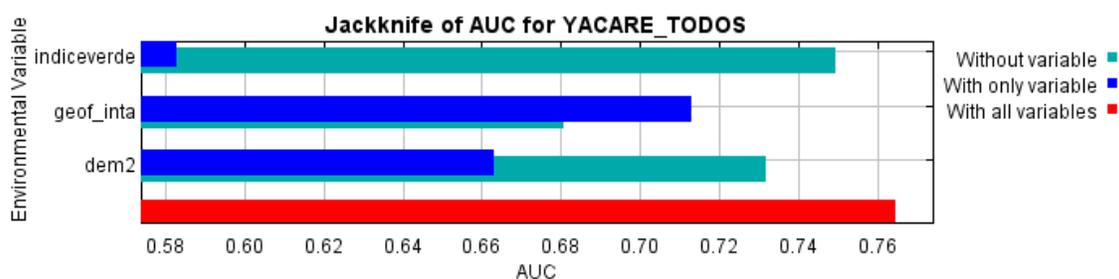


Figura 11.23. Comparación mediante la prueba de Jackknife de AUC de la importancia de las variables ambientales utilizadas en la construcción del modelo de distribución potencial de yacarés. Las variables utilizadas en el modelo son ‘índice verde normalizado’ correspondiente al mes de febrero de 2007 (indiceverde), ‘geoformas –sub-unidades de paisaje’ (geof_inta) y ‘elevación del terreno’ (dem2). Las barras azules indican el valor de AUC para un modelo que considera cada variable en forma aislada, las barras celestes indican el AUC para un modelo que considera todas las otras variables remanentes. La barra roja indica el AUC para el modelo elegido que considera todas las variables.

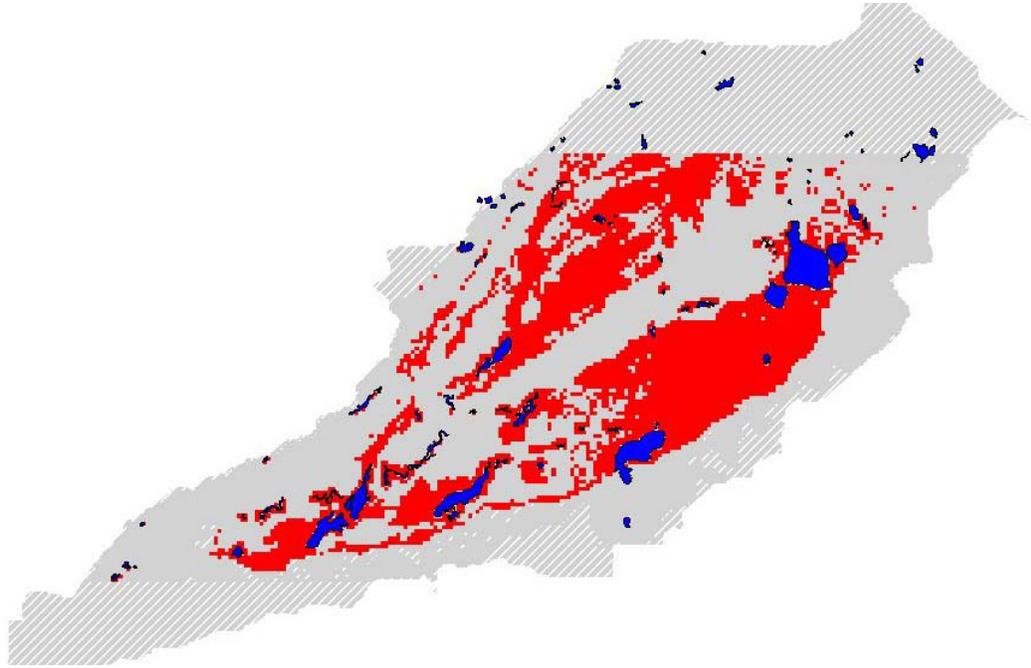


Figura 11.24. Modelo de distribución potencial óptima de garzas y cigüeñas (rojo) en los Esteros del Iberá, Corrientes (gris). Los cuerpos de agua principales se indican en azul. Se trata de las predicciones realizadas mediante la construcción de modelos de nicho ecológicos con el método de ‘máxima entropía’.

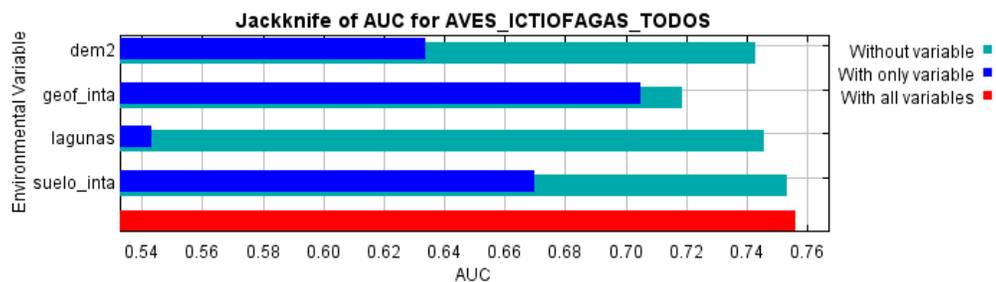


Figura 11.25. Comparación mediante la prueba de Jackknife de AUC de la importancia de las variables ambientales utilizadas en la construcción del modelo de distribución potencial de garzas y cigüeñas. Las variables utilizadas en el modelo son ‘elevación del terreno’ (dem2), ‘geoformas –sub-unidades de paisaje’ (geof_inta), ‘grandes unidades de paisaje’ (gpaisaje), y ‘suelos’ (suelo_inta). Las barras azules indican el valor de AUC para un modelo que considera cada variable en forma aislada, las barras celestes indican el AUC para un modelo que considera las otras variables remanentes. La barra roja indica el AUC para el modelo que considera todas las variables.

