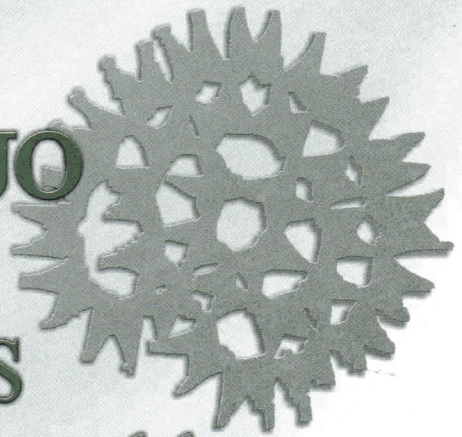


# BIOLOGÍA ACUÁTICA

Volumen N° 22

Año 2005

III CONGRESO  
de ECOLOGÍA  
y MANEJO  
de ECOSISTEMAS  
ACUÁTICOS  
PAMPEANOS



Tandil

(Trabajos Completos)

Editores

*F. Grosman y P. Sanzano*

INSTITUTO DE LIMNOLOGÍA "Dr. Raúl A. Ringuelet"

CONICET-UNLP

La Plata, marzo de 2006

## FICOFLORA DE LA LAGUNA DON TOMÁS (LA PAMPA, ARGENTINA)

S. B. ALVAREZ; A. E. BIASOTTI; J. BERNARDOS Y G. I. BAZÁN

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam, Uruguay 151, (6300), Santa Rosa, La Pampa.  
sbalvarez@exactas.unlpam.edu.ar

### RESUMEN

El objetivo del presente trabajo es analizar la composición y la distribución estacional de las especies fitoplanctónicas de la Laguna Don Tomás durante un ciclo anual. Se colectaron muestras mensuales (agosto 2002 a julio 2003), los que se estudiaron cualitativamente. Asimismo, se analizaron parámetros fisicoquímicos. Se realizó un análisis de clusters en base al índice de similitud de Sorensen, para determinar la distribución de los taxa. La riqueza específica de la taxocenosis fitoplanctónica fue de 159 taxa. Los cluster mostraron agrupamientos con una marcada distribución estacional. Se identificaron cuatro grupos. El primero compuesto por los meses de septiembre, octubre y noviembre corresponden a la primavera, el segundo grupo, verano, integrado por diciembre, enero y febrero y el tercer grupo está constituido por marzo, abril, mayo, junio y julio. Los resultados correspondientes al mes de Agosto se aíslan del resto del año por condiciones ambientales particulares.

**Palabras claves:** ficoflora, distribución estacional.

### ABSTRACT

The work deals with the analyze composition and seasonal distribution of phytoplanktonic species of Don Tomas Shallow lake during an annual cycle. Six monthly samples were collected (August 2002 to July 2003) and they were qualitatively studied. The physical and chemical parameters were registered in the same time. The index of similarity of Sorensen was made In order to determine the degree of similarity of the seasonal distribution of the taxa. The phytoplanktonic taxocenosis community richness specific of the was of 159 taxa. Groups with a noticeable seasonal distribution were showed with cluster analyzed. Four seasonal groups were identified. September, October and November correspond to the spring; the second group, summer, was integrated for December, January and February, and the third group was constituted for March, April, May, June and July. Different environmental conditions during the winter of 2002 had isolated the results of August.

**Key words:** phycoflora, seasonal distribution.

### INTRODUCCIÓN

El presente trabajo tiene como objetivo analizar la composición, y distribución estacional de las especies fitoplanctónicas de la Laguna Don Tomás durante un ciclo anual (2002-2003).

Entre los antecedentes en el área de estudio se señalan los trabajos efectuados sobre la Div. *Chlorophyta*

(*Chlorococcales* y *Volvocales*) (Alvarez 1992), sobre la Div. *Cyanophyta* (Alvarez & Bazán, 1994), y sobre la ficoflora total (Alvarez & Bazán, 2002).

### MATERIAL Y MÉTODOS

El humedal Don Tomás pertenece al grupo de lagunas de la región fisiográfica oriental de la provincia de La Pampa y posee una superficie



aproximada de 200-220 ha, con una profundidad media que oscila entre 2.5 y 3 metros. Esta es una depresión natural localizada en la ciudad de Santa Rosa, (36° 37' 30,2" S, 64°18' 29,8" W), pertenece a la región Neotropical, Dominio chaqueño, Provincia biogeográfica pampeana, Distrito fitogeográfico pampeano-occidental (Cabrera & Willink, 1980). Es un bajo salino endorreico cuyo régimen de alimentación está constituido por el aporte de las aguas precipitadas sobre su superficie, el escurrimiento pluvial correspondiente a la ciudad capital y la carga y descarga de la napa freática.

En este humedal, se recolectaron 6 muestras mensuales, durante el período comprendido entre agosto de 2002 y julio de 2003, se fijaron con formaldehído al 4% y se depositaron en el herbario de la Facultad de Agronomía de la UNLPam, bajo las siglas SRFA legado Alvarez-Bazán.

Simultáneamente se registraron parámetros físico-químicos tales como: temperatura del agua y del aire, índice de transparencia, conductividad y pH.

La temperatura media anual para la ciudad de Santa Rosa es de 15 °C y la Precipitación media anual de 600 mm.

El grado de similitud en la comunidad algal a lo largo del período de estudio se obtuvo mediante la aplicación de un análisis de agrupamientos en base al coeficiente de Sorensen.

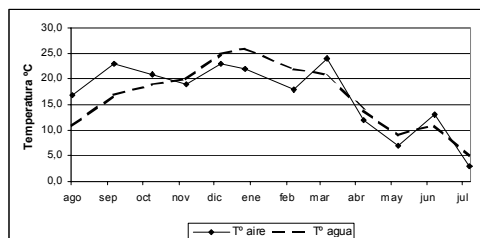
El ordenamiento taxonómico se realizó según Bourrelly (1968, 1970, 1972).

## RESULTADOS Y CONCLUSIONES

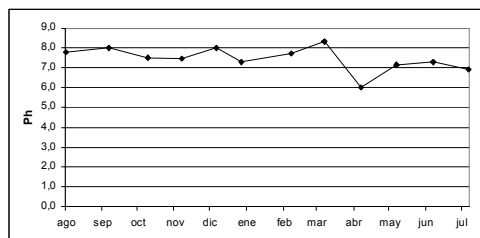
### Aspectos ambientales

La transparencia osciló entre 0,10 y 0,60 m. de profundidad del disco de Secchi. El rango mínimo de transparencia, en verano y otoño de 2003 coinciden con la floración de *Planthotrix agardhii* (Gom.) Anagh. & Kom. En coincidencia con una importante mortandad de peces. La conductividad

varió entre 1,15- 9,6 X 1000 micromho/cm, la Temperatura del agua entre 5° y 26 °C (Figura 1) y el pH fluctuó entre 7 y 11 (Figura 2).



**Figura 1.** Distribución temporal de la temperatura del aire y del agua en la Laguna Don Tomás, Santa Rosa, L.P.



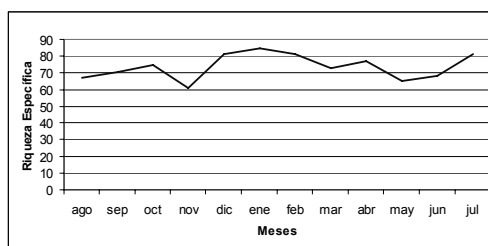
**Figura 2.** Distribución temporal del pH en la Laguna Don Tomás, Santa Rosa, L.P.

### Aspectos biológicos

La riqueza específica de la taxocenosis fitoplanctónica fue de 159 taxa. La misma registrada y expresada como el porcentaje de las divisiones estudiadas fue de 47,8% para la Div. *Chlorophyta*, 32,7% para *Cyanophyta*; 14,5% para *Bacillariophyceae* y el 5% restante para «otras algas» (Div. *Euglenophyta*, *Chrysophyta*, *Pyrrophyta* y *Cryptophyta*).

El mes de enero es el que presentó la mayor riqueza (85), siendo el 49% de los taxa pertenecientes a la Div. *Chlorophyta*, seguido de los meses de diciembre, febrero y julio, con 81 taxa (Figura 3).

En cuanto al número de taxa por División, en las *Chlorophyta* se encontró en mayor número durante todos los meses del año, seguida de la Div. *Cyanophyta*, y en menor proporción

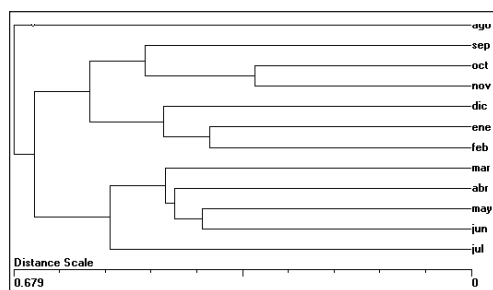


**Figura 3.** Distribución temporal de la riqueza específica algal en la Laguna Don Tomás, Santa Rosa, L.P.

por la Clase *Bacillariophyceae* y por el grupo de taxa incluidos en «otras algas».

El 22.6 % de las especies se hallaron presentes en más del 80 % del periodo estudiado, destacándose *Anabaenopsis arnoldii*, *Planthotrix agardhii*, *Phomidium* sp., *Chlorella elipsoidea*, *Monoraphidium griffithii*, *M. arcuatum*, *Tetraedrum minimum*, *Actinastrum raphidioides*, *Scenedesmus acuminatus*, *Aulacoseira* sp., *Cyclotella* sp., *Navicula* sp., *Euglena* sp.1. con un 100% de frecuencia relativa (ver Tabla Anexa).

El análisis de clusters mostró agrupamientos con una marcada distribución estacional, identificándose cuatro grupos: El primero compuesto por los meses de septiembre, octubre y noviembre corresponden a la primavera, el segundo grupo, verano, integrado por diciembre, enero y febrero, y el tercer grupo está constituido por marzo, abril, mayo, junio y julio. Agosto se aísla del resto del año por las condiciones ambientales atípicas reinantes durante ese invierno, hallándose la máxima afinidad entre



**Figura 4.** Análisis de Agrupamientos de la presencia estacional de algas en base al índice de Sorensen.

los meses de octubre y noviembre (Figura 4).

El grupo de la primavera está caracterizado por la presencia de *Oscillatoria proteus* Skuja, *Oocystis lacustris* Chod, *Dictyosphaerium pulchellum* Wood, *Staurastrum* sp., *Tetraedron caudatum* (Corda) Hansg. El grupo del verano por *Anabaenopsis* sp., *Golenkiniopsis parvula* (Voronich.) Kors., *Cocconeis* sp., *Aphanothece stagnina* (Spreng.) A. Braun, *Microcystis stagnalis* Lemm., *Treubaria euryacantha* (Schmidle) Kors. El grupo del invierno está representado por la presencia de *Chamaesiphon subglobosum* (Rostaf.) Lemm., *Lyngbya aerugineo-coerulea* (Kütz.) Gomont, *Mallomonas* sp., *Spirulina subsalsa* Oerstd. ex. Gom., *Anomooneis* sp., *Nitzschia acicularis* W. Smith., *Cryptomonas* sp.

## REFERENCIAS

- Alvarez, S. B.** 1992. Algas de aguas continentales de La Pampa. Argentina. I. O. Volvocales y O. Chlorococcales. Rev. Fac. Agronomía. UNLPam. 6(2): 35-51.
- Alvarez, S. B. & G. I. Bazán.** 1994. Cianofíceas Continentales de Pcia. de La Pampa. (Argentina). Rev. Fac. Agronomía. UNLPam. 7(2): 43-62.
- Alvarez, S. B. & G. I. Bazán.** 2002. Estudio preliminar de la biodiversidad algal de la laguna Don Tomás (Santa Rosa, La Pampa). En: Resúmenes II Jornadas sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. 44p.
- Bourrelly, P.** 1968. Les algues d'eau douce, initiation a la systématique. Tome II Les Algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Editions N. Boubée Cie, 1-438p.
- Bourrelly, P.** 1970. Les algues d'eau douce, initiation a la systématique. Tome III: Les Algues bleues et rouges. Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Editions N. Boubée Cie, 1-512p.
- Bourrelly, P.** 1972. Les algues d'eau douce, initiation a la systématique. Tome I: Les Algues Vertes, Editions N. Boubée Cie, 1-572p.
- Cabrera, A. L & A. Willink.** 1980. Biogeografía de América Latina. Sec. Gral de la OEA, Washington, D.C. 271 pp.

## ANEXO

Taxa	Frecuencia Relativa
1 <i>Cyanobacterium cedrorum</i> (Sauv.) Kom.Kopecky <i>et</i> Cepáck	33%
2 <i>Aphanothece stagnina</i> (Spreng.) A.Braun	92%
3 <i>Dactylococcopsis irregularis</i> G.M. Smith	75%
4 <i>Aphanocapsa elachista</i> W. & G.S.West	33%
5 <i>Aphacocapsa elachista</i> var. <i>irregularis</i> Boye-Petersen	25%
6 <i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	58%
7 <i>Merismopedia punctata</i> Meyen	25%
8 <i>Merismopedia</i> sp.	25%
9 <i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lemm.	25%
10 <i>Coelosphaerium confertum</i> W.& G.S.West	17%
11 <i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchn.	67%
12 <i>Microcystis stagnalis</i> Lemm.	67%
13 <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	42%
14 <i>Microcystis pulvereae</i> (Wood) Forti	92%
15 <i>Microcystis</i> sp.	8%
16 <i>Coelomorum</i> sp.	17%
17 <i>Chroococcus minutus</i> (Kütz.) Näg.	17%
18 <i>Chroococcus</i> sp.	75%
19 <i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz) Näg.	42%
20 <i>Synechococcus</i> sp.	42%
21 <i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	8%
22 <i>Romeria</i> sp.	83%
23 <i>Snowella</i> sp.	92%
24 <i>Chamaesiphon subglobosum</i> (Rostaf.) Lemm.	42%
25 <i>Cyanocystis</i> sp.	8%
26 <i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptekarj.	100%
27 <i>Anabaenopsis</i> sp.	58%
28 <i>Nostoc commune</i> Vaucher ex Born. et Flah.	8%
29 <i>Anabaena sphaerica</i> Born. et Flah.	50%
30 <i>Anabaena variabilis</i> Kütz.	100%
31 <i>Anabaena</i> sp.	25%
32 <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	33%
33 <i>Cylindrospermum</i> sp.	67%
34 <i>Arthrospira platensis</i> (Nordst.) Gom.var <i>non constricta</i> (Barneji) Desik.	8%
35 <i>Spirulina subsalsa</i> Oerstd.ex.Gom.	33%
36 <i>Spirulina laxisima</i> West.G.S.	25%
37 <i>Pseudoanabaena</i> sp.	8%
38 <i>Oscillatoria margaritifera</i> Kütz.	8%
39 <i>Oscillatoria pseudogeminata</i> Schmid.	92%
40 <i>Oscillatoria splendida</i> Grev.	17%
41 <i>Oscillatoria acuta</i> Brühl <i>et</i> Biswas	17%
42 <i>Oscillatoria okeni</i> Ag.	17%
43 <i>Oscillatoria</i> sp.	58%
44 <i>Oscillatoria prolifica</i> (Grev.) Gom.	8%
45 <i>Oscillatoria proteus</i> Skuja	58%
46 <i>Planthotrix agardii</i> (Gom.) Anagh. <i>et</i> Kom.	100%
47 <i>Phomidium</i> sp.	100%
48 <i>Phormidium frigidum</i> F.E.Fritsch.	17%
49 <i>Phormidium tenue</i> (Menegh.) Gom.	67%
50 <i>Lyngbya aerugineo-coerulea</i> (Kütz.)Gomont	50%
51 <i>Lyngbya martensiana</i> Menegh.	17%
52 <i>Lyngbya</i> sp.	17%
53 <i>Tetraselmis cordiformis</i> Stein	8%
54 <i>Chlamydomonas</i> sp.	92%
55 <i>Pandorina</i> sp.	8%
56 <i>Gonium</i> sp.	8%
57 <i>Pteromonas</i> sp.	33%
58 <i>Characium</i> sp.	17%
59 <i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.	92%
60 <i>Treubaria triappendiculata</i> Bern.	58%
61 <i>Treubaria euryacantha</i> (Schmidle) Kors.	42%
62 <i>Polyedropsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle	8%
63 <i>Golenkinia radiata</i> Chod.	75%
64 <i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	67%
65 <i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>boryanum</i> (Turp.) Menegh.	17%
66 <i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>brevicorne</i> A.Br.	8%
67 <i>Pediastrum</i> sp.	42%
68 <i>Pediastrum clathratum</i> (Schröt.) Lemm.	58%
69 <i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenb.) Ralfs	42%
70 <i>Pediastrum duplex</i> Meyen	8%
71 <i>Micractinium pusillum</i> Fres.	33%
72 <i>Golenkiniopsis parvula</i> (Voronich.) Kors.	58%
73 <i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.	25%
74 <i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz.	25%
75 <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.	92%
76 <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	50%

**ANEXO**

	<b>Taxa</b>	<b>Frecuencia Relativa</b>
77	<i>Franceia ovalis</i> ( France) Lemm.	58%
78	<i>Lagerhemia subsalsa</i> Lemm.	92%
79	<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerh.) Chod.	17%
80	<i>Oocystis</i> sp.	25%
81	<i>Oocystis lacustris</i> Chod.	83%
82	<i>Oocystis lacustris</i> forma <i>solitaria</i> Wittr.	25%
83	<i>Oocystis parva</i> W.& G.S.West	42%
84	<i>Oocystis solitaria</i> Wittr. sensu Prosk-Lavr.	83%
85	<i>Chlorella elipsoidea</i> Gern.	100%
86	<i>Chlorella vulgaris</i> Beij.	83%
87	<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M.Smith)Belch.& Swale var. <i>acicularis</i>	75%
88	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	25%
89	<i>Monoraphidium griffithii</i> ( Berkl.) Kom.-Legn.	100%
90	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.)Hind.	100%
91	<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) Kom.Legn.	58%
92	<i>Kirchneriella contorta</i> ( Schmidle) Bohl. var. <i>contorta</i> Bohlin	83%
93	<i>Kirchneriella contorta</i> ( Schmidle) Bohl. var. <i>elegans</i> (Playf.)	25%
94	<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M. Smith ) Kors.	25%
95	<i>Kirchneriella obesa</i> (W.West) Schmidle	75%
96	<i>Kirchneriella aperta</i> Teil.	67%
97	<i>Kirchneriella</i> sp.1	25%
98	<i>Kirchneriella</i> sp.2	8%
99	<i>Tetraedrum minimum</i> (A.Br.)Hansg.	100%
100	<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.	42%
101	<i>Tetraedron trigonum</i> (Näg.) Hansg. sensu Skuja	25%
102	<i>Coelastrum microporum</i> Nag. var. <i>octaedricum</i> (Skuja) Sodomk.	50%
103	<i>Coelastrum astroideum</i> De.Not.	42%
104	<i>Actinastrum raphidioides</i> ( Reinsch.)Brunnth.	100%
105	<i>Crucigenia</i> sp.	17%
106	<i>Tetrastrum peterfü</i> Hortb.	25%
107	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (Schröd.) Lemm.	67%
108	<i>Tetrastrum</i> sp.	8%
109	<i>Scenedesmus</i> sp.	17%
110	<i>Scenedesmus ecornis</i> ( Ehrenb.) Chod.	83%
111	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	100%
112	<i>Scenedesmus armatus</i> Chodat	58%
113	<i>Scenedesmus armatus</i> Var <i>bogliarensis</i>	8%
114	<i>Scenedesmus opoliensis</i> Richt.	92%
115	<i>Scenedesmus opoliensis</i> var <i>carinatus</i> Lemm.	8%
116	<i>Scenedesmus spinosus</i> Chod.	92%
117	<i>Scenedesmus quadricauda</i> ( Turp.) Breb.sensu Chod.	25%
118	<i>Scenedesmus quadrispina</i> Chod.	8%
119	<i>Scenedesmus longispina</i> Chod.	58%
120	<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chod.) Fott & Kom.	58%
121	<i>Closterium</i> sp.	33%
122	<i>Staurastrum</i> sp	58%
123	<i>Cosmarium</i> sp.	75%
124	<i>Euastrum</i> sp.	17%
125	<i>Oedogonium</i> sp.	8%
126	<i>Stigeoclonium</i> sp.	25%
127	<i>Cladophora</i> sp.	42%
128	<i>Enteromorpha</i> sp.	8%
129	<i>Melosira</i> sp.	83%
130	<i>Aulacoseira</i> sp.	100%
131	<i>Cyclotella</i> sp.	100%
132	<i>Stephanodiscus</i> sp.	8%
133	<i>Thalassiosira</i> sp.	17%
134	<i>Actinocyclus</i> sp.	8%
135	<i>Chaetoceros</i> sp.	50%
136	<i>Diatoma</i> sp.	17%
137	<i>Fragilaria</i> sp.	25%
138	<i>Asterionella</i> sp.	8%
139	<i>Synedra</i> sp.	83%
140	<i>Cocconeis</i> sp.	83%
141	<i>Anomoeoneis</i> sp.	33%
142	<i>Navicula</i> sp.	100%
143	<i>Pinnularia</i> sp.	33%
144	<i>Amphiprora</i> sp.	42%
145	<i>Amphiprora alata</i> Kütz.	17%
146	<i>Amphora</i> sp.	17%
147	<i>Cymbella</i> sp.	17%
148	<i>Gomphonema</i> sp.	67%
149	<i>Epitemia</i> sp.	8%
150	<i>Bacillaria</i> sp.	33%
151	<i>Nitzschia acicularis</i> W. Smith.	33%
152	<i>Peridinium</i> sp.	92%

**ANEXO**

	<b>Taxa</b>	<b>Frecuencia Relativa</b>
153	<i>Euglena</i> sp.1	100%
154	<i>Euglena</i> sp.2	75%
155	<i>Trachelomonas</i> sp.	83%
156	<i>Phacus</i> sp.	92%
157	<i>Goniochloris</i> sp.	8%
158	<i>Mallomonas</i> sp.	58%
159	<i>Cryptomonas</i> sp.	25%

# ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE ROTÍFEROS PLANCTÓNICOS EN DOS LAGUNAS PAMPÁSICAS: SIMILITUDES Y DIFERENCIAS<sup>1</sup>

D. ARDOHAIN<sup>2</sup>, H. BENÍTEZ<sup>3</sup>, M. CLAPS<sup>4</sup> & N. GABELLONE<sup>4</sup>

Instituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet", Av. Calchaquí km 23,5 (1888) Florencio Varela  
martin@ilpla.edu.ar

## ABSTRACT

The structure and dynamic of planktonic rotifers were analysed in successive years in two shallow lakes (Lacombe and San Miguel del Monte) with different hydrological characteristics and aquatic macrophytes. Lacombe is characterized by the absence of tributaries, its small area and the presence of central annular stands of emergent macrophytes (*Scirpus californicus*) that reduce the open water sector. In this lake, during the study colonization by submerged macrophytes occurred and an extensive clear water period was detected. San Miguel del Monte has two affluents and the emerged macrophytes (*S. californicus*) are observed in some littoral sectors. Two sampling stations were located in both lakes: one at the deeper part of the lake and the other in a sector with emergent macrophytes. Spatial-temporal changes of planktonic rotifers in the water column were examined. The perennial species found in these shallow lakes are considered to be common in eutrophic waters, eurytopic, and are widely distributed. The 59% of total species richness were common to both environments. The minor number of species recorded in Lacombe could be related to the structure of the egg banks in sediments and the impossibility of certain species to colonize from other water bodies. The occurrence of submerged macrophytes (*Potamogeton pectinatus* and *Myriophyllum quitense*) in Lacombe favoured the presence of numerous periphytic species of Trichocercidae and Lecanidae in the open water sector. Records of some species (*Brachionus havanaensis*, *B. plicatilis*, *Hexarthra fennica*, *Keratella cochlearis*, *Notholca acuminata* and *N. squamula*) were related to their temperature or salinity preferences. Two rotifer peaks were recorded in Lacombe: one in later spring-early summer and other in autumn, whereas in San Miguel del Monte occurred in spring and early summer. In particular occasions during these seasons, the rotifer abundance diminished related to abundant local rainfall that stressed rotifer populations.

**Key words:** rotifers, plankton, pampasic shallow lakes, temporal variations, causes.

## INTRODUCCIÓN

Los rotíferos planctónicos cumplen un papel significativo en las cadenas tróficas de lagos someros ya que alcanzan abundancias muy elevadas y se alimentan tanto de algas como de bacterias, flagelados y ciliados

(Arndt, 1993; Shao *et al.*, 2001). Su densidad está controlada mayormente por la depredación y la limitación en la concentración del alimento, aunque ciertos factores abióticos como la temperatura y el pH son importantes en la dinámica de las poblaciones (Armengol *et al.*, 1998; Devetter, 1998;

<sup>1</sup> Contribución Científica N° 782 del Instituto de Limnología «Dr. R. A. Ringuelet»

<sup>2</sup> Becario UNLP

<sup>3</sup> Becario CONICET

<sup>4</sup> Investigador CONICET



Pere Legaspi & Rico Martínez, 1998; Akbulut, 2000). La gran mayoría son considerados estrategias «r» aunque, por ejemplo, especies del género *Keratella* responden a una estrategia «k». A menudo, los cladóceros planctónicos que son sus competidores directos por el alimento tienen una tasa de crecimiento mayor pero responden más tardíamente a los cambios en el tipo de alimento presente, por lo que los rotíferos los aventajan en la explotación de nuevas fuentes de alimento (Walz, 1987).

Los estudios que incluyen a los rotíferos planctónicos de las lagunas pampásicas son escasos a pesar de su importancia debida al número de especies involucradas y a su abundancia (Boltovskoy *et al.*, 1990; Gabellone *et al.*, 2001; Benítez & Claps, 2000; Claps *et al.*, 2002; 2004).

Se ha considerado importante en una primera etapa analizar en forma comparativa las taxocenosis presentes en lagunas con características limnológicas diferentes. Esta información se integrará con la que se obtenga en otros ambientes y, de esta manera, se podrán establecer patrones de distribución de especies y rangos de tolerancia a factores abióticos (que en el caso de los rotíferos suelen ser tan importantes como los bióticos) como paso previo a una caracterización de los ambientes a partir de las asociaciones registradas (Whitman *et al.*, 2004).

#### Área de estudio

La laguna Lacombe se encuentra localizada en el partido de Chascomús (35° 55' S - 58° 65' O), con una superficie aproximada de 130 ha, una longitud máxima de 1.750 m (sentido N-S) y un ancho máximo de 1.500 m. Su perímetro es de 5,6 km y la profundidad máxima alcanzada durante el período de muestreo fue de 2,5 m. Se trata de una laguna somera de características arreicas que suele presentar gran desarrollo de macrófitas tanto emergentes como sumergidas, entre

las que se destacan *Scirpus californicus*, *Potamogeton pectinatus* y *Myriophyllum quitense*.

La laguna de San Miguel del Monte forma parte de un sistema de lagunas encadenadas situadas al NE de la Provincia de Buenos Aires (35° 27' 30" S - 58° 48' O). La cubeta tiene una superficie de 655 ha y un perímetro de 12,8 km (Dangavs, 1973). Posee dos afluentes permanentes, siendo el más importante el arroyo Totoral. La laguna presenta una compuerta para impedir su conexión natural con la laguna Las Perdices. Los sectores litorales de la laguna exhiben desarrollo de juncuales. La entrada de agua proveniente del río Salado sólo se produce con caudales elevados del río debido a la insuficiente pendiente regional.

## MATERIAL Y MÉTODOS

En ambas lagunas se extrajeron muestras duplicadas de zooplankton en un perfil vertical de cinco niveles en el sector de agua libre mientras que en un sector colonizado por *S. californicus* se efectuó un muestreo por niveles en la laguna Lacombe e integrado en la de Monte. En Lacombe el período de muestreo correspondió al ciclo anual de Julio 2001- Junio 2002, mientras que en Monte el estudio se realizó en el período Agosto 2002- Julio 2003.

Las réplicas fueron extraídas mediante bomba sumergible, filtrando 100 litros de agua por una red de 35 µm de abertura de malla y fijadas con formol al 5 %. En forma simultánea se registraron varios parámetros físico-químicos del agua (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto y su porcentaje de saturación, turbidez) mediante un sensor múltiple. La transparencia fue determinada mediante un disco de Secchi. Se extrajeron muestras de agua para análisis de nutrientes, polifenoles solubles y clorofila «a».

Para la determinación de la concentración de fósforo total se utilizó el

método del molibdato amónico con una digestión previa con persulfato de potasio y ácido sulfúrico, mientras que para la de los polifenoles solubles el método del reactivo Folin Ciocalteu-carbonato tartrato. La concentración de clorofila «a» se midió espectrofotométricamente y se utilizó la fórmula de Lorenzen (APHA, 1995).

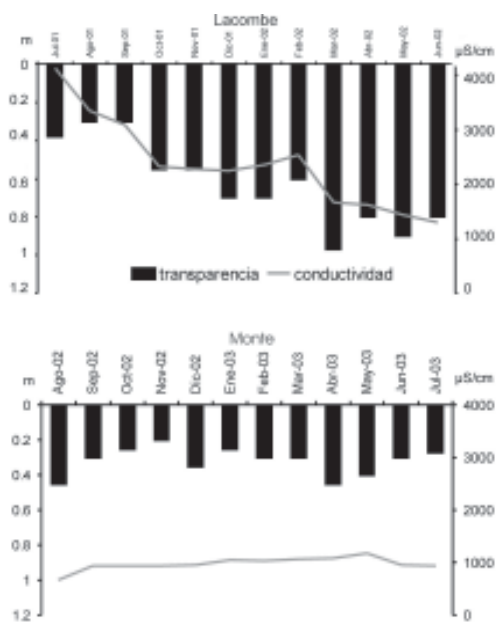
El análisis cuantitativo de los rotíferos (ind./l) se realizó en cámaras de Sedgwick-Rafter y para la identificación específica se utilizaron los trabajos de Koste (1978) y Segers (1995).

Los resultados de la densidad de esta fracción zooplanctónica se expresaron como promedio en las estaciones de muestreo en las cuales se realizó una discriminación de estratos en la columna de agua (cinco niveles).

Se efectuaron correlaciones simples entre la densidad de las especies más destacadas y varios parámetros físicos y químicos ( $P=0,05$ ).

## RESULTADOS

En Lacombe, durante el período de muestreo la conductividad mostró una disminución paulatina desde valores superiores a los 4.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  hasta alcanzar los 1.294  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Asimismo, se observó un aumento en la transparencia del agua desde mínimos de 0.30 m



**Figura 1.** Variación anual de la transparencia (m) y la conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) en el sector de agua libre de ambas lagunas.

al inicio del período de estudio hasta valores cercanos a 1 m durante el otoño de 2002. En Monte, en todo el período de muestreo la conductividad no superó los 1.200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y la transparencia fue inferior a 0,50 m (Figura 1).

En Lacombe la temperatura fluctuó entre 9,7 (Julio 2001) y 27,9 °C (Enero 2002), mientras que en Monte el mínimo fue 7,65 (Junio 2003) y el máximo 30,7 °C (Enero 2003) (Tabla 1). En ambas lagunas no se registraron

**Tabla 1.** Algunas características físicas, químicas y biológicas de las lagunas de Monte y Lacombe durante el período de muestreo. Entre paréntesis se incluyen los valores mínimos y máximos.

	Monte		Lacombe	
	Promedio	desvío estándar	Promedio	desvío estándar
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	992,0 (796,0 - 1.173,0)	108,4	2356,0 (1.294,0 - 4.124,0)	836,2
Oxígeno disuelto (mg/l)	8,7 (6,3 - 11,0)	1,6	8,6 (6,3 - 10,7)	1,4
Turbidez (NTU)	78,8 (23,0 - 112,0)	29,5	48,0 (12,0 - 135,0)	41,2
Temperatura (° C)	17,6 (7,7 - 28,6)	7,0	17,1 (9,9 - 25,6)	5,6
pH	8,3 (7,3 - 9,5)	0,6	9,7 (8,6 - 10,3)	0,4
Fósforo Total ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	384,0 (210,0 - 560,0)	110,0	252,0 (101,0 - 546,0)	139,0
Sólidos suspendidos (mg/l)	66,0 (19,0 - 130,0)	35,7	28,4 (6,2 - 100,3)	32,2
Polifenoles disueltos (mg/l)	2,2 (1,1 - 4,4)	0,9	0,3 (0,1 - 1,4)	0,4
Clorofila «a» ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	28,0 (2,0 - 62,0)	16,9	23,0 (6,9 - 42,6)	11,5

diferencias térmicas significativas entre los sitios de muestreo establecidos.

En Lacombe, las aguas son alcalinas (pH promedio: 9.8) y sin déficit de oxígeno disuelto (nunca inferior al 50% de saturación de oxígeno). En Monte el pH fluctuó entre 7.29 y 9.54 (Tabla 1). La concentración de oxígeno disuelto en Monte fue muy baja en el sector colonizado por vegetación emergente en dos ocasiones de muestreo (0.1 mg/l en Mayo 2003 y 3.74 mg/l en Julio de 2003).

La concentración promedio de fósforo total fue mayor en la laguna de Monte aunque ambas lagunas presentaron valores máximos similares (Tabla 1).

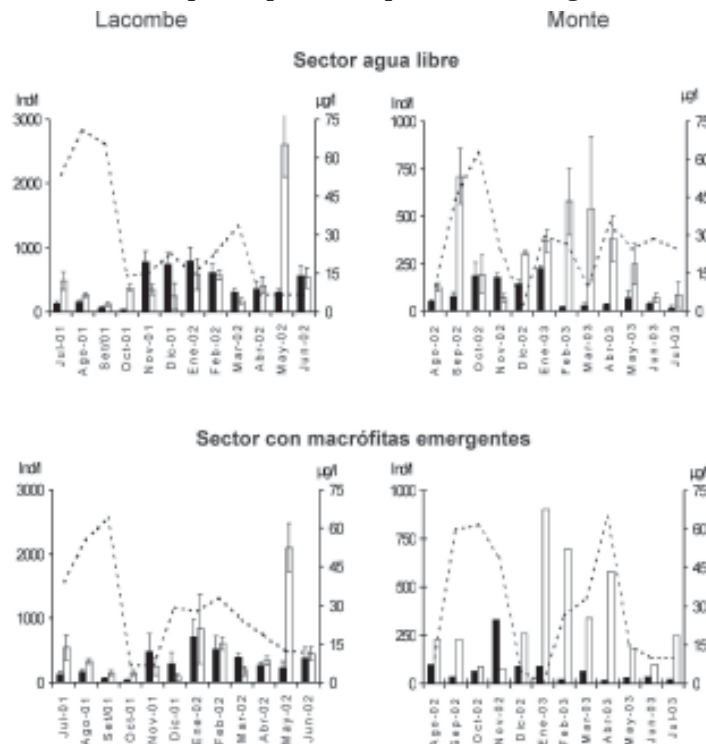
La turbidez en Monte estuvo relacionada principalmente con la presencia de sólidos suspendidos, ya que la biomasa del fitoplancton fue poco relevante. En Lacombe, los valores de turbidez solamente fueron elevados al inicio del período de estudio por la pre-

sencia de abundantes algas fitoplanctónicas y sólidos en suspensión (Tabla 1).

La concentración de polifenoles disueltos fue notoriamente superior en la laguna de Monte, probablemente vinculada a actividades antrópicas que se desarrollan en su cuenca. (Tabla 1).

En ambas lagunas, la concentración promedio de clorofila «a» fue baja (Tabla 1). En el sector de agua libre de Lacombe, la clorofila presentó valores máximos en el invierno tardío-principios de primavera, con picos menores en meses de verano y otoño, observándose un patrón similar en Monte. El sector colonizado por vegetación emergente de la laguna Lacombe presentó una distribución temporal de la biomasa fitoplanctónica similar al sector de agua libre mientras que en el de Monte mostró una distribución bimodal con valores máximos en primavera y otoño (Figura 2).

En Lacombe, se identificaron 42 especies, con registro de rotíferos ex-



**Figura 2.** Distribución temporal de la biomasa fitoplanctónica ( $\mu\text{g/l}$  de clorofila «a») y de las densidades promedio de rotíferos y larvas nauplii de copépodos ciclopoideos y calanoideos (barras blancas y negras respectivamente) en los sectores analizados de ambas lagunas (las barras de error representan el error promedio de la densidad en la columna de agua).

clusivos en el sector de agua libre (*Brachionus angularis*, *B. quadridentatus*, *B. patulus*, *Keratella procurva*, *Lecane arcuata*, *L. lunaris* y una especie de *Colurella*, de *Proales*, de *Trichocerca* y de *Cephalodella*) y en el sector del juncal (especies de *Cephalodella* y *Synchaeta*, *Lecane hamata*, *L. hastata*).

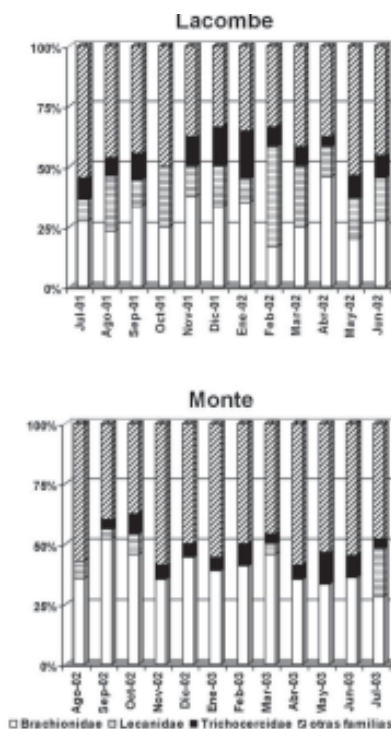
En Monte se reconocieron 51 especies de rotíferos, con la presencia exclusiva en el sector de agua libre de *Lecane inermis* y en el sector lindante al arroyo El Totoral de *Brachionus bidentatus*, *B. leydigi*, *Colurella colurus* y *Lecane nana*.

En la laguna Lacombe, solamente dos especies fueron perennes (*Brachionus caudatus* y *Keratella tropica*), mientras que en Monte juntamente con estas dos especies, *Keratella cochlearis* y *Polyarthra vulgaris* estuvieron presentes durante todo el ciclo anual.

En la laguna Lacombe, la familia Brachionidae presentó el mayor número de especies durante el verano y principios del otoño mientras que los representantes de la familia Lecanidae se destacaron en verano al igual que los de la familia Trichocercidae (Figura 3). En Monte, las especies pertenecientes a la familia Brachionidae siempre representaron más del 25 % del total de especies registradas. Las especies de Lecanidae y Trichocercidae se destacaron a fines del período de muestreo (Figura 3).

En Lacombe, la riqueza específica y la densidad de la taxocenosis presentaron un patrón similar en el ciclo anual sin coincidencia con el de la temperatura del agua. La densidad promedio alcanzó un valor máximo de 2.600 ind/l en Mayo de 2000, registrándose un pico marcadamente menor en el verano (en Enero, promedio en agua libres: 588 ind/l y promedio en juncal: 834 ind/l). En el resto del ciclo anual, la abundancia de la taxocenosis no evidenció diferencias significativas (Figuras 2 y 4).

En Monte, el número de especies y



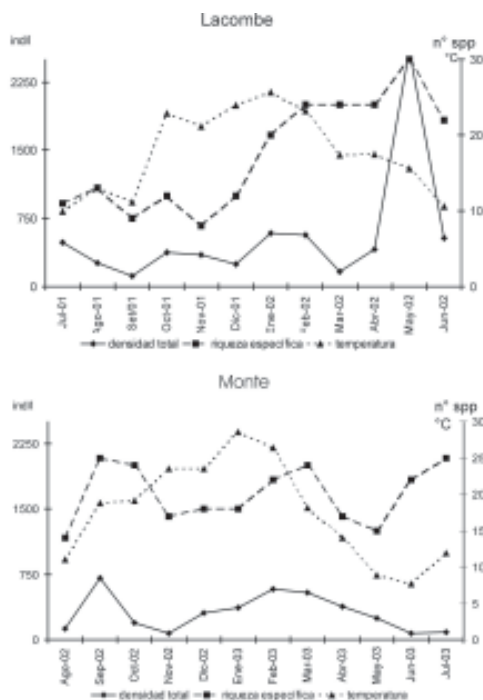
**Figura 3.** Representación porcentual de las principales familias de rotíferos presentes en ambas lagunas durante el ciclo anual.

la densidad de los rotíferos mostró una tendencia similar y vinculada al patrón anual de la temperatura salvo en Octubre y Noviembre, cuando la densidad de los rotíferos alcanzó valores mínimos semejantes a los meses invernales (Figuras 2 y 4).

En cuanto a la distribución espacial de la densidad total de rotíferos, en Lacombe no se encontraron diferencias significativas entre los dos sectores analizados, mientras que en Monte varios de los picos en la zona litoral y en el de agua libre no son coincidentes en el tiempo (Figura 2).

En Lacombe, la densidad promedio de los estadios naupliares de copépodos ciclopoideos y calanoideos fue superior a la de los rotíferos en varias ocasiones del ciclo anual durante la primavera tardía y verano tanto en el sector de agua libre como en la zona litoral (Figura 2). En Monte, la densidad de las larvas nauplii superó a la de los rotíferos en una única ocasión





**Figura 4.** Variación de la densidad total y riqueza específica de los rotíferos y la temperatura en el ciclo anual de ambas lagunas.

en ambos sectores analizados (Figura 2).

En la laguna Lacombe, *B. caudatus* fue una especie perenne (rango de temperatura entre 9.8 y 23.8 °C) pero con bajas densidades (promedio: 59 ind/l en agua libre y 42 ind/l en el juncal) excepto en Mayo de 2002 cuando alcanzó su pico en el sector de agua libre (promedio: 292 ind/l) y en el juncal (promedio: 133 ind/l). No evidenció diferencias en ambos perfiles verticales como tampoco entre el sector de agua libre y el de vegetación emergente (Figura 5). En Monte, también estuvo presente durante todo el ciclo anual (rango de temperatura: 11-29 °C) aunque con una distribución espacial diferente en los sectores analizados. Se registraron las mayores densidades en primavera (promedio: 74 ind/l) y verano (promedio: 67 ind/l) en el sector de agua libre mientras que en el juncal se observó en otoño (152 ind/l) (Figura

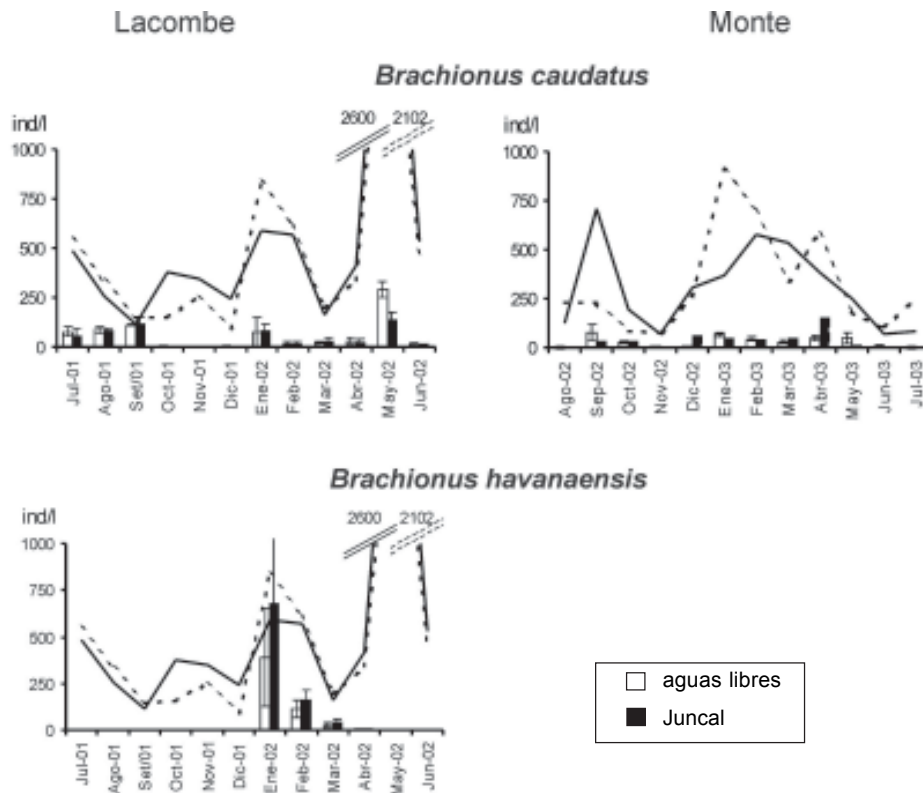
5).

En Lacombe, *Brachionus havanensis* fue uno de los responsables del pico registrado en Enero de 2002 correlacionándose significativamente con la temperatura ( $r^2 = 0,65$ ). Mostró preferencias por determinados estratos de la columna de agua tanto en el sector de agua libre como en el juncal (Figura 5). En Monte, estuvo presente con muy bajas densidades en verano y otoño.

*Keratella tropica* fue perenne en ambas lagunas. En Lacombe, sus máximas densidades se registraron en invierno en el juncal (promedio: 404 ind/l) y en primavera en el de agua libre (promedio: 279 ind/l), mientras que en Monte se observaron en verano (promedio: 254 ind/l) en el sector vecino al arroyo El Totoral (juncal). Las mayores diferencias en la distribución vertical se detectaron en Monte en primavera. Esta especie se correlacionó en forma significativa en esta laguna con la conductividad ( $r^2 = -0,73$ ) (Figura 6).

En Lacombe, *Keratella lenzi* estuvo ausente en los meses invernales, alcanzando sus máximas densidades en otoño, siendo responsable del pico de la taxocenosis, tanto en el sector de agua libre (promedio: 862 ind/l) como en el juncal (promedio: 1.163 ind/l), cuando la conductividad alcanzó los menores valores ( $r^2 = -0,72$ ). En Monte, tuvo escasa representatividad tanto en el sector de agua libre (máximo: 22 ind/l en Octubre) como en el colonizado por macrófitas emergentes (máximo: 10 ind/l en Octubre) (Figura 6).

*Keratella cochlearis* fue una de las responsables del pico registrado en Monte durante Septiembre de 2002 (promedio: 279 ind/l) en el sector de agua libre, con significativas diferencias en la distribución en el perfil vertical. Su predominio numérico también se registró en otoño (promedio: 80 ind/l) y se correlacionó en forma significativa con la conductividad ( $r^2 = -0,68$ ).



**Figura 5.** Distribución temporal y espacial de especies perennes y estacionales del género *Brachionus* en ambas lagunas (las barras de error representan el error promedio de la densidad en la columna de agua).

En el juncal se destacó en las mismas ocasiones pero con densidades menores. Esta especie estuvo ausente durante todo el ciclo anual en Lacombe (Figura 6).

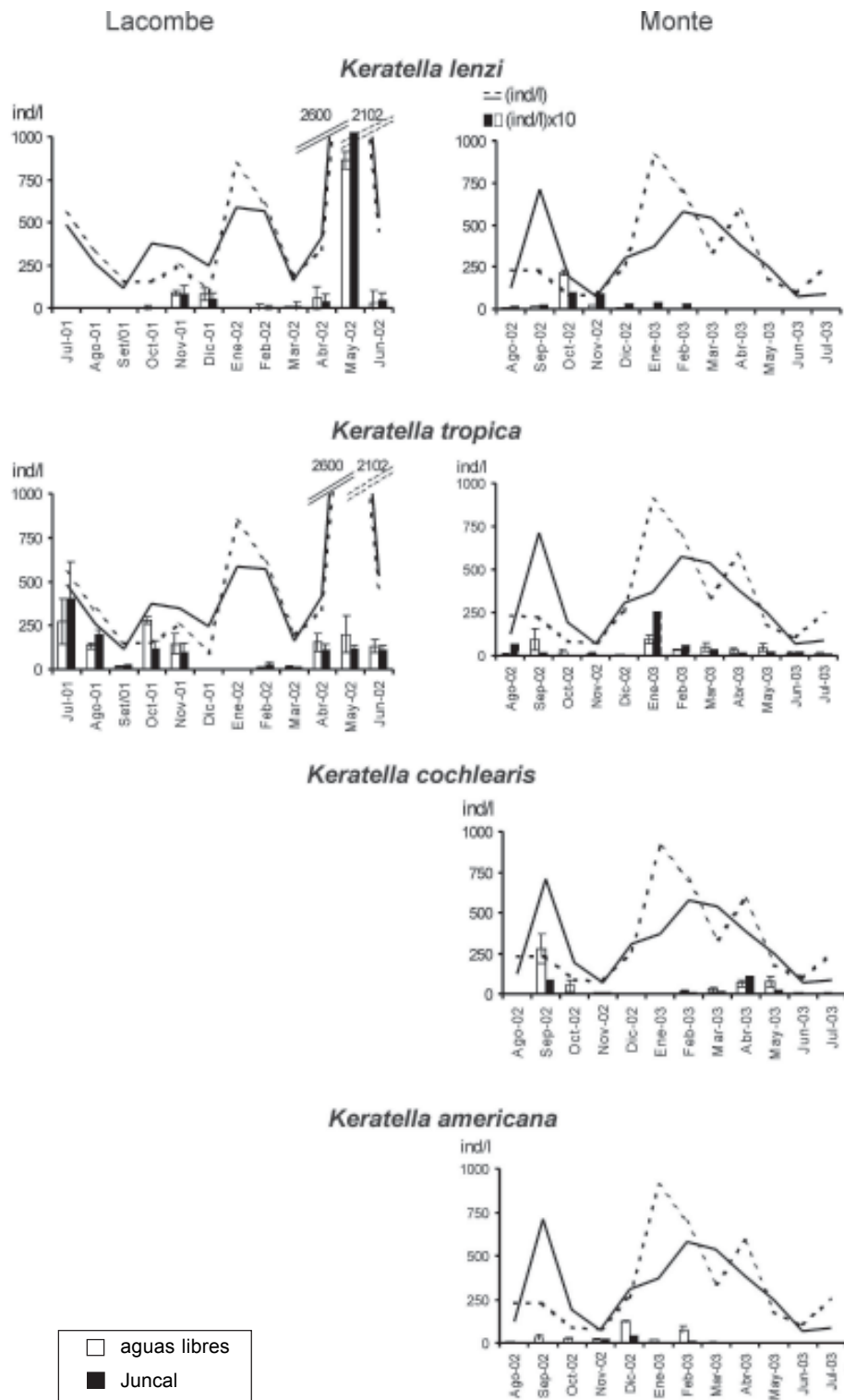
*Keratella americana* estuvo presente exclusivamente en Monte con marcada preferencia por la zona de agua libre y máximas densidades en verano, correlacionándose en forma significativa con la temperatura ( $r^2 = 0,59$ ) (Figura 6).

*Polyarthra vulgaris* estuvo presente en todo el ciclo anual en Lacombe, exceptuando Julio y Septiembre 2001, con máximas densidades en meses otoñales en el sector de agua libre (promedio: 257 ind/l) y en el juncal (promedio: 308 ind/l). Su distribución en la columna de agua no mostró diferencias significativas en los sectores analizados. En Monte, la especie re-

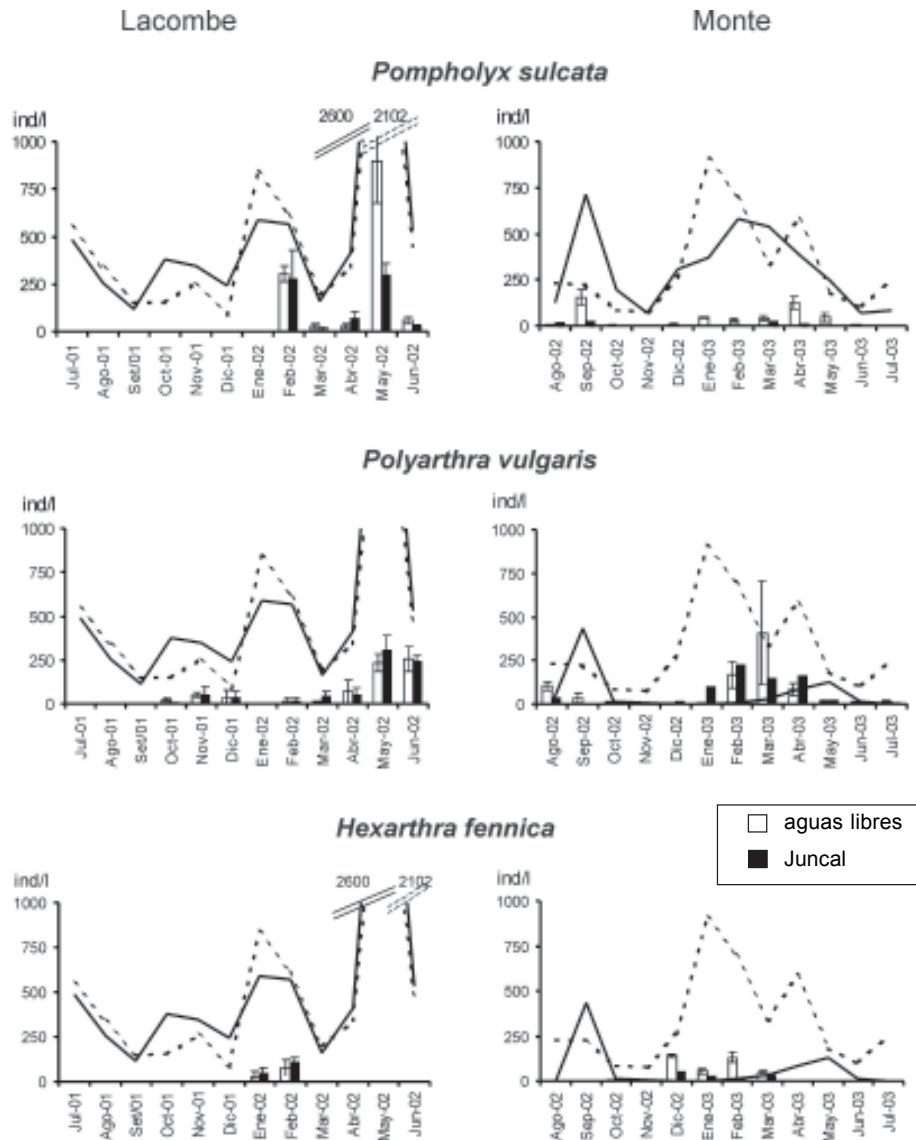
gistró una mayor abundancia en el sector de agua libre, con el pico en Marzo (promedio: 407,5 ind/l), observando preferencias por sectores determinados de la columna de agua. En el sector con vegetación emergente fue evidente su preferencia por el período estival ya que sus máximas densidades (rango: 97 - 221 ind/l) correspondieron a dicha estación climática (Figura 7).

En ambas lagunas, *Hexarthra fenica* estuvo presente en los meses estivales correlacionándose significativamente con la temperatura ( $r^2 = 0,65$ ). Tuvo una mayor importancia numérica en el sector de agua libre de la laguna de Monte en Diciembre (promedio: 141 ind/l). En la laguna Lacombe, las mayores densidades se hallaron en el sector de juncal (108 ind/l) en Febrero (Figura 7).

En Lacombe, *Pompholyx sulcata*



**Figura 6.** Distribución temporal y espacial de especies perennes y estacionales del género ***Keratella*** en ambas lagunas (las barras de error representan el error promedio de la densidad en la columna de agua).



**Figura 7.** Especies de distribución temporal restringidas y de eventual importancia cuantitativa en ambas lagunas (las barras de error representan el error promedio de la densidad en la columna de agua).

estuvo presente en el verano tardío y otoño cuando fue una de las especies numéricamente importantes (promedio en el sector de agua libre: 303 y 896 ind/l, respectivamente). En dicha ocasión se observó una marcada preferencia por el sector de agua libre. En Monte, fue perenne en dicho sector, siendo una de las especies que contribuyó a la densidad total del grupo en

Septiembre (promedio: 152 ind/l) y Abril (promedio: 125 ind/l). Su presencia en el sector de juncal fue poco relevante (Figura 7).

## DISCUSIÓN

Las especies dominantes en ambas lagunas son euplanctónicas e indi-



cadoras de condiciones meso y eutróficas (Radwan & Popiolek, 1989; Matveeva, 1991).

El número de especies de las familias Lecanidae y Trichocercidae registradas en el plancton fue mayor en la laguna Lacombe, ya que durante la mayor parte del año presentó vegetación sumergida que es el sustrato preferido por los rotíferos perifíticos (Duggan, 2001; Duggan *et al.*, 2001) y que habitualmente son aportados al agua libre (Green, 2003).

*Brachionus angularis*, *K. tropica* y *K. cochlearis* en ambas lagunas se comportaron como especies euritermas (Pejler & Bärziö, 1989).

*Hexarthra fennica* fue una especie típicamente estival en ambas lagunas ya que su presencia se registró con temperaturas superiores a los 22 °C, en coincidencia con lo mencionado por Modenutti (1998) en el río Samborombón.

*Brachionus havanaensis* puede ser considerada también termófila ya que solamente estuvo presente en los meses de verano con temperaturas superiores a 24° C.

En Monte, se registró la presencia de especies estenotermas del frío como *Notholca acuminata* y *N. squamula* con temperaturas inferiores a 12 °C que estuvieron ausentes en Lacombe.

*Brachionus plicatilis*, indicadora de salinidades elevadas, tuvo escasa importancia numérica en ambas lagunas, vinculada a la disminución de la salinidad en Lacombe y a la baja concentración de sales en Monte. Debe señalarse que en la laguna arreica esta especie fue dominante en muestreos previos cuando la conductividad superó los 4.500 µS/cm.

La presencia de *K. cochlearis* en Monte se vincula a las bajas conductividades registradas durante todo el período de muestreo, ya que es una especie con poca tolerancia a salinidades elevadas (Shao *et al.*, 2001). Aunque fue perenne, su densidad fue mayor cuando la temperatura corres-

pondía aproximadamente al óptimo para el crecimiento y longevidad de sus poblaciones (Pérez Legaspi & Rico Martínez, 1998; Ooms-Wilms *et al.*, 1999; Shao *et al.*, 2001).

Las bajas densidades registradas por *H. fennica* en ambas lagunas estarían vinculadas a la ausencia de un aumento en la salinidad esperable en el verano y que favorece el crecimiento de sus poblaciones, ya que es común que en el zooplancton no ocurra la eclosión de todos los huevos si las condiciones no son favorables y permanezcan en esa condición mucho tiempo (Stemberger *et al.*, 1996).

Las larvas nauplii de copépodos calanoideos y ciclopoideos, consideradas microfiltradores como los rotíferos herbívoros, tuvieron junto a estos últimos un efecto negativo sobre la biomasa fitoplanctónica, pero sus máximas abundancias se encuentran desfasadas en el tiempo, lo que indicaría que existe una competencia por el recurso con los rotíferos.

Las mayores densidades se registraron en la laguna arreica en una etapa de fase clara y con valores de conductividad excepcionalmente bajos para este tipo de lagunas. En Monte, la abundancia de la taxocenosis fue notablemente inferior a la hallada durante 1998, período en el cual la laguna estuvo colonizada por *P. pectinatus* (máximo: 5.160 ind/l en el verano tardío) (Claps *et al.*, 2002). La elevada concentración de polifenoles disueltos en esta laguna registrada durante 2002-2003 puede ser uno de los factores que actuaron negativamente en las poblaciones del plancton en general.

La menor riqueza de especies en la laguna Lacombe puede estar vinculada a dos características que presenta este cuerpo de agua que han sido señaladas como importantes por Armengol *et al.* (1998) en lagos españoles para determinar la complejidad de la taxocenosis que son la falta de conexión con otros cuerpos de agua y su reducido tamaño.

En ambos ecosistemas, la elevación del nivel hidrométrico provocada por importantes precipitaciones locales constituyó un stress para las poblaciones de rotíferos planctónicos, en coincidencia con los resultados de Duggan *et al.* (1998) y Keppeler & Rodrigues Hardy (2004).

Asimismo, la escasa biomasa fitoplanctónica representó otro factor negativo para la taxocenosis en general, ya que ha sido comprobado que la deficiencia en la cantidad y calidad del alimento incide en el crecimiento de los rotíferos (Rothhaupt, 1995; Bini *et al.*, 2001).

El comportamiento anual de las especies dominantes que pueden ser consideradas euritopas fue marcadamente diferente, ya que en Lacombe ocurrieron dos picos: uno en primavera tardía-verano temprano y otro mayor en otoño; mientras que en Monte los máximos se registraron al inicio de la primavera y en el verano.

Ambas lagunas comparten un gran número de especies (59 % del número total de especies registradas) a pesar de presentar estados diferentes del equilibrio alternativo (Lacombe: fase turbia y fase clara, Monte: fase turbia), de sus diferencias hidrológicas, de sus contrastes en algunas características fisicoquímicas (conductividad, sólidos suspendidos, polifenoles disueltos). Tomando en consideración lo demostrado por Gilbert & Schröder (2004), las diferencias en la estructura de ambas taxocenosis pueden ser atribuibles al banco de huevos presente en los sedimentos de cada cuerpo de agua y a la posibilidad de colonización de las especies por diferentes vías de transporte

#### AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (PIP 2216) y a la Universidad Nacional de La Plata (N 343) por el apoyo económico. A la Municipalidad de San Miguel del Monte y al Ing. Marcelo

Martínez Leanes por permitir el acceso a los cuerpos de agua. A Roberto Aranda por su colaboración en las tareas de campo en Lacombe.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Akbulut, N.** 2000. Short term secondary production and population dynamics of Crustacea, Rotifera in three different biotops of Neusiedler See (Austria). *Turk. J. Zool.* 24:149-158.
- American Public Health Association.** 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 19th Ed. APHA, Washington, D.C.
- Armengol, X.; A. Esparcia & M. R. Miracle.** 1998. Rotifer vertical distribution in a strongly stratified lake: a multivariate analysis. *Hydrobiologia* 387/388:161-170.
- Arndt, H.** 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates)-a review. *Hydrobiologia* 255/256: 231-246.
- Benítez, H. & M. C. Claps.** 2000. Zooplankton de una laguna pampásica (Monte) y su afluente (El Totoral): caracterización estructural en un ciclo anual. *Diversidad y Ambiente* 1: 87-95.
- Bini, L. M.; C. C. Bonecker & F. A. Lansac-Toha.** 2001. Vertical distribution of rotifers on the Upper Paraná River floodplain: the role of thermal stratification and chlorophyll-a. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36: 241-246.
- Boltovskoy, A.; A. Dipolitto; M. Foggetta; N. Gómez & G. Alvarez.** 1990. La laguna Lobos y su afluente: limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática* 14: 1-38.
- Claps, M. C.; N. Gabellone & H. Benítez.** 2002. Vertical distribution of zooplankton in a pampasic shallow lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28 (2): 1032-1035.
- Claps, M. C.; N. Gabellone & H. Benítez.** 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatiotemporal variations. *Annls Limnol. Int. J. Limnol.* 40: 101-110.
- Dangavs, N. V.** 1973. Estudios geológicos en la laguna de San Miguel del Monte. *Rev. Museo La Plata (Geología)* 8: 1-313.
- Devetter, M.** 1998. Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. *Hydrobiologia* 387/388: 171-178.

- Duggan, I.** 2001. The ecology of periphytic rotifers. *Hydrobiologia* 446/447: 139-148.
- Duggan, I.; J. Green; K. Thompson & R. Shiel.** 1998. Rotifers in relation to littoral ecotone structure in Lake Rotomanuka, North Island, New Zealand. *Hydrobiologia* 387/388: 179-197.
- Duggan, I.; J. Green; K. Thompson & R. Shiel.** 2001. The influence of macrophytes on the spatial distribution of littoral rotifers. *Freshwater Biology* 46: 777-786.
- Gabellone, N.; L. Solari & M. C. Claps.** 2001. Planktonic and physical-chemical dynamics of a markedly fluctuate back-water pond in a plaine basin (Salado river, Buenos Aires, Argentina). *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 6 (2): 133-142.
- Green, J.** 2003. Associations of planktonic and periphytic rotifers in a tropical swamp, the Okavango Delta, Southern Africa. *Hydrobiologia* 490: 197-209.
- Gilbert, J. & T. Schröder.** 2004. Rotifers from diapausing, fertilized eggs: unique features and emergence. *Limnol. Oceanogr.* 49:1341-1354.
- Keppeler, E. C. & E. Rodrigues Hardy.** 2004. Vertical distribution of zooplankton in the water column of Lago Amapá, Rio Branco, Acre, Brazil. *Rev. Brasil. Zool.* 21: 169-177.
- Koste, W.** 1978. *Rotatoria Die Rädertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt.* Monogononta. 22 Auflage neubearbeitet von Walter Koste. Berlin. Gebrüder Borntraeger. vol 1 (673 pp); vol 2 (238 pp).
- Matveeva, L.** 1991. Can pelagic rotifers be used as indicators of lake trophic state? *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2761-2763.
- Modenutti, B. E.** 1998. Planktonic rotifers of Samborombón river basin (Argentina). *Hydrobiologia* 387/388: 259-265.
- Ooms-Wilms, A.L.; G. Postema & R. D. Gulati.** 1999. Population dynamics of planktonic rotifers in Lake Loosdrecht, The Netherlands, in relation to their potential food and predators. *Freshwater Biology* 42: 77-97.
- Pejler, B. & B. Bärziö.** 1989. On choice of substrate and habitat in brachionid rotifers. *Hydrobiologia* 186/187: 137-144.
- Pérez Legaspi, I. & R. Rico Martínez.** 1998. Effect of temperature and food concentration in two species of littoral rotifers. *Hydrobiologia* 387/388: 341-348.
- Radwan, S. & B. Popiolek.** 1989. Percentage of rotifers in spring zooplankton in lakes of different trophic. *Hydrobiologia* 186/187: 235-238.
- Rothhaupt, K. O.** 1995. Algal nutrient limitation affects rotifer growth rate but not ingestion rate. *Limnol. Oceanogr.* 40: 1201-1208.
- Segers, H.** 1995. *Rotifera: The Lecanidae (Monogononta).* Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Vol. 2. The Hague, The Netherlands, SPB Academic, 226 pp.
- Shao, Z., P. Xie & Y. Zhuge.** 2001. Long-term changes of planktonic rotifers in a subtropical Chinese lake dominated by filter-feeding fishes. *Freshwater Biology* 46: 973-986.
- Stemberger, R. S.; A. T. Herlihy; D. L. Kugler & S. G. Paulsen.** 1996. Climatic forcing on zooplankton richness in lakes of the northeastern United States. *Limnol. Oceanogr.* 41: 1093-1101.
- Walz, N.** 1987. Comparative population dynamics of rotifers *Brachionus angularis* and *Keratella cochlearis*. *Hydrobiologia* 147: 209-213.
- Whitman, R. L.; M. B. Nevers; M. L. Goodrich; P. C. Murphy & B. M. Davis.** 2004. Characterization of lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. *Ecological Indicators* 4: 277-286.

# BIOMARCADORES HEPÁTICOS DE LA CARPA (*Cyprinus carpio* L.): RESPUESTAS ANTIOXIDANTES INDUCIDAS POR LA β-NAFTOFLAVONA, UN HIDROCARBURO AROMÁTICO POLICÍCLICO

M. I. ASCAR<sup>1</sup> & F. R. DE LA TORRE<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Programa Ecofisiología Aplicada, Dpto. Ciencias. Básicas, Universidad Nacional de Luján, C.C. 221, (B6700ZAB) - Luján ; <sup>2</sup>CONICET, email: flatorre@mail.retina.ar

## ABSTRACT

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) exert adverse effects in many aquatic organisms and fish among them. β-naphtoflavone (BNF) is a PAH inducer of biotransformation processes that potentially could enhance the production of reactive oxygen species promoting the responses of the cellular antioxidant defences. Hepatic biomarker responses were assessed in juvenile *Cyprinus carpio* injected with a sublethal dose of BNF; catalase (CAT), Superoxid dismutase (SOD), Glutathion S-transferase (GST) activities, the condition factor (FC) and the liver somatic index (IHS) were evaluated. Fish were acclimated to experimental conditions for 1 week (continuous flow potable water: 50 ml/min; 2,5 g fish/L; photoperiod: 12 h L/D; temperature: 22 °C; daily feeding *ad libitum*). At the beginning of the assays experimental fish (BNF) (n=10) were intraperitoneally injected with 50 mg BNF/kg. b. w. dissolved in corn oil; controls (C) (n=10) received corn oil. No fish mortality was observed along the assay. After 48 h, fish were killed, livers excised and FC and IHS index were determined. Then, tissues were homogenized and postmitochondrial fractions were obtained; total protein content, and specific activities of CAT, SOD and GST were determined in this fraction. Statistical differences between groups C and BNF were performed by Student's *t* test ( $p < 0.05$ ). A significant increase of GST (22.8%) and SOD (27.3%) activities were observed in BNF fish, but no differences were detected in CAT suggesting there is an effective capacity of SOD in removing the ( $O_2$ ) of the cellular media; the absence of differences in CAT would indicate that the formed  $H_2O_2$  was only partially catalyzed. No statistical differences were observed in the IHS and FC indexes. These results will also allow considering the use of these valuable environmental bioindicators of this test species in the assessment of the quality of water bodies of the Buenos Aires Province.

**Keywords:** biomarkers of contamination, antioxidant defences, PAHs, *Cyprinus carpio*.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación del ambiente generada por compuestos de origen antropogénico es un fenómeno de carácter complejo y es producida tanto por fuentes puntuales como difusas. En las últimas décadas los componentes bióticos y abióticos del medio acuático han sufrido los efectos de un creciente número de xenobióticos sis-

temáticamente vertidos en él. Los centros urbanos, y los industrializados en particular, son generadores de una gran variedad de poluentes orgánicos persistentes (POPs) que alcanzan rápidamente los ambientes acuáticos afectando la integridad biológica de los ecosistemas. Entre ellos se encuentran los compuestos policíclicos aromáticos hidrocarbonados (PAHs), un grupo de poluentes ambientales que contienen



uno o más anillos aromáticos. Aunque existen fuentes naturales de PAHs (por ej., incendios forestales), la contaminación del medio acuático es producida principalmente por fuentes antropogénicas tales como la combustión incompleta de los combustibles fósiles, derrames de petróleo, efluentes industriales, aportes por productos de la madera tratados con creosota (Meador y col., 1995). En el agua, los PAHs tienden a asociarse con el material particulado y finalmente se depositan en los sedimentos que actúan como un reservorio natural de estos contaminantes hidrofóbicos. Un considerable número de este tipo de compuestos ejercen efectos adversos sobre los organismos acuáticos, entre los más estudiados se destacan el benzo(a)pireno, el 3-metilcolantreno (ambos presentes ambientalmente) y la  $\beta$ -naftoflavona, un compuesto modelo de síntesis.

Los mecanismos convencionales de monitoreo ambiental permiten evaluar los niveles de contaminación pero rara vez pueden establecerse vinculaciones entre ellos y el estado de «salud ambiental». En este contexto, el uso de los marcadores biológicos o *biomarcadores* medidos a nivel molecular o celular ha sido propuesto como una herramienta sensible para la «prevención temprana» de los efectos biológicos en la evaluación de la calidad ambiental (McCarthy & Shugart, 1990). Por su parte, los estudios de laboratorio son importantes para la validación de los biomarcadores como métodos para evaluar la condición ecotoxicológica de un ambiente en particular (Mayer y col., 1992). Recientemente el estudio de los biomarcadores adquirió un papel más activo dentro de las evaluaciones ambientales siendo incorporado en varios programas de monitoreo ambiental en Europa y los E.E.U.U aunque aun no lo fue en nuestro país.

Es importante señalar que en el ámbito de la Provincia de Buenos Aires el impacto adverso de la contaminación

antropica producida por los POPs es evidente en diversos cuerpos de agua tanto lóticos como lénticos y fue reportada por diversos autores (por ej. Colombo y col., 1989; Lenardon y col., 1984; Menone y col., 2000). Por sus características de ambiente severamente contaminado merece destacarse a modo de ejemplo a las costas del sur del estuario del Río de la Plata aledañas a los centros urbanos. Estudios realizados en dichas zonas detectaron la presencia de hidrocarburos alifáticos, PAHs, fenilos policlorados, dioxinas, benzofuranos en cantidades notablemente superiores a los límites permitidos por la legislación vigente (ver Colombo y col., 2000).

Una considerable cantidad de poluentes orgánicos presentes en el ambiente acuático, incluidos los PAHs, tienen la capacidad de ser rápidamente incorporados a los tejidos de los organismos y bioacumularse. La biotransformación de estos compuestos lipofílicos en metabolitos más hidrosolubles es un proceso requerido antes de que sean excretados y ocurre principalmente en hígado. Aunque la biotransformación en general es aceptada como un proceso de detoxificación puede involucrar reacciones que producen especies reactivas del oxígeno (EROs) así como metabolitos electrofílicos. Los organismos aeróbicos cuentan con sistemas de defensa antioxidante enzimáticos y no enzimáticos, que actúan a nivel celular previniendo el daño de las EROs a macromoléculas como proteínas, lípidos y ácidos nucleicos. Dentro de los mecanismos enzimáticos disponibles la acción antioxidante de la superóxido dismutasa (SOD), la catalasa (CAT), y la glutatión S-transferasa (GST) es de gran relevancia. Cuando las fuerzas pro-oxidantes sobrepasan a las defensas antioxidantes (enzimáticas y no enzimáticas) el estrés oxidativo celular queda establecido. Estos mecanismos antioxidantes enzimáticos celulares fueron utilizados en peces en diversas oca-

siones como potenciales biomarcadores de exposición a hidrocarburos poliaromáticos y a ambientes poluidos (ver van der Oost y col., 2003).

Dentro de los ecosistemas acuáticos los peces ocupan una gran variedad de nichos ecológicos tanto límnicos como marinos y representan diferentes niveles dentro de la trama trófica. Al ser los principales vertebrados acuáticos primarios, merecen especial atención como sistema de monitoreo en la vigilancia de los ecosistemas acuáticos, es por ello que se han convertido en los organismos *test* clásicos (Nagel & Isberner, 1998). La utilización de especies *test* estandarizadas en los ensayos de toxicidad es un enfoque comúnmente adoptado dado que el conocimiento previo de estas especies (biología, fisiología, etc.) facilita a menudo la interpretación de las respuestas de los biomarcadores. En este contexto, la carpa común (*Cyprinus carpio*) es una de las especies *test* estandarizadas que los Organismos Internacionales como la OECD (Organization of Economic Cooperation and Development) recomiendan utilizar en ensayos de toxicidad aguda y

prolongada. Es una especie omnívora asociada al bentos y su presencia en nuestro país como especie exótica fue registrada en diversos ambientes acuáticos, cohabitando con las demás especies de la ictiofauna de la Provincia de Buenos Aires (Lopez y col., 1994).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar las respuestas tempranas de tres biomarcadores hepáticos vinculados con las defensas enzimáticas antioxidantes (CAT, SOD y GST) en la carpa común (*C. carpio*) luego de la inyección de una dosis subletal de un PAH modelo, la  $\beta$ -naftoflavona.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Peces

Se utilizaron ejemplares juveniles de *C. carpio* con un peso promedio de  $9,2 \pm 0.1$  g y una longitud total de  $10 \pm 1$  cm (media  $\pm$  Desv. est.). Los peces provinieron de un conocido criadero comercial y no estuvieron previamente expuestos a contaminantes. Los animales luego de ser trasladados al laboratorio permanecieron en observación durante dos semanas bajo condiciones

**Tabla 1.** Parámetros físicoquímicos y microbiológicos del agua de red.

Parámetros evaluados	Unidades	Valores registrados *	MPQ
Turbiedad	NTU	<1	3 <sup>a</sup>
pH		7.84	6.5-8.5 <sup>a</sup>
Alcalinidad (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	409	-
Dureza total	mg/L	72	400 <sup>a</sup>
Cloruros (Cl <sup>-</sup> )	mg/L	24	350 <sup>a</sup>
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	14	400 <sup>a</sup>
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	40	45 <sup>a</sup>
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	<0.05	0.06 <sup>b</sup>
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/L	<0.1	1.13 <sup>b</sup>
Cloro residual libre	mg/L	<0.05	0.2 <sup>a</sup>
Arsénico	µg/L	37	40 <sup>b</sup>
Flúor	µg/L	<10	300 <sup>a</sup>
Cadmio	µg/L	<5	2 <sup>b</sup>
Plomo	µg/L	<5	2 <sup>b</sup>
Cromo total	µg/L	<2	2 <sup>b</sup>
Bacterias Coniformes totales	NMP/100ml	<1	3 <sup>a</sup>
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Presencia/ausencia	Ausencia	ausencia <sup>a</sup>

\*Los valores que se informan corresponden a los resultados de los análisis efectuados oportunamente en el agua de red que abastece a toda la Universidad; las muestras fueron tomadas de una canilla de la Planta Piloto de la UNLu y se respetaron las técnicas propuestas por APHA (1992). MPQ: Máximas cantidades permitidas según: <sup>a</sup> Ley 19587 de Higiene y Seguridad para agua potable y <sup>b</sup> Ley 24051 para la protección de la vida de agua dulce.

estandarizadas (22 °C; fotoperíodo 12 h de luz/12 h de oscuridad) en tanques de 50 L conectados a un flujo continuo de agua potable de red no clorada. En fecha cercana a la realización del ensayo se caracterizó la composición físico-química y microbiológica del agua de red utilizada, los valores se indican en la Tabla 1. Diariamente los peces recibieron alimento comercial para peces de la siguiente composición: proteína cruda: 47%; fibras: 2%; humedad: 10%; cenizas:13%.

#### *Diseño Experimental*

Se evaluó el efecto agudo de la intoxicación inducida por inyección de una dosis subletal de  $\beta$ -naftoflavona. Para ello los peces fueron asignados al azar a dos grupos: experimentales (BNF) y control negativo (C); cada grupo estuvo conformado por 10 individuos. El compuesto fue administrado mediante una única inyección intraperitoneal (50 mg/kg peso corporal) disuelto en aceite de maíz; los individuos control recibieron una inyección de aceite de maíz. Luego de 48 h los peces fueron sacrificados.

Al inicio de la preadaptación los peces fueron ubicados en acuarios de vidrio de 20 L conectados a un flujo abierto de agua potable de 50 ml/min que renovó totalmente el medio cada 8 h. Se respetó una densidad de carga de 2,5 g peso corporal/L y los peces recibieron una vez al día alimento *ad libitum*. La temperatura y el fotoperíodo fueron fijadas en  $22 \pm 1$  °C y 12 h luz/12 h oscuridad respectivamente. Los animales se mantuvieron en las condiciones recién descritas durante el periodo del ensayo; por su parte la fase de preadaptación fue de 7 días.

#### *Preparación de las muestras*

Finalizado el periodo experimental, los animales fueron extraídos de los acuarios y anestesiados sumergiéndolos durante 2-3 minutos en agua a punto de congelación. Luego fueron pesados y se registró la longitud total. Los animales fueron sacrificados me-

dante una incisión de la columna vertebral realizada por detrás del opérculo y se colocaron en hielo sobre una placa de vidrio. Se accedió a la cavidad peritoneal, se les extrajo el hepatopáncreas y se almacenó en nitrógeno líquido hasta el momento de su procesado. Posteriormente las muestras fueron retiradas del N<sub>2</sub>, se pesaron en balanza analítica y fueron procesadas de acuerdo a lo indicado por Nilsen y col. (1998). Para ello fueron individualmente homogenizadas en hielo con buffer fosfato pH= 7,4 (0,1M NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>; 0,15 M KCl; 1 mM EDTA; 1 mM DTT; 10 % v/v glicerol) utilizando un homogenizador vidrio-vidrio hasta obtener la total desintegración del tejido. Los homogenatos obtenidos fueron centrifugados por 15 minutos a 10.000 g a 4 °C, se descartó el pellet obtenido y se separó la fracción postmitocondrial (PMS) para ser usada posteriormente en los distintos análisis bioquímicos.

#### *Medición de índices morfométricos y parámetros bioquímicos*

Se determinaron en cada uno de los animales los siguientes índices morfométricos: el factor de condición corporal (FC) calculado como el [peso corporal (g) / longitud total<sup>3</sup> (cm<sup>3</sup>)] x 100 y el índice hepatosomático (IHS) como el [peso hígado (g)/peso corporal (g)] x 100.

La actividad de la Superóxido dismutasa total fue medida de acuerdo a la técnica empleada por Misra & Fridovich (1972) basada en el grado de inhibición de la autooxidación de la epinefrina y cuantificada por medición de la aparición del epinocromo a 480 nm. Las muestras de PMS fueron incubadas en buffer glicina 50 mM, pH 10,2. La actividad de la SOD se expresó en Unidades/mg de proteínas; donde cada Unidad corresponde a los ml de muestra que inhiben en un 50% la velocidad de formación del epinocromo.

La determinación de la actividad de la glutatión S-transferasa se realizó de acuerdo a lo sugerido por Habig y col.

(1974), utilizando el reactivo 1 cloro 2,4 dinitrobenzenu (CDNB) quien en presencia de glutatión reducido (GSH) forma GS-dinitrobenzenu que absorbe a 340 nm. Las alícuotas de PMS fueron incubadas en un medio conteniendo buffer fosfato 100 mM pH 6,5 y una solución de GSH 10 mM. La actividad enzimática se expresó como nmoles GS-CDNB formados/min/mg proteína.

La actividad de la catalasa fue determinada evaluando la desaparición en el tiempo del  $H_2O_2$  a 240 nm mediante el método modificado de Baudhuin y col. (1964). Las alícuotas de PMS fueron incubadas en un medio conteniendo buffer fosfato 500 mM pH 7,2 y una solución 10 mM de  $H_2O_2$  preparada al momento del ensayo. La actividad de la CAT fue calculada en términos de nmoles de  $H_2O_2$  consumidos/min/mg de proteína.

El contenido de proteínas totales fue estimado utilizando el método de Lowry y col (1951) utilizando el reactivo de Folin y sero-albumina bovina como estándar de referencia. Los resultados se expresaron como mg de proteína/g de tejido fresco.

Se utilizaron reactivos de grado analítico y todas las determinaciones se realizaron por duplicado. Todas las actividades enzimáticas fueron referidas al contenido proteico y fueron evaluadas a 25 °C.

#### *Análisis Estadístico*

Se estudió la normalidad y la homogeneidad de varianzas de los datos obtenidos mediante el *test* de Kolmogorov-Smirnov y el *test* de Levene respectivamente. Las comparaciones entre los valores experimentales y los de control fueron evaluadas mediante el *test t* de Student ( $p < 0,05$ ) (Zar, 1996).

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La exposición de los juveniles de *C. carpio* a  $\beta$ -naftoflavona (50 mg/kg p.c.) por inyección intraperitoneal durante 48 h fue tolerada por los animales y no se observó mortalidad

de los animales ni signos de toxicidad aguda. En ensayos realizados en nuestro laboratorio se comprobó que, bajo las mismas condiciones experimentales, la dosis ensayada no provocó la mortalidad de los organismos *test* aún después de 21 días. La forma de administración de la  $\beta$ -naftoflavona y la dosis ensayada se efectuaron de acuerdo a lo propuesto por Washburn y col. (1996) Cabe destacar que esta metodología de estudio es a menudo adoptada como una de las instancias para evaluar la sensibilidad de los biomarcadores frente a diversos PAHs (Hughes & Gallagher, 2004; Shailaja & D'Silva, 2003; Washburn y col, 1996).

Por su parte, los valores de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua de red empleada que se indican en la Tabla 1 permitieron confirmar la calidad del agua utilizada en el ensayo. Debe destacarse que los valores aquí reportados son coincidentes con los de evaluaciones previas realizadas en nuestro laboratorio. De esta forma se verificó que los organismos *test* no estuvieron en contacto con otros tóxicos durante el ensayo y que los efectos adversos observados en los biomarcadores pueden ser atribuidos a la exposición al tóxico.

La presencia de los PAHs en el ambiente acuático es de gran preocupación debido a sus propiedades mutagénicas/carcinogénicas. Un ejemplo de ello fue reportado por Henson y col. (2001) quien observó que las concentraciones de PAHs presentes en sedimentos y en tejidos de un bagre bentónico (*Ameriurus nebulosus*) se encuentran estrechamente asociadas con el desarrollo de tumores a nivel hepático. Debe destacarse que el destino de los PAHs y sus efectos adversos dependen principalmente de la activación metabólica llevada a cabo por el sistema de las monoxigenasas citocromo P450 dependientes y las enzimas de conjugación de la fase II. El sistema del citocromo P450 cumple con la biotransformación inicial de los



PAHs dando lugar tanto a metabolitos no tóxicos así como a compuestos promotores del estrés oxidativo y/o carcinogénicos. En este contexto, es importante disponer de información sobre el metabolismo de los mismos para poder evaluar el potencial carcinogénico de estos compuestos hidrocarbonados.

La  $\beta$ -naftoflavona (5,6 benzoflavona) es un compuesto hidrocarbonado de síntesis muy utilizado en los ensayos de toxicidad con peces por sus propiedades inductoras de la CYP1A1, una de las isoenzimas del citocromo P450 frecuentemente utilizada como biomarcador de exposición. Sin embargo, muchos de estos estudios concentran menor atención sobre otras respuestas celulares y fisiológicas relevantes también promovidas por la exposición a este PAH. El presente trabajo aborda este aspecto y reporta el impacto de la  $\beta$ -naftoflavona en algunos índices morfométricos y respuestas enzimáticas antioxidantes de juveniles de *C. carpio*.

Los índices generales pueden ser indicadores de efectos de los tóxicos, en este sentido permiten realizar una primera aproximación para identificar potenciales exposiciones y efectos de los poluentes mediante mediciones relativamente sencillas (Mayer y col., 1992). Numerosos índices de condición basados en relaciones entre la masa corporal y el largo han sido utilizados para evaluar el estado de salud general de los peces. El índice de condición de Fulton (FC) ha sido ampliamente utilizado en la literatura aunque su uso para los fines de comparación está limitado a muestras de peces de similar tamaño. Considerando este aspecto se utilizó este índice en el presente trabajo para evaluar la exposición a  $\beta$ -naftoflavona en juveniles de *C. carpio* de tamaño comparable. Los valores hallados no mostraron diferencias significativas (ver Tabla 2), estos resultados podrían atribuirse a que las respuestas de este parámetro frecuentemente se

manifiestan en eventos mayor duración que los aquí ensayados. En este contexto, cabe destacar que Couture & Rajotte (2003) vincularon valores bajos del FC con la contaminación por metales pesados en estudios de campo prolongados realizados con *Perca flavescens* permitiendo discriminar mediante este índice a los individuos provenientes de lagunas «limpias».

El índice hepatosomático refleja el estado nutricional a corto plazo y las demandas metabólicas energéticas. En los peces el IHS es también sensible al estrés por tóxicos motivado principalmente por el agrandamiento del hígado debido a hiperplasia (aumento en el número de células) e hipertrofia (aumento en el tamaño de las células). Diversos estudios de campo y de laboratorio reportaron, en peces expuestos a PCBs, PAHs, dioxinas, un significativo aumento aunque también la ausencia de cambios del IHS (van der Oost y col., 2003). En nuestro caso la exposición de *C. carpio* a la  $\beta$ -naftoflavona no provocó diferencias significativas en los valores del IHS indicando que este parámetro no permitiría detectar tempranamente los efectos adversos de la exposición al PAH aquí estudiado (ver Tabla 2). Estos resultados fueron similares a los reportados por Washburn y col. (1996) en ejemplares de *Morone saxatilis* inyectados con la misma dosis de  $\beta$ -naftoflavona.

Dentro de las alteraciones reportadas a nivel hepático también se encuentran las producidas en el contenido tisular de proteínas. Reddy y col. (1991) evaluaron en *C. carpio* los efectos adversos producidos por la exposición a concentraciones subletales de malatión y observaron una disminución significativa del contenido de proteínas totales sugiriendo la existencia de una alta actividad hidrolítica de las proteínas.

Al analizar el efecto de la  $\beta$ -naftoflavona en los juveniles de *C. carpio* nuestros resultados mostraron valores

**Tabla 2.** Índices morfométricos y contenido de proteínas totales hepáticas de juveniles de *Cyprinus carpio* expuestos a  $\beta$ -naftoflavona.

<b>Parámetros biológicos</b>	<b>Controles</b>	<b>BNF</b>
Factor de condición	1.15 $\pm$ 0.02 (10)	1.18 $\pm$ 0.02 (10)
Índice hepatosomático	1.63 $\pm$ 0.04 (10)	1.68 $\pm$ 0.06 (10)
Contenido de proteínas hepático (mg /g peso fresco)	125.7 $\pm$ 8.0 (10)	133.6 $\pm$ 7.3 (10)

**BNF**, peces inyectados con una dosis única subletal de  $\beta$ -naftoflavona y mantenidos en agua potable de red; **Controles**, peces inyectados con aceite y mantenidos en agua potable de red.

Los datos se expresan como medias  $\pm$  ESM; número de muestras en paréntesis. Las diferencias significativas respecto a Controles se evaluaron mediante el test *t* de Student ( $p < 0.05$ ) y se indican con asterisco (\*).

similares del contenido de proteínas totales hepáticas a los de controles indicando para las condiciones experimentales ensayadas una ausencia de respuesta de este parámetro frente a este PAH (ver Tabla 2). Esta ausencia de respuesta también fue observada en el contenido de proteínas citosólicas de *M. saxatilis* expuestos a similares condiciones experimentales que las ensayadas en este trabajo (Washburn y col., 1996).

Las actividades enzimáticas antioxidantes hepáticas de peces expuestos a PAHs han mostrado una amplia variedad de respuestas para las distintas enzimas observándose desde incrementos que llegan al doble hasta la ausencia de cambios indicando la existencia de una complejidad de los mecanismos de regulación. Dentro del conjunto de mecanismos antioxidantes disponibles a nivel celular que previenen de la peroxidación lipídica el conjunto de enzimas SOD-CAT constituye el primer sistema de defensa de la toxicidad de las EROs.

Las CAT son enzimas que se encuentran principalmente en peroxisomas y que facilitan la remoción del peróxido de hidrógeno metabolizándolo a oxígeno molecular y agua. En mamíferos se demostró que la proliferación de los peroxisomas es promotora de la inducción de la actividad de

las oxidasas de ácidos grasos generadoras de  $H_2O_2$  y también de las CAT (van der Oost y col., 2003). Los incrementos de actividad de la CAT hepática fueron observados en algunos estudios de laboratorio con peces expuestos a PCBs y sedimentos que contenían PAHs (van der Oost y col., 2003), sin embargo muchos de ellos no pudieron demostrar la existencia de alteraciones importantes de este parámetro. En nuestro caso la exposición de los juveniles de *C. carpio* a  $\beta$ -naftoflavona no provocó un aumento significativo de la actividad de la CAT hepática aunque se observó una ligera tendencia de aumento de dicha actividad (ver Tabla 3). Estos resultados fueron similares a los reportados por Lemaire y col. (1996) quienes no observaron diferencias en la actividad de la CAT de *Limanda limanda* inyectados con  $\beta$ -naftoflavona y con 3-metilcolantreno un PAH.

Las SODs son un grupo de metaloenzimas que catalizan la conversión de aniones superóxidos reactivos ( $O_2^{\cdot-}$ ) para formar agua y peróxido de hidrógeno. Aunque la SOD remueve el ( $O_2^{\cdot-}$ ) del medio celular, el  $H_2O_2$  formado como uno de los productos es otra importante especie reactiva del oxígeno y puede también ser iniciador de la peroxidación lipídica; sin embargo mediante la actividad de las enzimas

**Tabla 3.** Respuestas de las defensas antioxidantes hepáticas de juveniles de *Cyprinus carpio* expuestos a  $\beta$ -naftoflavona.