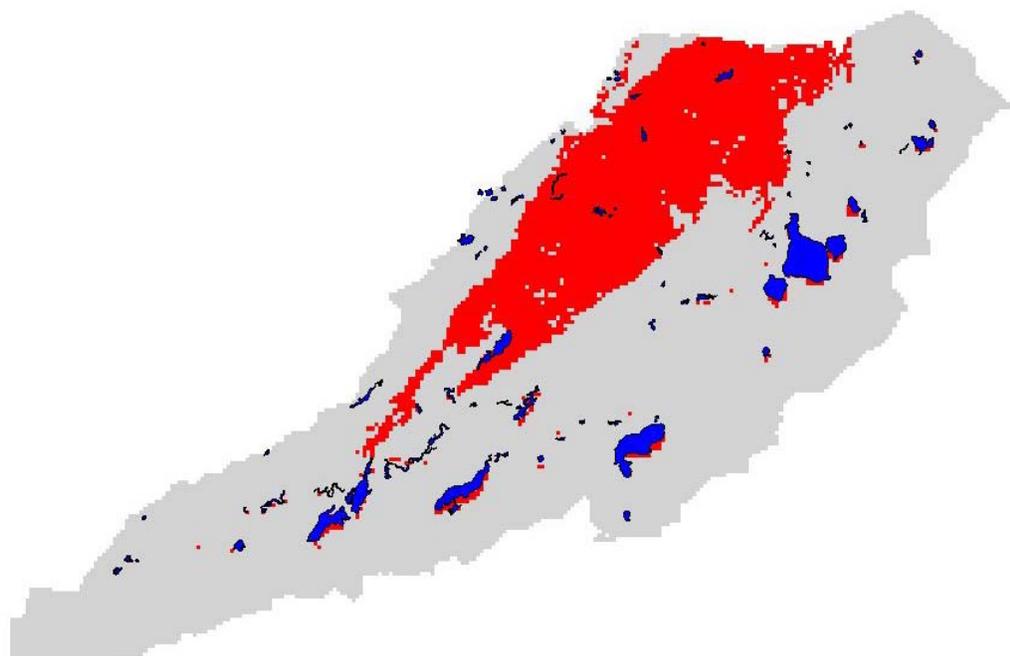


Figura 11.26. Modelo de distribución potencial óptima de patos (rojo) en los Esteros del Iberá, Corrientes (gris). Los cuerpos de agua principales se indican en azul. Se trata de las predicciones realizadas mediante la construcción de modelos de nicho ecológicos con el método de ‘máxima entropía’.

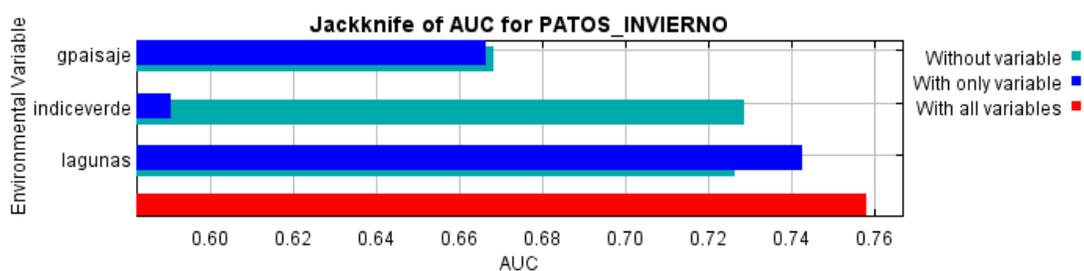


Figura 11.27. Comparación mediante la prueba de Jackknife de AUC de la importancia de las variables ambientales utilizadas en la construcción del modelo de distribución potencial de patos. Las variables utilizadas en el modelo son ‘grandes unidades de paisaje’ (gpaisaje), ‘índice verde normalizado’ correspondiente al mes de febrero de 2007 (indiceverde), y la ‘cercanía a las lagunas’ (lagunas). Las barras azules indican el valor de AUC para un modelo que considera cada variable en forma aislada, las barras celestes indican el AUC para un modelo que considera todas las otras variables remanentes. La barra roja indica el AUC para el modelo elegido que considera todas las variables.

11.3. Puntos calientes de diversidad para la macrofauna estudiada

Los modelos de hábitat óptimo para los 5 grupos faunísticos se combinaron mediante el promediado de las probabilidades de ocurrencia cada grupo faunístico estudiado. De este modo, se obtuvo un mapa indicativo de las zonas con mayor probabilidad de encontrara alta diversidad faunística (Figura 11.28).