<b>Parámetros biológicos</b>	<b>Controles</b>	<b>BNF</b>
Catalasa ( $\mu$ moles $H_2O_2$ consumidos/min/mg proteína)	64.7 $\pm$ 4.8 (10)	68.0 $\pm$ 3.9 (10)
Superóxido dismutasa (Unidades SOD/mg de proteína)	3.4 $\pm$ 0.3 (9)	4.3 $\pm$ 0.2 * (10)
Glutati6n S-transferasa (nmoles GS-DNB formados/min/mg proteína)	136.5 $\pm$ 7.3 (10)	167.6 $\pm$ 10.5 * (10)

Los datos se expresan como medias  $\pm$  ESM; número de muestras en paréntesis. Las diferencias significativas respecto a Controles se evaluaron mediante el *test t* de Student ( $p < 0.05$ ) y se indican con asterisco (\*).

CAT y las peroxidases estas especies reactivas también pueden ser removidas. Diversos estudios de laboratorio reportaron el incremento de la actividad de la SOD hepática, por ejemplo en peces expuestos a paraquat, tetraclorobifenilos y alimentados con comida contaminada con Hexaclorobenceno (ver van der Oost y col., 2003). Nuestros resultados indicaron que la  $\beta$ -naftoflavona provocó un aumento significativo de la actividad de la SOD hepática en los juveniles de *C. carpio* (ver Tabla 3). Este comportamiento también se observó frente a la exposición a diversos metales pesados. En particular, Dimitrova y col. (1994) reportaron el incremento conjunto de las actividades de la SOD y la CAT luego de exponer a *C. carpio* a soluciones conteniendo cinc y plomo. Sin embargo se debe destacar que en el presente estudio la exposición a  $\beta$ -naftoflavona no afectó la actividad de la CAT de *C. carpio* aunque se verificó un aumento de la SOD. Frente a esta situación puede postularse que el aumento de la actividad de la SOD, y por ende el incremento de los niveles de  $H_2O_2$ , pudo haber conducido a un aumento del estrés oxidativo celular ya que la producción de esta especie reactiva no fue compensada con el correspondiente aumento de la CAT. En un contexto ambiental debe destacarse que diversos estudios de campo indicaron que los peces provenientes de áreas poluidas tenían una elevada SOD sugiriendo que esta actividad

podría ser utilizada como una medida de severidad del impacto ambiental (Mayer y col., 1992).

La GST representa una familia de enzimas de la fase II que provee protección celular contra los efectos tóxicos de una variedad de compuestos químicos ambientales. En mamíferos, las isoenzimas citos6licas de la GST comprenden siete familias de genes y son clasificadas en base a la homología de secuencias proteicas. Los mecanismos de detoxificación de las GSTs involucran la conjugaci6n catalítica del sustrato y la reducci6n oxidante del mismo con glutati6n reducido (GSH). En la actualidad es escaso el conocimiento acerca de la inducci6n de la actividad de la GST hepática en peces. Varios estudios reportaron el incremento de la actividad de la GST hacia 1-cloro.2,4-dinitrobenceno (actividad GST-CDNB) luego de la exposici6n en laboratorio a diversos agentes inductores incluidos los PAHs (van der Oost y col., 2003). En general se observó en estos estudios una modesta inducci6n (el doble o menor) de la actividad total GST-CDNB bajo estas condiciones experimentales que dependió de la especie *test*. Cabe mencionar que la actividad GST representa una integraci6n de la actividad de múltiples isoformas y que las mismas no siempre pueden ser distinguibles por análisis de la actividad GST-CDNB (Hughes & Gallagher, 2004). Nuestros resultados indicaron que hubo una significativa inducci6n de la actividad de la GST

total hepática de *C. carpio* luego de la inyección de 50mg/kg p.c. de  $\beta$ -naftoflavona (ver Tabla 3). Por su parte, Washburn y col. (1996) observaron que en *Morone saxatilis* igual dosis de  $\beta$ -naftoflavona solo provocaba una tendencia al aumento de la actividad de la GST pero sin llegar a diferenciarse de controles.

Debe destacarse también que *C. carpio* ya ha sido empleada como especie *test* en diversas ocasiones en el estudio de la calidad de cuerpos de agua de distintos ambientes bonaerenses. Se pueden mencionar, a modo de ejemplo, los estudios realizados por Colombo y col. (2000) reportando procesos de bioacumulación de distintos xenobióticos en peces del río de la Plata; los realizados por de la Torre y col. (1999, 2000) reportando los efectos adversos producidos en distintos biomarcadores de contaminación luego de la exposición de los organismos *test* al agua del río Reconquista.

Por último, debe mencionarse que los biomarcadores de contaminación tienen la potencialidad de actuar como una medida integradora a nivel suborganismo indicando condiciones adversas antes de que se pongan de manifiesto los efectos a nivel poblacional. En este contexto el empleo de los parámetros aquí estudiados como parte de una batería de biomarcadores permitiría disponer de una herramienta útil y relevante que podría ser empleada en el biomonitoreo de ambientes acuáticos contaminados de nuestro país.

## CONCLUSIONES

*C. carpio* demostró ser una especie exótica estandarizada apta para evaluar, mediante biomarcadores de contaminación, la toxicidad de compuestos inductores de estrés oxidativo.

La dosis inyectada de  $\beta$ -naftoflavona promovió en *C. carpio* procesos hepáticos de defensa antioxidante y de biotransformación mediados por la

SOD y por la GST (conjugación). La  $\beta$ -naftoflavona no indujo en CAT una respuesta antioxidante significativamente diferente a la basal de los controles

En nuestras condiciones experimentales los índices morfométricos utilizados (FC y IHS) y el contenido de proteínas hepáticas no permitieron discriminar entre individuos expuestos y los controles.

Estos resultados preliminares sugieren que *C. carpio* es una especie susceptible de ser empleada como organismo prueba en programas de monitoreo ecotoxicológico acuático en especial en ambientes afectados por poluentes del tipo de los PAHs.

## AGRADECIMIENTOS

Se contó con el apoyo económico de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2002 N° 11225) y del Dpto. Cs. Básicas de la UNLu.

## BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association** (APHA), American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater 18th Ed., Washington DC.
- Baudhuin, P.; H. Beaufy; Y. Rahman-Li; O.Z. Sellinger; R. Wattiaux; P. Jacques & C. De Duve.** 1964. Tissue fractionation studies. 17. Intracellular distribution of monoamine oxidase, alanine aminotransferase, d-amino acid oxidase and catalase in rat liver tissue. *Biochem. J.* 92: 179-184.
- Colombo, J. C.; E. Pelletier; C. Brochu; M. Khalil & J. A. Catoggio.** 1989. Determination of Hydrocarbons sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environ. Sci. Technol.* 23, 888-894.
- Colombo, J. C.; C. Bilos; M. Remes Lenicov; D. Colautti; P. Landoni & C. Brochu.** 2000. Detritivorous fish contamination in the Río de la Plata estuary: a critical accumulation pathway in the cycle of anthropogenic compounds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1139-1150.
- Couture, P. & J.W. Rajotte.** 2003. Morphometric and metabolic indicators of metal stress in wild yellow perch (*Perca*

- flavescens*) form Sudbury, Ontario: A review. *J. Environ. Monit.* 5: 216-221.
- De la Torre, F.R.; L. Ferrari & A. Salibián.** 1999. Enzyme activities as biomarkers of freshwater pollution: responses of fish branchial (Na+K)-ATPase and liver transaminases. *Environmental Toxicology* 14: 313-319.
- De la Torre, F.R.; L. Ferrari & A. Salibián.** 2000. Long-term in situ water toxicity bioassays in the Reconquista river (Argentina) with *Cyprinus carpio* as sentinel organism. *Water Air and Soil Pollution* 121: 205-215.
- Dimitrova, M.S.T.; V. Tsinova & V. Velcheva.** 1994. Combined effect of zinc and lead on the hepatic superoxide dismutase-catalase system in carp (*Cyprinus carpio*). *Comp. Biochem. Physiol.* 108C: 43-46.
- Habig, W. H.; M. Pabst & W. B. Jakoby.** 1974. Glutathione transferases. *J. Biol. Chem.* 249: 7130-7139.
- Henson, K. L.; G. Stauffer & E. Gallagher.** 2001. Induction of Glutathione S-transferase Activity and Protein expression in brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*) liver by ethoxyquin. *Toxicol. Sciences* 62: 54-60.
- Hughes, E. M. & E. P. Gallagher.** 2004. Effects of  $\beta$ -naphthoflavone on hepatic biotransformation and glutathione biosynthesis in largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Mar. Environ. Res.* 58: 675-679.
- Lemaire, P.; L. Forlin & D. Livingstone.** 1996. Responses of hepatic biotransformation and antioxidant enzymes to CYP1A-inducers (3-methylcholanthrene,  $\beta$ -naphthoflavone) in sea bass (*Dicentrarchus labrax*), dab (*Limanda limanda*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 36, 141-160.
- Lenardon, A. M.; M. I. M. De Hevia; J. A. Fuse; C. B. De Nochetto & P. J. Depetris.** 1984. Organochlorine and organophosphorous pesticides in the Paraná river (Argentina). *Sci. Tot. Environ.* 34: 289-297.
- López, H. L.; R.C. Menni y L.C. Protogino.** 1994. Bibliografía de los peces de agua dulce de Argentina. Suplemento 1993. Situación Ambiental de la Provincia de Buenos Aires, año IV-N° 26: 1-20.
- Lowry, O. H.; N. J. Rosebrough; A. L. Farr & R. J. Randall.** 1951. Protein measurements with Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 193: 265-275.
- Mayer, F. L.; D. J. Versteeg; M. J. McKee; L. C. Folmar; R. L. Graney; D. C. McCume & B. A. Rattner.** 1992. Physiological and non-specific biomarkers. En: Huggett, R.J.; Kimerle, R.A.; Mehrle, P.M. & Bergman, H.L. (Eds.): *Biomarkers: Biochemical, Physiological, and histological markers of anthropogenic stress.* Lewis Publishers, 5-85.
- McCarthy, J. F. & L. R. Shugart.** 1990. Biological markers of environmental contamination. En: McCarthy, J.F. & L.R. Shugart, (Eds.): *Biomarkers of environmental contamination,* Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 3-14.
- Meador, J. P.; J. E. Stein; W. L. Reichert & U. Varanasi.** 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 143: 79-165.
- Menone, M. L.; J. E. Aizpun de Moreno; V. J. Moreno; A. L. Lanfranchi; T. L. Metcalfe & C. D. Metcalfe.** 2000. PCBs and organochlorines in tissues of silver-side (*Odontesthes bonariensis*) from a coastal lagoon in Argentina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38:202-208.
- Misra, H. P. & I. Fridovich.** 1972. The role of superoxide anion in the autoxidation of epinephrine and a single assay for superoxide dismutase. *J. Biol. Chem.* 247: 3170-3174.
- Nagel, R. & K. Isberner.** 1998. Testing of chemicals with fish a critical evaluation of tests with special regard to zebrafish. En: Braunbeck, D.E.; D.E. Hinton & B. Streit, (Eds.): *Fish Ecotoxicology,* Birkhäuser Verlag Basel, Switzerland, 337-342.
- Nilsen, B. M.; K. Berg & A. Goksoyr.** 1998. Induction of cytochrome P450 1A (CYP1A) in fish. A biomarker of environmental pollution. En: Phillip, I. R. y E. A. Shephard, (Eds). *Methods in Molecular Biology,* Vol 107: Cytochrome P450 Protocols. Humana Press Inc., Totowa, NJ, 423-438.
- Reddy, P. M. & G. H. Philip.** 1991. Hepato Toxicity of malathion on the protein metabolism in *Cyprinus carpio*. *Acta Hydrochim. hydrobiol.* 19: 127-130.
- Shailaja, M. S. & C. D'Silva.** 2003. Evaluation of impact of PAH on a tropical fish, *Oreochromis mossambicus* using multiple biomarkers. *Chemosphere* 53: 835-841.
- van der Oost, R.; J. Beyer & N.P.E. Vermeulen.** 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 13: 57-149.
- Washburn, B.S.; C.A. Vines; D.G. Baden; D.E. Hinton & P.J. Walsh.** 1996. Differential effect of brevetoxin and  $\beta$ -naphthoflavone on xenobiotic metabolizing enzymes in striped bass (*Morone saxatilis*). *Aquat. Toxicol.* 35:1-10.
- Zar, J. H.** 1996. *Biostatistical Analysis,* Prentice Hall, N.J., 662 p.



# MANEJO DE RECURSOS PESQUEROS CONTINENTALES: EL USO DE UNA CAJA DE HERRAMIENTAS

C. R. M. BAIGÚN

*Laboratorio de Ecología y Producción Pesquera, IIB-INTECH,  
Camino de Circunvalación Laguna Km 6, 7120 Chascomus, Argentina*

## ABSTRACT

Practical and conceptual tools are presented and discussed to optimize freshwater resources management, particularly in absence of suitable information. Such issues involve among others the ambiguous concept of sustainability, scale effect in asking right management questions, application of an holistic approach for developing those processes related to management following hierarchical and articulated steps, understanding the value of information and its publications, using synthetic indicators with diagnostic and predictive value and developing robust sampling protocols upon stratified designs as usually is required for freshwater fisheries studies. Such tools represent a valuable alternative to ordinate the fisheries, to improve the information basis and to apply management guidelines based on using suitable assessment methods.

**Keywords:** index, management, inland fisheries.

## INTRODUCCIÓN

El manejo y gestión de los recursos pesqueros de agua dulce representa un formidable desafío por su complejidad. Algunas de las limitaciones más importantes que pueden identificarse se encuentran relacionados con la variabilidad intrínseca de los aspectos ambientales, socio-económicos y bioecológicos de los sistemas pesqueros y la dificultad de definir metas de manejo a largo plazo que satisfagan las demandas y necesidades vinculadas a dichos aspectos. Grosman (1995) plantea que una pesquería de agua dulce debe concebirse como un sistema conformado por diferentes actores, y donde el componente pesquero es uno más de los aspectos que influyen las decisiones de manejo. Esta visión holística como objeto de manejo aparece también reflejada por López *et al.* (2001) quienes mencionan la necesidad de incorporar atributos sociales, económicos, políticos y eco-

lógicos con el fin de definir el universo sobre el cual debe operar el administrador de recursos.

La aplicación de un enfoque multidimensional permite reconocer claramente la existencia de diferentes ejes de conflicto que se presentan en el manejo de los recursos continentales. Así por ejemplo, en el aspecto socio-económico existe aún poca información sobre la importancia que poseen diferentes modalidades de pesca, mientras que en lo administrativo no se posee una base de estadísticas pesqueras adecuadas, siendo además escasos los recursos humanos que se asignan a los organismos de manejo y gestión. La carencia de información fidedigna dificulta, en muchos casos, tomar decisiones para ordenar las pesquerías considerando los diferentes aspectos involucrados. Ello plantea la necesidad de implementar una estrategia basada en utilizar la mejor información científica disponible para resolver los problemas de manejo, antes que pretender

manejarse con información exhaustiva, en el caso de recursos en riesgo.

En este contexto, el objetivo de este trabajo es considerar diferentes herramientas conceptuales y prácticas que pueden utilizarse para optimizar y potenciar el manejo de los recursos pesqueros continentales

#### *El concepto de sustentabilidad*

El término *sustentable* es sin duda uno de los más utilizados como enunciado de objetivos en proyectos y planes de manejo de cualquier recurso. No obstante, su uso en cierto modo abusivo, ha terminado por disorsionar su significado y hasta volverlo inadecuado en muchos casos. Ciertamente, parece obvio que cualquier proyecto de manejo este dirigido a ser sustentable, pero no resulta siempre sencillo definir que se entiende por un proyecto de tales características. Un caso típico es el las pesquerías de salmónidos exóticos en Argentina, los cuáles en algunos casos impactan negativamente sobre los peces nativos (Baigún & Ferriz, 2003). Ello plantea la necesidad de redefinir cual debe ser el nivel de sustentabilidad para dichas pesquerías, si para su desarrollo se debe aceptar un impacto negativo sobre otras especies, afectando incluso la biodiversidad del ecosistema acuático. Un concepto más conveniente y que el administrador de recursos debe considerar es el de *desarrollo ecológico sustentable*, que busca integrar efectos económicos, sociales y ecológicos en el largo y corto plazo. En el caso donde la ictiofauna de peces posee especies de interés social, ecológico, evolutivo, de conservación, etc. el administrador de recursos debe adoptar o considerar un criterio donde sea la comunidad el eje sobre el cual se fijen los criterios de manejo. En otras palabras, la sustentabilidad como concepto debe ser una herramienta que sirva para conservar la integridad ecológica de los ecosistemas y no una población determinada, y menos aún si se trata de

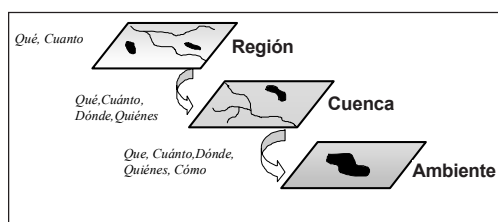
especies exóticas.

#### *La influencia de las escalas*

La vision de la cuenca como eje de ordenación y manejo de los recursos continentales representa el marco de análisis global que debe orientar toda gestión. En ocasiones, varios de los problemas que aquejan a los recursos pesqueros continentales y que se presentan en forma de mortandades recurrentes de peces, pérdida del rendimiento pesquero, reemplazo de especies, etc., obedecen a problemas que tienen su origen fuera de los ambientes acuáticos, o bien en sitios distantes en la cuenca, reduciendo así la capacidad y valor de las evaluaciones practicados a una escala local. Ello obliga al administrador de recursos a ejercitar una visión holística de la problemática pesquera, principalmente relacionando la sustentabilidad del recurso con los usos del agua y del suelo. Al no existir en general políticas articuladas de gestión entre los diferentes organismos con jurisdicción sobre el agua y otros recursos naturales que forman partes de las cuencas (bosques, minería, agricultura, etc.), la gestión y el maneio se ven limitados a simplemente administrar las crisis que sufren las pesquerías en un sitio localizado de la cuenca.

El concepto de escala en aguas continentales cobra real trascendencia a la hora de definir las estrategias de manejo y evaluación. Diferentes procesos en la cuenca ocurren a diferentes escalas temporales y espaciales, lo que condiciona la jerarquía a la cual se sitúa el problema y limita el enfoque y acciones que deben aplicarse. En este contexto ciertas cuestiones aparecen como prioritarias según la escala de referencia. Por ejemplo, que especies se pescan y cuanto es el rendimiento o potencial pesquero importa a nivel de ecoregión porque dictamina las políticas de uso de los recursos, mientras preguntas como que sitios son mas relevantes (lagos, ríos, embalses)

y quienes son los usuarios involucrados (pescadores deportivos, comerciales, artesanales), emergen como más apropiadas a nivel de la cuenca. Por su parte, la modalidad de pesca interesa a nivel de ambiente (tipo de redes y señuelos) y es un factor importante para definir tipo de regulaciones (Figura 1).

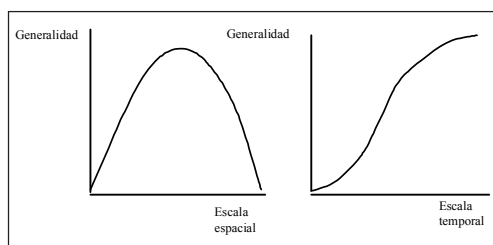


**Figura 1.** Relevancia de aspectos claves relacionados con el conocimiento de los recursos pesqueros según la escala de análisis.

La escala espacial y temporal determina asimismo que valor posee la información en términos de su generalización, lo que es muy importante para poder determinar el alcance de una acción de manejo. Muchos stocks de pesquerías continentales, por ejemplo, son migradores, pero otros poseen rangos de distribución muy localizados (Figura 2).

El marco conceptual del proceso de manejo pesquero

Las razones por las cuales los organismos de administración de recursos tienen dificultades en implementar estrategias de manejo exitosas



**Figura 2.** Relación entre las escalas espaciales y temporales con la generalidad que adquiere la información pesquera.

Johnson (1999) presenta cinco visiones de complejidad creciente y que resultan muy ilustrativas para identificar puntos de contacto con los procesos que conforman el manejo. El nivel inicial se apoya en consideraciones políticas y sociales, como por ejemplo, prohibir la apertura de una pesquería comercial en un ambiente donde se desarrolla la pesca deportiva, aún cuando no se disponga de información fidedigna del impacto real o potencial de una u otra actividad. Un segundo nivel está representado por el enfoque histórico, en el cual los administradores repiten las acciones llevadas a cabo en el pasado, en la misma u otra pesquería, asumiendo que la respuesta será similar. La siembra de peces en lagunas pampeanas es un ejemplo de este tipo de estrategia. El tercer nivel implica un salto cualitativo pues se basa en utilizar la mejor información disponible a partir de muestreos pasados o actuales y la aplicación de técnicas de análisis robustas. El cuarto escalón se apoya en implementar programas de monitoreo, modificación de objetivos y evaluación de los procedimientos de manejo, con el fin de mantener la pesquería en un estado estable. Finalmente, el quinto nivel conduce a lo que se conoce como manejo adaptativo, que se aboca en consensuar con los actores involucrados en la pesquería, un plan de manejo y mediante simulación, predecir diferentes resultados según los distintos intereses. Este manejo identifica asimismo los vacíos de información y desarrolla programas de muestreo para paliar dichas deficiencias y mejor la predicción sobre el comportamiento de la pesquería.

El administrador de recursos debe considerar el concepto de manejo como conjunto de factores que no se circunscriben solamente a los aspectos pesqueros. El componente humano juega un papel decisivo en los mecanismos de gestión de las aguas dulces,

de ahí que Larkin (1982) resalte en su perspicaz análisis sobre las leyes que gobiernan el manejo de las pesquerías deportivas y comerciales, que ello es, ante todo, un manejo de las personas vinculadas a la pesca. Factores políticos, económicos sociales y por supuesto ecológicos conforman un complejo marco de referencia que afecta la toma de decisiones.

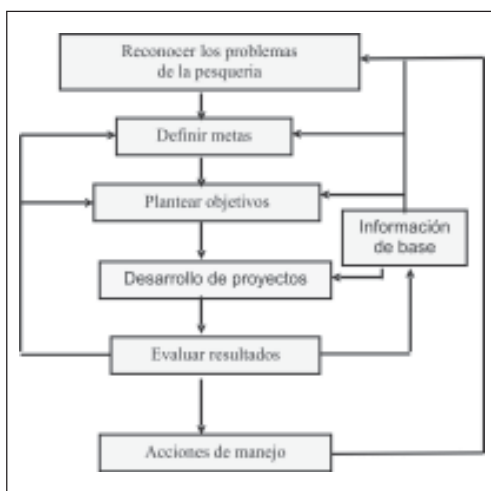
El manejo pesquero es el aspecto más relevante para el administrador de recursos y el mismo está conformado por el desarrollo de varias etapas secuenciales que deben ser seguidas rigurosamente (Kruger & Decker, 1999). El primer aspecto, es por supuesto poder reconocer que problemas aquejan a una pesquería. Ello puede ser de índole social (conflictos por el uso de un recurso), pesquero (capturas de ejemplares menores a la talla de primera madurez), políticos (diferencias en la legislación de ambientes bajo jurisdicciones diferentes), económicos (autorización de una nueva pesquería), etc. Ello aspecto permite clarificar que metas y objetivos pueden definirse. El cumplimiento de objetivos requiere diseñar proyectos, evaluar sus resultados y definir acciones de manejo, siendo posible así reformular las

metas y objetivos si fuere necesario o fijar otros nuevos. En todo caso, la información de base resulta fundamental como entorno de todo proceso de manejo (Figura 3).

En este proceso resulta crítico para el administrador de recursos diferenciar entre metas y objetivos, lo que a menudo suele ser confundido o no percibido adecuadamente. Las metas son enunciados amplios a largo plazo que intentan definir el propósito general de manejo y definen el marco de referencia dentro de la gestión. Los objetivos, por el contrario, son procedimientos mensurables y más acotados en el tiempo. Representan criterios cuantitativos y preferentemente estadísticamente verificables, para conocer si es posible alcanzar las metas o si estas deben ser reformuladas. La Tabla 1 proporciona ejemplos de metas y objetivos que se presentan comúnmente en pesquerías continentales.

Como se observa los objetivos requieren de implementar programas de muestreo con diseños estadísticos robustos para poder avanzar hacia las metas prefijadas. Notablemente, muchos programas de manejo fracasan al no poder superar esta etapa crucial y siendo los estudios inconclusivos por no haber sido planificados con un criterio de auténtica evaluación. La situación opuesta es también contraproducente, ya que las urgencias o demandas para aplicar acciones no se ven correspondidas por la implementación de evaluaciones acotadas temporalmente.

Sin embargo, cuando la toma de decisiones reviste consecuencias críticas (por ejemplo definir la introducción de una especie, imponer un veda total, etc.), es conveniente considerar la rigurosidad que entregan las herramientas estadísticas clásicas. Ciertas acciones de manejo, por sus implicancias, requieren ser evaluadas en términos de los costos que depara adoptar una decisión determinada (Peterman, 1990). Ello es equivalente



**Figura 3.** Esquema conceptual del proceso de manejo pesquero (modificado de Krueger & Decker, 1999).

**Tabla 1.** Enunciados de metas y objetivos y las variables utilizadas para medir su concreción.

Meta	Objetivo	VARIABLES UTILIZADAS
Implementar siembras en ambientes con bajo rendimiento deportivo	Clasificar las pesquerías en base a su CPUE	CPUE
Mejorar la calidad de la pesquería en ambientes con elevada demanda de usuarios	Incrementar el índice proporcional de stock en un un 20 %	Talla media
Determinar el impacto de introducción de una especie exótica	Evaluar los cambios poblacionales en las especies nativas antes y despues de la introducción de exóticos	Densidad, tasa de mortalidad
Modificación de la reglamentación vigente en una pesquería	Evaluar la aceptación de los usuarios	Valoraciones cuantitativas

a considerar cuales son los costos de cometer errores de Tipo I y II al adoptar decisiones, dado que ambos poseen consecuencias muy distintas desde una perspectiva medioambiental (Tabla 2). Un ejemplo hipotético trata la introducción de una especie A (con características r-estrategas) en un lago para el desarrollo de una pesquería deportiva, pero donde existe un especie endémica B. El argumento que maneja la administración es que un estudio preliminar realizado en otro ambiente demostró que la especie A no produjo impacto alguno. Sin embargo, como dicho estudio resultó deficiente desde un punto de vista del diseño de muestreo, el hecho de no haberse podido rechazar la hipótesis nula ( $H_0$ ) que sostenía la ausencia de impacto, no permite obtener una conclusión definitiva. De aceptarse  $H_0$ , que establece que no hay impacto, cuando *en realidad si lo hay*, y autorizar la siembra, ello generaría un costo ambiental sensiblemente superior al de no autorizarla. En el primer caso, equivocarse puede implicar la irreversible desaparición de la especie endémica, mientras en el segundo representa tan solo una pérdida económica que puede ser transitoria. Dado que el manejo de los recursos pesqueros posee numerosos ejemplos donde puede y debe aplicarse

cierta rigurosidad en los análisis, es necesario tomar decisiones utilizando las mejores herramientas disponibles.

#### *El valor de la información*

A diferencia de las pesquerías marinas, aquellas localizadas en el agua dulce poseen un nivel de información sensiblemente menor. Varias son las razones para ello. Desde una perspectiva económica, las pesquerías continentales fueron siempre consideradas como de menor trascendencia, posiblemente por su impacto económico difuso y por no haberse medurado adecuadamente una actividad muy propia de las aguas continentales como es la pesca deportiva y recreativa. Asimismo, la numerosidad y complejidad de los ambiente continentales representa un limitación objetiva para conocer sus características. Baste por ejemplo mencionar que en la Provincia de Buenos Aires se han identificado 525 ambientes permanentes y 900 temporarios (Toresani *et al.*, 1994) y mas de 100 con superficie mayor a 5 km<sup>2</sup> (Quirós *et al.*, 1983).

Esta situación plantea la necesidad de poder priorizar que información es necesaria adquirir, lo cual como ya se advierte, también se relaciona con la escala de análisis. Un administrador de recursos debe comprender *porque*



**Tabla 2.** Decisiones previstas y errores asociados relacionados con aceptar o rechazar la hipótesis nula en un experimento, como por ejemplo la introducción de una especie exótica.

HIPOTESIS	DECISION	
	No rechazar Ho	Rechazar Ho
Ho: La especie exótica no produce impacto	Se permite la introducción <i>Decisión correcta</i> cometiendo un error de Tipo II	No se permite la introducción <i>Decisión incorrecta</i>
H1: La especie exótica produce impacto	No se permite la introducción <i>Decisión incorrecta</i>	No se permite la introducción <i>Decisión correcta</i> cometiendo un error de Tipo I

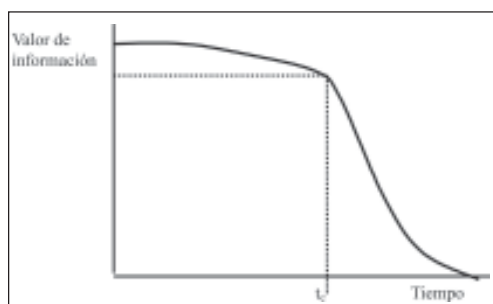
se debe tomar información, *que* información es importante y *como* se la debe obtener. Algunos aspectos relevantes son conocer cual es el nivel de mortalidad por pesca existente, que rendimiento potencial posee el ambiente, cuales son los hábitats críticos para reproducción, cría, migraciones, que beneficios sociales y económicos genera la pesquería, que especies requieren de un manejo específico por su valor de conservación, que impactos produce la introducción de especies por medios naturales o por siembra, como es la respuesta de la pesquería diferentes modalidades de regulación (artes, tallas, vedas), etc.

La difusión de los resultados, preferentemente por medio de publicaciones técnicas o incluso científicas, debe complementar un aspecto fundamental dentro del proceso de gestión y el final de la implementación de los programas de evaluación o manejo. Exhibir los resultados de proyectos y logros de la gestión y someter los mismos a la opinión pública en general y de sectores interesados en particular («stakeholders»), representa una poderosa herramienta para lograr un retorno de opiniones y sugerencias que ayuden a mejorar el manejo de la pesquería o descubran nuevas prioridades. Lamentablemente, la información que generan muchas de las administraciones provinciales y organismos abocados a la gestión de los recursos pesqueros, o bien no es procesada con esos fines o bien se acumula en in-

formes de circulación restringida. Esta estrategia representa un grueso error que permite entender porque muchos estudios deben iniciarse más de una vez desde un nivel casi de base al no estar debidamente documentados los resultados previos, o porque la comunidad adquiere una imágen distorsionada y crítica sobre la eficiencia de estos organismos. Por otra parte, dicha actitud reduce el potencial de los recursos humanos de los organismos de gestión, dado que la calidad y cantidad de publicaciones, aún las técnicas, representan un termómetro que los organismos y evaluadores utilizan para otorgar fondos para proyectos. El principio de Rabinovich («publicar o perecer») resulta válido, incluso para quienes integran los organismos de manejo de recursos, porque ello marca, en buena buena medida, como la sociedad percibe y diferencia entre una gestión exitosa donde se muestran logros concretos y una administración intranscendente y oscura, incapaz de exhibir resultados visibles.

La información posee asimismo un valor por su sentido de la oportunidad. Su potencialidad de aplicación para el manejo de un recurso renovable está, de alguna manera, inversamente relacionada al tiempo en que la misma posee vigencia (Figura 4). A menudo, cuando la información se encuentra disponible para ser utilizada, el problema a resolver ya es otro (principio de Gómez).

Por otra parte, y equivocadamente,



**Figura 4.** Representación gráfica del Principio de Gómez sobre el valor de disponer de la información en función del tiempo. El punto  $t_c$  indica el momento en el cual la información deja de tener aplicabilidad para resolver un problema determinado.

muchos estudios no ingresan al circuito informático por considerarse preliminares o antiguos, pero son importantes para entender que transformaciones han sufrido las comunidades de peces en función de un incremento en la presión de pesca, como pudieron impactar el vertido de contaminantes, relacionar con el uso de la cuenca, etc. Los trabajos llevados a cabo por las administraciones provinciales, aún cuando resulten mayormente diagnósticos o exploratorios, poseen en general interés cuando brindan datos novedosos y por lo tanto, deberían ser difundidos a través de series de informes técnicos específicos.

Acciones aparentemente intrascendentes como una siembra o la información remitida por un club de pesca sobre un concurso de pesca, deberían ser divulgadas apropiadamente, pues reflejan, de algún modo, las acciones que se realizan dentro del ámbito de la administración. Un ejemplo del valor de dicha información se encuentra en los desaparecidos Boletines Informativos de la ex Dirección Nacional de Pesca Continental o los Almanagues del Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Nación. Ejemplos del valor y uso de dicha información puede verse en el trabajo de Quirós & Cuch (1989), que analizaron las capturas de las pesquerías de la baja cuenca del Plata, en el de Baigún & Quiros (1985) que describieron el proceso de introducción de salmónidos exóticos en diferentes ambientes de Argentina y en el de Baigún & Delfino (2002), quienes determinaron la relación entre las capturas comerciales y la precipitación en las lagunas pampeanas.

#### Indicadores y variables de la pesquería

La información que puede obtenerse de una pesquería continental es mucha y variada, dado que, como se discutió previamente, intervienen aspectos de diversa índole, pudiendo

**Tabla 3.** Descripción de los indicadores, su aplicabilidad y principales variables involucradas en el análisis de las pesquerías.

Tipo de Indicador	Aplicación	Variables
Biológico	Refleja el estado de los stocks y calidad de la pesquerías	Talla de primera madurez, talla media, índices de tallas, constante de crecimiento, longitud máxima, tasa de mortalidad
Pesquero	Revela la eficiencia y «performance» de la pesquería	Captura (abundancia y biomasa), esfuerzo, CPUE
Económico	Permite conocer la importancia de la pesquería en términos de impacto y valor económico	Excedente del consumidor, costos, disponibilidad a pagar
Socio-cultural	Demuestra la relevancia que posee la pesquería para la sociedad	Indicadores de demandas, motivaciones, preferencias

distinguirse así entre indicadores sociales, biológicos, pesqueros, económicos, etc. La Tabla 3 proporciona un detalle de dichos indicadores, su aplicabilidad y que posibles variables los describen.

Es importante tener en cuenta que no todas las variables que caracterizan los diferentes indicadores poseen el mismo costo de obtención. Este costo puede medirse en tiempo, personal, apoyo logístico, dinero, etc. La Tabla 4 ilustra diferentes costos relativos estimados para obtener información biológico-pesquera que es de usual interés.

Diferentes parámetros o índices que poseen una sólida base conceptual y empírica son excelentes herramientas para conocer el status de un stock y pueden revelar si la pesquería está siendo sobrexplotada. Entre los indicadores biológicos, la estructura de tallas o de edades es uno de los pilares diagnósticos fundamentales. La informa-

ción de la estructura de tallas puede optimizarse si se traduce en índices cuantitativos. El índice proporcional de stock (PSD) definido por Wheatman & Anderson (1978) facilita la diagnosis de una pesquería ya que utiliza como criterio la proporción de peces mayores a la longitud de captura mínima aceptable por los pescadores (longitud cualitativa) respecto a la longitud de primera madurez (longitud de stock). El método puede refinarse mediante la definición de otros intervalos (Gabelhouse, 1984). En el caso del pejerrey, Baigún & Anderson (1994) definieron los límites de las longitudes de stock, cualitativa, preferida, memorable y trofeo y utilizaron la proporción de peces en dichos intervalos para proponer acciones de manejo en diferentes ambientes.

Ciertas tallas poseen un mayor significado biológico que otras. Por ejemplo, la comparación entre la longitud infinita (derivada de análisis de

**Tabla 4.** Costos comparados entre variable de diferentes características.

<b>Variable</b>	<b>Brinda información relacionada con</b>	<b>Costo relativo</b>	<b>Comentario</b>
Enumeración de especies	Riqueza de especies existentes	1	Representa solo información de base
Número de ejemplares por especie	Abundancia relativa	2	Mínimo nivel de información requerida
Longitud	Crecimiento, mortalidad, clases anuales, índices de tallas, curvas largo-peso, selectividad	4	Información básica para diagnosis de la población
Perímetro	Selectividad	6	Información que puede ser requerida para evaluar la selectividad del arte
Peso	Factor de condición, biomasa, curvas largo-peso, rendimiento pesquero	12	Necesario para el análisis de dinámica poblacional
Sexo y estado reproductivo	época de desove, talla de primera madurez, fecundidad	30	Necesario para fijar periodos de veda y regular las aberturas de mallas
Edad	Crecimiento, mortalidad, rendimiento por recluta	120	Necesario para el análisis de dinámica poblacional

crecimiento), la talla media, de primera madurez y la talla óptima (talla a la cual una cohorte en condiciones de desovar maximiza su biomasa), representan herramientas útiles para verificar la respuesta de la población al proceso de explotación. La talla óptima es un criterio muy interesante de manejo porque aprovecha el concepto de producción de la cohorte. Puede obtenerse de la relación empírica presentada por Froese & Binohlan (2000). La combinación de estas tallas permite determinar que margen de explotación puede tener un stock e incluso definir diferentes estrategias de regulación entre ambientes para una misma especie (Baigún *et al.*, 2004).

El uso de estos índices se potencia si se combina con otros indicadores que describen la performance de la pesquería, como la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) (Colby 1981). Ello permite una diagnosis más exacta del estado de la pesquería y que medidas de manejo pueden aplicarse (vedas, regulaciones de talla y artes, etc.), así como dirigir la trayectoria de la pesquería hacia objetivos prefijados (Figura 5).

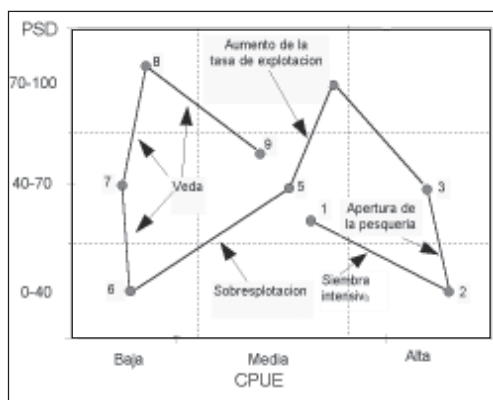
Otros indicadores también reveladores de la respuesta de la población al impacto de la pesquería se manifiestan a través de un aumento de la tasa de crecimiento, reducción de la

edad (o talla) de primera madurez, aumento de la varianza en el reclutamiento, incremento en la fecundidad, cambios genéticos, etc (OMNR 1983).

El crecimiento de una especie es un factor de gran importancia dentro del marco del manejo de un recurso, ya que permite inferir la calidad del ambiente, posibilidades de desarrollo de una pesquería y establecer estrategias de regulación. Poblaciones de una misma especie, sin embargo, pueden exhibir condiciones de crecimiento disímiles en distintos ambientes, por lo que las extrapolaciones de estos parámetros deben llevarse a cabo con cuidado. Este concepto refleja el error de aplicar regulaciones de «tipo dominó», tal como ocurre con el permiso de pesca que se aplica en Patagonia. El análisis de estructura de tallas, brinda la información básica necesaria como es la longitud infinita ( $L_{inf}$ ) y la tasa de crecimiento ( $K$ ).  $L_{inf}$  puede ser estimado incluso si se conoce la longitud máxima (Taylor, 1958; Froese & Binohlan, 2000), siempre que se asuma que la información disponible no está severamente afectada por la selectividad de las artes o que la pesquería no se encuentra bajo un estado de explotación excesivo.

La tasa de mortalidad total ( $Z$ ) es asimismo un parámetro de enorme significado, dado que incorpora el efecto de la mortalidad natural ( $M$ ) y por pesca ( $F$ ). En ambientes inexplorados,  $Z$  es equivalente a  $M$  (Gulland 1983). La estimación de  $Z$  puede obtenerse adecuadamente mediante curvas de captura convertidas a longitud, pudiéndose estimar  $M$  a partir de la ecuación de Pauly (1980) o Hoenig (1982), si se conoce la edad máxima que alcanza el stock. A partir de ellos, el valor de  $F$  se obtiene por simple substracción.

Los efectos precedentes ocurren a nivel de stocks pero también es posible detectar el impacto de una posible sobreexplotación a nivel de la comunidad. Francis *et al.* (1979) señalan que



**Figura 5.** Uso de valores de CPUE y PSD ordenados por intervalos para identificar posibles efectos sufridos por la pesquería con relación a diferentes acciones de manejo.

un aumento en los patrones de dominancia de especies de baja calidad, de abundancia de especies de crecimiento corto y tallas chicas, de especies pelágicas en desmedro de las bentónicas o de aparición de especies exóticas, pueden ser atribuidos también a cambios por sobreexplotación a nivel multiespecífico

Por otra parte, el desenvolvimiento de la pesquería se refleja en las variaciones de rendimientos, esfuerzo y captura por unidad de esfuerzo. Aún cuando sea posible obtener datos de la pesquería deportiva o comercial, nunca se insistirá lo suficiente en la necesidad de adquirir información independiente mediante artes experimentales. Muchos administradores restringen la ejecución de muestreos experimentales, fundamentalmente en ambientes con elevada demanda de pesca deportiva y que se encuentran bajo un régimen de captura y devolución, en la creencia que la misma pesquería es adecuada para proporcionar la información requerida. A menudo arguyen problema de imagen, ya que la pesca experimental requiere por sus fines inherentes generar cierta mortalidad. Esta estrategia, representa una equivocación pues los muestreos experimentales constituyen la mejor herramienta para medir el status de los stocks y dar respuesta a las demandas que esta pesquerías suelen tener. Aún cuando las pesquerías deportivas y comerciales arrojan valiosa información, esta es generalmente sesgada ya que proviene de capturas logradas en áreas donde las densidades de peces son mayores (Hilborn & Walters, 1992). Dado que además se centran solo en ciertos tamaños de tallas de interés para la pesquería, la información no resulta totalmente adecuada para estimar parámetros biológicos como mortalidad, estructura de tallas o edades en la población. Por otra parte, los muestreos experimentales por ser estandarizados y menos selectivos son mas compatibles con el su-

puesto que la CPUE es un índice adecuado de la abundancia del stock. Ello se debe en gran medida a que el coeficiente de capturabilidad ( $q$ ) es muy dependiente de las modalidades de pesca, algo que sucede normalmente en pesquerías deportivas (National Academy of Sciences, 1998).

Ciertamente, no es posible establecer con certeza la trayectoria que sufre una pesquería si no se conoce como varía la captura y el esfuerzo y su variable derivada, la captura por unidad de esfuerzo. Estos atributos representan los pilares fundamentales que revelan su historia (Hilborn, 1979). Tradicionalmente, los administradores de recursos han sido renuentes a invertir en adquirir dicha información de manera sistemática, acaso por no comprender su significado. Baste mencionar que pesquerías históricas relevantes y asiduamente concurridas como las de pejerrey en las lagunas de Lobos. Monte y Cochico, la de dorado en Paso de la Patria en el Paraná, de truchas en el río Chimehuin en Junín de los Andes, etc. carecen aún de buena información estadística. La falta de esta información obedece en parte a los altos costos que demanda su obtención, dado que las pesquerías deportivas son a menudo difusas y por lo tanto, los pescadores ingresan y egresan en diferentes sitios. Sin embargo, existen clubes de pesca que guardan registros de los concursos y del movimiento de embarcaciones, lo cual de alguna manera puede ser un indicador del esfuerzo que recibe un cuerpo de agua. El uso de planillas para asentar los datos de la pesca por parte de los pescadores es una estrategia económica y que rinde aceptables resultados (Evans, 1996). Estas fuentes de información pueden ser utilizadas por los administradores, al menos mientras se implementa un sistema de información pesquera adecuado.

Otra causa que influye en la ausencia de estadísticas apropiadas es que la pesca deportiva hasta no mucho



tiempo atrás no era considerada o percibida como una actividad que genere un impacto importante, lo cual enmascaraba los problemas de manejo. López *et al.* (2001) presentan ejemplos que muestran como algunas pesquerías deportivas de la Provincia de Buenos Aires ejercen un considerable esfuerzo de pesca que ocasiona una alta mortalidad en la pesquería, no percibida incluso por los propios usuarios. El estado de la pesquería es una preocupación válida del administrador y forma en buena medida la esencia de la gestión. Recursos sub-explotados pueden generar pérdidas de ganancias, pero cuando el recurso comienza a ser sobreexplotado, ello representa una invitación directa a que la pesquería colapse y genere déficit económico importante y el inicio de conflictos socioeconómicos. Es así que no solamente importa conocer el nivel de rendimiento, sino lo que es acaso más trascendente, determinar cual es el límite de esfuerzo y captura tolerable. Un enfoque de primera aproximación es comparar el rendimiento observado con el potencial (Adams & Olver, 1977). Este predice cual es la biomasa de peces que puede extraerse con relación a la capacidad productiva de un ambiente. El índice morfoedáfico (Ryder, 1965) y modelos derivados, es un indicador frecuentemente utilizado para predecir dicho rendimiento en lagos oligo a mesotróficos (Ryder *et al.*, 1974) y en embalses (Jenkins, 1982).

Dentro del componente social, conocer las motivaciones y preferencias de los pescadores constituyen otra herramienta importante. Baigún & Delfino (2003) detectaron que estas motivaciones variaban según las características de los ambientes (infraestructura, distancia, densidad de pescadores, calidad del paisaje, etc.). Ello concuerda con lo encontrado por diferentes autores que señalan que la pesca es en si mismo apenas uno de los motivos por los que los pescadores seleccionan un sitio determinado (Knopf

*et al.*, 1973; Holland & Ditton, 1982). Por otra parte, los pescadores deportivos poseen diferente grado de especialización. Grosman (1995) identificó diferentes tipos de modalidades en la pesca que se practica en las lagunas pampeanas, revelando así el heterogéneo universo de los usuarios de la pesca deportiva-recreativa.

Ligado a las motivaciones sociales se necesita determinar el valor que posee una pesquería. Esto es una herramienta clave para asignar el uso de un recurso, particularmente en situaciones de conflictos. Sin embargo, se debe reconocer la importante diferencia entre practicar un estudio de impacto económico y otro de valoración económica (Pollock *et al.*, 1994), dado que ambos implican diferentes aspectos. El impacto económico representa la medida en que una región o comunidad es afectada por el desarrollo o degradación de una pesquería y mide los gastos que ocasiona la actividad y el flujo de dinero en términos de salarios, puestos de trabajo, ventas de insumos, de equipos, alquileres, etc. Este tipo de información ha sido recabada para diferentes pesquerías de pejerrey (e.g. Grosman *et al.*, 1996); Grosman & Peluso, 1998; Grosman & Sergueña, 1996; Mancini *et al.*, 2001) y también de salmónidos (Vigliano & Lippolt, 1991a,b; Vigliano & Grosman, 1996). Por el contrario, el valor económico es una medida del valor que la experiencia de pesca posee para los pescadores. Ello se puede cuantificar contruyendo curvas de demanda y en términos de disponibilidad a pagar, para continuar desarrollando la pesca. Todo gasto por encima del costo que implica la pesca (comida, combustible, alojamiento, etc.) representa el valor neto o excedente del consumidor, que da una idea del valor que posee la pesquería para el pescador. Este tipo de evaluación se ha practicado en diferentes pesquerías de pejerrey (Baigún & Delfino, 2003) y también de salmónidos (Urbanski & Sanguinetti,

**Tabla 5.** Frecuencias de muestreo óptimas o recomendables y mínimas de diferentes variables utilizadas en el manejo pesquero (adaptado de FAO 1998).

Variable	Frecuencia óptima	Frecuencia mínima
Capturas y esfuerzo de pesquerías comerciales	diarias	semanal
Capturas y esfuerzo de pesquerías deportivas	semanal	mensual
Estructura de edades	cada 3 meses	anual
Estructura de tallas	mensual	estacional
Epoca de desove	quincenal	mensual
Costos, consumo excedente, disponibilidad a pagar	semestral	anual
Mortalidad total	anual	anual
Venta de licencias	anual	anual
Ventas de equipos de pesca	anual	cada 3 años
Censo de pescadores	cada 3 años	cada 5 años

1997; Urbanski & Demicheli, 2000).

La frecuencia de medición necesaria de alguna de estas variables depende de los objetivos, la variabilidad intrínseca, la precisión deseada y los costos requeridos. La Tabla 5 resulta orientativa de las frecuencias óptimas y mínimas requeridas de algunas de las variables más frecuentemente utilizadas.

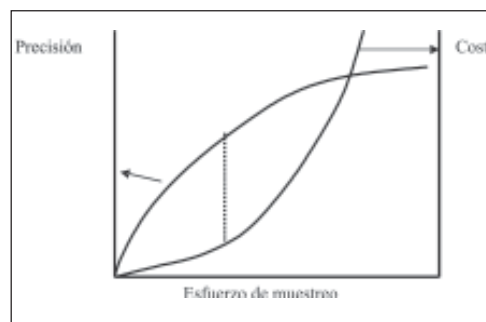
#### *El valor de los estudios de factibilidad y los muestreos piloto*

El tipo de estudio que el administrador de recursos debe implementar se encuentran asociados a los objetivos planteados. Los estudios de factibilidad dependen enteramente de la información previa, la cuál muchas veces solo se localiza en informes, revistas de divulgación y periódicos, pero que adecuadamente interpretada, permite detectar patrones temporales, y tendencias de la pesquería Minotti & Malvarez (1991). Esta información forma parte a menudo de los estudios de factibilidad como primer paso para definir si es conveniente avanzar hacia el planteamiento de un proyecto de desarrollo de una pesquería (Baigún, 2003).

Asimismo muchos proyectos de evaluación se inician sobre recursos escasamente conocidos o que han sufrido cambios importantes (por ejem-

plo cambios en la estructura de la comunidad) y resulta, por lo tanto conveniente, adquirir una información de base. Un problema que debe considerarse entonces es determinar que esfuerzo de muestreo se requiere para que la información sea suficientemente precisa pero a la vez no implique costos muy elevados (Figura 6).

En este contexto, los muestreos pilotos o exploratorio son herramientas que poseen un efecto preventivo pues representan el medio más adecuado para ahorrar imprevisibles costos futuros y problemas. Son asimismo fundamentales para predecir si los muestreos deberán ser al azar, estratificados o sistemáticos y permiten, a partir de conocer la variabilidad (usualmente expresada como coeficiente de variación) de la abundancia o biomasa de



**Figura 6.** Relación ente esfuerzo de muestreo, precisión y costo. La línea punteada representa el esfuerzo de muestreo óptimo.

**Tabla 6.** Ejemplo de posibles estratos existentes en pesquerías de aguas continentales.

Estratos	Característica
Ambiente	Río, Lago somero, Lago profundo, Embalse
Temporal	Estacional, Días de la semana/fin de semana, Día/noche
Arte de pesca	Enmalladora, Pesca eléctrica, Trampa, Espinel, Arrastre playero
Habitat	Litoral, Batial, Pelagial, Pozón, Rápido
Pesquería	Comercial, Deportiva, Recreativa, Subsistencia

peces, determinar el tamaño de la muestra requerido para desarrollar las tareas de evaluación.

El valor del muestreo piloto queda evidenciado, acaso como en ningún caso, en la evaluación de pesquerías deportivas, las cuales constituyen uno de los aspectos más complejos de abordar. Este tipo de pesquería puede tener hasta tres diferentes tipos de estratos temporales y usualmente más de un estrato espacial y el uso de probabilidades no uniformes para cada estrato es la regla más que la excepción (Malvestuto, 1996). Si estos estratos no son adecuadamente definidos *a priori*, las varianzas de las estimaciones

de esfuerzos y capturas resultarán totalmente distorsionadas (Malvestuto & Knight, 1991). La Tabla 6 presenta ejemplos de estratificaciones usuales en diferentes aspectos vinculados al estudio de recursos pesqueros continentales.

La definición de estratos requiere considerar diferentes estrategias de muestreo para obtener información pesquera y biológica adecuada. Las redes enmalladoras son posiblemente el arte más versátil y reconocido para la evaluación de peces en aguas continentales (Baigún, 1989), pero otras alternativas son también apropiadas (Tabla 7).

**Tabla 7.** Comparación entre diferentes artes de muestreo de acuerdo a diferentes atributos.

Atributo	Enmalladoras	Pesca deportiva	Trampas	Red de arrastre playero	Hidroacústica	Pesca eléctrica	Snorkeling
Costo de muestreo	moderado	bajo	bajo	bajo	alto	bajo	bajo
Aptitud para muestrear diferentes biotopos	alta	moderada	alta	baja	alta	baja	baja
Estimar abundancia	solo relativa	solo relativa	solo relativa	relativa y absoluta	absoluta	relativa y absoluta	relativa
Capacidad de detectar diversidad	alta	baja	alta	baja	nula	alta	moderada
Impacto por mortalidad de muestreo	alta	alta	baja	baja	nula	moderada	nula
Proporcionar tamaño de muestra	alta	baja	moderada	alta	alta	alta	baja
Reflejar variabilidad de tallas	alta	baja	alta	baja	baja	alta	alta

## CONCLUSIONES

El manejo de los recursos pesqueros continentales posee características especiales que lo diferencian del que se practica en el medio marino y por ello requiere del administrador de recursos una visión diferente. Las reducidas dimensiones de los stocks, la baja calidad de información disponible y el número de ambientes existentes, asociado a menudo a marcados gradientes ambientales que presentan las cuencas, definen un escenario complejo con pesquerías de diferentes características.

Un aspecto que aparece como prioritario en la gestión de los recursos pesqueros continentales es la necesidad de ordenar las pesquerías y mejorar la base de información necesaria, así como su calidad. Se advierte una abundancia de estudios diagnósticos que a pesar de su importancia, no proporcionan por sus limitaciones inherentes, los elementos para adoptar medidas de manejo fundamentadas, como no sea de carácter puntual. Estos estudios, usualmente marcan el comienzo y fin del proceso de evaluación que suelen practicarse y tienen como epílogo la recomendación de desarrollar evaluaciones más exhaustivas que rara vez se concretan. Por otra parte, se debería evitar invertir en evaluaciones aisladas que respondan a demandas puntuales u ocasionales, particularmente en sistemas de alta variabilidad ambiental (lagunas pampeanas, llanuras aluviales de ríos mesopotámicos, ríos de áreas con elevada estacionalidad hídrica, etc.), si dichos estudios no se encuentran insertos dentro de programas de manejo u ordenamiento estructurados.

Claramente se precibe un déficit de estudios que respondan a objetivos planteados en base a necesidades que deben ser definidas por los propios organismos de gestión. En este sentido es fundamental que los administradores de recursos entiendan el manejo

como un procedimiento ordenado de procesos secuenciales relacionados entre sí. Paralelamente es importante que estos organismos puedan progresar cualitativamente en los procedimientos de manejo y gestión. La escala de niveles de manejo presentada previamente demuestra que muchos de ellos aún responden y proceden por meras presiones sociales y políticas, o bien mantienen procedimientos que no necesariamente se ajustan a la dinámica de cambios que muestran algunos recursos. Acaso para ello sea necesario apelar a reestructuraciones administrativas adecuadas como la generación de unidades técnicas regionales capaces de seguir la evolución de las pesquerías con mayor detalle. En todo caso, se debe comenzar a apreciar adecuadamente el valor diagnóstico y predictivo que posee la información pesquera como herramienta de decisión y apoyo a la gestión. Es fundamental que se afiance el concepto que una gestión exitosa genera el mayor beneficio derivado del uso de un recurso (no necesariamente extrayéndolo) cuando se consideran en su conjunto los aspectos pesqueros, sociales y económicos. Asimismo es importante fortalecer las capacidades de los organismos mediante la mejor formación posible de sus recursos humanos, el desarrollo de proyectos coherentes y acordes con las necesidades de manejo y estimular la posterior divulgación de sus resultados y conclusiones como etapa terminal del proceso de gestión.

El concepto de caja de herramientas aquí presentado no debe ser considerado como una simple enumeración de métodos de análisis sino que apunta a demostrar la utilidad de aplicar ciertos enfoques y técnicas para proceder en la gestión y manejo cuando la información existente es escasa. En este sentido, se intenta modificar el paradigma aún instalado entre muchos técnicos y científicos, que solo disponiendo de información exhaustiva es posible aplicar recomendaciones de

manejo, en vez de intentar utilizar la mejor información científica disponible. Como corolario, las siguientes líneas constituyen acaso la herramienta más valiosa que puede disponer el administrador de recursos y que nunca debería dejar de recordar.

« No se puede mejorar lo que no se controla,  
no se puede controlar lo que no se mide,  
no se puede medir lo que no se conoce»

Edward Deming

## BIBLIOGRAFÍA

- Adams, G. G. & C. R. Olver.** 1977. Yield properties and structure of boreal percid communities in Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1613-1625.
- Baigún, C.** 1989. Evaluación de recursos pesqueros en aguas continentales mediante el uso de redes enmalladoras. *Climax* 7: 79 p.
- Baigún, C. R.** 2003. Un protocolo de gestión para el desarrollo sustentable de pesquerías deportivas de agua dulce. En: *Pesquerías Continentales en América Latina. Hacia la sustentabilidad del manejo pesquero.* Ed. Univ. Nac. Litoral, Santa Fe: 77-86.
- Baigún, C. & R. Quirós.** 1985. Introducción de peces exóticos en la República Argentina. *Inst. Invest. y Desarr. Pesq., ser. Inf. Téc.* 2, Mar del Plata.
- Baigún, C. & R. O. Anderson.** 1994. The use of structural indices for the management of pejerrey (*Odonesthes bonariensis*, Atherinidae) in Argentine lakes. *Journal of North American Fisheries Management* 13: 600-608.
- Baigún, C. & R. Delfino.** 2002. Sobre ferrocarriles, lagunas y lluvias: características de las pesquerías comerciales de pejerrey en la cuenca del río Salado (Prov. Buenos Aires). *Biología Acuática* 20: 12-18.
- Baigún, C. & R. Delfino.** 2003. Assessment of social and economic issues as management tools for summer pejerrey recreational fisheries in pampean lakes (Argentina). *J. Lakes Reser. Manag.* 19: 242-250.
- Baigún, C. & R. Ferriz.** 2003. Distribution patterns of freshwater fish in Patagonia (Argentina). *Organisms, Diversity & Evolution* 19: 151-159.
- Baigún, C.; M. Peña; N. Oldani; A. Madirolas; G. Alvarez Colombo; R. Freis; N. Bovcon & M. Soutric.** 2004. Ecología pesquera en lagos patagónicos: un marco necesario para el manejo sustentable de las comunidades de peces. II Reunión Binacional de Ecología, XXI Reunión Argentina de Ecología, Mendoza 31 de octubre al 5 de noviembre de 2004.
- Colby, H.** 1981. Appraising the status of fisheries rehabilitation techniques. En: Carins, V. W.; P. V. Hodson & J. O. Nriagu, (Eds.) *Contaminants effect in fishes*, Wiley, New York, 233-257.
- Evans, D. M.** 1996. Log books as a mechanism for assessing long-term trends in salmonid fisheries, with particular reference to the sea trout stock of the River Tywi. En: I. G. Cowx (ed), *Stock assessment in inland fisheries*, Fishing News Books.
- FAO.** 1998. Guidelines of the routine collection of capture fishery data. Prepared at the FAO/DANIDA Expert Consultation, Bangkok, Thailand, 18/30 May 1998. *FAO Fish. Tech. Pap.* No 382, Rome, 113 pp.
- Francis, G. R.; J. J. Magnuson; H. A. Regier & D. R. Talhelm.** 1979. Rehabilitation great Lakes ecosystem. *Great Lakes Fish. Comm. Tech. Rep.* 37: 1-99.
- Froese, R. & C. Binohlan.** 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J. Fish Biol.* 56: 758-773.
- Gabelhouse, D. W. Jr.** 1984. A length-categorization system to assess fish stocks. *North Amer. J. Fish. Manag.* 4: 371-384.
- Grosman, F.** 1995. El pejerrey. *Ecología, pesca cultivo y explotación.* Ed. Astyanax. 132p.
- Grosman, F.; F. Peluso; G. González Castelain y E. Usunoff.** 1996. Aprovechamiento económico de lagunas a partir de variaciones de los regímenes hidrológicos. *Actas VII Congresos Argentino de Meteorología:* 259-260.
- Grosman, F. & S. Sergueña.** 1996. Parámetros biológicos y sociales de una pesquería deportiva de pejerrey (*Odonesthes bonariensis*). *Actas VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales:* 133-141.
- Grosman, F. & F. Peluso.** 1998. La pesca deportiva en lagunas de la pampasia. *Realidad Económica* 133: 74-99.
- Gulland, J. A.** 1983. *Fish stock assessment. A manual of basic methods.* John Wiley, New York.



- Hilborn, R.** 1979. Comparison of fisheries control systems that utilize catch and effort data. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 36: 1477-1489.
- Hilborn R. & C. J. Walters.** 1992. Quantitative fisheries stock assessments. Choice dynamics and uncertainty, Routledge, Chapman & Hall, New York.
- Hoenig, J. M.** 1982. Estimating mortality rate from the maximum observed age. *ICES, C.M.* 1982/D:5.
- Holland, S. M. & R. B. Dutton.** 1982. Fishing trip satisfaction: a typology of anglers. *North Amer. J. Fish. Manag.* 12: 28-33.
- Jenkins, R. M.** 1982. The morphoedaphic index and reservoirs fish production. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 111: 133-140.
- Johnson, B. L.** 1999. The role of adaptive management as an operational approach for resource management agencies. *Conservation Biology* 3 (2): 8 (online).
- Knopf, R. C.; B. C. Driver & J. R. Bassett.** 1973. Motivations for fishing. *Trans North Amer. Wildlife Nat. Res. Conf.* 38: 191-204.
- Krueger, C & D. J. Decker.** 1999. The process of fisheries management. En: Kohler, C. C & W. A. Hubert (eds.). *Inland fisheries management in North America.* American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Larkin, P. A.** 1982. Natural laws governing the management of sport and commercial fisheries. *Seventh Annual Marine Recreational Fisheries Symposium.* Fort Lauderdale, Florida, May 1982.
- López, H. L.; C. Baigún; J. M. Iwaszkiw; R. L. Delfino y O. Padín.** 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. Univ. Nac. La Plata, 60p.
- Malvestuto, S. M.** 1996. Sampling the recreational creel. En: Murphy, B. R & D. W. Willis (Eds.) *Fisheries Techniques.* American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA, 591-624.
- Malvestuto, S. P & S. S. Knight.** 1991. Evaluation of components of variance for a stratified two-stage roving creel survey with implications for sample size allocation. En: Guthrie, D.; J.M. Hoenig; M. Holliday; C. Jones; M. Millis; S. Moberly; K. Pollock & D. Talheim (Eds.). *Creel and angler surveys in fisheries management.* American Fisheries Society Symposium 12, American Fisheries Society (Bethesda), Maryland, 108-115.
- Mancini, M; J. De Prada & H. Gil.** 2001. Viabilidad económica de la instalación de una pesquería recreativa de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). En Grosman, F. (ed.). *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey.* Ed. Astyanax, Azul (Argentina): 163-172.
- Minotti, P. & I. Malvarez.** 1991. Newspaper information retrieval to assess the movement of valuable sport-fishing in the Parana River lower Delta, Argentina. En: Cowx, I. (ed.) *Catch effort sampling strategies. Their application in freshwater fisheries management.* Fishing News Books, London, 177-183.
- National Academy of Sciences.** 1998. *Improving fish stock assessments.* National Academy Press, Washington, D. C.
- Ontario Ministry of Natural Resources.** 1983. *The identification of overexploitation.* Report of SPOF, Working Group Number, 15.
- Pauly, D.** 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. CIEM,* 39 (2): 175-192.
- Peterman, R. M.** 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 2-15.
- Pollock, K. H.; C. M. Jones & T. L. Brown.** 1994. Angler survey methods and their applications in fisheries management. *Amer. Fish. Soc., Bethesda, Maryland.*
- Quirós, R. & S. Cuch.** 1989. The fisheries and limnology of the lower Plata basin. En: D. P. Dodge (ed.). *Proceeding of the International Large River Symposium .* *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 429-443.
- Quirós R.; R. Delfino; S. Cuch & R. Merello.** 1983. *Diccionario de Ambientes Acuáticos Continentales de la República Argentina. Parte I: Ambientes lénticos (de superficie mayor de 5 km<sup>2</sup>).* Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, ser. Contribuciones 435.
- Ryder, R. A.** 1965. A method for estimating the potential fish production of north-temperate lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 94: 214-218.
- Ryder, R. A.** 1978. Fish yield assessment of large lakes and reservoirs. A prelude to management. En: S. D. Gerking (ed.) *Ecology of freshwater fish production.* Blackwell Scientific Publ., Oxford, 403-421.
- Ryder, R. A.; S. R. Kerr; K. H. Loftus & H. A. Regier.** 1974. The morphoedaphic index, a fish yield estimator. Review and evaluation. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 663-688.
- Taylor, C.C.** 1958: Cod growth and tem-

- perature. *J. Cons. Internat. Explor. Mer.* 23: 366-370.
- The National Academy of Sciences.** 1990. Improving the use of the «best scientific information available» standard in fisheries management. The National Academie Press, Washington D.C.
- Toresani, H. H.; H. López & S. E. Gómez.** 1994. Lagunas de la Provincia de Buenos Aires. Ministerio de la Producción de la Provincia de Buenos Aires. Dirección de Intereses Marítimos.
- Urbanski, J. & J. Sanguinetti.** 1997. Valoración de la pesca deportiva en el río Chimehuin (Argentina). *Rev. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén* 4 (1): 24-29.
- Urbanski, J. & M. Demicheli.** 2000. Relevamiento socioeconómico de la pesca en el río Limay Medio. *Rev. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén* 7(1): 22-25.
- Vigliano, P. & G. Lippolt.** 1991a. Factibilidad de aplicación de la metodología de entrevistas «creel census» en ambientes cordilleranos de la provincia de Río Negro, Argentina. *Actas II Congreso Internacional de Gestión en Recursos Naturales, Santiago de Chile, Tomo 1:* 307-328.
- Vigliano, P. & G. Lippolt.** 1991b. El factor humano de la pesca deportiva y recreacional de salmónidos en el lago Fonck, provincia de Río Negro, Argentina. *Medio Ambiente (Chile)* 11: 69-78.
- Wheithman, A. S. & R. O. Anderson.** 1978. A method of evaluating fishing quality. *Fisheries* 3: 6-10.
- Willis, D. W. & B. R. Murphy.** 1996. Planing for sampling. En: Murphy, B. R & D. W. Willis (Eds.) *Fisheries Techniques*, Am. Fish. Soc., Bethesda, Maryland, USA, 1-15.

# VARIACIONES ESTACIONALES E HISTORICAS DE LAS ESPECIES ÍCTICAS DE LA LAGUNA CHASCOMÚS

G. E. BERASAIN, D. C. COLAUTTI, M. REMES LENICOV  
& C. A. VELASCO

*Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires, Subsecretaría de Actividades  
Pesqueras, Dirección de Desarrollo Pesquero*

## ABSTRACT

In the last five decades the ictiofauna of Chascomús Shallow lake has been studied in quite detail. Between 1999 and 2000 monthly samples of fish with fyke nets were taken. Thus obtaining the cuali-quantitative composition of each sample taken. These were used to assess the variations between sites and seasons of the year. Among the 17 species caught Porteño, pejerrey and sabalito were present in all the samples taken, wichwere dominant and wich represented 51%, 24% and 14% of the total number respectively, and 28% 10% and 37% in weight. Their composition was similar in all stations sampling at every date. Notwithstanding this differences between abundance (CPUE<sub>n</sub>) and the extracted biomass (CPUE<sub>w</sub>) were observed. The capture by unit of total effort decreased from winter to autumn. The average (CPUE<sub>w</sub>) for Chascomús was above the values corresponding to 47 samples taken in different water bodies from Buenos Aires pampas. Comparing the results with the obtained historical data throughout 40 years it was observed that the percentage of the planctophagous species, pejerrey and mandufia marked a declining tendency. On the other handthe biomass of the porteño and sabalito showed a market increase. Significant correlations between these changes and the antropogénic impact were observed.

## INTRODUCCIÓN

La laguna Chascomús, es el cuerpo de agua mas estudiado de la provincia de Buenos Aires, desde el punto de vista limnológico. (Cordini, 1938; Ringuelet, 1942; Olivier, 1948;. Danguv *et al.*, 1996; Conzonno & Claverie, 1990; Conzonno *et al.*, 1991; Conzonno & Cirelli, 1995, 1996; Yacubson, 1965; Tell, 1973; Conzonno & Claverie, 1989; Ronderos *et al.*, 1965, 1966, 1967; Merlassino & Schnack, 1978). Sus características son comunes a la gran mayoría de las lagunas pampeanas (Quirós & Drago, 1999) y al igual que el resto se encuentra situada en fértiles drenajes que les aportan grandes cargas de nutrientes. La acción antropica ha incrementado sustancialmente esas cargas alcanzando niveles

entre los mas altos reportados en la literatura de lagos naturales (Kalff, 2002). Actualmente el estrés ambiental al que están sometidos estos ambientes, incrementa aún más sus contenidos de nutrientes (Quirós *et al.*, 2002a).

La ictiofauna de esta laguna también fue objeto de estudio en diversas oportunidades; el primer trabajo científico al respecto fue publicado por Cordini (1938), quien hizo referencia a la producción de peces y la importancia de su estudio sistemático para comprender al resto de los cuerpos de agua de la región. Ringuelet (1942) realizó estudios en la laguna Chascomús y confeccionó una lista sistemática de peces con apuntes sobre abundancias, sus respectivas ubicaciones en el cuerpo de agua y las posibles interacciones dentro de la

comunidad. Entre los años 1965 y 1969 como parte del «Plan estudio riqueza ictícola» se estudiaron diferentes temas ictiológicos, habiéndose analizado el crecimiento, el desarrollo, la numerosidad, la composición, y la taxonomía específica y subespecífica de las poblaciones de peces (Freyre *et al.*, 1965; Alaimo & Freyre, 1969). Maroñas (1984) comparó sus resultados con la información obtenida durante el Convenio Estudio Riqueza Ictícola, el análisis permitió detectar un cambio global en el funcionamiento del sistema. Barla (1991) estudió la composición de la ictiofauna y utilizando diferentes artes de pesca, capturó un total de 24 especies. Padín y colaboradores (1991) realizaron una evaluación del número y biomasa de peces de la laguna Chascomús mediante técnicas acústicas, los autores detectaron un incremento en la abundancia relativa de los siluriformes y una dominancia neta del porteño sobre el pejerrey, ambos planctófagos y potenciales competidores (Destefanis & Freyre, 1972; Ringuelet *et al.* 1980). Estos estudios proveen información que permite evaluar algunos de los cambios que ha sufrido la comunidad de peces de la laguna a lo largo del tiempo.

En este trabajo se determina la composición cuali cuantitativa actual de la comunidad íctica en la laguna de Chascomús y se efectúa una comparación con datos históricos publicados por distintos autores desde 1965. Finalmente, se analizan los cambios en las abundancias relativas de los elementos más conspicuos de la comunidad de peces, describiendo patrones de variación que experimentaron en los últimos 40 años y se discute su relación con algunas variables antrópicas y ambientales.

## ÁREA DE ESTUDIO

La laguna Chascomús se encuentra en la región nordeste de la provincia

de Buenos Aires (35° 35' S, 58° 02' W) y a sus orillas se ubica la ciudad homónima con 43.000 habitantes. Su superficie original era de 3012,9 ha en la cota IGM 6,53 m, aunque fue reducida en un 5% por obras de relleno durante los años 1979 y 1980. El cuerpo de agua es abastecido por seis afluentes y un emisario. Constituye el segundo eslabón del sistema de las seis lagunas «Encadenadas de Chascomús» que desembocan en la margen izquierda del río Salado con una cuenca de aporte de 801 km<sup>2</sup>. La cubeta de la laguna es alargada en dirección NO-SE (9.570 m), de forma subrectangular, con una profundidad media de 2,12 m, un lecho bastante regular, plano y costas con barrancas o de escasa pendiente 60 y 40 % del perímetro respectivamente (Dangavs *et al.*, 1996). Se trata de una laguna oligohalina (<5 g/L de sólidos disueltos totales; Ringuelet, 1962; Ringuelet *et al.*, 1967; Drago & Quirós, 1996), alcalina (pH medio de 8,6) y tipo bicarbonatada sódica y clorada. Esta laguna presenta una permanente circulación vertical que determina una saturación de oxígeno disuelto próximo al fondo, una alta concentración de material en suspensión (valor medio de 112,8 mg/l) que afecta la transmisión de la luz a la columna de agua. Se trata de un cuerpo de agua eutrófico ya que la concentración de nutrientes (concentración media de nitrógeno total 1,56 mg N/l, y de fósforo total 249 ugP/l) y pigmentos (concentración media de clorofila a 24,3 ug/l) son elevados. Fenómenos tales como las elevadas precipitaciones provocan importantes cambios en las características químicas del agua (Conzonno & Claverie, 1990).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Entre septiembre de 1999 y agosto de 2000 se realizaron muestreos ictiológicos mensuales, utilizando trampas para peces (Colautti, 1998), las que se

calaron en sentido perpendicular a línea de costa con su boca orientada hacia la orilla. Se seleccionaron dos estaciones de muestreo con fondos diferentes; Camping de Setia con grava arenosa y Monte Brown con fango arenoso (Dangavs *et al.*, 1996). Los tendidos tuvieron una duración de 12 horas, abarcando períodos crepusculares y nocturnos.

Los ejemplares capturados fueron separados por especie registrándose el número de individuos y el peso total de cada especie.

Mediante el coeficiente de correlación por rangos de Spearman ( $r_s$ ) se compararon las capturas por especie correspondientes a los dos sitios de muestreo para cada fecha, a fin de evaluar la relación existente entre la composición de las extracciones correspondientes a ambos lugares de muestreo.

Las capturas por unidad de esfuerzo pesquero en número de individuos por especie, por sitio y fecha fueron sometidas a análisis de agrupamiento (UPGA distancias euclidianas) a los efectos de comprobar la existencia de patrones en la distribución estacional de las muestras.

La captura por unidad de esfuerzo promedio de trampa, sin discriminar especies, fue comparada con las obtenidas con el mismo arte en otras lagunas, en términos de número de individuos y peso (Informes técnicos Subsecretaría de Actividades pesqueras MAA, período 1998-2002).

Entre 1965 y 1999, la comunidad de peces de la laguna Chascomús fue estudiada en seis oportunidades. Con el propósito de evaluar los posibles cambios temporales en su composición cualitativa, se compararon los resultados de este trabajo con los de Alaimo y Freyre, 1969, Maroñas, 1984 y Bera-sain & Velasco, 1995, quienes utilizaron redes de arrastre costero, abarcaron al menos un ciclo anual y más de un ambiente dentro del cuerpo de agua. En este trabajo aunque la

captura se realizó con trampas, la información obtenida se consideró comparable con la lograda previamente con arrastres, porque se apuntó a detectar grandes diferencias, porque ambos artes se utilizaron sectores costeros y porque son los de menor selectividad por especie y talla entre los que se utilizan para muestreos ictiológicos en las laguna pampásicas. (Freyre 1976, Colautti, 1998). Se dejó de lado la información publicada por Barla (1991) dado que los sitios de muestreo seleccionados fueron significativamente diferentes al resto de los trabajos; de igual modo no consideramos los resultados de Padín y colaboradores (1991) porque correspondían a un único momento del año.

Las especies agrupadas como mo-jarras y viejas se consideraron como dos conjuntos porque en algunos de los documentos bibliográficos las capturas de estos peces no fueron discriminadas hasta el nivel taxonómico referido.

Se evaluó la relación existente entre los cambios registrados en las abundancias relativas de las especies más representativas con el crecimiento poblacional urbano en torno al sistema, considerando a este parámetro como un indicador global de impacto antropogénico.

## RESULTADOS

En los 24 lances realizados se capturaron 17 especies de peces. En la Tabla 1 se las consigna junto a sus capturas promedio por unidad de esfuerzo en número de individuos y peso, sus respectivas representaciones porcentuales y el peso promedio de los individuos.

En términos de cantidad de individuos capturados por unidad de esfuerzo promedio, se destacaron tres especies que en orden de importancia decreciente fueron; porteño (258), pejerrey (122) y sabalito (70) que juntas sumaron el 89% de la captura pro-



**Tabla 1.** Especies capturadas durante el programa de muestreo. Número de individuos promedio por unidad de esfuerzo ( $n^\circ$  de ind.), biomasa promedio por unidad de esfuerzo (Biom. g), representación porcentual promedio, número de individuos (%  $n^\circ$ ), en peso (% biom.) y peso medio de los individuos de cada especie (Peso ind g).

Especie	$n^\circ$ ind.	Biomasa g.	% $n^\circ$	Biomasa %	Peso individual g.
<i>Parapimelodus valenciennesi</i> (Porteño)	258.1	10549.4	51.093	28.160	41.2
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Pejerrey)	122.23	3930.6	24.194	10.492	32.6
<i>Cyphocharax voga</i> (Sabalito)	70.47	14196.3	13.950	37.895	203.1
<i>Platanichthys platana</i> (Mandufia)	11.53	107.4	2.284	0.287	7.0
<i>Pimelodella laticeps</i> (Bagre cantor)	10.83	190.3	2.144	0.508	13.3
<i>Astyanax</i> sp. (Mojarra)	10.23	192.3	2.026	0.513	19.0
<i>Cheirodon interruptus</i> (Mojarra)	7.69	24.6	1.523	0.066	2.7
<i>Hypostomus commersoni</i> (Vieja río)	6.31	4945.5	1.250	13.201	784.8
<i>Loricariichthys anus</i> (Vieja )	2.38	1071.0	0.472	2.859	300.2
<i>Bryconamericus iheringi</i> (Mojarra)	1.51	27.8	0.299	0.074	13.8
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Dientudo)	1.44	57.2	0.285	0.153	40.1
<i>Cyprinus carpio</i> (Carpa)	0.96	2251.2	0.191	6.009	1963.2
<i>Hoplias malabaricus</i> (Tararira)	0.49	1324.4	0.098	3.535	1116.0
<i>Corydoras paleatus</i> (Tachuela)	0.39	22.0	0.078	0.059	9.4
<i>Rhamdia quelen</i> (Bagre sapo)	0.37	360.8	0.074	0.963	488.1
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Mojarra)	0.16	3.5	0.032	0.009	3.7
<i>Jenynsia lineata</i> (Tosquero)	0.04	1.0	0.008	0.003	2.0
Totales	505.21	37462.6	100.000	100.000	

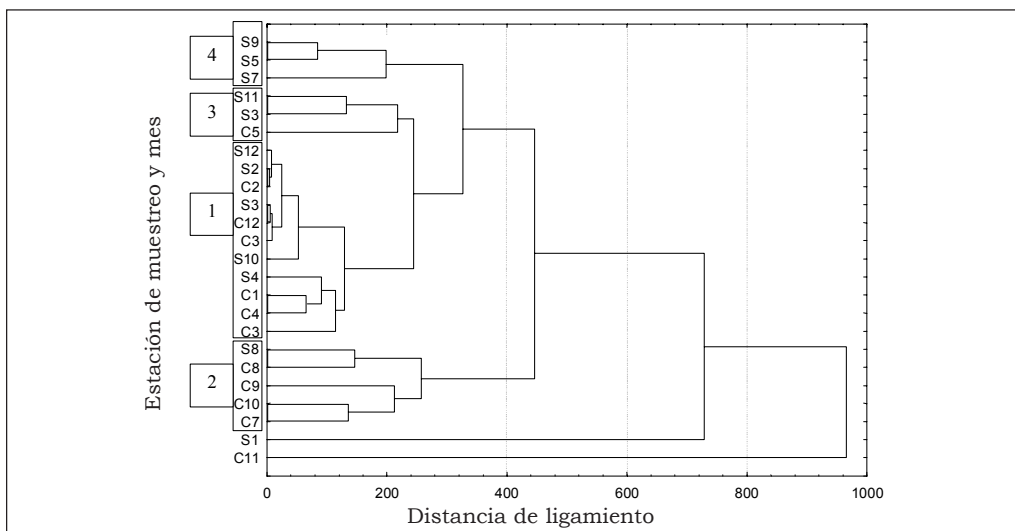
medio por unidad de esfuerzo. Al considerar los resultados en biomasa, las especies relevantes fueron sabalito (37,9 %), porteño (28,2 %), vieja de río (13,1 %), y pejerrey (10,5 %) Con respecto al peso medio de cada una de las especies capturadas, la de mayor biomasa media individual fue la carpa (1963 g), seguida por la tararira (1116 g) y la vieja de río (784,8 g). Con relación al pejerrey, es importante destacar que el peso medio individual resultó muy bajo (32,6 g).

El coeficiente de correlación de Spearman (Tabla 2) indicó la existencia de correlaciones significativas entre las capturas concretadas en los dos sitios de muestreo por fecha, sin embargo las muestras tomadas en los meses primaverales y otoñales estuvieron menos correlacionadas que las tomadas en verano e invierno.

El análisis de clusters de las muestras generó agrupamientos que sugieren la existencia de estacionalidad en las capturas (Figura 1). Exceptuando dos muestras que se segregaron por contener capturas atípicas, se diferenciaron cuatro grupos, que tendrían relación con el momento del año en que se tomaron las muestras. En este sentido el grupo constituido mayormente por las muestras tomadas en los meses más cálidos fue el que tuvo más similitud entre sus integrantes (1). Otro conjunto lo formaron buena parte de las muestras tomadas en los meses fríos (2), cuyos integrantes si bien tuvieron una distancia de ligamiento importante entre sí, se separaron del resto. Los restantes (3 y 4) son los menos definidos y contienen principalmente entre sus integrantes a las capturas concretadas en los meses

**Tabla 2.** Resultados del análisis de correlación de spearman ( $r_s$ ) entre las capturas ( $n^\circ$  ind) de cada especie concretadas en las dos estaciones de muestreo, en cada fecha, con sus respectivos niveles de significancia (p-level).

	9-99	10-99	11-99	12-99	1-00	2-00	3-00	3-00	4-00	5-00	7-00	8-00
$r_s$	0.805	0.563	0.568	0.645	0.769	0.835	0.705	0.691	0.701	0.910	0.816	0.765
p-level	0.000	0.018	0.017	0.005	0.000	0.000	0.002	0.002	0.002	0.000	0.000	0.000



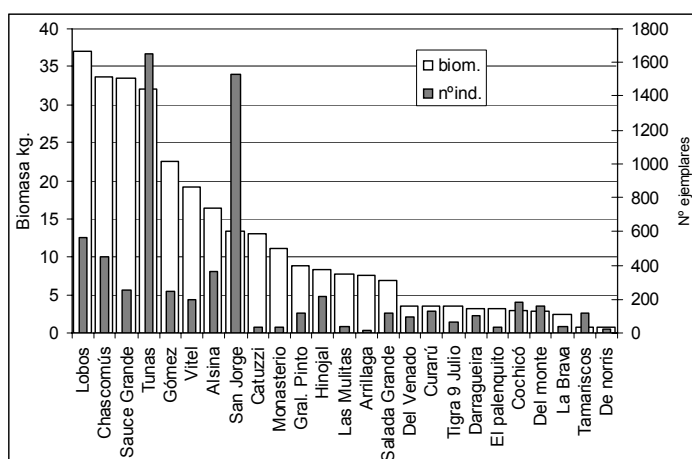
**Figura 1.** Distancias entre las capturas por unidad de esfuerzo obtenidas en cada muestreo. S=Setia; C:Monte Corti, los números indican el mes.

otoñales y primaverales. Estos resultados sugieren que en invierno y verano la composición cuali-cuantitativa de las capturas con trampas son mas estables que las de primavera u otoño.

Al comparar los promedios del número total de individuos sin discriminar por especies y sus respectivos pesos totales por unidad de esfuerzo, con los de otros ambientes lagunares

de la pampasia, se observa que la laguna de Chascomús se ubicó en segunda posición en términos de rendimiento en biomasa y en cuarta con respecto al número de individuos capturados, (Figura 2). Este resultado indica que Chascomús se encontraría entre las lagunas que sostienen mayor biomasa de peces en la región.

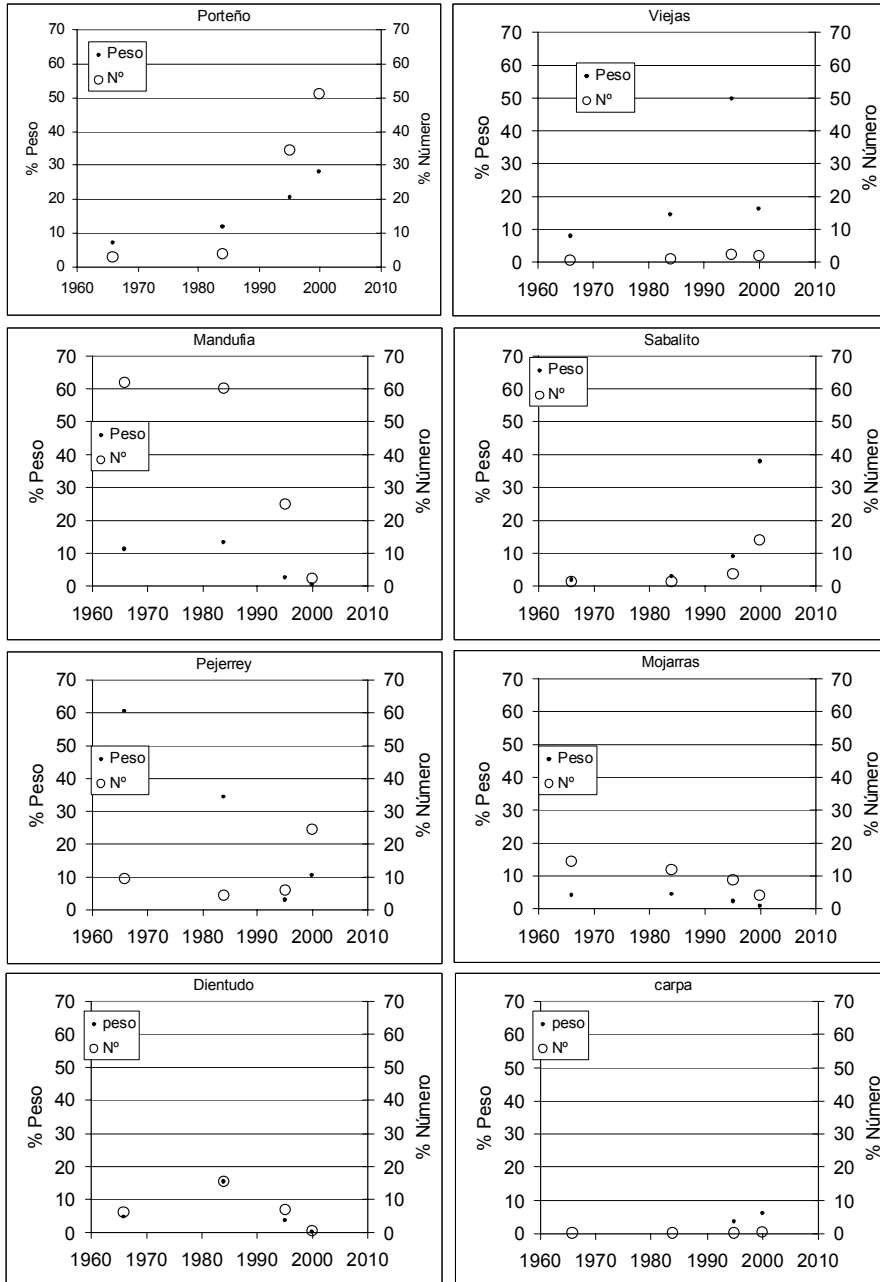
La cantidad de especies capturada en cada uno de los estudios de ictio-



**Figura 2.** Captura por unidad de esfuerzo de trampa (12 hs) promedio para diversos cuerpos de agua de la Provincia de Buenos Aires.

fauna realizados varió entre 14 y 24, con un promedio de 17. No obstante el análisis temporal de las variaciones porcentuales de la comunidad de peces en número de individuos y biomasa indica que las especies más representativas son; porteño, sabalito, pejerrey, mandufia y los grupos constituidos por mojarras y viejas.

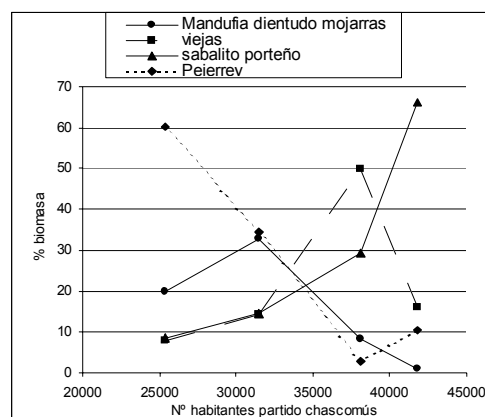
Las fluctuaciones de los porcentajes de número de individuos y biomasa capturados por unidad de esfuerzo por especie en los estudios realizados entre 1965 y 2000 se muestran en la Figura 3. Puede observarse que pejerrey, viejas, sabalito y porteño representaron en algún momento más del 20% de la comunidad en términos



**Figura 3.** Variaciones en la abundancia numérica y biomasa de las principales especies de peces de la laguna Chascomús entre 1969 y 2000.

de biomasa, paralelamente se destacaron con valores superiores al 20% en porcentaje numérico, mandufia, porteño y pejerrey. Otras especies como las mojarra y dientudos no tuvieron picos de representación elevados pero debido a su presencia permanente y porcentajes que en alguna ocasión superaron el 10% también fueron tenidos en cuenta como componentes conspicuos de la comunidad. La carpa ingresó a la laguna en la década del 80 y se ha mantenido en porcentajes muy bajos dentro de la comunidad (Figura 3).

En la escala cronológica las abundancias porcentuales de cada especie variaron siguiendo patrones definidos (Figura 3). En este sentido resulta evidente que el porteño y el sabalito manifestaron a lo largo del tiempo un incremento de tipo exponencial tanto de su representación numérica como de biomasa. La mandufia, el dientudo y las mojarra exponen un patrón de cambio similar entre sí, representando una fracción relevante de la comunidad de peces hasta la década de los 80 que decayó a la mitad hacia el año 1995 y descendió a valores muy bajos en el año 2000. Un caso particular es el de las viejas las cuales a pesar de no haber sido representativas en número, registraron un importante pico de biomasa a mediados de los 90. La población de pejerreyes de la laguna ha tenido un comportamiento más complejo ya que el patrón de cambio observado en porcentaje numérico, no fue el mismo que en biomasa. Esta



**Figura 4.** Patrones de variación en las abundancias porcentuales numéricas y de biomasa de las especies de las especies de peces más representadas en la laguna Chascomús, en función del número de habitantes del partido.

especie mantuvo hasta mediados de los 90 una presencia numérica en las capturas que osciló entre el 5 y el 10% y en el año 2000, dicho valor ascendió a más del 20%, a pesar de esto la tendencia observada en la representación porcentual en términos de biomasa fue claramente lineal y declinante.