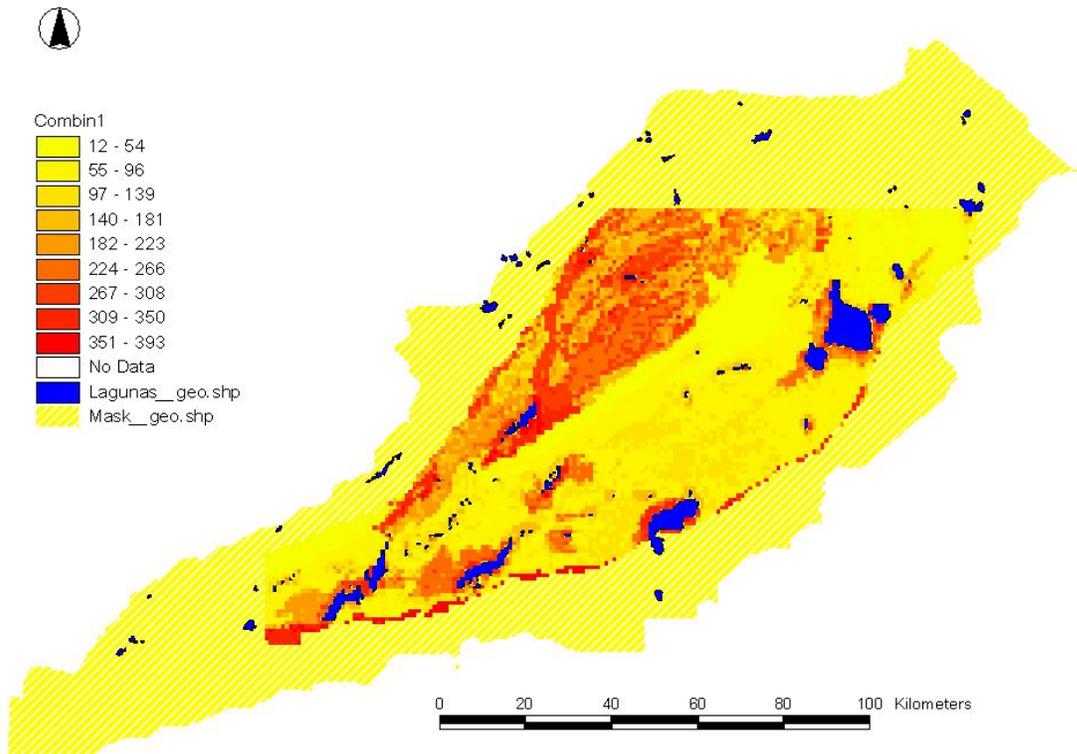


Figura 11.28. Diversidad faunística potencial. Mapa que combina la información de los 5 modelos de distribución óptima para ciervo de los pantanos, carpinchos, yacarés, garzas y cigüeñas y patos.

Se observa que la Región Noroccidental del Iberá (abanico de cordones arenosos), especialmente a lo largo del curso del río Carambola, posee alta diversidad faunística potencial. Probablemente, esto es resultado de la elevada heterogeneidad paisajística, y probablemente de recursos, de esta región (Cap. 1). Por otra parte, también destacan el

entorno de las lagunas, el ecotono este del humedal (pseudo-albardón sobre la costa este) y la desembocadura del Río Corriente.

Cabe notar que tanto la zona del río Carambola como la del río Corriente, en su mayoría corresponden a propiedades privadas, y no presentan en la actualidad una presencia adecuada de los organismos de vigilancia de la Reserva. Por esta razón es importante que en el futuro se implementen acciones para garantizar la protección de la fauna en dichas áreas, especialmente los controles de caza y de obras de canalización, terraplenes o represas que pudieran afectar a la calidad del hábitat local.

La Región Noroccidental del Iberá es el área de alta diversidad potencial con mayor extensión. El área restante se encuentra mucho más fragmentada. Si se llegase a producir una reducción significativa del nivel de agua, como corresponde al escenario de alta emisión de gases invernadero (Cap. 9), sería esta Región (la más elevada de la cuenca), la que sería mayormente afectada (ver Fig. 9.10).

Bibliografía

Alho, C. J. R., Campos Z. & Gonçaves, H. C. (1987). Ecología de capivara *Hydrochaeris hydrochaeris* do Pantanal, I.Habitats, densidades e tamanho de grupo. *Rev. Bras.Biol.*, 47, 87-97.

Alvarez, B. (ed.). 2003. *Fauna de Ibera*. Editorial Univ. de la Univ. Nac. del Noreste, Corrientes, Argentina..

Andriolo, A., U. Piovezan, M.J. Rodrigues Paranhos da Costa, J. Laake and J.M. Barbanti Duarte. 2005. Aerial line transect survey to estimate abundance of Marsh Deer (*Blastocerus dichotomus*) (Illiger, 1815). *Brazilian Arch. Biol. & Tech.* 48(5): 807-814.

Angrisano, E.B., 1992. El orden Trichoptera en la Argentina y países limítrofes. *Physis* (Sec. B), 50: 118-119.

APHA, AWWA, WEF, 1999. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition. Eaton, A.D.; L.S. Clesceri y A.E. Greenberg (eds.). Washington.

Arbo. M.M. y S. Tressens (Eds), 2002. Flora del Iberá. EUDENE, 1-603. ISBN: 950-656062-5

Beccaceci, M. 1994. A census of marsh deer in Ibera Natural Reserve, its Argentine stronghold. *Oryx* 29: 131-134.

Blanco, D.E. 1999. Los Humedales como Hábitat de Aves Acuáticas. *En Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica. Editado por A.I. Malvárez. UNESCO-ORCYT-MAB. Montevideo. 215-224 pp.*

Blanco, D.E. y A.P. Parera 2001. La inundación silenciosa. El impacto de Yacyretá sobre los esteros del Iberá. Fundación Vida Silvestre Argentina, 26 pp.

Bonetto, A.A., D. Roldán y M. Canon Verón 1981. Algunos aspectos estructurales y ecológicos de la ictiofauna del Sistema de Iberá (Corrientes, Argentina). *Ecosur* 8(15): 79-89.

Bracchini, L., A. Cózar, A.M. Dattilo, M. Falcucci, R. Gonzales, S. Loiselle y V. Hull 2004b. Analysis of extinction in ultraviolet and visible spectra of water bodies of the Paraguay and Brazil wetlands. *Chemosphere* 57(10): 1245-1255.

Bracchini. L., S. Loiselle, A. Cózar, A. Dattilo, M. Picchi y C. Rossi, 2005. Modelling the components of the vertical attenuation of ultraviolet radiation in a wetland lake ecosystem. *Ecological Modelling* (en prensa).

Bracchini. L., S. Loiselle, A. Dattilo, S. Mazzuoli, A. Cózar y Claudio Rossi 2004a. The spatial distribution of optical properties in the ultraviolet and visible in an aquatic ecosystem. *Photochemistry and Photobiology* 80: 139-149.

Bradley y Fleishman 2008. Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling? *Journal of Biogeography* 35: 1158-1159.

Brown, K. A., S. Spector y W. Wu. 2008. Multi-scale analysis of species introductions: combining landscape and demographic models to improve management decisions about non-native species. *Journal of Applied Ecology* 45:1639-1648.

Buermann, W., S. Saatchi¹, T. B. Smith¹, B. R. Zutta¹, J.A. Chaves, B. Mila y C.H. Graham. 2008. Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography* 35: 1160-1176.

Canziani GA, Ferrati R, Federico P, Canonica A, Ruiz Moreno D, Milano F, Gandini M, Sánchez R. Report of the National University of Buenos Aires. In: Canziani GA, Rossi C, Loiselle S, Ferrati R, editors. EC INCO Project Final Report (ERB I18 CT98 0262), the sustainable management of wetland resources in Mercosur. Italy7 Univ. of Siena; 2002. p. 69–86.