Los cuatro patrones de cambio descritos en función del incremento poblacional humano registrado en el partido de Chascomús durante el período en que se efectuaron los muestreos se presenta en la Figura 4. De la misma se desprende que los cambios experimentados por el porteño, el sabalito y el pejerrey tendrían estrecha vinculación con el impacto urbano creciente en torno al sistema.

**Tabla 3.** Autores que analizaron la comunidad de peces de laguna Chascomús, con sus respectivos años, número de lances realizados por cada uno y número de especies capturadas.

Autor año	Alaimo y Freyre, 1969	Maroñas, 1984	Barla, 1991	Padín et al., 1991	Berasain et al., 1995	EsteTrabajo
Arte de pesca	arrastre	arrastre	Arrastre trampas	Ranio arrastre ecosonda	arrastre	Trampas
Nº lances	20	15			39	24
Nº especies	17	15	24	14	15	17

No obstante las fluctuaciones observadas en las otras especies parecen haber estado regidas por otros factores.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En el muestreo realizado se capturaron diecisiete especies cuyas abundancias de captura en las dos estaciones de muestreo por fecha presentaron diferencias, que a pesar de no ser significativas fueron más evidentes durante la primavera y el otoño por lo tanto esta particularidad tendría relación con el comportamiento de los peces durante el año. Lo expresado, también pudo comprobarse con el análisis de agrupamiento. Estos resultados estarían manifestando la existencia de estacionalidad en el uso de los sectores costeros de la laguna, así como también en los aspectos comportamentales y de actividad de las diversas especies de peces que la habitan.

La biomasa promedio extraída en la laguna tuvo valores máximos con respecto a varias lagunas bonaerenses, demostrando que la laguna Chascomús es uno de los ambientes más productivos de la región. Este rasgo no resulta llamativo dado que las biomásas elevadas de las comunidades bióticas en las lagunas muestran relaciones significativas con las concentraciones de nutrientes totales en la columna de agua (Quirós, 1991; Quirós *et al.*, 2002a), y por lo tanto constituyen una prueba de la alta carga orgánica que posee la laguna de Chascomús. Actualmente este cuerpo de agua encuadraría en el tipo de laguna verde pero dentro del subgrupo «altamente turbias», por lo general impactadas por descargas orgánicas no tratadas, donde se produce un incremento en la abundancia relativa de planctívoros filtradores (Quirós *et al.*, 2002b) y de peces detritívoros. Esto coincide con lo observado en Chasco-

mús donde actualmente la biomasa de peces está dominada por dos especies, una zooplanctófaga (porteño) y otra bentófaga (sabalito). En la década del 60 el pejerrey (zooplanctófago) era la especie dominante, y aunque no ha perdido su representación numérica, es importante destacar que su bajo peso medio individual (32,6 g) determina que su calidad pesquera resulte muy pobre y su biomasa escasa.

La presentación de los resultados de los cuatro estudios que se consideraron en función del tiempo nos indica un progresivo aumento de la captura por unidad de esfuerzo de porteños y sabalitos; la disminución de las mojarra, dientudo, mandufia y pejerrey; además de la aparición de la vieja de río y la carpa como nuevos integrantes de la comunidad.

Las lagunas bonaerenses presentan una hidroquímica altamente variable (Quirós & Drago, 1999) estrechamente dependiente de las precipitaciones «in situ» (Fuschini, 1994) y principalmente de aquellas que se producen hacia fines del otoño (Vervoorst, 1967). Estos ambientes experimentan profundos cambios estructurales y funcionales relacionados con los ciclos de inundación y sequía que se suceden en la región pampeana. La alta variabilidad anual e interanual se ve reflejada en el comportamiento estacional del ecosistema lagunar (Quirós, *et al.*, 2002a). Sin duda estas fluctuaciones cíclicas inducen cambios en la abundancia relativa de las especies de peces. No obstante en el caso de laguna Chascomús, no pueden desestimarse las diversas acciones que ha realizado el hombre sobre el sistema natural a través de los años. Entre las más relevantes merecen ser mencionadas:

- La explotación de la comunidad de peces de la laguna comenzó en el siglo XIX con la pesca comercial de pejerrey y luego a mediados del siglo XX también mediante pesca deportiva de la misma especie. Esto generó



conflictos que requirieron la realización de estudios a partir de los cuales se concluyó que para aumentar indirectamente las posibilidades de aumento numérico del pejerrey debían extraerse especies convivientes porque la explotación monoespecífica llevaba indefectiblemente a un desequilibrio (Freyre, 1970; Ringuelet, 1964). Por ello la autoridad de aplicación creyó conveniente exigir a los pescadores comerciales una extracción determinada de especies convivientes. Si bien Thorton *et al.*, (1982) insistieron en estimular esta práctica, el progresivo deterioro de la pesquería no pudo revertirse y se llegó al colapso.

- La ejecución de obras hidráulicas que modificaron definitivamente la estructura y dinámica del sistema entre ellas:

- 1- La construcción de compuertas para regular el nivel del agua, que amortiguan los pulsos de variaciones hidrométricas, dándole mayor estabilidad y aislamiento a la laguna (Dangavs *et al.*, 1996; Colautti, 2001).

- 2- La modificación de las costas bajas mediante su dragado, la lenta y progresiva construcción de murallones y relleno de bajos terminaron por eliminar la mayor parte de las zonas bajas e inundables cambiando la fisonomía original de las costas, habiéndose perdido la mayor parte de los humedales costeros y que son de gran importancia por la biodiversidad que sostienen, por las funciones que cumplen para el equilibrio del ecosistema y para el ciclo de vida de muchos componentes de la biota.

- El vuelco de desechos cloacales directamente a la laguna durante varios años y la creciente conexión de desagües pluviales urbanos e industriales a la laguna también ha generado impactos que han sido documentados en varias oportunidades. Gariboglio *et al.* (1976) registraron contaminación fecal, Romano & Cueva (1988) detectaron lesiones en peces vinculadas a la presencia de agentes

químicos y metales pesados (cobre, cromo y zinc) en el agua, sedimento y Barla *et al.* (1999) en la biota.

Al relacionar los patrones de cambio de abundancia de especies con el crecimiento de la población humana de Chascomús, se observó que algunos de los componentes de la comunidad de peces presentaron una clara correlación con esta variable. En este sentido podemos teorizar que existen especies que fueron más susceptibles a la creciente actividad humana y que esta sensibilidad no necesariamente implicó efectos contraproducentes sobre las poblaciones de peces, tanto el porteño como el sabalito aumentaron exponencialmente sus abundancias relativas al compás el crecimiento urbano. Por el contrario, el pejerrey fue reduciendo su tamaño medio individual, lo que condujo a una progresiva disminución de su biomasa. Luego, a pesar de que la especie no recibió presión pesquera alguna, e incrementó su abundancia numérica, mantuvo una población integrada por ejemplares de tamaño reducido incapaces de sostener una pesquería (artesanal y/o deportiva) que otrora fuera uno de los motores del desarrollo socio-económico de la ciudad.

Es común que las lagunas pam-pásicas pasen por ciclos de aguas turbias y de aguas claras, estadios que afectan profundamente a la composición de la comunidad de peces. En este sentido, los cambios en el tiempo registrados para las mojarras, dientudo y mandufia, no correlacionaron con el incremento poblacional humano y parecen responder a las variaciones de la abundancia de macrófitas sumergidas. Esta hipótesis se sustenta en el conocimiento de la biología de las especies, además de la documentación que permite aproximar una idea de cual era el grado de desarrollo de macrófitas en distintos momentos dentro del período considerado. En el año 1982 (Thorton *et al.*) determina un grado de cobertura del 40 % de la

superficie de la laguna Chascomús con junco (en sus orillas) y de vegetación sumergida (gambarrusa, cola de zorro, etc.) distribuidos en casi toda la superficie, lo que coincide con el pico de máxima representación de las especies indicadas. Durante los muestreos pudimos observar que actualmente la vegetación de la laguna se encuentra muy reducida y restringida. Esta situación coincide con las mínimas representaciones históricas de las mojarras, dientudo y mandufia, y también explicaría la ausencia de chanchita (*Cichlaorus facetum*) y madrecita de agua (*Cnesterodon decemmaculatus*) en los muestreos.

La vieja de río (*Hypostomus commersoni*) y la carpa (*Cyprinus carpio*) ingresaron a la laguna a principios de la década de los ochenta (Iwaszkiw & Sendra, 1981; Barla & Iriart, 1987). Desde ese momento, los patrones de variación de sus abundancias relativas numéricas y de biomasa siguieron caminos diferentes. La vieja se convirtió en un importante componente de la comunidad de peces en términos de biomasa, mostrando máxima representatividad a mediados de los 90 cuando alcanzó al 50% de la biomasa promedio anual en las capturas y registraba una dominancia absoluta sobre la vieja de laguna. El caso de la carpa, se presenta como el de una especie que aunque tuvo tendencia creciente en su densidad poblacional, nunca alcanzó una representación importante en la comunidad de peces. La aparición y proliferación de la carpa paralelamente al empobrecimiento de la calidad pesquera del pejerrey, es considerado por muchos actores sociales como una relación causa efecto, aludiendo que la especie invasora se alimenta de desoves y larvas. En tal sentido Colautti & Remes Lenicov (2001) demostraron que el consumo de huevos y peces es infrecuente en la dieta de la carpa y que de ninguna manera afectaría el éxito reproductivo del pejerrey.

Hasta aquí se han discutido los efectos antrópicos sobre el sistema que consideramos más importantes, así como también las variaciones naturales que pueden haber tenido mayor influencia sobre la comunidad íctica. Sin dudas resulta muy difícil analizar por separado los efectos de las variables consideradas sobre la dinámica de las poblaciones de peces durante los últimos cuarenta años. Si bien parece que ciertas especies respondieron mejor a los cambios inducidos por el hombre que a los ambientales, la situación actual respondería a la coacción de ambas fuerzas. Este largo proceso ha modificado la estructura y el funcionamiento del sistema, derivando en una comunidad de peces altamente productiva cuya composición cuali-cuantitativa no satisface los intereses de las pesquerías locales.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alaimo, S. & L. R. Freyre.** 1969. Resultados sobre la estimación de la numerosidad de peces en la laguna Chascomús (Provincia de Buenos Aires). *Physis*, 29 (78): 197-212.
- Barla M. J. & R. Iriart.** 1987. La presencia de la carpa *Cyprinus carpio* L. (Osteichthyes, Cypriniformes) en laguna Chascomús y su significado. *Limnobiós* 2 (9): 685-686.
- Barla, M. J.** 1991. Species composition, richness and diversity of fish assemblages in different habitats of a pampean lake (Argentina). *Annls. Limnol.* 27 (2): 163-173.
- Barla, M. J.; R. U. Escaray & J. F. Bustingorry.** 1999. Copper, zinc and chromium in water, sediments and biota in the pampean Chascomús Lake (Argentina). *Natura Neotropicalis* 30 (1-2): 67-76.
- Berasain, G. E. & C. A. M. Velasco.** 2001. Análisis de los cambios en las poblaciones de peces de la laguna Chascomús en los últimos 60 años. II Jornadas de Historia de Chascomús, Subdirección de Patrimonio Histórico, Instituto Historiográfico de Chascomús, septiembre de 2001.
- Colautti, D. & M. Remes Lenicov.** 2001. Alimentación de la carpa *Cyprinus carpio*, en la laguna de Lobos, provincia de

- Buenos Aires. Argentina. Ecología Austral 11: 69-78.
- Colautti, D.** 1997. Ecología de la carpa *Cyprinus carpio* en la cuenca del Río Salado, provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, 215 p.
- Colautti, D.** 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. Revista de Ictiología 6(1-2):17-23.
- Colautti, D.** 2001. La carpa y el pejerrey, ¿enemigos? En: F. Grosman (ed.) Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey, Editorial Astyanax, 85-91.
- Conzonno V. H. & E. Claverie.** 1989. Producción primaria del fitoplancton de la laguna de Chascomús (Pcia. de Buenos Aires). En: XIV Reunión Argentina de Ecología, Univ. Nac. de Jujuy, 26.
- Conzonno V. H. & E. Claverie.** 1990. Chemical characteristics of the water of Chascomús pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Limnological implications. *Rev. Brasil. Biol.*, 50 (1): 15-21.
- Conzonno, V. H. & A. Fernández Cirelli.** 1995. Dissolved organic matter in Chascomús pond (Argentina). Influence of calcium carbonate on humic acid concentration. *Hydrobiología* 297: 55-59.
- Conzonno, V. H. & A. Fernández Cirelli.** 1996. Humic substances and phytoplankton primary production in Chascomús pond (Argentina). Facts and speculations. *Rev. Asoc. Cien. Nat. Litoral* 27 (1): 35-42.
- Conzonno, V. H.; M. de las N. Rodríguez & S.M. Ilhero.** 1991. Fósforo, nitrógeno, clorofila y material particulado en suspensión en la laguna Chascomús. *Biología Acuática* N° 15 (1): 72.
- Cordini, I. R.** 1938. La laguna de Chascomús (Provincia de Buenos Aires). Contribución a su conocimiento limnológico. *Bol. Dción. Minas y Geol.*, (44): 1-33.
- Dangavs, N.; Blasi, A. & D. Merlo.** 1996. Geolimnología de laguna Chascomús, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Mus. La Plata (ns) Geología XI* (113): 167-195.
- Destefanis, S. & L. Freyre.** 1972. Relaciones tróficas de los peces de la laguna de Chascomús con un intento de referenciación ecológica y tratamiento bioestadístico del espectro trófico. *Acta Zool. Lilloana*, 29: 17-33.
- Drago, E & R. Quirós.** 1996. The hydrochemistry of inland waters of Argentina; a review. *Int. J. Salt Lake Res.* 4:315-325.
- Freyre, L. R.** 1976. Normas para la inspección y determinación del estado actual de ambientes pesqueros pampásicos. Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. Ed. por la Dirección de Recursos Naturales, La Plata.
- Freyre, L. R.** 1970. La pesca comercial del pejerrey en la laguna de Chascomús, la pesca deportiva y comercial y sus consecuencias biológicas. Publ. Dir. Rec. Pesqueros, M.A.A., Prov. de Buenos Aires y Munic. Chascomús.
- Fuschini Mejía, M. C.** 1994. El agua en las llanuras. UNESCO/ORCYT. Montevideo, Uruguay, 54p.
- Gariboglio, M. A.; Ebbeke, E. y M. Merlassino.** 1976. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en el contenido de peces de agua dulce (Estudio preliminar). *Limnobiología* 1(3): xx-xy
- Iwaszkiw, J. M. & E. D. Sendra.** 1981. Nuevas citas para la ictiofauna de la laguna de Chascomús y análisis de las relaciones merísticas en *Gymnogeophagus australis* (Gosse) (Cichlidae) y *Plecostomus commersoni* (Val.) (Loricariidae). *Limnobiología* 2 (4): 247-252.
- Kalff, J.** 2002. Limnology. Prentice Hall. Upper Saddle River. NJ. EEUU. 592p.
- Maroñas, M. E.** 1984. Relevamiento pesquero de cuencas naturales. Informe final de pasantía CIC, 36 p.
- Merlassino, M. B. & J. A. Schnack.** 1978. Estructura comunitaria y variaciones estacionales de la mesofauna Arthropoda en dos afluentes de la laguna de Chascomús. *Rev. Soc. Ent. Arg.*, 37 (1-4): 1-8.
- Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires.** Subsecretaría de Actividades Pesqueras de la Provincia de Buenos Aires. Informes técnicos del plan de estudios ictiológicos de las lagunas bonaerenses período 1998-2002.
- Olivier, S. R.** 1948. Variaciones estacionales del plancton en la laguna Chascomús (Buenos Aires). Tesis inédita del Museo de La Plata, N° 155.
- Padín O.; Oldani, N. y R. Iriart.** 1991. Número y biomasa de peces en la Laguna Chascomús (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). *Copescal Doc. Téc.* 9: 154-161. Segundo Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses. Santiago, Chile, 1987.
- Quirós, R. & E. Drago.** 1999. The environmental state of Argentinean lakes: an overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 4: 55-64.

- Quirós, R.** 1991. Empirical relationships between nutrients, phyto and zooplankton, and relative fish biomass in lake and reservoirs of Argentina. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24 : 1198-1206.
- Quirós, R.; A. M. Rennella; M. Boveri; J. Rosso & A. Sosnovsky.** 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Quirós, R.; J. Rosso; A. Rennella; A. Sosnovsky & M. B. Boveri.** 2002b. Análisis del estado trófico en las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*. 27 (11): xx-xy.
- Ramírez, F.** 1963. Contribución al conocimiento de la tararira (*Hoplias malabaricus*) de la laguna de Chascomús (Prov. de Buenos Aires). *Notas Mus. La Plata*, XX (201): 141-158.
- Ringuelet, R. A.** 1942. Ecología alimentaria del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) con notas limnológicas sobre la laguna de Chascomús. *Rev. Mus. La Plata (ns) II, Sec. Zool.* (17): 427-461.
- Ringuelet, R. A.** 1962. *Ecología Acuática Continental*. Ed. Eudeba, Buenos Aires, 138p.
- Ringuelet, R. A.** 1964. Un ejemplo de criterio normativo para la explotación de un recurso íctico de aguas continentales. La pesca comercial del pejerrey en la laguna Chascomús. *Agro*, 6 (10): 61-78.
- Ringuelet, R. A.; N. R. Iriart & A. H. Escalante.** 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, Atherinidae) en la laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiós*, 1 (10): 447-460.
- Ringuelet, R. A.; R. H. Aramburu & A. Alonso de Aramburu.** 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigaciones Científicas. La Plata. 602 p.
- Risso, E.P. de & F.I. Risso.** 1959. Notas gráficas de biología pesquera. La tararira de Chascomús (*Hoplias malabaricus*). *Diana*, XVIII (187): 95-98.
- Romano, A. R. & F. Cueva.** 1988. Lesiones histológicas atribuibles a tóxicos en *Odontesthes bonariensis* (Cuv. y Val., 1835) (Pisces, Atherinidae). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 19 (2):135-142.
- Ronderos, R. A.; J. M. Orensanz & L. A. Bulla.** 1965. Estudio preliminar del pleuston y bafon en la laguna de Chascomús. *Trabajos Técnicos 1ra. etapa*, Tomo 1. Convenio Estudio Riqueza Ictícola. La Plata. (mimeografiado).
- Ronderos, R. A.; J. A. Schnack; L. A. Bulla & J. C. Ves Losada.** 1966. Estudio del pleuston y bafon de las Lagunas Chascomús y Yalca. *Trabajos Técnicos 2da. etapa*, Tomo 2. Convenio Estudio Riqueza Ictícola. La Plata. (mimeografiado).
- Ronderos, R. A.; L. A. Bulla; J. A. Schnack y J. C. Ves Losada.** 1967. Estudio del pleuston y bafon de las Lagunas Chascomús y Yalca (Pcia Buenos Aires). Su composición y variación estacional. *An. CIC Prov. Buenos Aires* 7: 311-391.
- Tell, G. H.** 1973. Sobre algunas diatomeas de la laguna de Chascomús (Prov. Buenos Aires, Argentina). *Bol. Soc. Arg. Bot.* 15 (1): 51-71.
- Thornton, R.; N. V. Dangavs; D. Freggiaro; A. Strelsik; C. García; L. Freyre; M. A. Gariboglio; J. Frangi & H. A. Toscani.** 1982. Los ambientes lagunares de la provincia. de Buenos Aires. Documento relativo a su conocimiento y manejo. Bs. As., CIC: 1-55.
- Vervoorst, F. B.** 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). INTA. Buenos Aires, Argentina. 219p.
- Yacubson, S.** 1965. El fitoplancton de la laguna Chascomús (Prov. Buenos Aires), con algunas consideraciones ecológicas. *Rev. Museo Arg. Cs. Nat. «B. Rivadavia»*, Hidrobiol. 1(7): 197-267.

## CALIDAD AMBIENTAL EN UN RÍO URBANO DE LLANURA

BOCCOLINI, M. F., A. M. OBERTO & M. DEL C. CORIGLIANO

Dpto. de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales,  
Universidad Nacional de Río Cuarto, 5800 Río Cuarto, Córdoba, Argentina  
A.P.N°3 X5804 BYA / Aaoberto@exa.unrc.edu.ar

### ABSTRACT

Environmental quality in a lowland urban river. Ecological integrity or health of a river is evaluated not only by the physical chemical and biological characteristics in the fluvial channel but also by the state of the riparian systems. Attributes of the benthic communities and the riparian areas are integrated to the chemical macroindicators. The objective of this work is to evaluate the environmental quality of the Chocancharava river plain reach in the urban sector and surroundings of Río Cuarto city. Three study sites were selected: in pre-urban, urban and post-urban reaches. Sampling and field data collections were made in two different hydrological periods: winter and summer. Physical and chemical data were registered and benthos samples were taken from transects across different habitats with a Hess sampler. Multimetric indices from structural attributes such as richness, composition and tolerance/intolerance were calculated. The riparian forest quality (RFQ) was evaluated. The obtained score enabled to describe the ecological status. The physical and chemical indicators showed good water quality and the multimetric indices determined a low impaired biological quality. The application of RFQ index showed an extreme degradation of the riparian system quality. The combination of the indices determined a bad ecological status. The results of this study contribute to corroborate that the Chocancharava river, in the urban sector and its surroundings, presents environmental deterioration, and that remediation and improvement measures are necessary.

**Key words:** benthic communities, multimetric indices, bankside, river.

### INTRODUCCIÓN

El hábitat donde se establecen las comunidades fluviales constituye una entidad espacial y temporalmente dinámica, por lo que puede ser estudiado a diferentes escalas jerárquicas, desde el macrohábitat hasta el microhábitat (Madock, 1999). Las características estructurales y el régimen hidrológico de ríos y arroyos integran condiciones ambientales reflejando las condiciones del paisaje. La calidad ambiental del ecosistema acuático está en función del uso del recurso debido a que las actividades en una cuenca influyen sobre el ciclo hidrológico, y las comunidades fluviales evolucionan en respuesta a estas alteraciones (Karr,

1998; Naiman & Bilby, 1998). El impacto de los diferentes usos de la tierra afecta la calidad del agua. Los disturbios directos sobre el canal resultan en una pérdida temporaria del hábitat y de especies habitantes del fondo (Marriot, 1997).

El uso de la ecología de las comunidades bentónicas, para evaluar la calidad del agua, se está extendiendo como herramienta de trabajo en los protocolos de agencias y autoridades de aplicación de control ambiental, en diferentes países de la Unión Europea (Armitage *et al.*, 1983; Ghetti, 1986; Prat *et al.*, 1999) y por la *United States Environmental Agency* (USEPA). Índices bióticos e índices ecológicos han recibido la denominación genérica de



«multimétricos» (Barbour *et al.*, 1992 y Barbour *et al.*, 1999). El uso de los invertebrados en la vigilancia de la calidad del agua en los sistemas lóticos ha demostrado ser una eficiente herramienta de diagnóstico (Ghetti *et al.*, 1983; Ghetti *et al.*, 1984; Prat *et al.*, 1985; Rosenberg & Resh, 1993; Jesús & Formigo, 2000). El interés en su desarrollo se debe a la búsqueda de una metodología de evaluación rápida. Este campo presenta un floreciente avance también en Argentina (Gualdoni *et al.*, 1994; Miserendino & Pizzolón, 1992; Ojea, 1995; Vallania *et al.*, 1996; Rodrigues Capítulo, 1999; Marchese, 1996; Mangeaud, 1998).

El Índice Biótico Carcarañá (IBC) ajustado para su uso regional en la subcuenca Carcarañá por Gualdoni & Corigliano (1991) fue puesto a prueba en un estudio extensivo por Gualdoni *et al.* (1994). Los resultados de este trabajo y otros realizados en zonas de fuertes impactos (Oberto, 1997), permitieron el análisis de las aplicaciones y alcances del IBC (Corigliano, 1999), concluyendo que el empleo del índice es válido en los tramos de impacto ambiental severo y debería complementarse con el uso de otros índices.

Las áreas riparias son ambientes únicos debido a su posición en el paisaje, son ecotonos entre zonas acuáticas y terrestres, y corredores que atraviesan regiones. Estos ambientes tienen diversas funciones y diferentes valores según sus características físicas, biológicas y culturales (Malanson, 1995). Por ello son considerados de forma integrada con los bioindicadores bentónicos para establecer índices de valoración de calidad del sistema fluvial (Munné *et al.*, 1998; Quinn *et al.*, 2004; Pusey & Arthington, 2003; Munné *et al.*, 2003). Combinando la calidad biológica del agua, junto con la calidad del bosque de ribera se obtiene una evaluación del estado ecológico de los ríos (Quinn *et al.*, 1997; Miskell, 2001; Puntí Casadellá & Prat Fornells, 2002).

Los ríos urbanos son los que necesitan mayor control en cuanto a la degradación de las zonas marginales y del hábitat fluvial ya que reciben el impacto de los drenajes urbanos y en general tienen poca o ninguna vegetación riparia (Suren *et al.*, 1998; Rogers *et al.*, 2002). En la ciudad de Río Cuarto, en las márgenes del río Chocancharava, se han mantenido las dos últimas terrazas sin urbanizar. Sin embargo, se observan villas de emergencia, basurales y cría de animales, por lo que se considera relevante evaluar en qué grado estas actividades afectan el corredor marginal del río. Actualmente, el municipio de la ciudad ha propuesto recuperar las costas del río, a través de la construcción de viviendas, azudes niveladores, balnearios y una parqueización de 16 kilómetros de costa. El objetivo de este trabajo es evaluar la calidad ambiental de la sección del río en su tramo urbano y periurbano, mediante el uso de indicadores biológicos y ecológicos en el cauce y en las riberas, y establecer las bases metodológicas que permitan el control y monitoreo durante los procesos de mejoramiento proyectados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La subcuenca Carcarañá comprende 48.150 km<sup>2</sup> (31° 50' y 33° 50' S, 65° y 60° 49' W) y está constituida en la Provincia de Córdoba, por los ríos Chocancharava y Ctalamochita. Los sitios para realizar el monitoreo de calidad del agua, se encuentran en el tramo urbano y periurbano del río Chocancharava (módulo de 3,50 m<sup>3</sup>. seg<sup>-1</sup>). Éste, en su paso por la ciudad de Río Cuarto (146.233 habitantes), tiene características de río anastomoso con diversos tipos de hábitats: canales principales y secundarios, barras de diferente tiempo de permanencia y remansos entre barras (Corigliano, 1989). Se seleccionaron 3 sitios de estudio, N° 1: 10 km antes de la

ciudad; N° 2, tramo medio del recorrido urbano y N° 3, río abajo de la ciudad. Las colectas de las muestras y los datos de campo se realizaron en aguas altas (febrero de 2003) y en aguas bajas (agosto de 2003), obteniéndose en total 6 condiciones problemas (CP). Las muestras se tomaron en una transecta oblicua de ribera a ribera, en diferentes mesohábitats a los fines de permitir la entrada de organismos, aún en los más efímeros, como las barras de arena móviles. Se obtuvieron en total 15 unidades muestrales por sitio y fecha, las que se integraron en el cálculo de los índices como una muestra compuesta a los fines de realizar un análisis multihábitat (Cuffney *et al.*, 1993). Se utilizó un muestreador Hess con una abertura de malla de 300  $\mu\text{m}$  y el material obtenido se fijó en campo con formol al 4%.

Paralelamente, se registraron en campo las variables hidrológicas, físicas y químicas: profundidad, ancho mojado, ancho seco y ancho total, velocidad de corriente, pH, turbidez, conductividad y temperatura del agua. La velocidad de corriente se tomó con velocímetro digital, Global Flow Probe FP101-FP201. El pH y la temperatura del agua fueron medidos con sensores portátiles digitales Hanna y Luftman P300, respectivamente; la turbidez fue medida con turbidímetro Hach y la conductividad con conductímetro Hach CO150. En laboratorio se midieron los sólidos sedimentables mediante cono de Imhoff, salinidad y sólidos disueltos totales mediante sensores Hach. Los análisis de N-amoniaco, nitritos, nitratos, sulfatos, sulfuros, fosfatos y sílice se realizaron con el colorímetro Hach 2000. Los análisis de cloruros, dureza y alcalinidad, y bicarbonatos se realizaron por titulometría (APHA, 1992; Rodier, 1981).

Los recuentos se efectuaron en el total de la muestra y las identificaciones de los individuos se realizaron hasta el nivel taxonómico de menor categoría posible de acuerdo al cono-

cimiento taxonómico de la fauna de agua dulce argentina (Brinkhurst & Marchese, 1991; Bachmann & Mazzucconi, 1995; Fernández & Domínguez, 2001). A partir de los recuentos se calcularon índices multimétricos pertenecientes a las categorías: riqueza, composición y tolerancia/intolerancia (Barbour *et al.*, 1992; Corigliano *et al.*, 1998; Barbour *et al.*, 1999; Corigliano, 1999), dentro de esta última se incluyó al Índice Biótico Carcarañá (Gualdoni & Corigliano, 1991). El cálculo se realizó sobre las muestras compuestas para obtener índices multihábitats, para cada CP.

Teniendo en cuenta la dispersión de los valores, se dividió el rango en cuartiles, a los cuales se les asignó un puntaje de 1 a 4. Para aquellos métricos cuyo valor disminuye con el incremento de la perturbación, se le asignó el valor 1 al menor cuartil, y para aquellos métricos cuyos valores aumentan con la perturbación se utilizó el valor 4 para el mayor cuartil. Los valores de los métricos calculados a diferentes escalas, fueron estandarizados en puntajes numéricos y estos puntajes fueron sumados para obtener la puntuación final de cada CP, la que debe ser comparada con una condición de referencia (CR). La CR es metodológicamente necesaria para comparar los resultados (Barbour *et al.*, 1999). Los sitios de estudio estuvieron situados en zona de piedemonte, donde se suceden gradientes heterogéneos propios de la transición entre ritron y potamon, constituyendo además una zona de crisis hidráulica (*sensu* Statzner & Higler, 1986). Ello determinó que no se localizaran, ni aguas arriba ni aguas abajo, sitios control que se pudieran considerar como CR. Por ello se estimó una CR donde cada métrico presentó el máximo valor (4). El cálculo de los puntajes para CR y CP se realizó según la siguiente formulación:

$$\text{Puntaje total de CR: } \sum_{i=1}^k x_{ei}$$

$$\text{Puntaje total CP: } \sum_{i=1}^k x_{oi}$$

$$\% \text{ CP} = \text{CP} \times 100 / \text{CR}$$

Donde

$x_e$  = valores de puntajes esperados

$x_o$  = valores de puntajes observados

Las cuatro categorías obtenidas a partir del porcentaje alcanzado en cada situación problema, considerando 100 % la sumatoria de todos los puntajes de CR, fueron traducidas a juicios de calidad, según los protocolos de biomonitorio (Resh *et al.*, 1995) (Tabla 1).

**Tabla 1.** Tabla de conversión de valores de los índices multimétricos en clases y juicios de calidad (Resh *et al.*, 1995).

Porcentaje	Clase de calidad	Juicio
100-75	4	No deteriorado
75-50	3	Poco deteriorado
50-25	2	Moderadamente deteriorado
25-0	1	Severamente deteriorado

Se realizó la evaluación de la calidad ambiental del sistema ripario, a través del índice de Calidad del Bosque de Ribera (CBR) (Munné *et al.*, 1998), en recorridos de 1000 m, en cada uno de los sitios de estudio, en aguas altas y aguas bajas. Este índice

consta de cuatro apartados: 1) grado de cubierta de la zona de ribera, 2) estructura de la cubierta, 3) naturalidad y complejidad de la cubierta y 4) grado de alteración del canal fluvial (Tabla 2). Se estimó el estado ecológico del tramo en estudio, mediante una adaptación del índice original *Ecos-trimed* (Prat *et al.*, 2000), combinando las clases de calidad obtenidas con los índices multimétricos y la valoración de la calidad del bosque de ribera (CBR) (Tabla 3).

**Tabla 3.** Calificación del estado ecológico modificada a partir del índice original *Ecos-trimed* (Prat *et al.*, 2000).

Índices multimétricos	CBR			
	>75	75-50	50-25	<25
4 (75-100%)	Muy bueno	Bueno	Moderado	Moderado
3 (50-75%)	Bueno	Moderado	Moderado	Malo
2 (25-50%)	Moderado	Moderado	Malo	Pésimo
1 (0-25%)	Moderado	Malo	Pésimo	Pésimo

## RESULTADOS

Se determinaron 73 taxones de macroinvertebrados pertenecientes a Coelenterata, Platyhelminthes, Nematoda, Mollusca, Annelida y Arthropoda, siendo estos últimos los más abundantes, representados principalmente por la clase Insecta. Predominaron *Poly-pedilum sp.*, *Paratrichocladius sp.* y *Paracloeodes sp.* Los taxones más frecuentes fueron *Homochaeta sp.*, *Pristina sp.*, Tubificidae, Acari, *Americabaetis sp.*, *Paracloeodes sp.*, *Poly-pedilum sp.*, *Djalmabatista sp.*, *Thiene-*

**Tabla 2.** Tabla de conversión de las puntuaciones finales del CBR en juicios de calidad (Munné *et al.*, 1998).

Puntuación	Calidad	Color
> 95	Ribera sin alteraciones, estado natural	Azul
75-90	Ribera ligeramente perturbada, calidad buena	Verde
55-70	Inicio de alteración importante, calidad aceptable	Amarillo
30-50	Alteración fuerte, calidad mala	Naranja
0-25	Degradación extrema, calidad pésima	Rojo

**Tabla 4.** Taxones de macroinvertebrados en los sitios de estudio y en los dos periodos hidrológicos, río Chocancharava.

Taxones	Abundancia (ind.m <sup>-2</sup> )	Frecuencia n=6	Taxones	Abundancia (ind.m <sup>-2</sup> )	Frecuencia
<i>Hydra</i> sp.	1,90	2	Elmidae larva	6,19	4
Dugesidae	126,85	5	Limoniinae	2,86	2
Nematoda	7,04	3	Tipulidae	1,90	1
Planorbidae	4,92	2	<i>Simulium</i> sp.	14,29	3
Lymnaeidae	14,40	3	Ceratopogonidae	9,52	5
<i>Homochaeta</i> sp.	77,44	6	<i>Polypedilum</i> sp.	12988,92	6
<i>Pristina</i> sp.	373,78	6	<i>Parachironomus</i> sp.	1,90	1
<i>Ophidonais</i> sp.	2,86	1	<i>Chironomus</i> sp.	2,86	2
<i>Dero (Dero)</i> sp.	0,95	1	<i>Dicrotendipes</i> sp.	6,24	2
<i>Allonais</i> sp.	541,48	4	<i>Tanytarsus</i> sp.	6,67	2
<i>Slavina</i> sp.	0,79	1	<i>Cladotanytarsus</i> sp.	35,98	4
<i>Nais</i> sp.	35,40	4	<i>Paratanytarsus</i> sp.	0,95	1
<i>Pristinella</i> sp.	0,95	1	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	0,95	1
<i>Stephensoniana</i> sp.	55,48	4	<i>Pseudochironomus</i> sp.	22,52	4
Naididae indet.	9,21	3	<i>Djalmabatista</i> sp.	101,96	6
Tubificidae	447,54	6	<i>Ablabesmyia</i> sp.	0,79	1
Lumbriculidae	3,97	2	<i>Larsia</i> sp.	4,13	2
Lumbricidae	17,06	4	<i>Thienemannimyia</i> sp.	31,62	4
Acari	720,24	6	Tanypodinae indet.	0,95	1
Ostracoda	9,10	2	<i>Corynoneura</i> sp.	0,95	1
<i>Americabaetis</i> sp.	92,39	6	<i>Thienemanniella</i> sp.1	47,19	2
<i>Paracloeodes</i> sp.	3064,82	6	<i>Thienemanniella</i> sp.2	920,36	6
<i>Varipes</i> sp.	1,59	1	<i>Onconeura</i> sp.	137,29	6
<i>Caenis</i> sp.	19,84	4	<i>Lopescladius</i> sp.	1,59	1
<i>Leptohyphes</i> sp.	10,21	3	<i>Cricotopus</i> sp.	11,52	2
<i>Tricorythodes</i> sp.	19,84	4	<i>Paratrachocladius</i> sp.	4491,19	5
Gomphidae	0,95	1	<i>Orthocladius</i> sp.	1698,50	3
<i>Phyllocycla</i> sp.	4,76	1	<i>Parametricnemus</i> sp.	95,05	3
<i>Progomphus</i> sp.	0,79	1	Orthoclaadiinae indet.	308,74	3
<i>Belostoma</i> sp.	0,79	1	Chironomidae pupa	158,36	5
<i>Smicridea</i> sp.	0,79	1	Chironimidae indet.	12,38	3
<i>Metrichia</i> sp.	5,56	2	Empididae	8,10	3
<i>Hydroptila</i> sp.	1,59	1	Dolichopodidae	98,86	3
<i>Nectopsyche</i> sp.	127,99	4	Muscidae	1,90	1
<i>Helicopsyche</i> sp.	0,95	1	Ephydridae	1,90	1
Dytiscidae larva	1,90	2	Syrphidae	1,59	1
<i>Heterocerus</i> sp.	1,90	1			
			<b>Total</b>	27051,87	

*manniella* sp. 2 y *Onconeura* sp. considerando los tres sitios estudiados y las dos situaciones hidrológicas (n=6) (Tabla 4).

Según los resultados de los análisis físico-químicos no se hallaron niveles de contaminación considerados críticos. Las diferencias registradas en la conductividad y los sólidos disueltos totales, son propios de las variaciones entre periodos hidrológicos (Tabla 5).

Se seleccionaron un total de 19 métricos; a partir de la dispersión de sus valores se obtuvieron los rangos divididos en cuartiles y el puntaje asignado a cada uno de ellos (Tabla 6). Se obtuvieron para cada sitio y en

cada período hidrológico, los puntajes individuales, el puntaje total, y el porcentaje con respecto al puntaje total esperado de la CR = 76. Este porcentaje refleja el alejamiento de cada comunidad con respecto a la comunidad de referencia (Tabla 7). Por último, según el puntaje obtenido, se determinaron las clases de calidad y los juicios (Tabla 8).

La caracterización del bosque ripario, a través de la aplicación del índice CBR, indicó una degradación extrema en los tres sitios estudiados tanto en aguas altas como en aguas bajas. En el sitio 1, el puntaje final fue de 20 y en los sitios 2 y 3 fue de 10,

**Tabla 5.** Variables físico-químicas e hidrológicas registradas en los sitios de estudio durante los períodos de aguas altas y aguas bajas, río Chocancharava.

VARIABLES	AGUAS ALTAS			AGUAS BAJAS		
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
Velocidad de corriente (m/seg)	0.38	0.54	0.4	0.23	0.31	0.4
Profundidad (cm)	10	15.4	11.1	7.3	11.8	10.5
Temperatura del agua (°C)	23.6	22.4	22.7	13.5	10.7	9.1
Ancho mojado (m)	123.4	112.8	97.5	89.6	85.8	70
Ancho seco (m)	85	33.2	91	143.9	45.6	45
Ancho total (m)	208.4	146	188.5	233.5	131.4	115
Turbidez (UTM)	46.6	57.6	55.4	13.4	21.9	31
pH	7.8	7.7	7.6	8.8	7.4	8.4
Sólidos sedimentables (24 h) (cm <sup>3</sup> .l <sup>-1</sup> )	4	1	2	trazas	trazas	trazas
Conductividad (µs/cm)	272	266	263	334	340	335
TDS (mg/l)	128	125	123	155	164	159
Salinidad (0/00)	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2
Nitrato (mg/l)	S/d	S/d	S/d	0.7	0.5	0.8
Nitrito (mg/l)	S/d	S/d	0.052	0.02	0.019	0.021
N-Amoniacal (mg/l)	S/d	S/d	0.06	0.2	0.06	0.07
Sulfato (mg/l)	14	17	17	29	30	31
Sulfuro (mg/l)	0.06	0.08	0.07	0.03	0.04	0.06
Fosfato (mg/l)	0.32	0.35	1.88	0.22	0.75	0.49
Silice (mg/l)	54	S/d	22	S/d	22	S/d
Cloruros (mg/l)	13.3	10.7	10.9	S/d	7.89	S/d
Calcio (mg/l)	S/d	S/d	S/d	20.4	14.7	19.9
Magnesio (mg/l)	S/d	S/d	S/d	8.7	12.5	9.1
Dureza total (mg/l)	79.6	80.3	77.6	89.8	85.3	85.6
Bicarbonatos (mg/l)	113	104.4	106.1	109.2	106.3	109.2
Alcalinidad total (mg/l)	116.7	104.4	106.1	109.2	106.3	109.2

S/d = Sin Datos

**Tabla 6.** Rangos de los valores de los índices métricos divididos en cuartiles y el puntaje asignado a cada uno de ellos.

Métricos	Cuartiles			
	1	2	3	4
N° total de taxones	24,00 - 30,50	30,51 - 36,50	36,51 - 38,75	38,76 - 44,00
N° de taxones de Ephemeroptera	2,00 - 3,00	3,10 - 4,00	4,10 - 5,00	5,10 - 6,00
N° de taxones de Trichoptera	0,00 - 0,25	0,26 - 1,50	1,51 - 2,75	2,76 - 3,00
N° de taxones de Diptera	9,00 - 10,50	10,51 - 16,50	16,51 - 22,50	22,51 - 24
N° de taxones de Chironomidae	7,00 - 8,25	8,26 - 12,50	12,51 - 16,75	16,76 - 18
% de Ephemeroptera	1,51 - 6,08	6,09 - 22,91	22,92 - 53,59	53,60 - 84,27
% de Diptera	6,48 - 17,90	17,91 - 56,36	56,37 - 84,96	84,97 - 90,81
% de Chironomidae	5,64 - 17,38	17,39 - 55,75	55,76 - 84,42	84,43 - 90,69
% de Chironomini/Chironomidae	27,87 - 45,93	45,94 - 66,65	66,66 - 73,49	73,50 - 78,73
% de Orthocladiinae/Chironomidae	18,03 - 20,85	20,86 - 23,28	23,29 - 48,63	48,64 - 60,66
% de Tanytarsinii/Chironomidae	0,00 - 0,09	0,10 - 0,28	0,29 - 1,16	1,17 - 1,61
% de Otros Diptera y no insectos	14,99 - 45,35	45,36 - 74,85	74,86 - 93,40	93,41 - 98,30
% de Oligochaeta	3,33 - 4,93	4,94 - 7,34	7,35 - 8,76	8,77 - 9,73
Densidad (ind.m <sup>-2</sup> )	176,00 - 633,50	633,51 - 2170,50	2170,51 - 7561,00	7561,01 - 12165,00
IBC	8,00 - 9,00	9,01 - 9,50	9,51 - 10,00	10,01 - 11,00
N° de taxones intolerantes	3,00 - 5,25	5,26 - 6,50	6,51 - 7,75	7,76 - 8,00
% organismos tolerantes	5,61 - 8,56	8,57 - 11,02	11,03 - 12,75	12,76 - 17,30
% de taxón dominante	38,38 - 64,20	64,21 - 79,31	79,32 - 87,44	87,45 - 90,81
Diversidad H	1,19 - 1,31	1,32 - 1,52	1,53 - 1,86	1,87 - 2,17

revelando una degradación extrema y calidad pésima del bosque de ribera (Tabla 9). La combinación de los métricos con el índice de ribera señaló

un estado ecológico con una clase de calidad mala, a excepción del sitio 3 en invierno, que reflejó un juicio de calidad pésimo (Tabla 10).



**Tabla 7.** Valores, puntajes y porcentajes de los métricos en los tres sitios de estudio del río Chocancharava en aguas altas (AA) y aguas bajas (AB).

Métricos	Sitio 1				Sitio 2				Sitio 3			
	Valor		Puntaje		Valor		Puntaje		Valor		Puntaje	
	AA	AB	AA	AB	AA	AB	AA	AB	AA	AB	AA	AB
N° total de taxones	35,00	38,00	2	3	24,00	44,00	1	4	29,00	39,00	1	3
N° de taxones de Ephemeroptera	6,00	5,00	4	3	2,00	5,00	1	3	3,00	3,00	1	1
N° de taxones de Trichoptera	3,00	3,00	4	4	1,00	2,00	2	3	0,00	0,00	1	1
N° de taxones de Diptera	9,00	21,00	1	3	10,00	24,00	1	4	12,00	23,00	2	4
N° de taxones de Chironomidae	7,00	16,00	1	3	8,00	17,00	1	4	9,00	18,00	2	4
% de Ephemeroptera	84,27	13,92	4	2	31,89	3,47	3	1	60,82	1,51	4	1
% de Diptera	6,48	74,35	4	2	38,38	90,81	3	1	11,07	88,50	4	1
% de Chironomidae	5,64	73,66	4	2	37,84	90,69	3	1	10,56	88,01	4	1
% de Chironomini/Chironomidae	27,87	40,47	4	4	71,01	78,73	2	1	62,30	74,32	3	1
% de Orthocladinae/Chironomidae	60,66	56,57	1	1	21,74	20,55	3	4	18,03	24,81	4	2
% de Tanytarsinii/Chironomidae	0,00	0,35	1	3	1,43	0,05	4	1	1,61	0,22	4	2
% de Otros Diptera y no insectos	14,99	84,83	4	2	64,86	96,26	3	1	38,84	98,30	4	1
% de Oligochaeta	3,33	6,22	4	3	9,73	4,50	1	4	8,86	8,46	1	2
Densidad (ind.m <sup>-2</sup> )	857	12165	2	4	176	8920	1	4	559	3484	1	3
IBC	10,00	10,00	3	3	9,00	11,00	1	4	8,00	9,00	1	1
N° de taxones intolerantes	8,00	7,00	4	3	6,00	8,00	2	4	5,00	3,00	1	1
% de organismos tolerantes	7,96	11,66	4	2	17,30	5,61	1	4	13,12	10,38	1	3
% de taxones dominante	84,27	74,35	2	3	38,38	90,81	4	1	60,82	88,50	4	1
Diversidad H	1,19	1,95	1	4	2,17	1,25	4	1	1,57	1,47	3	2
Puntaje total de CP			54	54			41	50			46	35
% CP (100 % = 76)			71	71			54	66			61	46

**Tabla 8.** Juicios de calidad biológica de los índices métricos en los tres sitios de estudio del río Chocancharava, en aguas altas y aguas bajas.

Período hidrológico	Sitio	% CP	Clase de calidad	Juicio
Aguas altas (verano)	1	71	3	Poco deteriorado
	2	54	3	Poco deteriorado
	3	61	3	Poco deteriorado
Aguas bajas (invierno)	1	71	3	Poco deteriorado
	2	66	3	Poco deteriorado
	3	46	2	Moderadamente deteriorado

**Tabla 9.** Juicios de calidad del bosque de ribera en los tres sitios de estudio del río Chocancharava.

Ítem	Sitio		
	1	2	3
Cobertura de la zona de ribera	0	0	0
Estructura de la cobertura	0	0	0
Calidad de la cobertura	0	0	0
Naturalidad del canal fluvial	20	10	10
<b>Puntuación final</b>	<b>20</b>	<b>10</b>	<b>10</b>
<b>Juicio de calidad</b>	<b>Degradación extrema, calidad pésima</b>		

**Tabla 10.** Juicios de calidad del estado ecológico en los tres sitios de estudio del río Chocancharava en aguas altas y aguas bajas.

Período hidrológico	Sitio	Métricos	CBR	Juicio de Calidad
Aguas altas (verano)	1	3	20	Malo
	2	3	10	Malo
	3	3	10	Malo
Aguas bajas (invierno)	1	3	20	Malo
	2	3	10	Malo
	3	2	10	Pésimo

## DISCUSIÓN

El propósito del uso de métricos múltiples, para evaluar condiciones biológicas, es maximizar la información disponible teniendo en cuenta los

elementos y procesos de las comunidades acuáticas (Barbour *et al.*, 1999). Los índices métricos aplicados en este estudio, permitieron confirmar la existencia de deterioro ambiental leve en los tramos urbano y periurbano. Se confirmó además, la presencia de un gradiente de degradación de la calidad biológica del agua, a medida que el río recorre la zona urbana de la ciudad de Río Cuarto. Esta gradación pudo comprobarse en el período de aguas bajas, mientras que en los meses de verano, no fue tan evidente.

Pudo establecerse la importancia de tener en cuenta una considerable cantidad de atributos de las comunidades para lograr finalmente, una visión más amplia y completa de la condición biológica del sistema acuático. La aplicación del Índice Biótico Carcarañá es válida en los tramos de impacto ambiental severo (Corigliano, 1999). En casos de descargas orgánicas moderadas, contaminación difusa y cambios hidrológicos por embalses y crecientes, su aplicación debería complementarse con el análisis de otros atributos estructurales de la comunidad, como la aplicación de índices multimétricos. Gualdoni *et al.* (1994) realizaron una evaluación biológica de la calidad de las aguas en el tramo estudiado aplicando el Índice Biótico Carcarañá. Una comparación de estos resultados con los obtenidos en el presente trabajo, evidencia cambios en la estructura y composición de las comunidades acuáticas. Gualdoni *et al.* (1994), establecieron el predominio de *Paracloeodes* sp.; en este estudio, predominó en los sitios 1 y 3 en aguas altas, mientras que Chironomidae fue el dominante en el resto de los sitios. Se observa por lo tanto, un reemplazo de *Paracloeodes* sp. por *Polypedilum* sp. Una sustitución en el tiempo de organismos con respiración branquial (Ephemeroptera) por organismos con respiración cutánea y cutánea-branquial (Diptera) fue observada por Jesús & Formigo (2000). Por lo tanto en el

término de 10 años se registra disminución de la calidad biológica, indicada por la predominancia de Chironomidae y Naididae sobre Ephemeroptera, cambiando el juicio de calidad del IBC, de clase I (Ambiente no contaminado) a clase II (Ambiente poco contaminado). Sin embargo, la asociación descriptora del tramo, constituida por *Polypedilum* sp., *Paracloeodes* sp. y *Pristina* sp., los taxones con mayor densidad y frecuencia, coincide con la encontrada en anteriores trabajos (Corigliano, 1989; Corigliano *et al.*, 1994).

La vegetación de ribera juega un importante papel en relación a la erosión, estabilidad del canal y calidad de agua (Naiman *et al.*, 1993; Quinn *et al.*, 1997) y las áreas riparias, además de ser un recurso natural, tienen valores estéticos y recreacionales (Malanson, 1995). Es por ello relevante integrar la evaluación de la calidad del agua por bioindicadores, con la evaluación de la calidad de los bosques de ribera (Quinn *et al.*, 1997). La situación de deterioro del bosque marginal es característica de muchos ríos de Europa, en los cuales la degradación ha alcanzado niveles tales que hacen peligrar la calidad de vida de los habitantes de las ciudades ribereñas así como la salud fluvial (Arribas *et al.*, 2002; Puntí Casadellá & Prat Fornells, 2002; López Carrillo *et al.*, 2002; Munné *et al.*, 2003). Roger *et al.* (2002) demostraron que la condición biológica del agua es significativamente dependiente de los contaminantes en los hábitats vegetales, y no de los contaminantes del fondo del lecho. Por otra parte, Quinn *et al.* (2004) demostraron la importancia del mantenimiento de amortiguadores de vegetación nativa adyacente al canal, en la reducción de la respuesta de las comunidades de invertebrados bentónicos a los disturbios.

El bosque de ribera en los tramos estudiados se encuentra fuertemente alterado, producto de las acciones

humanas, presencia de areneras activas, vados artificiales y criaderos de animales domésticos. Esta situación, junto con la escasa cobertura y la empobrecida estratificación han producido el deterioro de la complejidad del sistema ripario, incrementando su sensibilidad a las perturbaciones.

La calidad ambiental del ecosistema acuático está en función de los diferentes usos del recurso y su examen implica la utilización de parámetros físicos, químicos, biológicos, sociales y culturales como indicadores (Karr, 1998). Por ello han sido propuestas metodologías de evaluación que combinan elementos heterogéneos del paisaje a diferentes escalas de estudio (Quinn *et al.*, 1997; Miskell, 2001). Se demostró en el presente trabajo, que la calidad biológica del agua se encuentra poco deteriorada, pero la ocupación de las riberas por las actividades humanas impide la regeneración de los bosques e imposibilita que éstos puedan ejercer su papel clave en la recuperación del buen estado ecológico. De hecho, su degradación es la que genera el juicio: «estado ecológico malo», de los tramos estudiados. Esto coincide con los resultados de Puntí Casadellá & Prat Fornells (2002), quienes demostraron que el estado ecológico de uno de los ríos estudiados era pésimo, determinado por la pésima calidad de los bosques de ribera, a pesar de la buena calidad biológica de las aguas.

Por lo tanto, el principal componente que afecta la calidad ambiental del tramo urbano y periurbano del río Chocancharava en la ciudad de Río Cuarto, es la extrema degradación del bosque de ribera, generando de esta manera, una disminución de su valor estético y de la resiliencia del sistema (Large & Petts, 1994; Hulse & Gregory, 2004). La continuidad de esta situación en el tiempo afectará también la calidad del agua. En efecto, a partir de la degradación del bosque de ribera,

han sido señaladas sucesiones temporales de procesos de deterioro fluvial (Pusey & Arthington, 2003). La implementación de medidas de restauración o mejoramiento del sistema ripario en el tramo urbano y periurbano del río Chocancharava son necesarias a los fines de prevenir la degradación de la calidad del agua, la pérdida de hábitat y biodiversidad y el mantenimiento de los valores recreacionales, estéticos y educativos de los tramos fluviales urbanos.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado, gracias a los subsidios de la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto y a la beca de Ayudante de Investigación otorgada por esa Secretaría a la Lic. Maricel Boccolini. Agradecemos además a la Dra. C. Mabel Gualdoni, a la Profesora Graciela Raffaini y a la Lic. Romina E. Príncipe (UNRC) por su colaboración en los trabajos de campo y en el desarrollo de la lista de especies.

## BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, DC, 20005.
- Armitage, P. D.; D. Moss; J. F. Wright & M.T. Furse.** 1983. The Performance of a new Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. *Water Resources* 17: 333-47.
- Arribas, C.; P. Guarnizo; T. Saldaña & T. Fernández-Delgado.** 2002. Intervenciones humanas en el cauce principal del río Guadamar y estado de conservación de su vegetación riparia. En: III Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Sevilla, España.
- Bachmann A. O. & S. A. Mazzucconi.** 1995. Insecta Heteroptera (= Hemiptera s. str.) En: Lopretto, E.C. y G. Tell (Dir.) Ecosistemas de aguas continentales. Ediciones Sur, La Plata: 1291-1325.

- Barbour, M. T.; J. L. Plafkin; B. P. Bradley; C. G. Graves & R. W. Wisseman.** 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 437 - 449.
- Barbour, M. T.; J. G. Gerritsen; B. D. Snyder & J. B. Stribling.** 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Segunda Edición. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.
- Brinkhurst, R. O. & M. R. Marchese.** 1991. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. *Climax* 6:1-207.
- Corigliano, M. del C.** 1989. Partición de recursos en el tramo anastomosado de un río de llanura. *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 9 (1): 61-73.
- Corigliano, M. del C.** 1999. Índices Bióticos: Aplicaciones y Alcances. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 58 (1-2): 193-201.
- Corigliano, M.; A. L. Fabricius; E. Luque & N. Gari.** 1994. Patrones de distribución de variables físico, químicas y biológicas en el río Chocancharava (Cuarto). *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 14 (2): 177- 194.
- Corigliano, M. del C.; C. M. Gualdoni; A. M. Oberto & G. B. Raffaini.** 1998. Macroinvertebrados bentónicos en el examen de calidad ambiental de ecosistemas acuáticos en la subcuenca Carcarañá. En: *Actas XVII Cong. Nac. Agua, II Simp. Rec. Hídricos del Cono Sur*. Santa Fe, 24-32.
- Cuffney, T. F.; M. E. Gurtz & M. R. Meador.** 1993. Methods for collecting benthic invertebrate samples as part of the national water-quality assessment program. U.S. Geological Survey, Open File Report 93-406. Denver, 66p.
- Fernández, H. R. & E. Domínguez** (eds.). 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Tucumán, 282p.
- Ghetti, P. F.** 1986. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. *Manuale di applicazione*. Prov. Aut. di Trento. Trento, 111p.
- Ghetti, P. F.; F. Bernini; G. Bonazzi; A. Cunsolo & U. Ravanetti.** 1983. Mappaggio biologico di qualità dei corsi d'acqua della provincia di Piacenza. Amministrazione Provinciale di Piacenza, CNR Progetto di trasferimento, Piacenza, 29p.
- Ghetti, P. F.; P. Manzini & R. Spaggiari.** 1984. Mappaggio Biologico di qualità dei corsi d'acqua della provincia di Reggio Emilia. Amministrazione Provinciale di Reggio Emilia, CNR, Progetto di trasferimento, Parma, 32p.
- Gualdoni, C. M. & M. del C. Corigliano.** 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 11: 43-49.
- Gualdoni, C. M.; A. M. Oberto & G. B. Raffaini.** 1994. La aplicación de índices bióticos en la subcuenca del río Chocancharava (Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto* 14: 39-52.
- Hulse, D. & S. Gregory.** 2004. Integrating resilience into floodplain restoration. *J. Urban Ecology*. 7 (3-4): 1-24.
- Jesús, T. & N. Formigo.** 2000. Estudio de Calidad Biológica da agua do rio Febros. En: *II Congreso Ibérico sobre planificación y gestión de aguas*. Sevilla, España.
- Karr, J. R.** 1998. Rivers as Sentinels: Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management. En: Naiman, R. J. & R. E. Bilby, (eds.): *River Ecology and Management. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag New York, 502-528p.
- Large, A. R. G. & G.E. Petts.** 1994. Rehabilitation of river margins. En: Calow P. & G. E. Petts, (eds.): *The Rivers Handbook*. Vol 2. Blackwell Scientific Publishers, New York, 401-437p.
- Lopez Carrillo, E.; M. Carsí Caudet; E. Narvona Valle; E. Puerto del Canto; A. González Macías & J. Lebrato Martínez.** 2002. La marca de calidad Río Vivo. Herramienta de valoración económica en su entorno cercano. En: *III Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua*. Sevilla, España.
- Maddock, I.** 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater biology* 41: 373-391.
- Malanson, G. P.** 1995. *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, 296p.
- Mangeaud, A.** 1998. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua en la Cuenca del Suquia (Córdoba, Argentina). Tesis doctoral UNC, Córdoba, 253p.
- Marchese, M.** 1996. Uso del zoobentos en la evaluación de calidad de aguas de ambientes lóticos del río Paraná. Tesis de Maestría UNL, Santa Fe, 196p.
- Marriot, B. B.** 1997. *Environmental Impact Assessment. A practical guide*. McGraw-Hill, 320p.
- Miserendino, L. & L. Pizzolón.** 1992. Un índice biótico de calidad de aguas corrientes para la región andino-patagónica. En: *Actas II Congreso Latino-*

- Americano de Ecología, Minas Gerais: 39-40.
- Miskell, B.** 2001. A guide to riparian assessment methods. The Crown, Ministry for the Environment, New Zealand, SMF Project 5111: 1-29.
- Munné, A.; C. Solá, & N. Prat.** 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. Tecnología del agua, 175: 20-37.
- Munné, A.; C. Solá; N. Prat; N. Bonada & M. Riedarevall.** 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13: 147-163.
- Naiman, R. J. & R. E. Bilby.** 1998. River Ecology and Management in the Pacific Coastal Ecoregion. En: Naiman, R. J. & R.E. Bilby, (eds). River Ecology and Management. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. New York, 1-10p.
- Naiman, R. J.; H. Décamps, & M. Pollock.** 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological applications 3 (2): 209-212.
- Oberto, A. M.** 1997. Valoración biológica del vertido de una piscifactoría en un arroyo serrano. En: Resúmenes del II Congreso Argentino de Limnología, Buenos Aires: 122.
- Ojea, N.** 1995. Microbentos de ambientes acuáticos continentales como indicador de distintos estados tróficos. Tesis Maestría UNL, Santa Fe, 133p.
- Prat, N.; G. Gonzalez; X. Millet & M. A. Puig.** 1985. El foix, entre l'eixutosa y la contaminació. Estudis i Monografies, Barcelona, 92p.
- Prat, N.; A. Munné; C. Solá; N. Bonada & M. Riedarevall.** 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 58 (1-2): 181-192.
- Prat, N.; A. Munné; M. Riedarevall; C. Solá, & N. Bonada.** 2000. ECOSTRIMED: Protocol per a determinar l'Estat Ecològic dels rius mediterranis. Estudis de la qualitat ecològica dels rius, Diputació de Barcelona, Area Medi Ambient. 94 pp.
- Puntí Casadellá, T. & N. Prat Fornells.** 2002. Evaluación del estado ecológico de un río mediterráneo: el Ripoll. En: III Congreso Ibérico sobre gestión y planificación del agua. Sevilla, España.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington.** 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. Marine and Freshwater Research 54: 1-16.
- Quinn, J. M.; A. B. Cooper; R. J. Davis-Colley; J. C. Rutherford & R. B. Williamson.** 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 31: 579-597.
- Quinn, J. M.; I. K. G. Boothroyd & B. J. Smith.** 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 2. Invertebrate communities. Forest Ecology and Management 191: 129-146.
- Resh, V.; R. Norris & M. T. Barbour.** 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Australian J. Ecology 20: 108-121.
- Rodier, J.** 1981. *Análisis de las aguas*. Omega, Barcelona, 1059p.
- Rodriguez Capítulo, A.** 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 58 (1-2): 208-217.
- Rogers, C. E.; D. J. Brabander; M. T. Barbour & H. F. Hemond.** 2002. Use of physical, chemical, and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. Civil and Environmental Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge 02139, USA. Environmental Toxicology Chemistry 21(6): 1156-67.
- Rosenberg M. D. & V. H. Resh** (eds.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York, 488p.
- Statzner, B. & B. Higler.** 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. Freshwater biology 16: 127-139.
- Suren, A.; T. Snelder & M. Scarbrook.** 1998. Urban Stream Habitat Assessment Method (USHA). NIWA Client Report N° CHC98/60, New Zealand, 63p.
- Vallania, E. A.; P. A. Garelis; E. S. Trípole & M. A. Gil.** 1996. Un índice biótico para las sierras de San Luis (Argentina). Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto 16: 129-136.



## CARACTERIZACIÓN DE LA ICTIOFAUNA EN LA LAGUNA DEL MONTE, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

M. G. SCHWERDT & A. LÓPEZ CAZORLA

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia  
UNS. San Juan 670 (8000) Bahía Blanca. acazorla@criba.edu.ar

### ABSTRACT

The purpose of this study was to describe as well as to characterize the fish populations living in *Del Monte* lagoon, which belongs to the *Encadenadas del Oeste* system in the province of Buenos Aires, Argentina. This research was carried out using trammel nets with meshes of six different sizes at three sampling stations during October 2003. The species captured in the area of study were firstly identified. The specific diversity of each fishing site was subsequently estimated. In addition, sex ratio, size structure, and the relative abundance both in number and weight were also determined for each species. Total capture included 647 individuals, which corresponded to the following six species: *mojarra Astyanax eigenmanniorum*, *dientudo Oligosarcus jenynsii*, *pejerrey Odontesthes bonariensis*, carp *Cyprinus carpio*, *sabalito Cyphocharax voga*, and catfish *Rhamdia quelen*. The specific diversity was very similar at the three sampling stations. The *mojarra Astyanax eigenmanniorum* evidenced the highest relative abundance in number, it was followed by the *dientudo Oligosarcus jenynsii* and the *pejerrey Odontesthes bonariensis*. The highest ichthyomass corresponded to the carp *Cyprinus carpio*. The entrance of the latter to the *Del Monte* lagoon was corroborated, the highest number of samples was recorded near the outlet of *Guaminí* and *Malleo-Leufú* brooks. A marked decrease in the abundance of the *pejerrey Odontesthes bonariensis* as well as an increase in the number of the *dientudo Oligosarcus jenynsii* and the *mojarra Astyanax eigenmanniorum* were also observed.

**Key words:** fish fauna, Del Monte lagoon, Buenos Aires province.

### INTRODUCCIÓN

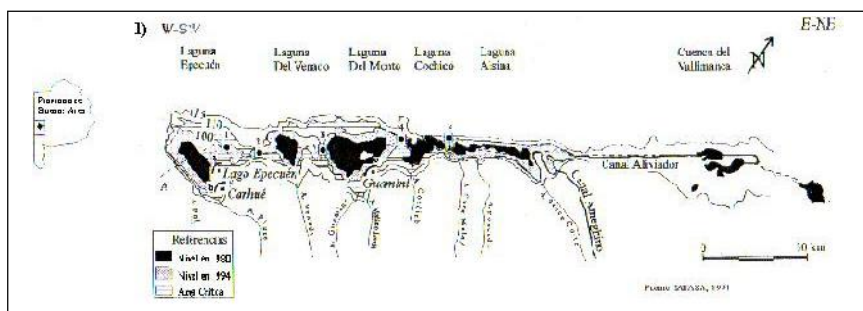
La laguna Del Monte forma parte del sistema de las Encadenadas del Oeste de la provincia de Buenos Aires, el cual está comprendido entre los paralelos de 36° 30' y 37° 30' sur y los meridianos de 61° 00' y 63° 30' oeste (López *et al.*, 1994; González Uriarte, 1998).

Zoogeográficamente, el sistema se ubica en el Dominio Pampásico de la subregión Guayano Brasileña. Constituye una zona endorreica hasta que el nivel de agua alcanza los 110 metros sobre el nivel del mar y se transforma en exorreica cuando supera este nivel, conectándose a través del Canal Aliviador con el Arroyo Vallimanca y de este

modo con la cuenca del Salado (Figura 1) (Ringuelet, 1975; 1981; López *et al.*, 1994; González Uriarte, 1998 y López, 2001).

El tamaño total del sistema puede variar de aproximadamente 60.000 hectáreas, después de varios años lluviosos a unas 35.000 hectáreas, bajo condiciones más secas. La profundidad media de las lagunas puede oscilar entre dos y cinco metros (máximo diez metros) (IATASA, 1994). En cuanto a la conductividad hay un marcado gradiente hacia el oeste, con el cual está estrechamente relacionada la disminución de la biodiversidad (IATASA, 1994 y Peineman *et al.*, 1997).

La temperatura media anual para la zona ronda los 13,8° C y para la



**Figura 1.** Lagunas Encadenadas del Oeste de la Provincia de Buenos Aires (Fuente: IATASA, 1994).

mayoría de los años, las precipitaciones se mantienen entre los 550 y 850 mm existiendo una manifiesta alternancia entre años secos y lluviosos con respecto al valor medio anual de 732 mm (González Uriarte, 1998 y Paoloni *et al.*, 1998).

La laguna Del Monte se ubica en la parte media de la sucesión de cuerpos de agua, con aproximadamente 20.000 hectáreas de superficie es la mayor del sistema. Es una laguna hipertrófica, caracterizada por presentar color de agua verde amarillento hasta pardo, concentraciones muy altas de clorofila, escasa transparencia, pH alcalino, periódicos déficit de oxígeno en profundidad, y frecuentes eventos de floraciones algales y mortandades de peces, en particular de pejerrey (Ringuelet, 1968; IATASA, 1994; Quirós *et al.*, 2002 y Quirós 2003).

Ringuelet *et al.* (1967a), clasifican a esta laguna como hiperhalina, mientras que López *et al.* (1994) y Colautti *et al.* (2000), mencionan que se encuentra aproximadamente en el rango mesohalino. La composición iónica es clorurada sódica, hemisulfatada, hemicarbonatada; moderadamente blanda y con tendencia a la precipitación de carbonato de calcio (López *et al.*, 1994). Los arroyos que desaguan en este cuerpo lagunar son el Guaminí y su afluente el Malleo-Leufú (González Uriarte, 1998).

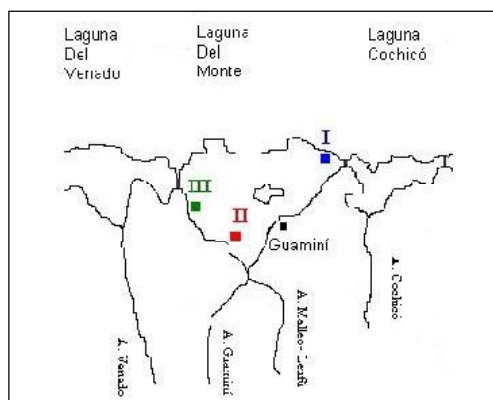
El objetivo general del estudio fue describir la ictiofauna y determinar la abundancia relativa de cada especie en la laguna Del Monte. Los objetivos parciales fueron estimar la diversidad específica para cada sitio de muestreo, determinar la estructura de tallas, la abundancia relativa de cada especie en número y en peso, y la proporción de sexos, para cada una de las especies.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en la laguna Del Monte del partido de Guaminí, provincia de Buenos Aires, los días 23, 27 y 31 de octubre de 2003.

Se escogieron tres estaciones de muestreo: la estación I, correspondió a la zona próxima a la unión entre las lagunas Del Monte y Cochicó; la II, se ubicó en una zona cercana a la entrada de agua dulce proveniente de los arroyos Guaminí y Malleo-Leufú y la III, en las proximidades a la unión con la laguna Del Venado (Figura 2).

En cada lugar de muestreo se realizaron las capturas con una batería de redes de enmalle, compuesta por un total de seis paños con las siguientes distancias entre nudos: 15; 21; 27; 32; 36 y 40 mm, los dos primeros de multifilamento y 10 metros de largo de relinga y los restantes de monofilamento y 50 metros de largo de relinga cada uno. La altura de todas las redes fue de 2 metros.



**Figura 2.** Ubicación de los sitios de muestreo, dentro de la laguna Del Monte.

El tendido de la batería, se efectuó utilizando un bote a remos y las redes permanecieron en el agua aproximadamente doce horas en cada uno de los sitios de muestreo, realizando el calado al atardecer y levantando la batería al amanecer del día siguiente.

Cada muestra fue procesada según las siguientes pautas: Se identificaron las especies capturadas mediante la utilización de claves (Ringuelet *et al.*, 1967b), listados de especies (López *et al.*, 2003) y el empleo de descripciones realizadas por López *et al.* (1994), para este sistema de lagunas. Se calculó la diversidad específica para cada uno de los sitios de muestreo, a través del índice de Shannon-Wiener,  $H' = - (\sum p_i \cdot \log_2 p_i)$  (Margalef, 1977 y Zar, 1999). La abundancia relativa de cada especie se estimó en número y en peso. A cada individuo se le registró la longitud total (Lt) al milímetro inferior,

agrupando las tallas en clases de 0,5 cm para mojarra y de 1 cm para el resto de las especies. Se determinó la proporción por sexo para cada una de las especies.

En cada sitio de muestreo se registró temperatura, conductividad eléctrica mediante analizador de agua Horiba U10, transparencia por medio del disco de Secchi y profundidad de los lugares donde se calaron las redes

## RESULTADOS

La captura total estuvo compuesta por 647 individuos, correspondientes a seis especies: mojarra *Astyanax eigenmanniorum* (Cope, 1894), dientudo *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864), pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Cuvier & Valenciennes, 1835), carpa *Cyprinus carpio* (Linné, 1758), sabalito *Cyphocharax voga* (Hensel, 1870) y bagre *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824).

Los parámetros físico-químicos registrados en los diferentes lugares de muestreo se presentan en la Tabla 1.

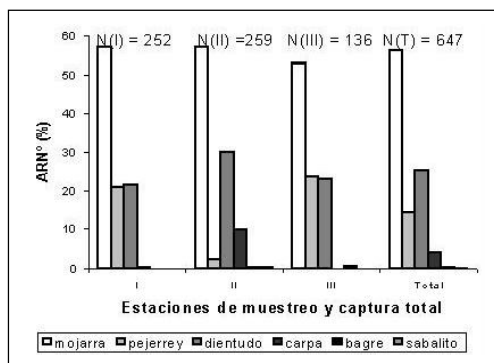
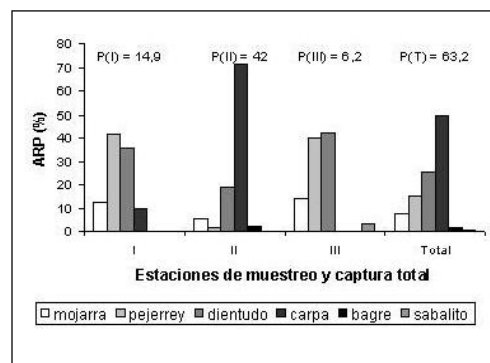
El número de individuos capturados por especie y la diversidad específica calculada para cada estación de muestreo se presentan en la Tabla 2. La especie que presentó la mayor abundancia relativa en número de individuos fue mojarra, seguida de dientudo y pejerrey, situación que se repitió en cada una de las estaciones de muestreo y en la captura total (Figura 3). La mayor ictiomasa total correspondió a la carpa, seguida de dientudo, pejerrey y mojarra. La abundancia re-

**Tabla 1.** Características de cada una de las estaciones de muestreo.

Datos	Estaciones de muestreo		
	I	II	III
Fecha de muestreo	23/10/2003	27/10/2003	31/10/2003
Profundidad media (m)	1,55	1,01	4,52
Color del agua	Verde-amarillenta	Verde-amarronada	Verde-amarillenta
Lectura del disco de Secchi (m)	0,32	0,28	0,33
Conductividad (mS/cm)	9,20	10,40	9,20
Temperatura del agua (°C)	19,50	17,00	15,00

**Tabla 2.** Número de ejemplares capturados por especie y diversidad específica ( $H'$ ) de cada sitio de muestreo y del total, en la laguna Del Monte.

Especies	Estaciones de muestreo			
	I	II	III	Total
Mojarra	144	148	72	364
Dientudo	54	78	31	163
Pejerrey	53	6	32	91
Carpa	1	25	0	26
Sabalito	0	1	1	2
Bagre	0	1	0	1
Total	252	259	136	647
$H'$ (bits/individuo)	1,44	1,49	1,51	1,59

**Figura 3.** Frecuencias (%) en número de individuos por especie y lugar de muestreo en la laguna Del Monte.  $N = n^{\circ}$  total de individuos; I, II y III = lugar de muestreo.**Figura 4.** Frecuencia (%) en peso por especie y lugar de muestreo en la laguna Del Monte.  $P =$  peso total en Kg; I, II y III = lugar de muestreo.

lativa en peso por estación de muestreo, reveló que la carpa dominó ampliamente sólo en el sitio II, mientras que dientudo y pejerrey en conjunto, representaron el 77,5% y el 82% de la biomasa en los lugares de muestreo I y III respectivamente (Figura 4).

La talla media, rango y número de individuos capturados por cada una de las redes se presentan en la Tabla 3.

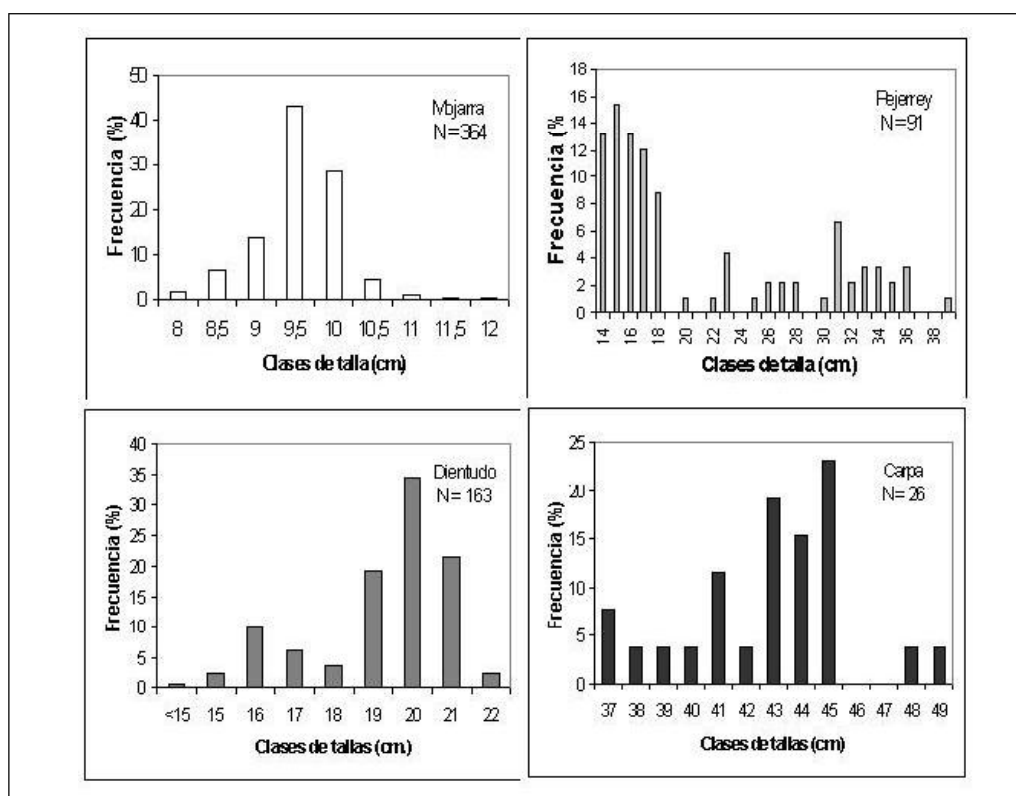
La estructura de tallas de cada una de las especies se presenta en la Figura 5. En la mojarra, la clase de 9,5 cm de Lt fue la más frecuente. En pejerrey se observó un claro predominio de las

clases de talla menores a 20 cm de Lt. Para el dientudo, la clase de 20 cm fue la más frecuente dentro del rango de 19 a 22 cm; mientras que entre las tallas inferiores a 18 cm se distinguió la clase de 16 cm de Lt. Por último, si bien el número de ejemplares de carpa fue bajo, el rango 43-45 cm de Lt, fue el más representado (Figura 5).

El porcentaje de juveniles fue bajo para todas las especies (carpa: 3,8%; pejerrey: 1,1% y dientudo: 0,9%). La relación hembra:macho fue: 3,2:1 para carpa, 1,7:1 para pejerrey, 1:1 para dientudo y 0,28:1 para mojarra.

**Tabla 3.** Talla media (mm), rango de tallas y números de individuos (N) de cada especie capturados por cada red en la laguna Del Monte. \*Especies capturadas en su totalidad por enganche o enredo.

		Distancia entre nudos de las redes (mm)					
Especies		15	21	27	32	36	40
Mojarra	Talla media	97,19	111,25	105	-	-	-
	Min. y Máx.	80 - 112	101 - 124	99 - 111	-	-	-
	N	358	4	2	-	-	-
Pejerrey	Talla media	163,82	255,63	312,3	323,5	354,33	394
	Min. y Máx.	143 - 201	228 - 278	282-367	287 - 345	335 - 368	394
	N	57	11	13	6	3	1
Dientudo	Talla media	116	168,64	203,95	207,64	-	-
	Min. y Máx.	116	157 - 201	172 - 223	187 - 221	-	-
	N	1	31	117	14	-	-
Carpa*	Talla media	-	392	430,75	438,75	435	436,5
	Min. y Máx.	-	392	378 - 458	386 - 489	417 - 450	379 - 494
	N	-	1	8	12	3	2
Sabalito	Talla media	-	197	-	-	237	-
	Min. y Máx.	-	197	-	-	237	-
	N	-	1	-	-	1	-
Bagre*	Talla media	-	-	-	420	-	-
	Min. y Máx.	-	-	-	420	-	-
	N	-	-	-	1	-	-



**Figura 5.** Distribución de las tallas por especie en la laguna Del Monte.



## DISCUSIÓN

De las seis especies capturadas durante el presente estudio, sólo carpa no había sido citada por López *et al.* (1994) y Colautti *et al.* (2000) para la laguna Del Monte, aunque sí, fue citada por López *et al.* (1994) y Quirós (2003) para las lagunas Alsina y Cochicó.

Los parámetros ambientales registrados como temperatura, conductividad y transparencia presentaron valores muy semejantes en los tres lugares de muestreo (Tabla 1). Entre ellos, los sitios I y III fueron los más parecidos en todas las variables fisicoquímicas registradas, mientras que en el sitio II el agua presentó una mayor conductividad eléctrica y una menor transparencia con un color más amarronado o pardo que el observado en los otros dos sitios.

La diversidad específica en los tres lugares muestreados fue similar, con prácticamente las mismas especies capturadas en todos los sitios (Tabla 2).

Al comparar los resultados obtenidos en el presente con los estudios realizados por otros autores se evidencia una gran alteración de la estructura de la comunidad íctica de la laguna Del Monte. Esta alteración se ha manifestado en la significativa disminución del pejerrey dado que en el presente estudio la abundancia de esta especie representó el 14%, sobre un total de 647 ejemplares, mientras que los resultados de Colautti *et al.* (2000) indican que representó el 98% sobre un total de 4782 individuos. Otro importante cambio observado fue el ingreso de la carpa y el incremento en la abundancia en número y peso de mojarra y dientudo.

Cambios en la estructura de las comunidades de las lagunas pampeanas, han sido reportados con anterioridad, principalmente como consecuencia de alteraciones en el estado trófico. Se han descripto diferencias entre lagunas «claras» y «turbias» en

la estructura del fitoplancton (Izaguirre & Vinocur, 1994) y en comunidades de peces, donde se ha observado una tendencia al reemplazo de pejerrey por otras especies como dientudo, carpa y bagarito, según lo mencionado por Quirós *et al.* (2002) quienes realizaron los muestreos con frecuencia mensual durante los años 1998-2000 y por Freyre (2003) quien comparó muestreos puntuales desarrollados en los años 1966 y 1984 en la laguna Chascomús y en 1966, 1986, 1988, 1990, 1992 y 1993 en la laguna de Monte.

La disminución de la abundancia relativa de pejerrey en la laguna Del Monte, se relaciona principalmente con una marcada reducción en el número de individuos con tallas mayores a 19 cm de Lt. Quirós (2003), obtuvo capturas de pejerrey con tallas similares en las lagunas Alsina y Cochicó, donde la mayoría de los individuos fueron menores a 16 y 23 cm de longitud estándar respectivamente.

Uno de los factores más importantes que determinarían esta situación son los sucesos de mortandad masiva que sufre esta especie, que se reiteran año tras año en verano, y que afectan tanto a individuos juveniles como adultos. Las causas de estas mortandades han sido atribuidas a la disminución del oxígeno disuelto (Saad, 2000), pero no se han realizado estudios detallados al respecto. Es probable que la disminución de oxígeno se deba a factores meteorológicos como días sin vientos y con temperaturas elevadas y/o a la ocurrencia de floraciones algales, especialmente de cianobacterias, las cuales han sido responsables de numerosos eventos de mortandades masivas de pejerrey, en diversos ambientes de agua dulce de la provincia de Buenos Aires (Ringuelet *et al.*, 1955; Colautti *et al.*, 1998; Grosman *et al.*, 1999 y 2000 y Grosman & Sanzano, 2002).

Otros autores, como Grosman *et al.* (2000) y Mancini & Grosman (2000), consideran que la presión de la pesca

deportiva es el causal directo de la existencia de poblaciones numerosas de pejerrey pero de reducida talla final, sobre todo en cuerpos de agua periurbanos como es el caso de la laguna Del Monte. La mayoría de los estudios sobre biología pesquera no contemplan las capturas producidas por la pesca deportiva, pese a que en determinados ambientes pampásicos es reguladora de la densidad poblacional de pejerrey (Freyre & Sendra, 1993). La pesca deportiva provoca una cosecha de peces constante y direccionada hacia el pejerrey, favoreciendo de este modo a las demás especies de la comunidad (Grosman, 2000 y Mancini & Grosman, 2000).

El reciente ingreso de la carpa es un factor adicional, que podría estar causando disturbios en las lagunas del sistema de las Encadenadas del Oeste y afectando a los demás organismos (López *et al.*, 1994). Si se considera el amplio espectro trófico, la alta fecundidad y la importante masa corporal que se menciona para esta especie (Alikunhi, 1966; Sarig, 1966; Ringuelet *et al.*, 1967b; Colautti, 2000 y López Cazorla & Pizarro, 2000), es lógico pensar que podría estar desplazando a otras especies o solapando sus nichos tróficos y sitios de reproducción.

Si bien hacen falta estudios que ratifiquen y profundicen la participación de la carpa en los cambios actuales de los ecosistemas lagunares pampásicos, al respecto Colautti (2000) afirma que la presencia de la carpa causaría deficiencias en el funcionamiento del ecosistema, disminuiría la diversidad, modificaría las condiciones de vida y las abundancias relativas de peces convivientes y, por otra parte, Sidorkewicj *et al.* (1996 y 1998) y Fernández *et al.* (1998), concluyeron que en canales de riego de baja profundidad la carpa incrementa la turbidez del agua y reduce el crecimiento de macrófitas acuáticas, alterando así el flujo de energía entre los componentes del ecosistema.

En definitiva, la disminución del

recurso pejerrey en la laguna Del Monte, parece estar explicada por la suma de varios factores, como mortandades masivas naturales, presión de pesca tanto deportiva como furtiva y el reciente ingreso de la carpa al cuerpo de agua.

La gran abundancia de mojarra en toda la laguna, contrasta con la ausencia o escasa mención de esta especie en trabajos anteriores de López *et al.* (1994) y Colautti *et al.* (2000) realizados en los meses de septiembre-octubre y enero respectivamente, lo que hace suponer que dichas capturas fueron muy bajas o que la presencia de esta mojarra en el cuerpo de agua no sería permanente y podría migrar hacia los ambientes lóticos del sistema. Al respecto, en verano es posible apreciar gran cantidad de individuos de esta especie remontando las cascadas del arroyo Guaminí, afluente de la laguna Del Monte (Schwerdt, *obs. pers.*). Fenómenos de migraciones han sido mencionados para *Astyanax eigenmanniorum* y especies relacionadas en varios trabajos, como Barlá *et al.* (1988) quienes observaron la ausencia de esta mojarra desde febrero a septiembre en el lago San Roque (Argentina) y Jamett *et al.* (1996) quienes en un estudio sobre *Astyanax fasciatus* en el embalse Arenal (Costa Rica), describieron un comportamiento migratorio similar que se inicia en octubre y dura aproximadamente cuatro meses.

La estructura de tallas del dientado presentó dos picos bien diferenciados, pudiendo atribuirse este resultado a la captura de dos cohortes distintas que podrían corresponder a dos edades o bien a que estos picos hayan sido provocados artificialmente, ya que cada uno fue el resultado de la captura efectuada por las redes de 21 y 27 mm respectivamente. Esto podrá ser develado a través de la incorporación de una red, con tamaño de malla intermedio a los mencionados y con la realización de estudios que permitan determinar la edad de los individuos de esta

especie.

En la carpa no se observó relación entre la talla y el tamaño de malla de las redes empleadas debido a que todos los individuos quedaron retenidos por enganche de sus aletas o embolse, respondiendo de este modo, más a un factor de azar o de probabilidad de encuentro de los individuos con las redes, que al tamaño de malla utilizado (Tabla 3). De acuerdo a la relación longitud-edad calculada por López Cazorla & Pizarro (2000) el rango de tallas capturado en el presente estudio (Figura 5) correspondería a ejemplares adultos, mayores a dos años de edad, y en condiciones de reproducirse durante los meses de noviembre y diciembre siguientes a este estudio.

El peso presentado por la mayoría de las carpas estuvo en el rango de 0,7 a 1,45 Kg. Esta situación es similar a la encontrada en laguna Alsina por Quirós (2003), quien obtuvo un rango de 0,9 a 1,3 Kg y difiere de la situación descrita por el mismo autor para laguna Cochicó, donde observó un marcado dominio de ejemplares mayores a 3,2 Kg.

La progresiva colonización de las lagunas de la cuenca por parte de la carpa era predecible (Quirós, 2003) y los resultados obtenidos en el presente estudio confirman este suceso. Pese a la extrema adaptabilidad que presenta esta especie a los diversos ambientes acuáticos, Quirós (2003) menciona un probable problema de reclutamiento de individuos juveniles en la laguna Cochicó y los resultados del presente trabajo evidencian en la laguna Del Monte, una clara marginalidad de la carpa hacia los sectores lagunares influenciados por la desembocadura de los arroyos Guaminí y Malleo-Leufú.

Las proporciones de sexos halladas permitieron diferenciar al menos tres estrategias reproductivas diferentes. La primera caracterizada por el dominio de machos, fue presentada por la mojarra y de acuerdo a Calvo *et al.* (1977) y Grosman *et al.* (2001) aumen-

taría la probabilidad de éxito reproductivo al permitir la emisión continua de semen para fecundar cada ovocito liberado. En la segunda estrategia, la proporción de sexos es aproximadamente 1:1, esta situación de equilibrio entre los sexos se encontró en dientudo y podría significar una forma de mantener la población o de expansión de la misma, dado que la superioridad de machos para fecundar cada desove, estaría asegurada por la capacidad de emitir esperma durante un período prolongado (Calvo & Dadone, 1972 y Calvo *et al.*, 1977). La tercer situación reproductiva en la que dominan las hembras fue encontrada en carpa (3,17:1) y pejerrey (1,72:1) y limitaría la probabilidad de éxito reproductivo de estas especies, al disminuir la cantidad de ovocitos fecundados.

Una alternativa posible, para explicar la dominancia de hembras encontrada en pejerrey, es que durante la época no reproductiva o entre los picos de desoves sucesivos, ambos sexos ocupen diferencialmente los distintos ambientes de la laguna. Una situación que avala esta hipótesis, fue descrita por Grosman & Sanzano (2003) para la laguna Del Estado, en la cual el 71,2% de los individuos enmallados fueron hembras, mientras que el 92,8% de los ejemplares capturados en la costa con redes de arrastre fueron machos, lo que explicaba una distribución diferencial de los sexos en el ambiente, durante la época previa al desove.