Canziani, G.; C. Rossi; S. Loiselle y R. Ferrati (Eds.) 2003. Los Esteros del Iberá, Informe del Proyecto "El Manejo sustentable de Humedales del Mercosur", Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 1-258.

- Canziani, G.A., R. Ferrati, P. Federico, A. Canonica, D. Ruiz Moreno, F. Milano, M. Gandini y R. Sánchez 2002. Informe de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. *En Informe final del proyecto EC INCO (ERB I18 CT98 0262) "The Sustainable Management of Wetland Resources in Mercosur"*. Editado por G.A. Canziani, C. Rossi, S. Loiselle y R. Ferrati. Universidad de Siena, Italia.
- Carignan, R. y J.J. Neiff, 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by the water hyacinth *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, 17: 85-121.
- Carnevali, R. 2003. El Iberá y su entorno fitogeográfico. EUDENE, 1-112. ISBN 950-656-071-4
- Casamitjana, X. & G. Schladow. 1993. Vertical distribution of particles in stratified lake. *J. Environ. Eng.* 119, 443–462.
- Castellanos A., 1965. *Estudio fisiográfico de la Provincia de Corrientes*. Publicación No 49, Instituto de Fisiografía y Geología, Universidad Nacional del Litoral, 222 p
- Castro, M.L. de, y J.A.L. Silva 2005. Mathematical modelling of the Ibera *Caiman yacare*. *Ecological Modelling* 186: 99-109.
- Caughley, G. & Sinclair, A.R.E. 1994. *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science Publications, Boston.
- Caughley, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley, London.
- Caughley, G. 1977. Sampling in Aerial Survey. *Journal of Wildlife Management* 41: 605–615.
- Caughley, G. 1979. *Sampling Techniques for Aerial Censuses*. Australian National Parks and Wildlife Service, Special Publication 1: 9–14.
- Caughley, G. and D. Grice. 1982. A correction factor for counting emus from the air, and its application to counts in Western Australia. *Australian Wildlife Research* 9: 253–259.
- Chebez, J.C. 2008. *Los que se van 1*. Ed. Albatros, Buenos Aires.
- Colwell, R.K., 1997. EstiMateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide), Version 5. Available: <http://viceroy.eed.unconn.edu/estimates>.
- Cózar, A. 2003. Estudio limnológico de los humedales del Iberá (Argentina): bases para la gestión. Tesis doctoral. Universidad de Cádiz. España. 223pp.
- Cózar, A., C. García, J.A. Gálvez, S. Loiselle, L. Bracchini y A. Cagnetta. 2005. Remote sensing imagery analysis of the lacustrine system of Ibera wetland (Argentina). *Ecological Modelling* 186: 29-41.
- Cózar, A., C. M. García y J. A. Gálvez, 2003a. Cap. 4: *Limnología de las Lagunas Iberá y Galarza*. En "Los Esteros del Iberá". Editado por G. Canziani, C. Rossi, S. Loiselle y R. Ferrati. Fundación Vida Silvestre Argentina/International Rivers Network, Buenos Aires, Argentina, pp. 117-142 (en asignación de ISBN).
- Cózar, A., C.M. García y J.A. Gálvez, 2003b. Analysis of plankton size spectra irregularities in two subtropical shallow lakes (Esteros del Iberá, Argentina). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 411-420.
- Cózar, A., C.M. García, J.A. Gálvez y F. Echevarría (2008). *Structuring pelagic trophic networks from the biomass size spectra*. *Ecological Modelling* 215 (4): 314-324.
- Cózar, A., J.A. Gálvez, V. Hull, C.M. García y S. Loiselle, 2005b. Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): a model based on turbidimetry. *Ecological Modelling*.
- Cózar, A., L. Bracchini, N. Azza, A. Dattilo y S. Loiselle, 2004. Characterization of Ugandan inshore waters (Lake Victoria) based on temperature-conductivity diagrams. *Water Resources Research Vol.40, No.12, W12303* 10.1029/2004WR003128.
- Cózar, A., R. Ferrati, C.M. García, J.A. Gálvez y C. Rossi, 2005C. Human-threatened ecosystem: new signs of groundwater connection between Yacyreta reservoir and Ibera wetland (South America). *Science of Total Environment* 337: 281-286.
- Cozar, A.; Garcia, C. M. y J. A. Gálvez. 2003. Limnología de las lagunas Iberá y Galarza. 117-153 en: Canziani, G.; Rossi, C.; Loiselle, S. y R. Ferrati (Eds.). 2003. Los esteros del Iberá. Informe del Proyecto "El

- manejo sustentable de los recursos de humedales del Mercosur". Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina, 1-258.
- Crist, E. P., Cicone, R. C., 1984, *A physically-based transformation of Thematic Mapper data -- the TM Tasseled Cap*, IEEE Trans. on Geosciences and Remote Sensing, GE-22: 256-263.
- Cuadrado, G.A. y J.J. Neiff. 1993. Palynology of embalsados in dystrophic lakes in Northeastern of Argentina. Rev. Brasil. Biol. 53(3): 443-451. Brasil,
- Cyr, H. y M. L. Pace. 1993. Magnitude and patterns of herbivory in aquatic and terrestrial ecosystems. Nature 361: 148-150.
- de Anda, J., H. Shear, U. Maniak y G. Riedel 2001. Phosphates in Lake Chapala, Mexico. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 6: 313-321.
- De Stasio, BT., DK. Hill, JM. Kleinhans, NP. Nibbelink, JJ. Magnuson. 1996. Potential effects of global climate change on small north-temperate lakes: physics, fish, and plankton. Limnol. Oceanogr. 41, 1136-1149.
- DeMatteo, K.E. y B. A. Loiselle. 2008. New data on the status and distribution of the bush dog (*Speothos venaticus*): Evaluating its quality of protection and directing research efforts. *Biological Conservation* 141: 2494-2505.
- Di Giacomo, A. S., ed. (2005b). *Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Buenos Aires: Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata.
- Du, Y., Teillet, P.M and Cihlar, J., 2002. Radiometric normalization of multitemporal high-resolution satellite images with quality control for land cover change detection. Remote Sensing of Environment, 82, pp. 123-134.
- Dudgeon, D. and K. K. Y. Wu. 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? Archiv für Hydrobiologie 146: 65-82
- Dukatz F., Ferrati R. 2006. *Automatización de Seguimiento de Lagunas mediante Imágenes Landsat TM y Visualización Interactiva de Resultados*. IV Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP IV) IIB-INTECH Chascomús, Buenos Aires, Argentina, 10 de Noviembre de 2006.
- Elith, J., C.H. Graham (the 1st two authors contributed equally). R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K.S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz, and N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29: 129-151.
- Esteves, F. de A. 1998. Fundamentos de Limnología. Interciencia, 1-602. ISBN: 85-7193-008-2.
- Federico, P. y G. Canziani 2005. Modelling the population dynamics of Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*): first steps towards a management plan. *Ecological Modelling* (en prensa).
- Ferrati, R.; G.A. Canziani y D. Ruiz Moreno, 2005. Esteros del Iberá: Hydrometeorological and hydrological characterization. *Ecol. Model.* (en prensa).
- Ferrati, R.M., Ruiz Moreno, D., Canziani, G.A., 2000. Modelos de Balance Hídrico para analizar el cambio de régimen en un Humedal sujeto a perturbaciones antropicas y climáticas. Edición Electrónica de la 6a Conferencia Internacional del Seminario Permanente Ciencia y Tecnología del Agua. Madrid, España. http://agua.rediris.es/conferencia_iberdrola_2000.
- Fielding, A.H. & J.F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.
- Fitch, H. S. & Nadeau, M.R..1980. An assessment of the status of *Caiman latirostris* and *Caiman crocodilus yacare* in northern Argentina. Final Report. Project 79 3162. University of Kansas. WWF.USFWS.NYZS. Buenos Aires.
- Fraga, R.M. 2001. The avifauna of Estancia San Juan Poriahú (Iberá Marshes, Argentina): checklist and some natural history notes. *Cotinga* 16: 81-86.

- Franceschini, M.C.; J. Addis; A. Poi de Neiff y M.L. De Wysiecki, 2007. Fenología de *Cornops aquaticum* Bruner (Orthoptera:Acrididae) en un camalotal de *Eichhonia azurea* (SW.) Kunth (Pontederiaceae). *Amazoniana*, 19 (3/4) :149-158.
- Frutos, S.M. 2003. Zooplancton de lagunas y cursos de agua del sistema Iberá. 143-161, en: Poi de -Neiff (Ed.) *Limnología de Iberá*. EUDENE, 1-191. ISBN 950 656-065-X
- Fundación Ecos (Ed). 2005. *Propuesta de Plan de Manejo de la Reserva Natural del Iberá*. Proyecto Manejo y Conservación de la Biodiversidad de los Humedales de los Esteros del Iberá". Proyecto GEF/PNUD 02/G35. 2005. 106 pp.
- Gal, G., J. Imberger, T. Zohary, JP. Antenucci, A. Anis, T. Rosenberg. 2003. Simulating the thermal dynamics of Lake Kinneret. *Ecological Modelling*. 162, 69–86.
- Galassi, M.E.; M.C. Franceschini y A. Poi de Neiff, 2006. Population estimates of *Hyaella curvispina* Shoemaker population (Amphipoda) in aquatic vegetation of northeastern argentinian ponds. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18 (1): 102-108.
- Gates, D.M. 1966. Spectral distribution of solar radiation on the earth's surface. *Science*, 151:523-529.
- Gil Carbo, G. 2003. Densidades de lobito de río (*Lontra longicaudis*) en las lagunas de Galarza y Luna. En Alvarez, B.B. (ed.) *Fauna de Ibera*. Editorial Univ. de la Univ. Nac. del Noreste, Corrientes, Argentina. Pp. 343-347.
- Giraudó, A.R. (ed). *Aves de los Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina): Patrones de diversidad, historia natural y perspectivas de conservación*. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- Giraudó, A.R.; A.S. Di Giacomo; MA Ordano; ER Krauczuk; M Chatellenaz y C Saibene 2003b. Cap. 5: Aves amenazadas de los esteros del iberá: un refugio que se desvanece. En: Giraudó, AR (ed.) *Aves de los Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina): Patrones de diversidad, historia natural y perspectivas de conservación*. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- Giraudó, A.R.; M Chatellenaz; C Saibene; MA Ordano; ER Krauczuk; J Alonso y A.S. Di Giacomo 2003a. Cap. 2. Avifauna del Iberá: composición y datos sobre su historia natural. En: Giraudó, AR (ed.) *Aves de los Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina): Patrones de diversidad, historia natural y perspectivas de conservación*. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- Giraudó, A.R.; M.A. Ordano; M. Chatellenaz; E.R. Krauczuk; A.H. Beltzer; C. Saibene; A.S. Di Giacomo y J Alonso. *Aves de los esteros del Ibera (Corrientes, Argentina): patrones de diversidad, historia natural y perspectivas de conservación*. Alvarez, B.B. (Ed.) *Fauna del Ibera*. Editorial Universitaria de la Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes. 2003
- Gonçalves, Jr. J. F., M. A. S. Graça and M. Callisto. 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 344-355.
- Hocking, G., BS. Sherman, JC. Patterson. 1988. Algorithm for selective withdrawal from stratified reservoir. *J. Hydr. Engng. ASCE* 114 (7), 707–719.
- Hocking, GC. & JC Patterson. 1991. Quasi-two-dimensional reservoir simulation model. *J. Environ. Eng. ASCE* 117, 595–613.
- Huang, C., Wylie, B., Homer, C., Yang, L., Zylstra, G., 2002, *Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 7 ETM at-satellite reflectance*: *International Journal of Remote Sensing*, v. 23, no. 8, p. 1741-1748.
- Imberger, J. & JC Patterson. 1981. A dynamic reservoir simulation model: DYRESM 5. In: Fisher, H.B. (Ed.), *Transport Models of Inland and Coastal Waters*. Academic Press, New York, pp. 310–361.
- IPCC 2000. Emissions Scenarios. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Nebojsa Nakicenovic and Rob Swart (Eds.) Cambridge University Press, UK. pp 570
- IPCC 2001. Climate Change 2001 The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Houghton JT., Y. Ding, DJ. Griggs, M. Noguer, PJ. Van der Linden, D. Xiaosu (Ed.) Cambridge University Press, Cambridge:944 pp.
- Iriondo M., 1987. *Geomorfología y cuaternario de la Provincia de Santa Fe*. D'Orbignyana, p 54.