## AGRADECIMIENTOS

El presente estudio fue posible gracias al apoyo de la Universidad Nacional del Sur y la Municipalidad de Guaminí. Los autores agradecen también a Ricardo Zallocco por el préstamo del bote y a Fernando Schwerdt por su asistencia en las tareas de muestreo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alikunhi, K.** 1966. Synopsis of biological data on common carp (Linnaeus), 1758 (Asia and the Far East). FAO Fish. Sinopsis 31 (1).
- Barlá, M.; L. Freyre; L. Giraud; M. Gutiérrez & E. Sendra.** 1988. Age and growth of *Astyanax eigenmanniorum* (Cope) (Pisces, Characiformes) from San Roque lake, Argentina. Studies on Neotropical Fauna and Environment 23: 177-188.
- Calvo, J. & L. Dadone.** 1972. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*). I Escala y tabla de madurez. Revista Museo de La Plata (n.s.), Zool. 9: 153-163.
- Calvo, J.; E. Morriconi & J. Zavala Suarez.** 1977. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*). II Proporción de sexos y desplazamientos reproductivos. Physis B, 36 (92): 135-139.
- Colautti, D.** 2000. La carpa y el pejerrey ¿enemigos? En: Grosman, F. (ed.): Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Ed. Astyanax. 91-98p.
- Colautti, D.; G. Berasain & M. Remes Lenicov.** 2000. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos en laguna Del Monte, Partido de Guaminí. Informe técnico. Subsec. de Act. Pesq., Provincia de Buenos Aires, 19p.
- Colautti, D.; M. Remes Lenicov; N. Gómez & C. Claps.** 1998. Mortandad de peces en el arroyo San Miguel (Partido de Pila, provincia de Buenos Aires). Gayana Zool. 62 (2): 191-197.
- Fernández, O.; K. Murphy; A. Lopez Cazorla; M. Sabbatini; M. Lazzari; J. Domaniewski & J. Irigoyen.** 1998. Interrelationships of fish and channel environmental condition with aquatic macrophytes in an Argentine irrigation system. Hydrobiología 380: 15-25.
- Freyre, L.** 2003. Variaciones supra-anales de la ictiofauna de lagunas bonaerenses. Biología acuática 20: 63-67.
- Freyre, L. & E. Sendra.** 1993. Relevamiento pesquero de la laguna Blanca Grande. Aquatec 1: 1-9.
- González Uriarte, M.** 1998. Descripción regional. En: González Uriarte, M. y G. Orioli (eds.). Carta Geoambiental del Partido de Guaminí (Provincia de Buenos Aires). Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. 27-54p.
- Grosman, F.** 2000. Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. En: Grosman, F. (ed.). Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Ed. Astyanax. 190-210p.
- Grosman, F.; E. Antivero; P. Sanzano y D. Agüeria.** 1999. Ictiología de un ambiente pampásico afectado por una mortandad de peces. Archivos de la Universidad de La Plata 1(1): 15-25.
- Grosman, F.; G. González; D. Agüeria & P. Sanzano.** 2000. Ictiología del «Lago Municipal de Colón» (Argentina), como un ejemplo de dinámica ambiental. AquaTIC (Universidad de Zaragoza) 10. www.revistaaquatic.com
- Grosman, F. & P. Sanzano.** 2002. Mortandades de pejerrey *Odontesthes bonariensis* originadas por floraciones de cianobacterias en dos ambientes de Argentina. AquaTIC (Universidad de Zaragoza) 17. www.revistaaquatic.com
- Grosman, F. & P. Sanzano.** 2003. ¿El pejerrey puede causar cambios estructurales en un ecosistema? Biología acuática 20: 37-44.
- Grosman, F.; P. Sanzano; D. Agüeria; G. González & S. Sergueña.** 2001. Ecología reproductiva, edad, crecimiento, condición y alimentación del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en un ambiente del SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina. AquaTIC (Universidad de Zaragoza) 12. www.revistaaquatic.com
- Jzaguirre, I. & A. Vinocur.** 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. Hydrobiología 277: 49-62.
- IATASA,** 1994. Estudio de sistematización de la cuenca del río Salado. 1° Etapa: Plan Director de la cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste y cuenca superior del arroyo Vallimanca. Informe General Vol. II, Tomos I a IV. Ministerio de Obras y Servicios Públicos de la Provincia de Buenos Aires. La Plata.
- Jamett, M.; J. Cabrera Peña y W. Alvarado Bogantes.** 1996. Crecimiento y maduración sexual de *Astyanax fasciatus* (Pisces: Characidae) en el embalse Arenal, Guamacaste, Costa Rica. Organización para Estudios Tropicales, Costa Rica. www.ots.duke.edu
- López, H. L.** 2001. Estudio y uso sustentable de la biota austral: Ictiofauna continental argentina. Revista Cubana de Investigación Pesquera: (supl. esp. vers. Elect.): 40p.
- López, H.; A. Miquelarena y R. Menni.** 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina Serie Técnica y Didáctica N° 5. ProBiota, La Plata. 85p.

- López, H.; O. Padin & J. Iwaszkiw.** 1994. Biología pesquera de las lagunas encadenadas del sudoeste, provincia de Buenos Aires. En: Estudio de sistematización de la cuenca del río Salado. 1° Etapa: Plan Director de la cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste y cuenca superior del arroyo Vallimanca. Anexo IV.3: 64p. Ministerio de Obras y Servicios Públicos de la Provincia de Buenos Aires. La Plata.
- Lopez Cazorla, A. & G. Pizarro.** 2000. Age and growth of the common carp *Cyprinus carpio* (L.) in the irrigation system of the Colorado River Valley, Buenos Aires Province, Argentina. *Natura Neotropicalis* 31 (1 y 2): 61-71.
- Mancini, M. & F. Grosman.** 2000. Efecto de la pesca deportiva sobre una población de pejerrey *Odontesthes bonariensis*. En: Grosman, F. (ed). Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Ed. Astyanax: 111-116p.
- Margalef, R.** 1977. Ecología. Ed. Omega S.A. 1951p.
- Paoloni, J.; M. Sequeira; C. Fiorentino; M. Puricelli & R. Vázquez.** 1998. Recursos hídricos. En: González Uriarte, M. y G. Orioli (eds). Carta Geoambiental del Partido de Guaminí (Provincia de Buenos Aires). Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. 121-160p.
- Peinemann, N.; P. Zalba & M. Villamil.** 1997. Procesos de salinización en Guaminí. Dpto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 80p.
- Quirós, R.** 2003. Rendimiento pesquero potencial de carpa de las lagunas de Alsina y Cochicó. Informe Final. Depto. Prod. Animal, Fac. Agr. UBA. 23p.
- Quirós, R.; A. Rennella; M. Boveri; J. Rosso & A. Sosnovsky.** 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.
- Ringuelet, R.** 1968. Tipología de las lagunas de la provincia de Buenos Aires. La limnología regional y los tipos lagunares. *Physis* 28(76): 65-76.
- Ringuelet, R.** 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2(3): 1-122.
- Ringuelet, R.** 1981. El ecotono faunístico subtropical pampásico y sus cambios históricos. En: Symposia, VI Jorn. Arg. Zool., La Plata: 75-80.
- Ringuelet, R.; S. Oliver; S. Guarrera & R. Aramburu.** 1955. Observaciones sobre antopláncton y mortandad de peces en laguna del Monte (Buenos Aires, Argentina). *Fac. Cs. Nat. y Museo. Notas del Museo XVIII. Zool.*, 159: 71-80.
- Ringuelet, R.; A. Salibian; E. Claverie & S. Ilhero.** 1967a. Limnología química de las lagunas pampásicas de la provincia de Buenos Aires. *Physis* 27(4): 201-221.
- Ringuelet, R.; R. Aramburu & A. Alonso de Aramburu.** 1967b. Los peces argentinos de agua dulce. CIC, Provincia de Buenos Aires. 602p.
- Saad, D.** 2000. Informe: Mortandad de pejerrey en Lago Del Monte. Subsec. Producción, Area Piscicultura. Municipalidad de Guaminí:1p.
- Sarig, S.** 1966. Synopsis of biological data on common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus), 1758 (Near East and Europe). *FAO Fish. Synopsis* 31 (2).
- Sidorkewicj, N.; A. Lopez Cazorla & O. Fernández.** 1996. The interaction between *Cyprinus carpio* L. and *Potamogeton pectinatus* L. under aquarium conditions. *Hydrobiologia* 340: 271-275.
- Sidorkewicj, N.; A. Lopez Cazorla; K. Murphy; M. Sabbatini; O. Fernández & J. Domaniewski.** 1998. Interaction of common carp with aquatic weeds in Argentine drainage channels. *J. Aquat. Plant Manage* 36: 5-10.
- Zar, J.** 1999. Biostatistical analysis. 4<sup>th</sup>. ed.. Prentice Hall. 663p.



# LA TEORÍA DE FLORENTINO AMEGHINO Y EL PLAN MAESTRO INTEGRAL CUENCA DEL RÍO SALADO EN EL TRAMO DE LA DESEMBOCADURA EN LA BAHÍA DE SAMBOROMBÓN. PROPUESTA DE CONSTRUCCIÓN DE UN DIQUE DE RETENCIÓN

V. CONZONNO\* ; P. MIRETZKY\*\* & A. FERNÁNDEZ CIRELLI\*\*

*\*Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA).*

*Museo de Ciencias Naturales. Paseo del Bosque s/n. (1900) La Plata. conzonno@yahoo.com*

*\*\* Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA). Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA. Chorroarín 280. (1427) Buenos Aires. afcirelli@fvvet.uba.ar*

## ABSTRACT

The Theory of Florentino Ameghino and the Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado at the mouth in the Samborombón Bay. A retention dam building proposal. Florentino Ameghino established that the Buenos Aires Province needs retention structures and not drainage ones in order to prevent drought and flood events. In the lower Salado River drainage basin, Channel Aliviador and Channel 15, that reach the Samborombón Bay, were built with the purpose of control water excess during flooded periods. But Channel 15 was made wider and deeper during 1997, then almost all the water coming from the river goes directly to the Samborombón Bay and this causes a lesser supply of freshwater, that promotes a change in the ecological and socioeconomic conditions in that region. As a consequence, the government taking into account the results of the project Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (PMI), decided to build threshold bottom dams in the two channels. On the other way, near the mouth of Samborombón Bay, it is located the rock shell littoral chain, which generates an aquifer of a low salinity water. At present, hydrochemical studies indicate that the absence of the river makes the water of the aquifer goes to the bed of the river, which reaches the bay in the moment of low tide and, on the contrary, during high tide a mix with high salinity water coming from the bay takes place. In both cases a loss of freshwater occurs. So in order to minimize this effect, the construction of a retention dam was suggested in a previous work. Since, once the dams of the PMI will be concluded, still a probability of a lack of water may persist in case of drought event as well as for the intensive use of water in the rest of the drainage basin, then the aim of the present work is to maintain the proposal of the construction of the retention dam to assure a source of freshwater in the region and to preserve the rock shell littoral chain aquifer.

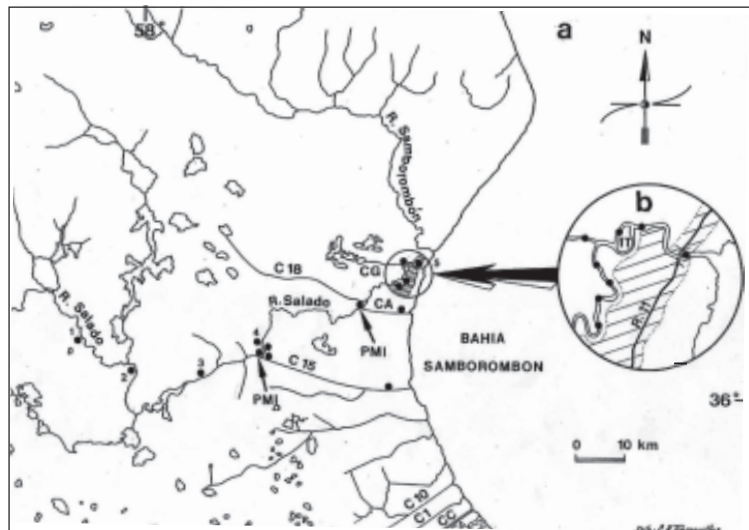
**Key words:** Salado River, lower drainage basin, retention structures, drainage structures, Buenos Aires.

## INTRODUCCIÓN

La Teoría de Florentino Ameghino (1884) que fuera posteriormente comprobada (El plan «Florentino Ameghino», 1974) pone en evidencia que la Provincia de Buenos Aires necesita obras de retención y no de desagüe. Ameghino sostuvo la necesidad de

cubrir la llanura bonaerense de represas, estanques y lagunas artificiales combinadas con canales y plantaciones de arboledas que eviten los períodos de seca e inundaciones extremas.

En este estudio se consideró la cuenca inferior del Río Salado, donde se encuentran emplazados el Canal



**Figura 1:** **a.** Cuenca baja del río Salado. Se indican los puntos de colecta y con flechas se señalan las obras actualmente en ejecución en el Canal 15 (C 15) y en el Canal Aliviador (C A) proyectadas de acuerdo al Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (PMI), C G.: Canal Giribone; **b.** Desembocadura del Río Salado en la Bahía de Samborombón. Se indican los puntos de muestreo, IT: Isla del Toro, R: ruta. La zona rayada en a y b representa el cordón de conchillas litoral.

Aliviador y el Canal 15 (Figura 1) construidos con el objetivo de controlar los excesos de agua.

El Canal 15, que fue ensanchado y profundizado en 1997, descarga en forma continua, prácticamente la totalidad de las aguas del río en la Bahía de Samborombón. Como consecuencia, a partir de ahí el río pierde su identidad lítica. La carencia de agua en el cauce natural no sólo produjo cambios ecológicos sino también perjuicios socioeconómicos en la región (Conzonno y col., 2001). Esta situación fue contemplada en los estudios correspondientes al Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (1999), que indicaron la necesidad de construir tanto en el Canal 15 como en el Canal Aliviador diques de umbral de fondo, de manera de lograr que sólo los excesos descarguen directamente en la bahía. Estos diques están actualmente en construcción.

Previo a la desembocadura del Salado, existe el cordón de conchillas litoral, cuya composición mineralógica

y granulometría gruesa facilitan la infiltración de agua de lluvia generando un acuífero de aguas de baja salinidad. Actualmente, estudios hidroquímicos demostraron que, en ausencia del río, el acuífero descarga hacia el cauce en momentos de marea baja y esta agua alcanza la bahía. Durante la marea alta, el agua de la bahía de alta salinidad ingresa produciendo agua salobre.

En ambos casos se produce la pérdida de agua dulce proveniente del acuífero. Para minimizarla, Conzonno y col. (2001 y 2002) sugirieron la construcción de un dique de retención en la zona del cordón de conchillas litoral (Figura 3). El objetivo del presente trabajo es sostener la propuesta de construcción del dique de retención para asegurar la fuente de agua dulce para la región y preservar el acuífero del cordón de conchillas litoral, sobre la base de la Teoría de Florentino Ameghino, para una mejor regulación del agua ante situaciones de uso intensivo en épocas de secas pronunciadas.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Para el desarrollo de este trabajo se han utilizado los resultados de dos fuentes:

- Conzonno y col. (2001), colecta extensiva realizada a lo largo de la cuenca baja del Río Salado, en puntos de colecta que se indican en la Figura 1a.
- de Conzonno y col. (2002), se dispone una colecta densa de datos en la desembocadura del Río Salado en la Bahía de Samborombón (Figura 1b).

Se utilizaron también, datos de las obras actualmente en ejecución en el Canal 15 y en el Canal Aliviador proporcionados por el Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (1999).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los primeros resultados obtenidos acerca de la salinidad en la colecta extensiva identificados como muestras 1, 2, 3, 4 y 5 de la Figura 1a, indicaron una aparente anomalía. Así, en los puntos 1, 2 y 3 la salinidad fue 1,5; 1,9 y 1,8 g/l respectivamente, mientras que en el punto 4 fue de 10,8 g/l y en el 5 de 5,3 g/l. Cabe destacar que la salinidad de las aguas de la Bahía de Samborombón, donde el Río de la Plata tiene características de ambiente fluviomarítimo, es de 10-25 g/l (Urien, 1972). Las colectas realizadas tanto en los mismos puntos como en otros señalados en la Figura 1a, indican lo siguiente:

**I.** El Canal 15, ensanchado y profundizado en 1997, descarga en forma continua prácticamente la totalidad de las aguas del río en la Bahía de Samborombón, o sea poca agua es derivada por el cauce natural. La disminución significativa del caudal determina el cambio de ambiente lótico a léntico, donde la intensa evaporación en vera-

no, conduce no sólo a los valores elevados de salinidad encontrados, sino también a la desecación de ciertos tramos del río.

**II.** La baja salinidad de las aguas encontradas en la desembocadura (5,3 g/l) en relación a las aguas de la Bahía de Samborombón (10-25 g/l), se debe al aporte que realiza el acuífero existente en el cordón de conchillas litoral.

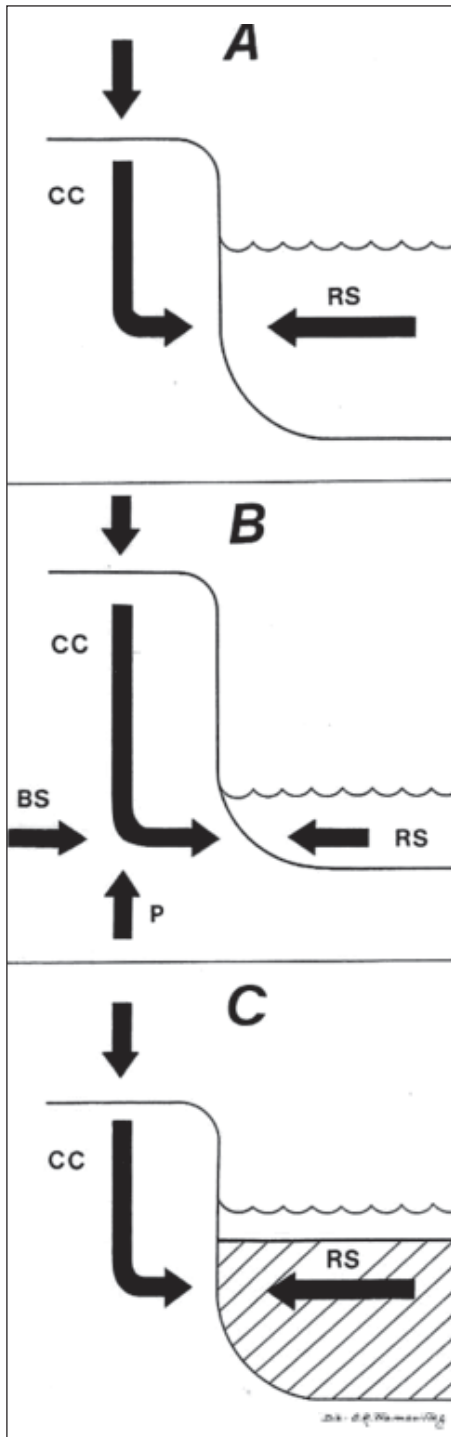
**III.** Las mareas en la desembocadura influyen de tal forma que, en momentos de marea baja, las aguas provenientes del acuífero determinan la baja salinidad registrada, por el contrario en momentos de marea alta, las aguas de la bahía invaden produciendo mezcla y la salinidad resultante es mayor de 10 g/l.

Con el objeto de confrontar los estudios en la zona de la desembocadura, se efectuó una colecta intensiva y los resultados ratificaron la presencia de aguas de baja salinidad (menor de 3 g/l) en la zona del cordón de conchillas litoral (Figura 1b). La razón de este hecho se encuentra esquematizada en la Figura 2.

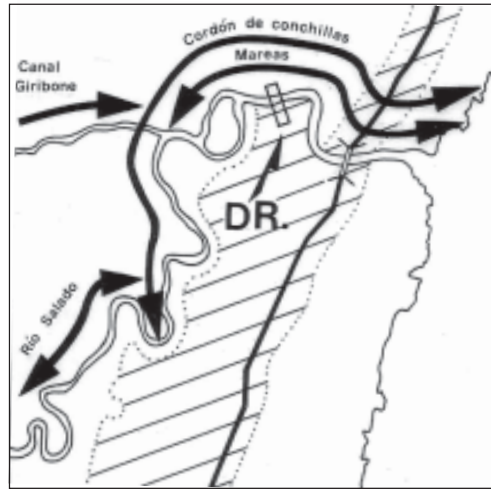
Antes del ensanche y profundización del Canal 15, el acuífero se recargaba con agua de lluvia y la descarga hacia el cauce del río se encontraba contenida por la altura de las aguas del río (Figura 2a).

Actualmente, debido a la disminución de la altura del río y, consecuentemente del caudal, el agua del acuífero llega más fácilmente al cauce (Figura 2b). Una vez en el mismo, en marea baja, alcanza la desembocadura llegando finalmente a la Bahía de Samborombón perdiéndose en consecuencia agua dulce. De persistir esta situación, en épocas de sequía pronunciadas, existe la posibilidad de incorporación de aguas salobres de sedimentos postpampeanos (P) y de aguas de la Bahía de Samborombón (BS) también salobres, como se observa en el esquema de la Figura 2 b.

En la Figura 3, se ilustran los



**Figura 2:** a. Esquema mostrando la recarga del acuífero del cordón de conchillas (CC) y su relación con el Río Salado (RS) en momentos de influencia mínima del Canal 15; b. Idem a pero con la influencia del Canal 15, P: Formación Postpampeana y BS: Bahía de Samborombón; c. Esquema mostrando la situación una vez construido el dique de retención.



**Figura 3.** Movimientos de agua. Se indica mediante una flecha un punto posible para la construcción del dique de retención (DR).

movimientos de agua existentes en la zona inferidos a través de los datos de salinidad obtenidos en los puntos señalados en la Figura 1b. Se incluye el aporte del Canal Giribone, que transporta agua dulce (menor de 2,2 g/l) proveniente de la laguna Viedma (cercana al Río Salado), laguna Martín García y laguna San Luis.

Por lo tanto, los distintos tipos de agua involucrados son: las aguas de la Bahía de Samborombón de elevada salinidad que entran y salen como consecuencia de las mareas y las aguas dulces que provienen del cordón de conchillas litoral, del Río Salado y del Canal Giribone.

Para evitar la pérdida de agua dulce por influencia de las mareas, se propuso la construcción de un dique de retención (DR) en el sitio señalado en la Figura 3. Este dique, de acuerdo a la Figura 2c, permitiría mantener la altura del río en una forma similar a la de la Figura 2a, favoreciendo la preservación del acuífero del cordón de conchillas litoral.

Como resultado de los estudios correspondientes al Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, se decidió la construcción de diques de

umbral de fondo en el Canal 15 y en el Canal Aliviador en los puntos señalados con flechas en la Figura 1a.

Mediante estas obras se logrará que sólo los excesos de agua descarguen directamente en la bahía. Si bien la realización de estas obras constituye un acierto, en definitiva no dejan de ser obras de desagüe. De manera que no se descarta que, en épocas de sequía, así como de uso intensivo de agua en el resto de la cuenca, donde se desarrollan intensas actividades tanto rural como industrial y urbana, se podría llegar a una situación de carencia de agua como la actual. La construcción del dique de retención permitirá, por un lado asegurar la fuente de agua dulce para la región manteniendo además el hábitat para los organismos dulceacuícolas y, por otro, preservar el acuífero del cordón de conchillas litoral.

## CONCLUSIONES

– Los resultados actuales permiten, en base a la Teoría de Florentino Ameghino, sostener la propuesta de construcción del dique de retención. A esta propuesta se llegó mediante estudios químicos, lo cual impone la realización de estudios ecológicos para evaluar el grado de impacto ambiental de la construcción de esta obra y de estudios hidrogeológicos tendientes a conocer el acuífero del cordón de conchillas y que sirvan para el diseño hidráulico de la obra.

– El dique de retención servirá de complemento a las obras actualmente en realización en el Canal 15 y en el Canal Aliviador de acuerdo al Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado.

– La construcción del dique de retención permitirá preservar el acuífero del cordón de conchillas litoral. El dique tendrá por finalidad

retener el agua que descarga el acuífero del cordón de conchillas litoral, al igual que el agua proveniente del Canal Giribone para su utilización racional como fuente de agua dulce, tanto en épocas de sequía como de disminución de aporte de agua como consecuencia del uso intensivo en el resto de la cuenca.

## AGRADECIMIENTOS

Al Sr. Carlos Tremouilles por la realización de los mapas y figuras, a la Universidad de Buenos Aires (UBA) y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por el financiamiento de este trabajo.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ameghino, F.** 1884. (Reimpresión 1969). Las secas y las inundaciones en la Provincia de Buenos Aires. Obras de retención y no obras de desagüe. Pub. Ministerio de Asuntos Agrarios, Provincia de Buenos Aires, 66p.
- Conzonno, V.; P. Miretzky & A. Fernández Cirelli.** 2001. The impact of man-made hydrology on the lower stream bed of the Salado River drainage basin (Argentina). *Environmental Geology* 40: 968-972.
- Conzonno, V.; P. Miretzky & A. Fernández Cirelli.** 2002. Estudio y planteo de solución para una región carente de agua en la Cuenca Baja del Río Salado (Buenos Aires). *Natura Neotropicalis* 33 (1-2): 71-79.
- El plan «Florentino Ameghino».** 1974. *Ciencia e Investigación* 30: 313-326.
- Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado.** 1999. Unidad Ejecutora Provincial. Ministerio de Economía de la Provincia de Buenos Aires.
- Urien, C.** 1972. Río de la Plata Estuary Environments. *Geol. Soc. Am. Mem.*, 133: 213-234.



# ESTADO, CONFLICTOS Y PRONÓSTICO DEL COMPLEJO DE HUMEDALES COSTEROS DE PUNTA MOGOTES, MAR DEL PLATA, BUENOS AIRES, ARGENTINA

S. G. DE MARCO<sup>1</sup>, J. C. MALLO<sup>1,2</sup>, A. LÓPEZ DE ARMENTIA<sup>1</sup>  
& J. L. DEL RÍO<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Geología Ambiental, FCEyN, Universidad Nacional de Mar del Plata  
Funes 3350, 1er Piso, 7600, Mar del Plata, Argentina

<sup>2</sup> Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC)  
demarco@mdp.edu.ar; jcmallo@mdp.edu.ar; adlopez@mdp.edu.ar; jldr@mdp.edu.ar

## ABSTRACT

A wetland and lagoon complex is located southwards Mar del Plata city (38° 02' 40" S and 57° 32' 00" O, Buenos Aires, Argentina). The study area limits Northwards with oil storages for harbor purposes and with fish processing plants, Northwestwards with a palaeocliff developed during Holocene marine entry, on palaeo and cainozoic grounds. Southeastwards, with the Punta Cantera outpoint. Its northern borderline corresponds to the Natural Reserve from the Mar del Plata harbor. These are freshwater lagoons although their proximity to the sea. The main environmental problem within these wetlands and lagoons are due to human pressure (tourism, municipal, domestic and industrial sewage dumping, storage of illegal solid residues). This is accompanied by the lack of environmental planning. Moreover, information from this complex ecosystem is scarce, punctual and unpublished in the scientific literature. The present work includes the compilation and review of available flori-faunistic and environmental information -unpublished within the scientific literature-, the analysis of these wetlands' historic evolution, and evaluates the physico-chemical condition of their waters. Within this framework, a planification and management project is proposed, which includes the study and monitoring of these wetlands, which also promotes both educational and transference activities, in order to reinforce their natural resources valorisation.

**Key words** wetlands, coastal lagoons, environmental degradation, biodiversity, environmental management.

## INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas con que se encuentran las ciudades contemporáneas es la falta de ambientes naturales para la recreación y esparcimiento de los habitantes y conservación del patrimonio paisajístico, pero fundamentalmente, como ámbitos de preservación de la biodiversidad (Rudd *et al.*, 2002; Turner *et al.*, 2004).

Por otra parte, la distribución de las poblaciones humanas se da princi-

palmente en las costas continentales, y sus actividades generan numerosos efectos, muchos de los cuales son negativos (Vásquez *et al.*, 1999; Cajaraville *et al.*, 2000). Uno de los principales problemas ambientales de las zonas litorales surge de la gran presión humana a la que se ven sometidas, situación que en general, va acompañada por la ausencia de planificación ambiental o de la falta de aplicación de dichos planes (Margerrum, 1995). Esto destaca aún más la importancia de los ambientes natu-

rales en las ciudades costeras (Pickett *et al.*, 1997).

El conjunto de lagunas y humedales pampásicos ubicados en la zona sur de la ciudad de Mar del Plata constituyen un espacio marginal, en una zona de múltiples actividades (industriales, comerciales, turísticas) que está siendo degradada por su misma incompatibilidad funcional respecto de dichas actividades. Este complejo tiene un alto valor múltiple (ambiental, paisajístico, ecológico, turístico) (Mitsch & Gosselink, 2000); sin embargo, este espacio absorbe las externalidades de la actividad portuaria y consecuentemente está sometido a una degradación constante.

El conocimiento de los atributos de esta área es escaso. No existe bibliografía científica que haya recolectado hasta ahora y de manera integral la información producida, que, por otra parte, resulta ser puntual o específica (Bellagamba & Del Prete, 2001; Koyuk *et al.*, 2001) y carente de sistematicidad.

Los objetivos del presente trabajo son: realizar un estudio sobre el estado actual de este complejo lagunar, recopilar y actualizar la información existente sobre estas lagunas pampásicas, ofrecer un panorama diagnóstico del área identificando sus conflictos de uso, y proponer un conjunto de ideas proyecto para poner en valor esta área de importancia natural y turístico-recreativa.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Ubicación geográfica del área de estudio*

La ciudad de Mar del Plata está ubicada sobre el litoral atlántico bonaerense a los 38° 02' 40" S y 57° 32' 00" O. Situado inmediatamente al sur del puerto de Mar del Plata se encuentra el complejo de lagunas y humedales del Puerto Mar del Plata y Punta Mogotes (Figura 1), las cuales se



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio. El óvalo muestra el complejo de lagunas costeras del Puerto y Complejo Balneario Punta Mogotes. La flecha indica la Reserva Natural del Puerto Mar del Plata. Los números 1, 2 y 3 señalan la ubicación de las estaciones de muestreo (modificado de Subsecretaría de Medio Ambiente, Municipalidad de General Pueyrredon, Reserva Natural del Puerto Mar del Plata).

ubican en forma paralela a la línea de costa. Esta zona es conocida con el nombre de balneario Punta Mogotes. El área de estudio limita al N con depósitos de combustible que son parte de la infraestructura de servicios portuarios y con plantas de procesamiento de pescado; al NO con un paleoacantilado desarrollado durante la ingresión holocena sobre terrenos cenozoicos y paleozoicos, sobre el cual se ha construido una avenida costanera. Por el SE se encuentra limitada con la saliente de Punta Cantera, y antiguamente el límite estaba marcado

por pequeñas dunas estabilizadas por vegetación. Esta última característica aún se conserva en forma relictual en la zona correspondiente a la Reserva Natural del Puerto Mar del Plata, que compone su límite E y NE.

Así, este complejo lagunar se diferencia en dos zonas:

La primera es el extremo N que constituye la Reserva Natural del Puerto Mar del Plata (RNPMdP). Esta porción tiene *status* de Reserva Natural desde el año 1990, y conserva actualmente características más relacionadas con la fisonomía original que las de Punta Mogotes, a pesar de haber sufrido un fuerte impacto por las actividades industriales y turísticas ya mencionadas. Esta zona limita hacia el O con la Avenida Martínez de Hoz, hacia el E por una distancia de 100 m con la línea intermareal, hacia el N con la ex planta de Gas del Estado, los depósitos de combustible del puerto y las fábricas industrializadoras de pescado, y hacia el S con el complejo turístico Punta Mogotes. De esta manera, esta zona resulta una reserva natural enmarcada en un contexto totalmente urbanizado. La RNPMdP es un predio que consta de unas 55 ha. aproximadamente.

La segunda zona, conocida como las «lagunas de Punta Mogotes», constituyen un conjunto de lagunas alargadas, conectadas entre sí y dispuestas en forma paralela a la costa. La recarga acuífera de estas lagunas se da tanto por aporte de aguas subterráneas (acuífero freático) como superficiales (aporte pluvial y escurrimiento) (Fasano *et al.*, 1982)

Para obtener la información concerniente a este trabajo, se utilizaron tres (3) estrategias simultáneas:

**1)** la recopilación y el análisis de información histórica, antecedentes florifaunísticos y ambientales (no publicados en el ámbito científico) para evaluar la evolución temporal e integral

del sistema;

**2)** la corroboración de la información florifaunística y ambiental preexistente y

**3)** el análisis fisicoquímico *in situ* de sus aguas.

En el primero de los casos, para recomponer la historia y evolución de este complejo lagunar, se accedió y se analizaron fotografías aéreas de distintos cortes históricos, provistas por la Base Aeronaval de Punta Indio (Armada Argentina).

Asimismo, para confirmar la información florifaunística se realizaron relevamientos expeditivos y observaciones directas de campo con una frecuencia mensual.

Para estudiar la condición fisicoquímica de las aguas de este sistema se realizaron campañas de muestreo con una frecuencia mensual desde abril de 2004. Se establecieron tres estaciones de muestreo: la estación 1 ubicada en el interior de la Reserva Natural, la estación 2 en la zona media del complejo de lagunas conectadas, y la estación 3 en la laguna ubicada en el extremo sur de este complejo (Figura 1). En estas campañas se registraron *in situ* los principales parámetros fisicoquímicos: pH, temperatura del agua, turbidez, oxígeno disuelto, conductividad y salinidad mediante una sonda multisensor HORIBA U-10.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Aspectos históricos

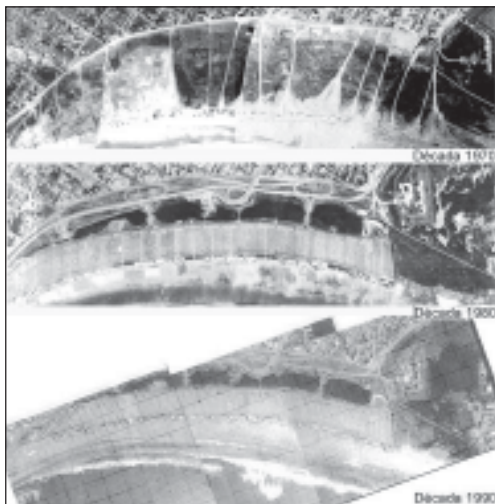
De la recopilación de información surge que la construcción del puerto de Mar del Plata (entre 1914 y 1917) inició las transformaciones de estos humedales de antigüedad incierta, con la construcción de sus escolleras y la redistribución de materiales sólidos, que entre otras cosas frenó la deriva litoral de sentido N de la corriente costera correspondiente al litoral marplatense (Brandhorst & Castello,

1971).

La construcción del camino del Faro en 1938 amplió los horizontes, no sólo en el sentido de navegación marítima sino también del tránsito vehicular costero que comenzó a aumentar por razones turísticas.

El turismo masivo que se inició durante la década de los 40s aumentó aún más el uso múltiple que se le dio a esta zona.

La construcción del Complejo de Punta Mogotes en la década de los 70s modificó de manera significativa la estructura y la dinámica de este ecosistema lagunar. De los registros históricos de que se disponen (Figura 2), la zona estaba inicialmente conformada por planicies inundables que comenzaron a recibir una mayor carga acuifera en parte debido al drenaje de las aguas de la zona barrial de Punta Mogotes. Fotos aéreas de la época muestran que las lagunas formadas se compartimentalizaron alrededor de las décadas de los 50s-60s por la creación de corredores o pasillos rústicos para el acceso del turista a estas playas. La construcción de este complejo a fines de los 70s impermeabilizó el entorno de este sistema con asfalto, pero también reconectó el sistema



**Figura 2.** Fotografías aéreas del área de estudio correspondientes a las décadas 70, 80 y 90.

lagunar (Figura 2). La zona comenzó a recibir descargas de residuos sólidos de distintas calidades (materia orgánica proveniente de las plantas de producción de harina de pescado, escombros y restos de actividades de construcción, residuos domésticos, pérdidas de combustibles derivados del petróleo), producto no sólo de la construcción del complejo sino también de la actividad industrial-portuaria que allí se desarrollaba y se sigue desarrollando (del Río, comunicación personal).

La carencia de valorización de esta área por parte de las diversas autoridades involucradas (portuarias, provinciales) se manifestó en la intención de rellenar este gran predio con desechos producidos por la actividad industrial del puerto. De hecho, esto actualmente se manifiesta mediante la presencia de lóbulos de acreción formado por escombros y residuos de distinto origen que dividen a la laguna en dos áreas poco conectadas.

Entre 1985 y 1986, y a partir del interés mostrado por grupos de vecinos y diversas ONGs que reconocieron la necesidad de conservar o preservar esta área, dada su importancia ambiental y paisajística y con el objetivo de preservar su flora y su fauna, se concretó la creación de la Fundación Reserva Natural Puerto Mar del Plata (FRNPMdP) (Bellagamba & Del Prete, 2001). Tal vez, la primera necesidad haya sido sanitaria ya que los residuos distribuidos por el área eran muy abundantes y la necesidad de limpiarla era imperiosa. Las gestiones de la FRNPMdP, junto con otras ONGs (Fundación Vida Silvestre capítulo Mar del Plata) que planteaban ante el poder político la necesidad de dotar al área un *status* de protección legal culminaron en la Declaración de Reserva Natural Municipal mediante Ordenanza 7927/ 90 (Bellagamba & Del Prete, 2001). De esta manera se concretó la transferencia del dominio público al municipal, favoreciendo así su genuina administración.

Por su parte, el análisis de la serie fotográfica permite reconocer que estas lagunas no existían, al menos como tales, sino como extensiones anegadizas tal como lo muestran fotografías aéreas de la década del 30 (no incluidas en este trabajo). En las fotografías correspondientes a la década de los 70s (Figura 2) se vislumbran canales de drenaje que culminarían en la formación de este complejo de humedales y lagunas que ya se manifiestan con claridad en la década de los 80s.

### **Geomorfología**

Esta zona deprimida fue descrita por Fasano *et al* (1982) y Ríos *et al.* (1992) y está ubicada en un sector de intenso fallamiento. Desde una perspectiva geológica-geomorfológica el área definida como Reserva se encuentra situada en la zona litoral constituida por unos pocos subambientes: Paleocantilado holoceno, lagunas costeras, planicies inundables, médanos costeros parcialmente vegetados y playas actuales (del Río, comunicación personal).

#### *Paleocantilado*

Si bien se halla alterado por las acciones antrópicas que transformaron la zona costera en virtud del desarrollo turístico e industrial de la zona, puede reconocerse aun una orientación aproximada NO-SE. Está labrado tanto en las ortocuarcitas eopaleozoicas de la transformación Balcarce, como en las sedimentitas y sedimentos limo-arenosos cenozoicos que las cubren en discordancia (Fasano *et al*, 1982; Ríos *et al.*, 1992).

#### *Lagunas costeras*

Las lagunas costeras se extienden desde punta Canteras al S, hasta la escollera Sur del Puerto Mar del Plata. Sólo su porción norte, como se ha indicado precedentemente, integra la Reserva. El agua de estas lagunas, a pesar de su cercanía con el mar, es dulce. Esto se debe a que es aportada

por el acuífero freático que presenta bajos contenidos salinos (Fasano *et al.*, 1982).

#### *Planicies de inundación*

Estas zonas de muy baja pendiente bordean el espejo de agua de la laguna que constituye la reserva. En las restantes lagunas del sistema este rasgo ha desaparecido por las modificaciones efectuadas por la construcción del Complejo Punta Mogotes. Pueden diferenciarse, especialmente en la costa NO, una porción inferior y una superior. La primera se encuentra lindando con el espejo de agua y es cubierta por las aguas bajo condiciones pluviales regulares, mientras que las segundas se encuentran en posiciones topográficas más elevadas y sólo pueden ser anegadas en condiciones excepcionales y por poco tiempo.

#### *Médanos*

Los médanos costeros no llegan a constituir una cadena importante y articulada y no desarrollan morfologías claras y definidas. Su mayor expresión sólo alcanza el aspecto de pequeñas dunas frontales (fore-dunes). Su localización espacial conforma una alineación de pobre articulación paralela a la línea de costa. Estas dunas están constituidas por arenas medianas y finas que se vinculan lateralmente con el ambiente de playa. Presentan cubiertas vegetales variables, desde ausencia de cubierta hasta una cobertura del 100%.

#### *Playas*

Las playas del sector han sido favorecidas por un proceso acrecional de origen antrópico, como resultado de la acumulación de las arenas transportadas por la deriva litoral por la pantalla de la escollera sur, presentan buena extensión y en general no desarrollan berma.

Además de estos subambientes, se han identificado zonas que manifiestan una clara alteración antrópica:



*Lineamientos de fijación de dunas.* Las fotografías aéreas del área de reserva del año 1977 (no incluidas en este trabajo) revelan la presencia de lineamientos, dentro y fuera del espejo de agua, que corresponden a intentos de fijación de médanos, en zonas de antigua topografía positiva y que en la actualidad se encuentran bajo las aguas o colonizadas por vegetación de zonas de inundación de las lagunas, lo que les otorga un aspecto de islas o espigas.

*Zona ferroviaria.* Esta zona se extiende en forma paralela al paleo-acantilado, vale decir a lo largo del borde oeste de la Reserva, y conecta el Centro Comercial del Puerto con el área cercana a los depósitos de combustibles (Figura 1). Estas viejas vías se encuentran desde luenga data desactivadas de todo uso.

*Zona de acreción y relleno.* Estas zonas ocupan una gran superficie de la actual Reserva, tal como puede observarse en las fotografías aéreas más recientes (Figura 2). Pueden ser divididas en dos sectores principales:

**a)** Zona del Complejo Punta Mogotes, está constituida por restos de materiales de construcción y remoción provenientes, muy probablemente, de los trabajos de construcción del complejo. Presenta en la actualidad un aspecto lobulado con abundante sedimentación eólica que le brinda un aspecto semejante al de los médanos vegetados que se encuentran en las cercanías.

**b)** Zona de acreción progradante del Puerto: esta zona linda con los asentamientos industriales de procesamiento de harina de pescado y lavado de cajones de los que, al menos en proyecto, fuera el Parque Industrial del Puerto. Esta acreción se sobreimpuso a los lineamientos de fijación de dunas de fines de la década del '70. Los materiales que la constituyen son: escom-

bro, hierro y cubiertas; restos de escamas y huesos de pescado, y en menor volumen residuos solubles (restos de salmueras) (del Río, comunicación personal).

*Zona de defensa.* Este es un pequeño sector de límites geométricos situado en la planicie de inundación, localizado inmediatamente al NE de la planta de gas. De acuerdo con la información obtenida contiene tres estructuras de hormigón, que se levantan unos 2 m sobre el nivel de la llanura circundante, y que fueron destinadas al emplazamiento de equipos de artillería de defensa anti-aérea.

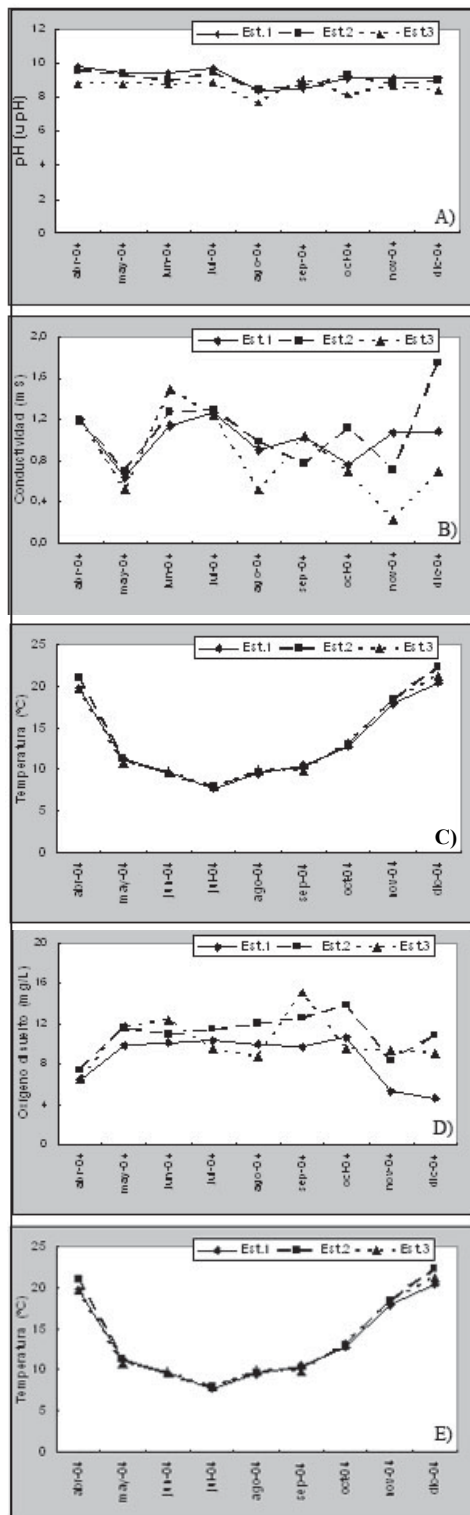
### **Características físico-químicas de las aguas**

Los datos de los parámetros físico-químicos medidos muestran que se trata, en términos generales, de un sistema estable y homogéneo.

Los valores de pH (7.7 - 9.8) (Figura 3. a) son estables, y muestran una variación sutil y sincrónica en las tres estaciones analizadas. Estos valores son propios de cuerpos de aguas dulces con baja circulación (Zinkl *et al.*, 2004).

Los valores de conductividad (0.23 - 1.75 mS/cm) (Figura 3.b) se corresponden con los característicos de cuerpos dulceacuícolas (Zinkl *et al.*, 2004), y muestran una variación relacionada con las fluctuaciones de la dinámica del agua dulce, tanto de ingreso por aporte pluvial y drenaje como de egreso por evaporación. Las estaciones 2 y 3 presentan un comportamiento similar entre sí, y algo diferente respecto de la estación 1, particularmente durante los muestreos asociados a lluvias intensas (agosto/04 y noviembre/04). En estas condiciones, la estación 3 refleja estos procesos mediante la disminución significativa de la conductividad. Los resultados obtenidos en diciembre/04





**Figura 3.** Distribución de parámetros físico químicos en las aguas de las lagunas del complejo Puerto-Punta Mogotes. **a)** pH (u.pH); **b)** conductividad (mS/cm); **c)** turbidez (unt); **d)** oxígeno disuelto (mg/L); **e)** temperatura (°C).

muestran un aumento de conductividad en la estación 2 y 3, probablemente asociado a la evaporación producida por el aumento de temperatura. Este fenómeno se manifiesta mucho más intensamente en la estación 2, probablemente porque no recibe descarga de aguas superficiales provenientes de pluvi ductos, como sí ocurre en la estación 3 de manera directa.

Los valores de turbidez son en general muy bajos (Figura 3.c) aunque, dentro de este rango (2 - 45 unt) los valores más altos fueron registrados en los meses con mayores precipitaciones (agosto/04 y noviembre/04).

Los valores de oxígeno disuelto (Figura 3.d) en la estación 1, correspondiente a la RNPMdP, variaron entre 4.65 y 10 mg/L, mientras que en las otras dos estaciones el rango fue 7.3 y 15.1 mg/L. Estos resultados sugieren que estas dos últimas estaciones muestran una mayor oxigenación que la estación 1. Esto podría deberse a la presencia de un gran ducto que separa a la RNPMdP en dos áreas compartimentalizadas, y que limita la circulación de sus aguas, impidiendo por lo tanto la mezcla de las aguas. En la estación 1, los valores detectados en los muestreos de mayo a setiembre/04 son típicos de un ambiente bien oxigenado, mientras que los registrados en los meses de abril, noviembre y diciembre se corresponden con los de un ambiente hipóxico. Esto podría deberse a falta de procesos de mezcla de las aguas, y/o a un elevado consumo de oxígeno por parte de organismos, y/o una alta tasa de oxidación de materia orgánica.