- Jellison, R., & J.M. Melack. 1993. Meromixis in hypersaline Mono Lake, California. Stratification and vertical mixing during the onset, persistence and breakdown of meromixis. *Limnol. Oceanogr.* 38:1008-1019.
- Jensen J.R. 2004. *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*. Digital change detection, Prentice-Hall, New Jersey, pp. 467–494.
- Jeppesen, E., JP. Jensen, M. Sondergaard, KS. Hansen, PH. Moller, HU. Rasmussen, V. Norby, S. E. Larsen, 2003. Does resuspension prevent a shift to a clear state in shallow lakes during reoligotrophication? *Limnology and Oceanography* 48: 1913–1919.
- Kauth, R. J., Thomas, G. S., 1976, *The tasseled cap --a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen in Landsat*, in Proceedings on the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data, West Lafayette, Indiana, June 29 -- July 1, 1976, (West Lafayette, Indiana: LARS, Purdue University), 41-51.
- Kratzer, E.B. y D.P. Batzer, 2007. Spatial and temporal variation in aquatic macroinvertebrates in the Okefenokee swamp, Georgia, USA. *Journal of the Society of Wetland Scientists. Wetlands*, 27 (1): 127-140
- Lancelle, H. G 1981. Principales características físicas y químicas de las aguas de diversos ambientes leníticos y lóuticos del Iberá. En: CECOAL, Informe Final del Convenio ICA-CECOAL, vol. I. Corrientes, Argentina.
- Lancelle, H. G. 2003. Características químicas de las aguas del Iberá. 71-84, en: A. Poi de -Neiff (Ed.) *Limnología de Iberá*. EUDENE, 1-191. ISBN 950 656-065-X
- Lodge, D.M., G. Cronin, E. van Donk y A.J. Froelich. 1998. Impact of herbivory on plant standing crop: comparisons among biomes, between vascular and nonvascular plants, and among freshwater herbivore taxa. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. In: Jeppesen, E. Ma. Søndergaard, Mo. Søndergaard & K. Christoffersen Eds. Springer- Verlag, New York, pag: 149-174.
- Loiselle, S., L. Bracchini, A. Cózar, A. Dattilo y C. Rossi, 2005. Extensive spatial analysis of the light environment in a subtropical shallow lake, Laguna Iberá, Argentina. *Hydrobiologia* (en prensa).
- Lopretto, E. C. y G. Tell. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio. Ediciones Sur, La Plata, Argentina.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, Blackell Publishing, 256p.
- Martínez-Freiria, F., Sillero, N., Lizana, M., Brito, J. C. (2008). GIS-based niche models identify environmental correlates sustaining a contact zone between three species of European vipers. *Diversity and Distributions*, 14 (3): 452-461.
- Matveev, V.F.; C.C. Martinez; S.M. Frutos and Y. Zalocar de Domitrovic, 1992. Population control in planktonic crustaceans of a sutropical lake during seasonal succession. *Hydrobiol.*, 124 (1): 1-18.
- Mauro, R.A., G.M. Mourao, M.E. Coutinho, M.P. Silva & W.E. Magnusson. 1998. Abundance and distribution of Marsh Deer (*Blastocerus dichotomus*) (Artiodactyla: Cervidae) in the Pantanal, Brazil. *Rev. Ecol. Lat. Am.* 5(1-2): 13-20.
- McKee, D., D. Atkinson, SE. Collings, JW. Eaton, AB. Gill, I. Harvey, K. Hatton, T. Heyes, D. Wilson, B.
- Melack, J.M. and J.J. Middelburg, 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51 (5): 2388-2397.
- Merritt, R.W. and W. Cummins, 1996. *An introduction to the Aquatic Insects of North America*,
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink, 1993. *Wetlands, second edition*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY, USA.
- Moss, 2003. Response of freshwater microcosm communities to nutrients, fish, and elevated temperature during winter and summer. *Limnology and Oceanography* 48: 707–722.
- Moss, B., D. McKee, D. Atkinson, S. E. Collings, J. W. Eaton, A. B. Gill, I. Harvey, K. Hatton, T. Heyes, D. Wilson, 2003. How important is climate? Effects of warming, nutrient addition and fish on phytoplankton in shallow lake microcosms. *Journal of Applied Ecology* 40: 782–792.

- Mourao, G., Bayliss, P., Coutinho, M., Abercrombie, C.L. & Arruda, A. 1994. Test of an aerial survey for caiman and other wildlife in the Pantanal, Brazil. *Wild. Soc. Bull.* 22:50-56.
- Mourao, G., M. Coutinho, R. Mauro, Z. Campos, W.M. Tomas & W. Magnusson. 2000. Aerial surveys of cayman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal Wetland of Brazil. *Biol. Cons.* 92(2): 175-183.
- Mourao, G.M. & Campos, Z. 1995. Survey of broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*), marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) and capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) in the area to be inundated by Porto Primavera dam, Brazil. *Biol. Conserv.* 73:27-31.
- Mourao, G.M. & Magnusson, W. 1997. Uso de levantamentos aéreos para o manejo de populações silvestres. In *Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil* (C. Valladares-Padua & R.E. Bodmer, eds). Sociedade Civil Mamirauá, p.23-33.
- Nagid, E.J.; D.E. Canfield y M.V. Hoyer 2001. Wind-induced increases in trophic state characteristics of a large (27 km²), shallow (1.5 mean depth) Florida lake. *Hydrobiologia* 455: 97-110.
- Neiff J.J., 2003. *Ambientes acuáticos y palustres del Iberá*. Limnología del Iberá. EUDENE, Corrientes, pp. 17-70.
- Neiff, 1981. Vegetación acuática y anfibia del Iberá. 86-166. En ICA-CECOAL (Corrientes, Argentina) Vol. 7: Investigaciones Ecológicas en el macrosistema Iberá. 1-194.
- Neiff, 2003. Distribución de la vegetación acuática y palustre del Iberá. 17-66. En: A. Poi de -Neiff (Ed.) *Limnología de Iberá*. EUDENE, 1-191. ISBN 950 656-065-X
- Neiff, J. J. 1981a. Tipificación de los ambientes acuáticos y de interfase del macrosistema Iberá. *En Estudio del Macrosistema Iberá, Tomo V(1): Ecología. Editado por A.A. Bonetto. ICA-CECOAL, Corrientes, pp. 14-43.*
- Neiff, J.J. (autor), 2004. *El Iberá...en peligro?* Ed. Fundación Vida Silvestre de Argentina. 136 p. ISBN: 930-9427-10-1
- Neiff, J.J. 1981b. Vegetación acuática y anfibia del Iberá, Tomo V(2): Ecología. *En Estudio del Macrosistema Iberá. Editado por A.A. Bonetto. ICA-CECOAL, Corrientes, pp. 86-165.*
- Neiff, J.J. 1999. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. *En Tópicos sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica. Editado por A.I. Malvárez. UNESCO-ORCYT-MAB, Montevideo. pp. 97-146.*
- Neiff, J.J. Poi de Neiff, A y M.B.Canón Verón, 2009. The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotropical Ichthyology*. (Aceptado).
- Neiff, J.J. y A. Poi de Neiff, 2006. Situación ambiental de la ecoregión Iberá. Pp. 177-184. En: Brown, A.; U. Matinez Ortiz; M. Acerbi y J.Corcuera (eds.): *La situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Neiff, J.J., 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South America. Pp. 1-60. In: Gopal, B, W.J. Junk and B. Davis (eds.): *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers. 311 p.
- Neiff, J.J., A. Poi de Neiff y M. Canon Verón. The role of vegetated areas of fish assemblage of the Paraná River floodplain: effect of different hydrological conditions *Neotropical Ichthyology* (aceptado)
- Neiff, J.J.; M.H. Iriondo y R. Carignan, 1994. Large Tropical South American Wetlands: An Overview. *Proceedings of the International Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*: 156-165. Washington Seattle.
- Newman, R.M. 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 10(2): 89-114.
- Odena I.J. 1977. Calidad de aguas de la Provincia de Corrientes. Informe de Avance 1, INCYTH, Ezeiza, Buenos Aires. 1-44.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, assessment and control*. Final Report. OECD, Paris. 154 p.

- OJASTI J. 1973. *Estudio biológico del chigüire o capybara*. Fondo Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Caracas, Venezuela.
- Oliveros, O.B. y A.H. Beltzer 1983. Alimentación del "biguá común" (*Phalacrocorax olivaceus*) en el valle aluvial del Río Paraná medio (Pelacniformes: phalacrocoracidae). *Neotropica* 29 (82): 225-230.
- Olson, D., E. Dinerstein, P. Canevari, I. Davidson, G. Castro, V. Morisset, R. Abell y E. Toledo (eds.) 1998. Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: A conservation assessment. Biodiversity Support Program, Washington D.C. 70 pp.
- Paolini, L., Grings F., Sobrino J.A., Jimenez Muñoz J.C. y Karszenbaum H., 2006. *Radiometric correction effects in Landsat multi-date/multi-sensor change detection Studies*. International Journal of Remote Sensing, Vol. 27, No 4, pp 685-704
- Parera, A. 2002. *Los mamíferos de la Argentina y la región austral de Sudamérica*. Editorial El Ateneo.
- Parera, A. y D. Moreno, 2000. El venado de las pampas en Corrientes. Diagnóstico de su situación y propuestas de manejo. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 41 pp.
- Peters, R.H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge, 329 pp.
- Peterson, A. T. 2003a. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology*, 78:419-433.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- Poi de Neiff, A. (ed.), 2003 a. Invertebrados de la vegetación del Iberá, Capítulo 6. Pp. 171-191. En: Poi de Neiff, A. (ed.): *Limnología del Iberá*. Aspectos físicos, químicos y biológicos de sus aguas. Ed. Eudene.
- Poi de Neiff, A. 1979. Invertebrados acuáticos relacionados a *Egeria naid* (Planch), con especial referencia a los organismos fitófagos. *Ecosur*, 6(11): 101-109. ISSN 0325-108X
- Poi de Neiff, A. 2003 b. Macroinvertebrates living on *Eichhornia azurea* Kunth in the Paraguay River. *Acta Limnologica Brasiliensia* (Brazilian Society of Limnology, Botucau, San Pablo, Brasil), 15 (1):55-63.
- Poi de Neiff, A. and R. Carignan, 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 345: 185-196.
- Poi de Neiff, A. y J.J. Neiff, 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. *Interciencia*, 31 (3) :220-225.
- Poi de Neiff, A., 2008. Las plantas acuáticas como sustento de biodiversidad. Pp. 93-101. En: *Manual de Biodiversidad de Chaco, Corrientes y Formosa*. CEGAE- Universidad Nacional del Nordeste. Eudene. 346 pp.
- Poi de Neiff, A., M.C. Franceschini y M.E. Galassi. 2009. ¿Es importante la biomasa de *Eichhornia crassipes* que se pierde a través de la herbivoría? En resúmenes del Congreso Argentino de Limnología. Bariloche, Argentina 26 al 30 de octubre de 2008.
- Poi de Neiff, A.; J.J. Neiff y S. Casco, 2006. Leaf litter decomposition in three wetlands of the Paraná River floodplain. *Wetlands* (Journal of the Society of Wetland Scientist, USA), 26 (2):558-566.
- Poi de Neiff, A.; J.J. Neiff; Y. Zalokar de Domitrovic; S.M. Frutos y M.B. Canon Verón, 2007. Estructura de las comunidades en un lago eutrófico y perspectivas de manejo (Corrientes, Argentina). En: *Actas del Congreso Internacional sobre Desarrollo, Medio Ambiente y Recursos Naturales: sostenibilidad a múltiples niveles y escalas*:1197-1202. Feyen, J. Aguirre L. y Moraes M. (Edits). Vol. II (Subtema 4). Cochabamba, Bolivia.
- Poi de Neiff, A.; M.E. Galassi y M.C. Franceschini. Invertebrate colonization of leaf litter in three floodplain wetlands of the Paraná River. *Wetlands* (Journal of the Society of Wetland Scientist, USA). (Aceptado).
- PRIMER-E, Versión 6. 2008. <http://www.primers-e.com/>
- Rodrigues, A.S.L., S.J. Andelman, M.I. Bakarr, L. Boitani, T.M. Brooks, R.M. Cowling, L.D.C. Fishpool, G.A.B. Fonseca, K.J. Gaston, M. Hoffmann, J.S. Long, P.A. Marquet, J.D. Pilgrim, R.L. Pressey, J. Schipper,

- W. Sechrest, S.N. Stuart, L.G. Underhill, R.W. Waller, M.E.J. Watts & X. Yan. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.
- Rodríguez, J.P., Brotons, Ll., Bustamante, J., Seoane, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity & Distributions* 13: 243- 251
- Rossi, C.; Loiselle, S.; Bracchini, L.; Bastianoni, S.; Brogi, F.; Donatti, A.; Mazzuoli, S. ; Hull, V.; Falcucci, M.; Panella, S. Marcellini, S; Vto, G.; Fortuna, S.; Gallucci, V.; Carpanori, M. Macale, D; Cacchinell, L. L. Valerio. Calidad del agua, monitoreo y desarrollo de indicadores de sustentabilidad. 103-116, en:
- Canziani, G.; Rossi, C.; Loiselle, S. y R. Ferrati (Eds.). 2003. Los esteros del Iberá. Informe del Proyecto "El manejo sustentable de los recursos de humedales del Mercosur". Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina, 1-258.
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. 1974. *Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS*. pp. 301–317. Proceedings of the Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium (Greenbelt: NASA), SP-351.
- Ryding, S. y W. Rast, 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Ed. Pirámide, Madrid. 375 p.
- Schaller, G.B. y J.M.C. Vasconcellos. 1978. A marsh deer census in Brazil. *Oryx* 14: 345-351.
- Scheffer, M. 1998. *The Ecology of Shallow Lakes*, Chapman & Hall, London, 357 pp.
- SERNAH 2000. Hydrologic statistics of XX century (in Spanish). Ministry of Infrastructure and Housing, Sub-secretary of Water Resources, Buenos Aires, Argentina.
- Sinclair, A. R. E. 1972. Long term monitoring of mammal populations in The Serengeti: census f non-migratory ungulates, 1971. *East African Wildlife Journal* 10: 287-297.
- Sinclair, R. G. 1977. Harvesting kangaroos in New South Wales. *Australian Wildlife Research* 4: 207-218.
- Soria, A., S. Heinonen Fortabat y S. Fabri. 2003. Estimacion poblacional del ciervo de los pântanos em los Esteros del Ibera, Corrientes, Argentina. En Alvarez (ed.) Fauna de Ibera. Editorial Univ. de la Univ. Nac. del Noreste, Corrientes, Argentina. Pp. 349-358.
- Thomaz, S.M.; E.D. Dibble; L.R. Evangelista; J Higuti and L.M. Bini, 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358-367.
- Thorp, J.H. and A.P. Covich (eds.), 2001. *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates*. Second edition. Academic Press, New York, NY, USA:
- Tockner, K.; Ch. Baumgartner; F. Schiemer and J.V. Ward, 2000. Biodiversity of a Danubian floodplain: structural, functional and compositional aspects. Pp. 141-159. In: Gopal, B., W.J. Junk and J.A. Davis (eds.): *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers. 353 p.
- Tomas W.M.; Salis S.M.; Silva M.P.; Miranda Mourão G. 2001. Marsh Deer (*Blastocerus dichotomus*) distribution as a Function of Floods in the Pantanal Wetland, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36 (1):9-13
- Travaini, A., Bustamante, J. Rodríguez, A., Zapata, S., Procopio, D., Pedrana, J., Martínez-Peck, R. 2007. An integrated framework to map animal distributions in large and remote regions. *Diversity & Distributions* 13: 289-298
- Trivinho-Strixino, S. and G. Strixino, 1993. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. *Revista Brasileira de Biologia*, 53: 103-111.
- Trivinho-Strixino, S. and G. Strixino, 1995. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros*. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, Brasil.
- USEPA, 2002. *Methods for evaluating wetland conditions: #9 developing and invertebrate index of biological integrity for wetlands*. United States Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, DC, USA. EPA-822-R-02-019.

Vazquez, F.A. 1999. Caracterización física y química del río Corriente. Paradigmas, 3 (5) Sec. Gral. De Ciencia y Técnica, Univ. Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.

Wallace, B., MC. Bailey, DP. Hamilton. 2000. Simulation of vertical position of buoyancy regulating *Microcystis aeruginosa* in a shallow eutrophic lake. *Aquat.sci.*62, 320–333

Wantzen, K. M., R. Wagner, R. Sutfeld and W. J. Junk. 2002. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 815-821.

Ward, J.V.; K. Tockner and F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 125-139.

Wetzel R. 1981. Limnología. Omega. Barcelona, España.

Wissinger, S.A., 1999. Ecology of wetland invertebrates: synthesis and applications for conservation and management. Pp. 1043-1086. In. D.P. Batzer; R.R. Rader and S.A. Wissinger (eds.): *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management*. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, NJ, USA.

World Bank 1999. International Advisory Panel Report on the Argentina-Paraguay Yacyretá Hydroelectric Project, 77 pp.

Yiou, P., M. Nogaj (2004) *Extreme climatic events and weather regimes over the North Atlantic: When and where?* *Geophys. Res. Lett.*, 31, L07202, doi:10.1029/2003GL019119.