Los valores de temperatura (Figura 3.e) fueron homogéneos y sincrónicos en las 3 estaciones en todas las campañas de muestreo. Estos valores demuestran la homogeneidad térmica del sistema así como la típica variación sinusoidal descrita para los sistemas acuáticos (Burton & Liss, 1976).

En síntesis, las características fisi-

coquímicas de este sistema permiten reconocerlo como un ambiente estable, con variaciones aparentemente ligadas a procesos de ingreso de aguas (por aporte pluvial) y egreso por evaporación. Las condiciones son, desde un enfoque ecofisiológico de los ecosistemas, adecuadas para la vida de los organismos.

### Flora

En este conjunto de lagunas se identificaron especies pertenecientes a la comunidad de carpeta flotante exclusivamente en la zona correspondiente a la RNPMdP. Asociada a las zonas de poca circulación se encontraron *Azolla* sp., *Lemna* sp. y *Ricciocarpus natans*. La vegetación sumergida está representada por cola de zorro, *Ceratophyllum* sp. Los márgenes de esta laguna están representados por vegetación palustre como juncales (Consocias *Scirpus californicus*) y totorales (Asocias *Typha* spp.), comunidades características de bañados de aguas permanentes compuestas por especies del Género *Typha* (*Typha domingensis* y *Typha latifolia*, etc.) comunidad típica de lagunas, orillas de arroyos, playas inundadas, etc., todas éstas especies halófitas de poderosos rizomas. Estas comunidades cubrían la mayor parte de la superficie lacustre en épocas previas a la construcción del complejo turístico. Dichas comunidades, sumadas a algunos ejemplares de tamariscos (*Tamarix gallica*) actualmente muertos y que se encuentran dentro del espejo de agua constituyen excelentes áreas de refugio y nidificación de numerosas especies de aves acuáticas.

Asimismo, se ha registrado la presencia de ejemplares de cola de zorro o cortadera (*Cortaderia seloana*), tamariscos y especies de pastizal autóctono, así como ejemplares de ricinos, malvas, nabos y nabizas, distintas especies de cardos y cañas. A lo largo del resto de las lagunas que constituyen las del complejo Punta

Mogotes se destaca la presencia de especies como palmeras, ligustros y gramíneas producto de la parquización, y relictos de cortaderas y juncos en las pocas zonas no intervenidas de este complejo.

En síntesis, mediante los relevamientos expeditivos de campo se pudo corroborar la información florística preexistente proveniente de documentos no publicados, elaborados por este grupo de investigación. Asimismo, la identificación de las especies terrestres de esta área son coincidentes con aquellas identificadas en áreas representativas de las comunidades vegetales de la provincia de Buenos Aires (Cabrera, 1963, 1965, 1967, 1968, 1970). Por otra parte, las especies identificadas dentro del cuerpo lagunar son típicas de ambientes lénticos de la provincia de Buenos Aires (Cabrera, 1964; Cabrera & Fabris, 1948).

### Fauna

*Aves.* Los relevamientos de campo permitieron identificar las especies de aves que a continuación de enumeran, así como comparar la presencia de éstas con los listados producidos por otros autores (por ej. Koyuk *et al.*, 2001).

La avifauna constituye el grupo más conspicuamente representado en este sistema, entre las cuales se han detectado especies de avifauna residentes, destacándose:

Macacito (*Podiceps rolland*); Macá pico grueso (*Podilymbus podiceps*); Biguá (*Phalacrocorax olivaceus*); Garcita blanca (*Egretta thula*); Cisne Cuello negro (*Cygnus melancoriphus*); Pato maicero (*Anas georgica*); Chimango (*Poliborus chimango*); Gallareta (*Fulica* spp); Ostrero (*Haemantopus palliatus*); Tero (*Belanopterus chilensis*); Gaviota cocinera (*Larus dominicanus*); Gaviota capucho gris (*Larus cirrhocephalus*); Gaviota capucho café (*Larus maculipennis*); Gaviotín común (*Sterna tru-*

*deau*); Paloma casera (*Columba livia*); Torcaza (*Zenaida auriculata*); Pico de plata (*Hymenops perspicillata*); Benteveo (*Pitangus sulfuratus*) y Calandria (*Mimus saturninus*)

Entre la avifauna migratoria, durante los relevamientos realizados en el marco del presente trabajo se registraron:

Paloma antártica (*Chionis alba*); Cuervillo de cañada (*Plegadis chihí*); Chorlito semipalmado (*Charadrius semipalmatus*); Chorlito rabadilla blanca (*Calidris fuscicollis*); Golondrina rabadilla blanca (*Tachycineta leucorrhoa*); Golondrina negra (*Progne modesta*); Golondrina azul grande (*Progne chalybea*) y la Golondrina azul chica (*Nothiccheilidon cyanoleuca*).

Muchas de estas especies nidifican en el sector de la Reserva y otras utilizan este ambiente como sitio de alimentación y descanso (Koyuk *et al.*, 2001), junto con otros pastizales de climas templados del sudeste de Sudamérica (Blanco *et al.*, 2004, en prensa). Estas lagunas resultan atractivas para aves migratorias, las cuales utilizan este sitio como lugar de reaprovisionamiento (Chani *et al.*, 1986).

Entre la avifauna ocasional, durante el periodo de relevamientos realizados en el marco del presente trabajo se registró la presencia de:

Garza blanca (*Egretta alba*) y la Garza bruja (*Nycticorax nycticorax*).

Koyuk *et al.* (2001) informaron que las especies registradas en el marco de sus estudios de una década (1991-2001), representan más del 75 % de las especies que se encuentran en el SE de la provincia de Buenos Aires. Los mismos autores destacan la importancia de la conservación de estas zonas como «islas naturales» que estarían funcionando como refugio y lugar de descanso tanto para las aves

residentes como para aquellas migratorias.

En esta área se han registrado un total de 142 especies pertenecientes a 37 familias, entre las cuales se destacan por su importancia: Anatidae, Laridae y Furnaridae (Koyuk *et al.*, 2001).

**Reptiles.** En relación con la fauna de reptiles, durante los relevamientos expeditivos realizados en el marco de este trabajo no se observaron representantes de la herpetofauna. Sin embargo, existen informes técnicos (Chani *et al.*, 1986) que indican la presencia de:

Viborita de cristal (*Ophiodes vertebralis*); Lagartija (*Liolaemus weigmanni*); Culebra común (*Liophis anomalus*) y Culebra de agua (*Leimadophis poecilogirus*)

**Mamíferos.** De la misma manera, y para el caso de la fauna de mamíferos, Chani *et al.* (1986) señalaron la presencia de:

Comadreja colorada (*Lutreolina crassicaudata*); Comadreja overa (*Didelphis albiventer*); Comadreja enana (*Mondelphis dimidiata*); Ratón de campo (*Calomys musculus*); Hociquito (*Oxy-micterus rufus*); Colilargo (*Oligorizomys flavescens*); Ratón de campo (*Akodon azarae*); Rata nutria (*Holochilus brasiliensis*); Cuis (*Cavia aperea*); Nutria (*Myocastor coipo*); Laucha (*Mus musculus*); Rata parda (*Rattus norvegicus*); Rata negra (*Rattus rattus*) y el Huroncito (*Calictis cuja*).

Sin embargo, durante los relevamientos realizados en el marco del presente trabajo sólo fueron observados ejemplares de cuis *Cavia aperea*, en los pastizales aledaños a la reserva.

**Anfibios.** Se ha registrado la presencia de:

Sapo (*Bufo arenarum*); Escuercito

(*Odontophrynus americanus*) y Escuerzo (*Ceratophrys ornata*).

Estos resultados coinciden parcialmente con los informados por Chani *et al.* (1986) quienes además indicaron la presencia de:

Sapo (*Bufo fernandezae*); Ranita del zarzal (*Hyla pulchella*) y la Rana criolla (*Leptodactylus ocellatus*).

*Peces.* En relación con la ictiofauna, no hay datos puntuales ni sistemáticos, ni informes no publicados relacionados a la existencia de peces. Se desconoce absolutamente la información al respecto.

### **Conflictos de uso**

En el marco de este estudio y como resultado de los relevamientos realizados, se han identificado una serie de conflictos de uso, entre los que merecen destacarse el que se origina como resultado de la diversidad de actividades que se desarrollan en la misma área las cuales contraponen objetivos. A modo de ejemplo, merece mencionarse la existencia de actividades secundarias y terciarias, como son las portuario-industriales, comerciales, turísticas y conservacionales, que resultan ser significativas en términos espaciales.

Asimismo, se destaca la presencia de pasivos ambientales del puerto dentro del área de reserva, como son los lóbulos de acreción, escombros y residuos sólidos de orígenes diversos.

Por otra parte, la existencia de tránsito desordenado en zonas cercanas a las áreas de nidificación, alimentación y descanso de avifauna resulta particularmente contraproducente durante la época estival, en la que la actividad turística aumenta en varios órdenes de magnitud en las zonas aledañas a este sistema.

En síntesis, esta zona constituida por un humedal de singularidad florifaunística, enmarcada en un contexto

totalmente urbanizado, todavía no ha recibido la valoración adecuada por parte de la mayoría de los actores sociales más directamente involucrados.

Otros trabajos ya han hecho referencia a la importancia de esta área natural inmersa en el ejido urbano (Bellagamba & Del Prete, 2001; Koyuk *et al.*, 2001).

### **PRONÓSTICO Y PROPUESTA**

Por todo lo anteriormente expuesto, y de continuar la falta de planificación de este ambiente singular, en esta área donde los usos que a ésta se le da entran en conflicto, se corre el riesgo de aumentar los pasivos ambientales y propender a la generación de un área de degradación ambiental en un sector clave del corredor turístico marplatense.

La propuesta del presente trabajo es generar los mecanismos de puesta en valor de estos humedales y lagunas como espacio de articulación entre las zonas de actividades terciarias (turístico-recreativas) con áreas de actividades secundarias (portuario-industriales), mediante la elaboración de un plan de manejo. Para ello, se hace imprescindible la incorporación de este tema a la agenda de los estamentos gubernamentales y no gubernamentales vinculados al control y manejo, al menos desde el aspecto legal, de estos humedales. Otros autores han remarcado la importancia de la gestión de las reservas urbanas, tomando como base el conocimiento ecológico de las mismas (Fernandez-Juricic, 2001). Con relación a esta reserva natural urbana, existe una Comisión Mixta del Puerto y las Playas, con representantes de diversos sectores sociales, en el marco de la cual ya se ha hecho presente el tema, a través de uno de los autores de este trabajo.

Sin embargo, y conociendo no sólo la importancia de este complejo de

ecosistemas, sino también la carencia de información en relación a su estructura y dinámica, también consideramos imprescindible el desarrollo de un programa de estudios sistemáticos, que ya se ha iniciado y cuyos primeros resultados se presentan en este trabajo.

Por otra parte, también se hace necesaria la planificación física de esta área, y el consenso con los actores principales (ONGs, Consorcio del Puerto, MGP, UNMdP) que incluya una accesibilidad controlada al área de reserva.

Finalmente, y considerando que para «cuidar hay que conocer», también consideramos fundamental el desarrollo de un programa educativo formal y no formal de capacitación y extensión, propuestas realizadas por otros autores para éste ámbito (Bellagamba & Del Prete, 2001) y numerosos autores para las reservas naturales urbanas del mundo (por ej. Haene, 2001; Cooper, 2001; Gaines, 2001).

## CONCLUSIONES

Por primera vez se inicia un programa de estudios sistemático e integral de un humedal de singularidad en el Partido de General Pueyrredon, desconocido y/o subvalorado por gran parte de los actores sociales involucrados. La falta de conocimiento de esta área, no sólo en términos de su existencia, de su *status* legal y de su importancia como refugio de biodiversidad acuática y terrestre tanto residente como migratoria, hace que se dificulte su puesta en valor como patrimonio biológico, ecológico y ambiental. Merece destacarse, sin embargo, que algunos autores destacaron oportunamente la importancia ecológica de este sistema (Bellagamba & Del Prete, 2001; Koyuk *et al.*, 2001).

Los pasos que, consideramos, deberían implementarse para cubrir esta falta de conocimiento y revertir

esta situación consisten en: adecuada planificación y manejo del sector, puesta en valor de este ambiente, participación de los diversos sectores sociales, desarrollo y continuidad del programa de estudios sistemático ya iniciado, y puesta en marcha de un programa educativo formal y/o no formal, y de transferencia a la comunidad.

## AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Jorge E. Marcovecchio (IADO-CONICET), por sus valiosos aportes y sus generosas críticas al manuscrito.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bellagamba, P. & M. Del Prete.** 2001. Gestión y manejo de las reservas del partido de General Pueyrredón. En: res. Primeras Jorn. Nac. sobre Reservas Naturales Urbanas. Buenos Aires, septiembre de 2001. 48-49p.
- Blanco, D. E.; R. B. Lanctot; J. P. Isaach & V.A. Gill.** 2004. Temperate grasslands of southern South America as habitat for migratory shorebirds. Proceedings of the VII Neotropical Ornithological Congress. Ornitología Neotropical 15 (en prensa).
- Botkin, D.B. & C.E. Beveridge.** 1997. Cities as environments. *Urban Ecosystems* 1 (1): 3-19.
- Brandhorst, W. & J. P. Castello.** 1971. Evaluación de los recursos de anchoita (*Engraulis anchoita*) frente a la Argentina y Uruguay. I. Las condiciones oceanográficas, sinopsis del conocimiento actual de la anchoita y el plan para su evaluación. Proyecto Desarrollo Pesquero FAO. FAO, Publ. 29: 1-63.
- Burton, J. D. & P. S. Liss.** 1976. Estuarine Chemistry. Academic Press, London, UK, 229p.
- Cabrera, A. L.** 1963, 65, 67, 68, 70. Flora de la Provincia de Buenos Aires. VI Tomos. Colección Científica INTA, Buenos Aires.
- Cabrera, A. L.** 1964. Las plantas acuáticas. Eudeba, Buenos Aires, 94p.
- Cabrera, A. L. & H. A. Fabris.** 1948. Plantas Acuáticas de la Provincia de Buenos Aires. Publ. Tec. Min. Hac. Econ. Prev. Cont. Ser. D.A.G.I. 5.



- Cajaraville, M. P.; M. J. Bebianno; J. Blasco; C. Porte; C. Sarasquete & A. Viarengo.** 2000. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. *The Science of Total Environment* 247(2-3): 295-311.
- Cooper, B.** 2001. Experiences in environmental education in local reserves of the Royal Society for the Protection of Birds, United Kingdom. En: Res. Primeras Jorn. Nac. sobre Reservas Naturales Urbanas. Buenos Aires, septiembre de 2001. 16-18p.
- Chani, J. M.** 1986. Propuesta de zonificación para la reserva de vida silvestre lagunas costeras, Puerto Mar del Plata. Informe N° 2, Laboratorio de Vertebrados, FCEyN, UNMdP. 26p.
- Chani, J. M.; P. J. Bellagamba & F. O. Cruz.** 1986. Informe preliminar sobre las lagunitas del Puerto de Mar del Plata. Proyecto de Reserva de vida Silvestre de las lagunas costeras del Puerto de Mar del Plata. Informe técnico N° 1, Laboratorio de Vertebrados, FCEyN, UNMdP. 35p.
- Fasano, J. L.; E. Bocanegra & J. L. Cionchi.** 1982. Caracterización hidrogeológica preliminar de la laguna de Punta Mogotes, Partido de General Pueyrredon, provincia de Buenos Aires. Convenio CIC -Proyectos Especiales de Mar del Plata, SE. 18p.
- Fernandez-Juricic.** 2001. Bases ecológicas para la gestión de reservas urbanas. En: Res. Primeras Jorn. Nac. sobre Reservas Naturales Urbanas. Buenos Aires, septiembre de 2001. 19p.
- Gaines, R.** 2001. Urban reserves in greater London: public use, biodiversity and urban development. En: Res. Primeras Jorn. Nac. sobre Reservas Naturales Urbanas. Buenos Aires, septiembre de 2001. 11-15p.
- Haene, H.** 2001. La necesidad de instrumentar el uso educativo de las reservas naturales urbanas. En: Res. Primeras Jorn. Nac. sobre Reservas Naturales Urbanas. Buenos Aires, septiembre de 2001. 15-16p.
- Koyuk, A. A.; L. E. Cermelo & A. D. Cane-puccia.** 2001. Descripción de la avifauna de la Reserva Natural del Puerto Mar del Plata. En: Res. Primeras Jorn. Nac. sobre Reservas Naturales Urbanas. Buenos Aires, septiembre de 2001. 68p.
- Margerum, R. D.** 1995. Integrated Environmental Management: Moving from Theory to Practice. *J. of Environmental Planning and Management* 38 (3): 371 - 392.
- Mitsch, W.J. & J.G. Gosselink.** 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25-33.
- Pickett, S. T. A.; W. R. Burch Jr.; S. E. Dalton; T. W. Foresman; J. M. Grove & R. Rowntree.** 1997. A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. *Urban Ecosystems* 1(4): 185-199.
- Ríos, F.; J. Álvarez; L. Petcoff; N. Manolidis; J. Colella & J. Gianibelli.** 1992. Utilización del magnetismo protónico para la detección de fallas geológicas (zona costera entre Mar del Plata y Miramar, provincia de Buenos Aires). En: Terceras Jornadas Geológicas Bonaerenses. La Plata, marzo de 1992. 135-137p.
- Rudd, H.; J. Vala & V. Schaefer.** 2002. Importance of Backyard Habitat in a Comprehensive Biodiversity Conservation Strategy: A Connectivity Analysis of Urban Green Spaces. *Restoration Ecology* 10(2): 368.
- Turner, W.R.; T. Nakamura & M. Dinetti.** 2004. Global Urbanization and the Separation of Humans from Nature. *BioScience* 54(6): 585-590.
- Vásquez, J. A.; J. M. A. Vega; B. Matsuhira & C. Urzúa.** 1999. The ecological effects of mining discharges on subtidal habitats dominated by macroalgae in northern Chile: population and community level studies. *Hydrobiologia* (398-399): 217-229.
- Zinkl, K. G.; A. L. S. FurtadoII; P. CasperII & L. SchwarkI.** 2004. Organic matter composition in the sediment of three Brazilian coastal lagoons - district of Macaé, Rio de Janeiro (Brazil) *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76 (1): 29-47.



# EVALUACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS EN AGUAS DEL ARROYO HINOJO EN EL PARTIDO DE OLAVARRÍA

O. A. DÍAZ & V. COLASURDO

Facultad de Ingeniería – UNCPBA. Del Valle 5737, 7400 Olavarría  
odiaz@fio.unicen.edu.ar – vcolasur@fio.unicen.edu.ar

## ABSTRACT

Hinojo stream is tributary of Tapalqué stream, placed in Olavarría city. The source of Hinojo stream is located in the North West of the Sierras Bayas, and its course is about 27 km long, in a mean slope of 3,5 ‰. This flow of water has its origin and middle part already established, but it has branches in its last section. The objective of this work consists of developing a characterization of physicochemical parameters of Hinojo stream, the data considered come from the determinations developed by the years 2001 and 2002. In this work, three sample places probably with different anthropic impacts were considered. The determinations that were carried out are: calcium, magnesium, hardness, sodium, potassium, chloride, sulfate, carbonates, bicarbonate, fluoride, nitrate, nitrite, ammonium, electrical conductivity, pH, dry residuum, dissolved oxygen and  $BOD_5$ . Resemblance in the ionic composition of the water of Hinojo stream can be seen along its course. It is mainly sodium bicarbonates type. The three sample places present similar behavior in relation to water quality for different uses, because all the analyzed samples are classified as chemically apt for cattle feeding, and the fixed parameters fulfill the requests established by the Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina, (1987) for each one of the four uses.

**Key words:** evaluation of physicochemical parameters, stream, waters.

## INTRODUCCIÓN

La cuenca de drenaje del Arroyo Tapalqué en la provincia de Buenos Aires cuenta con una superficie de 1700 Km<sup>2</sup> y un perímetro de 200 Km aproximadamente. El setenta por ciento de la misma, ocupa el sector SE del partido de Olavarría, un cinco por ciento el SO del partido de Azul y el veinticinco por ciento restante el NO del partido de Juárez (Fidalgo *et al.*, 1986).

El Arroyo Tapalqué es el curso principal con rumbo generalizado en la zona NO-N, y en él descargan cursos menores, como son los Arroyos San Jacinto, Nieves e Hinojo. Estos son los principales colectores de la Sub-Cuenca San Jacinto – Hinojo – Nieves

(Municipalidad de Olavarría, 1987) sobre la margen derecha del Arroyo Tapalqué, que nace en los faldeos N.O. de las Sierras Negras y de las Sierras Bayas y abarca una superficie estimada de 49600 Ha con pendientes muy variables.

El Arroyo Hinojo, tiene sus nacientes en el sector N.O. de las Sierras Bayas, con un recorrido de unos 27 km. y una pendiente media de 3,5 ‰. Este curso presenta definidos sus orígenes y partes medias, pero tiene ramificaciones en sus trayectos finales.

El objetivo de este trabajo es hacer una caracterización de parámetros físicoquímicos del Arroyo Hinojo, como así también evaluar la aptitud del recurso para diferentes usos.

## MÉTODOS

Para el presente trabajo, se consideraron tres estaciones de muestreo (Figura 1) con impactos antrópicos probablemente diferentes. H1 (36° 55' S y 60° 12' O): sobre la Ruta 226 luego de la descarga de efluentes (principalmente bombeo de agua de napas freáticas que inundan las canteras) procedentes de industrias cementeras y caleras, H2 (36° 52' S y 60° 12' O): sobre Ruta a Hinojo en las cercanías de una industria de mejoradores calcáreos para suelos, H3 (36° 48' S y 60° 12' O): en las cercanías de Estación Miñana, antes de su desembocadura al Arroyo Tapalqué.

Para este trabajo se analizaron nueve muestras de cada estación, obtenidas durante un año, desde octubre de 2001 hasta octubre de 2002, con una frecuencia de entre 30 y 60 días. Las muestras fueron colectadas en botellas de polipropileno de 2 dm<sup>3</sup> y refrigeradas inmediatamente al llegar al laboratorio.

Las determinaciones se realizaron según Métodos Estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1992): dureza total (DT), calcio (Ca) y magnesio (Mg) por titulación complejométrica con EDTA. Sodio (Na) y Potasio (K) por fotometría de llama (Metrolab 315). Alcalinidad por titulación con ácido clorhídrico, cloruros (Cl<sup>-</sup>) por titulación con nitrato de plata, sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>-</sup>) por gravimetría como sulfato de bario; residuo seco (RS) por gravimetría luego de secar a 103 °C. Oxígeno disuelto (OD) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) con analizador de iones específicos (electrodo específico de oxígeno disuelto 97-08-99, ORION 720A pH/ISE Meter). Nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) por método espectrofotométrico (Spectronic 20) de acoplamiento de sulfanilamida diazotizada con clorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamina; amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) por método espectrofotométrico de Nessler (Spectronic 20) y fluoruros (F<sup>-</sup>) por método espectrofotométrico (Spectro-



**Figura 1.** Cuenca del arroyo Tapalqué y ubicación de los sitios de muestreo: H1; H2 y H3.

nic 20) de zirconio-alizarina. Conductividad eléctrica (CE) con conductímetro JENWAY - 4010, temperatura con sensor de temperatura Luftman P300.

Las muestras con diferencias notables en el cierre del balance iónico o que no lograron superar los límites de filtros de detección de errores (Usunoff & Morano, 1993) fueron descartadas.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1, se muestran las medias y desvíos estándar de los parámetros medidos para las tres estaciones de muestreo.

La observación de los diagramas circulares (Custodio, 1976) considerando los aniones y cationes mayoritarios (en meq/L) de las tres estaciones de muestreo indica que la composición iónica del agua del arroyo Hinojo

**Tabla 1.** Medias aritméticas y desvío estándar (DS) de los parámetros medidos en las tres estaciones de muestreo. Todos los iones y OD expresados en mg/L de los mismos, CE en mS/cm, DT en mg CaCO<sub>3</sub>/L.

	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
H1, media	51,6	24,3	61,9	14,1	37,3	3,077	68,8	22,3	318,2
DS	22,0	14,9	8,5	2,5	11,5	2,300	33,8	12,0	31,6
H2, media	46,7	25,5	62,4	14,3	37,2	3,544	61,5	24,9	323,4
DS	21,9	17,4	8,5	3,9	9,8	2,200	26,6	20,7	32,2
H3, media	37,58	30,19	85,56	14,01	36,8	2,325	51,63	24,4	352,1
DS	18,60	17,30	25,5	2,80	11,2	1,600	29,70	21,9	43,2

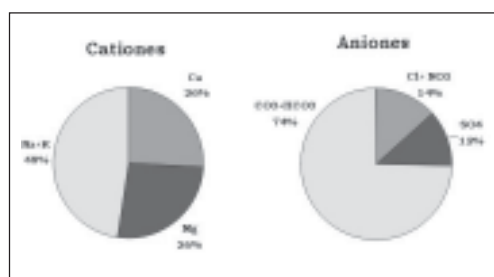
	F <sup>-</sup>	CE	RS	pH	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	DT	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	OD	D.B.O.5
H1, media	0,72	923,8	574,8	8,0	0,012	228,9	0,016	8,1	1,80
DS	0,40	61,9	41,5	0,3	0,007	29,4	0,025	1,2	0,90
H2, media	0,76	901,2	541,6	8,0	0,023	222,4	0,018	7,6	1,82
DS	0,50	64,4	44,3	0,2	0,019	47,2	0,028	1,5	0,90
H3, media	0,84	908,6	540,2	7,9	0,028	218,2	0,018	5,9	1,92
DS	0,50	94,3	64,1	0,3	0,027	44,7	0,033	2,4	1,30

es bicarbonatada sódica (Figura 2).

El gráfico de Schoeller-Berkaloff, a partir de las medias de los distintos iones para cada uno de los sitios de muestreo, muestra una gran semejanza en la composición iónica de las tres estaciones (Figura 3).

La elevada dureza total, característica de todas las muestras analizadas, se explica principalmente por el hecho que la caliza y dolomita, minerales predominantes en estos terrenos, aportan al agua de la zona, los iones Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>2+</sup>, principales reponsables de la dureza.

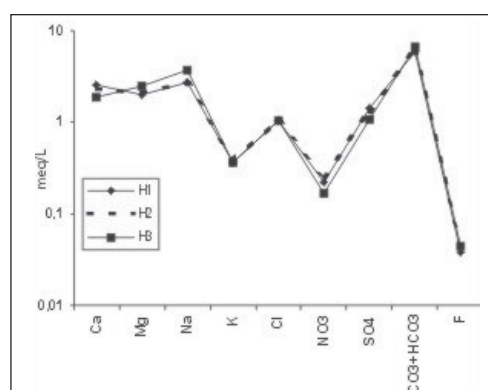
Comparando los valores medios de cada parámetro para cada estación de muestreo con los límites máximos



**Figura 2.** Composición iónica del agua del arroyo Hinojo, sólo se muestran los porcentajes de los iones mayoritarios.

establecidos para diferentes usos (Tabla 2) (Secretaría de Recursos Hídricos, 1987), se puede inferir que todos, excepto dureza total, cumplen con los requisitos establecidos para cada uno de los siguientes cuatro usos:

- Uso I: Agua para consumo humano con tratamiento convencional;
- Uso II: Agua para actividades recreativas con contacto directo;
- Uso III: Agua para actividades agropecuarias;
- Uso IV: Protección de vida acuática.



**Figura 3.** Diagrama de Schoeller-Berkaloff para las tres estaciones de muestreo.

**Tabla 2.** Valores máximos permitidos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la República Argentina, para diferentes usos, para los parámetros determinados en este trabajo

	Ca <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> (mg/L)	F <sup>-</sup> (mg/L)	CE (μS/cm)
Uso I	*	*	*	250	< 10	≤ 200	≤ 1,5	*
Uso II	*	*	*	*	*	*	≤ 1,5	*
Uso III	*	*	*	250	*	*	≤ 1,5	*
Uso IV	*	*	*	*	*	*	*	*

	pH	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	DT N- (mg CaCO <sub>3</sub> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	OD (mg O <sub>2</sub> /L)	D.B.O.5 (mg O <sub>2</sub> /L)
Uso I	6,5-8,5	≤ 0,1	< 100	≤ 0,5	<sup>3</sup> 5	≤ 3
Uso II	6,5-8,5	*	*	*	<sup>3</sup> 5	≤ 3
Uso III	6,5-8,5	*	*	*	<sup>3</sup> 1	≤ 3
Uso IV	6,5-8,5	≤ 0,06	*	0,02	<sup>3</sup> 5	≤ 3

\* no se adopta valor de referencia

Si bien la dureza total determinada en todos los casos excede el límite permitido para el uso I, el Código Alimentario Argentino (2004) establece como valor máximo 400 mg CaCO<sub>3</sub>/L.

Para evaluar la aptitud del agua para riego, se empleó la clasificación desarrollada por el Salinity Laboratory Staff (1954), basada en la medida de la Conductividad Específica y en la Relación de Adsorción de Sodio, RAS (Figura 4).

Todas las muestras se encuentran dentro de la zona correspondiente a riesgo de salinización del suelo alto y riesgo de alcalinización del suelo bajo.

En cuanto la aptitud del agua para consumo de ganado, no existe acuerdo internacional y nacional sobre los niveles de aceptación en la concentra-

ción de las especies químicas presentes. Teniendo en cuenta los límites admitidos (Cerana, 1972 y <http://www.fvet.uba.ar/extension/divulcie/calidadaguas4.htm>), todas las muestras analizadas se clasifican como químicamente aptas para consumo de ganado.

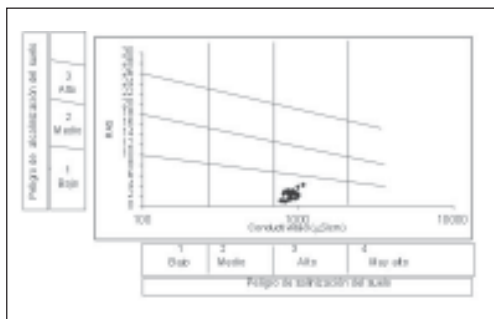
No se evidencia en el recurso un deterioro de su calidad debido a descargas cloacales, ya que los parámetros indicativos de contaminación por materia orgánica, como OD, DBO<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, no superan los máximos establecidos por la Secretaría de Recursos Hídricos.

Las concentraciones de las especies nitrogenadas estudiadas en todas las estaciones, no muestran valores importantes que indiquen acciones de tipo antrópico, originadas por ejemplo en el uso de fertilizantes.

## CONCLUSIONES

El agua del Arroyo Hinojo se caracteriza por ser apta para diversos usos, no registrándose impacto de carácter antrópico en ninguna de las tres estaciones de muestreo, para los parámetros analizados.

Teniendo en cuenta que este arroyo atraviesa una zona que también se



**Figura 4.** Aptitud del agua para riego según la clasificación de Salinity Laboratory Staff.

caracteriza por su explotación agro-nadera, sería importante continuar con el estudio de este recurso, principalmente en lo referente a la determinación de agroquímicos.

### AGRADECIMIENTOS

Trabajo realizado con financiamiento de la SECAT. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires

### BIBLIOGRAFÍA

- APHA-AWWA-WPCF.** 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Ediciones Díaz de Santos, S. A. Madrid. España.
- Cerana, L.** 1972. Análisis químico de aguas destinadas a usos agropecuarios. Información necesaria e interpretación. *IDIA* 299: 1-23.
- Custodio E. & M. R. Llamas.** 1976. Hidrología Subterránea. Tomo I. Ediciones Omega. Barcelona, 1037-1063p.
- Código Alimentario Argentino.** 2004. Ed. De la Canal y Asoc. SRL, cap. XII.
- Fidalgo F.; O. Gentile & A. Correa.** 1986. Geología y Geomorfología de la Cuenca del Arroyo Tapalqué. *CIC* 30:1-73.
- http://www.fvet.uba.ar/extensión/divulcie/calidadaguas4.htm**
- Municipalidad de Olavarría,** Secretaría de Hidráulica. 1987. Las Inundaciones en Olavarría. Secretaría de Hidráulica de la Municipalidad de Olavarría, 29-34p.
- Salinity Laboratory Staff.** 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils, Handbook 60 U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Secretaría de Recursos Hídricos Cuenca del Plata.** 1987. Guía Metodológica de Operación y Evaluación de la Red de Calidad de Aguas de la Cuenca del Plata. Tabla 1.
- Usunoff E. & M. Morano.** 1993. Control de Calidad y Procesamiento Primario de Datos Químicos en Hidrología. *CIC. Ser. Situación Ambiental de la Provincia de Buenos Aires* 24: 3-31.

# CLASIFICACIÓN DE LAGOS SOMEROS PAMPEANOS MEDIANTE IMÁGENES LANDSAT TM

DUKATZ, F., R. FERRATI & G. CANZIANI

*Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Facultad de Ciencias Exactas, UNCPBA. Campus Paraje Arroyo Seco, 7000 Tandil – Buenos Aires, Argentina  
fdukatz@exa.unicen.edu.ar*

## ABSTRACT

Under normal hydro-meteorological conditions, lagoons cover up to 2,000,000 of the pampas territory, distributed in more than 2,000 permanent lacunar bodies. They contribute significantly to the life quality of their inhabitants and they constitute a potential source of environmental, economic and recreational resources. Several studies in different lagoons in different temporal periods have been developed in the province of Buenos Aires. They responded in an optimum way to the original goals, but they are barely valid when looking for dynamic spatial and temporal patterns in the lagoons, involving the use of the support basin. The use of remote sensors has proved effective in collecting the information needed to evaluate the quality of water bodies, to allow the search of temporal and spatial patterns, and to link lagoon water quality data with the characteristics of land use. We propose a procedure for previously normalized satellite image analysis that will allow a classification of the lagoons based on their optical properties, conditioned by the contents of suspended inorganic solid matter and algal biomass. The results will be compared to samples in the field and spatially extrapolated. They will be used to propose alternative management methods jointly with some local decision makers.

**Keywords:** remote sensing, classification, lagoons, optic properties.

## INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos continentales que caracterizan la región pampeana argentina en general, y la provincia de Buenos Aires en particular, poseen una alta complejidad debido a la influencia de un gran número de factores. Si bien las lagunas pampeanas se caracterizan por su forma redondeada, con profundidades medias entre 1.5 y 3 m, las características hidrometeorológicas fluctuantes, la ubicación geográfica y en la cuenca, el tipo y uso de los suelos de la cuenca, las características físico-químicas y biológicas propias de cada cuerpo de

agua y el uso que se realiza de las lagunas, condicionan fuertemente y de manera no lineal el estado de las mismas. La clasificación de dichos cuerpos de agua corresponden a los lagos polimícticos (Ringuelet, 1962) La identificación de su estado trófico, la dinámica asociada al manejo de la cuenca y el tratamiento y restauración de estos ambientes conocidos como *shallow lakes* en la literatura internacional, ha sido tema de interés en distintas partes del mundo y ha generado modelos de análisis y control, especialmente en los Países Bajos y Dinamarca. (Blindow *et al.*, 1998; Faafeng & Marit, 1998; Jeppesen *et al.*, 1998,



Van den Berg *et al.*, 1998 y Van Donk, 1998).

Debido al gran número de lagunas presentes en la región pampeana y a su distribución espacial, el uso de sensores remotos y el tratamiento de imágenes satelitales se torna una herramienta adecuada al momento de realizar un estudio integrado de las mismas. Para realizar una clasificación de las lagunas en distintas fases hidrológicas y climáticas, se propone un método de categorización basado en las características ópticas de las lagunas captadas por los sensores TM y ETM de LandSat 5 y 7 respectivamente.

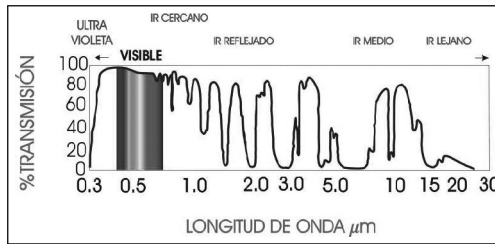
Las lagunas presentan características ópticas diferentes debido a su distinta turbidez. Esta propiedad se relaciona también con el tipo de trofismo de los cuerpos de agua y con los flujos biogeoquímicos (Ringuelet, 1962). Permite también diferenciar dos condiciones ambientales: lagunas claras, caracterizadas por vegetación acuática emergente y aguas transparentes y lagunas turbias, las cuales poseen abundante biomasa algal y alto contenido de materia inorgánica en suspensión.

El agua misma contribuye a la absorción y a la dispersión de la luz. En lagos someros, además, la presencia de partículas orgánicas e inorgánicas en suspensión y de sustancias disueltas influye sobre sus propiedades ópticas. Todos los materiales de color ejercen una absorción diferencial. Las sustancias orgánicas disueltas ('gilvin', 'gelbstoff') y suspendidas en el agua en lagos saprotróficos con sedimentos turbosos y abundantes compuestos húmicos, tienen aguas generalmente ácidas, de color castaño oscuro, con pobre actividad bacteriana (Neiff, 2004). En la mayoría de los lagos poco profundos, la luz es absorbida predominantemente por material particulado, como las células de fitoplancton, detritos y partículas de sedimento suspendidas. Dado que el material absorbente tiene color, la

absorción de luz no es la misma para todas las longitudes de onda, y algunos colores penetrarán más profundamente que otros. El color aparente de las aguas es una característica de gran valor para la diferenciación funcional de las aguas lólicas y lénticas a nivel regional. Sioli (1975) clasificó en «aguas blancas», «aguas negras» y «aguas claras» a los cuerpos y cursos de agua del Amazonas. Se puede encontrar mayor información sobre las propiedades ópticas del agua de las lagunas en Scheffer, 1997. El uso de sensores remotos permite establecer la superficie ocupada por cada tipo de aguas, su posición y variación en el tiempo.

La dispersión de las ondas electromagnéticas en lagos depende fuertemente del color de la luz (Kirk, 1994). Los materiales suspendidos y disueltos contribuyen diferencialmente a la dispersión y absorción. Las partículas suspendidas de arcilla, por ejemplo, causan mayor dispersión, mientras que las sustancias orgánicas disueltas solo causan absorción. El fitoplancton contribuye tanto a la dispersión como a la absorción. Los coeficientes totales de absorción y dispersión en una longitud de onda determinada se deben a la suma de las contribuciones individuales del agua, compuestos orgánicos, fitoplancton y sedimentos inorgánicos en suspensión. (Prieur & Sathyendranath, 1981).

En el diagrama del espectro electromagnético de la Figura 1 se observan las diferentes regiones del mismo que incluyen los rayos ultravioletas (anchos de banda entre 0.3 y 0.4 micrones), el rango visible permitido por la atmósfera terrestre (0.4 a 0.7 micrones), los infrarrojos cercanos (0.7 a 1.2 micrones), el infrarrojo reflejado por el sol (1.2 a 3.2 micrones), infrarrojos medios (3.2 a 15 micrones) e infrarrojo lejano (longitudes mayores a 15.0 micrones). El eje de la ordenada representa el porcentaje de transmisión y muestra el rango en el cual la atmósfera permite a la mayoría de los

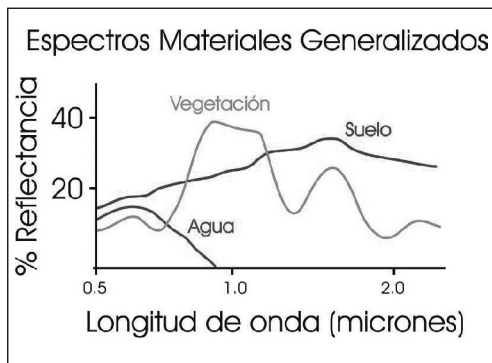


**Figura 1.** Porcentaje de transmisión de energía solar.

rayos solares alcanzar la tierra. El espectro visible refleja el dominio donde el 100% de la energía solar alcanza la superficie terrestre. En contraste, y debido al vapor de agua en la atmósfera, no hay transmisión de radiación solar en frecuencias entre 1.4 y 1.9 micrones.

Los sensores remotos de los satélites recolectan información en blanco y negro y obtienen varias imágenes –matrices– a la vez, en diferentes partes del espectro electromagnético. Cada matriz se corresponde con una longitud de onda determinada, normalmente entre 0.4 y 12.0 micrones. Cada una de estas matrices se denomina *banda* y el conjunto de matrices *imagen*.

Cada material absorbe y refleja la radiación solar con diferente intensidad para cada una de las longitudes de onda. La Figura 2 contiene tres curvas, cada una llamada espectro o



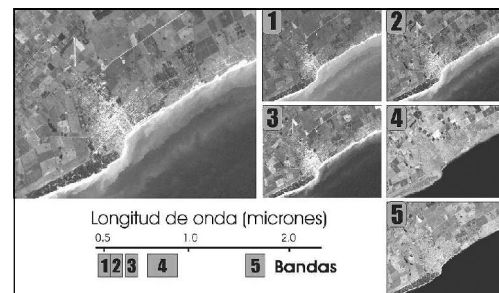
**Figura 2.** Firmas espectrales de diferentes materiales.

*firma espectral*<sup>2</sup>, para tres ambientes. En cada espectro, el porcentaje de luz reflejada se muestra en función de la longitud de onda. En el caso de la vegetación, la mayor reflectancia se da alrededor de 1.0 micrón cuando es comparada con suelo desnudo. El contraste relativo se revierte a longitudes de onda mayores a 1.5 micrones. El agua es más brillante a bajas longitudes de onda, y no se observa reflectancia en longitudes de onda mayores a 0.9 micrones. El análisis de firmas espectrales permite explicar los contrastes relativos del agua, la vegetación y el suelo. En el recuadro se presenta un ejemplo de visualización.

En este estudio, los sensores TM y ETM+ de los satélites LandSat 5 y 7 respectivamente, obtienen un conjunto de 7 u 8 imágenes individuales en blanco y negro, entre 0.45 y 12.5 micrones. Todas las imágenes se obtienen exactamente al mismo tiempo, y cada una es una matriz o imagen digital donde se asigna un valor entre 0 (negro) y 255 (blanco) a cada píxel.

En el diagrama de la Figura 3 se muestran las cinco primeras y la séptima banda correspondientes a una imagen de la ciudad de Miramar, adquirida el 19 de Marzo de 2001.

A la izquierda se observa la imagen a color real y a la derecha cada una de las bandas. Se puede ver un color negro en el mar en las bandas 4 y 5, debido a que el mismo no refleja las longitudes de onda superiores a los 0.8



**Figura 3.** Ejemplo de las bandas LandSat TM de una imagen de la ciudad de Miramar.

micrones, lo cual coincide con la firma espectral del agua vista anteriormente. Por otro lado, abajo a la izquierda de la imagen, sobre la costa, se ve el «Vivero Dunicola F. Ameghino», un bosque de coníferas de 502 hectáreas. En este espacio, el valor más brillante se encuentra en la banda 4, aproximadamente a 0.9 micrones, valor pico en la firma espectral de la vegetación.

La clasificación de las lagunas propuesta en este trabajo se reduce a tres categorías: Clara, Marrón y Verde. Las lagunas claras son aquellas que tienen menor concentración de sedimentos en suspensión y sustancias disueltas. Las lagunas marrones son las que poseen alta concentración de sedimentos inorgánicos en suspensión (partículas de arcilla, por ejemplo) y las lagunas verdes aquellas que tienen alta concentración de fitoplancton. La pertenencia de cada una de las lagunas a una u otra clase puede presentar variaciones temporales debido a los *florecimientos* algales estacionales, razón por la cual se hace necesario determinar con mayor precisión los bordes de las clases.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron siete lagunas de la provincia de Buenos Aires:

**Tabla 1.**

Nombre	Latitud(Sur)	Fecha de imagen	Sensor
<b>Carpincho</b>	34°.5873	09/09/2004	LandSat 5 TM
<b>La Segovia</b>	37°.4979	13/10/1999	LandSat 7 ETM+
<b>Gómez</b>	34°.6273	09/09/2004	LandSat 5 TM
<b>Bragado</b>	35°.0853	09/09/2004	LandSat 5 TM
<b>Las Mulitas</b>	35°.4465	26/05/2003	LandSat 7 ETM+
<b>La Barrancosa</b>	37°.3297	17/12/2002	LandSat 7 ETM+
<b>Wolfram</b>	38°.2162	02/10/2004	LandSat 5 TM

Se trabajó con las bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7 de las imágenes LandSat provistas por CONAE (detalle columna 4, Tabla 1). Las mismas fueron procesadas utilizando el software ERDAS Imagine® 8.5.

Las lagunas seleccionadas fueron previamente «enmascaradas» o separadas del terreno circundante para permitir la clasificación de los píxeles que forman el área limnética de las mismas. La técnica de enmascaramiento se realizó utilizando el Software ERDAS Imagine® en tres pasos. Primero se utilizó el módulo de Clasificación No Supervisada sobre la imagen de «wetness» obtenida mediante el método de Tasseled Cap<sup>3</sup>. En este caso, algunas áreas húmedas sembradas quedaron clasificadas como agua. En una segunda etapa, se clasificó la banda 4 de los sensores TM de LandSat, debido a que la reflexión de esta banda es menor ante la presencia de agua. Finalmente, se obtuvo la intersección de las dos imágenes, descartando así los errores de cada una de las clasificaciones utilizadas y obteniendo el enmascaramiento buscado. Cada una de las lagunas fue luego recortada mediante un Polígono para ser analizada individualmente.

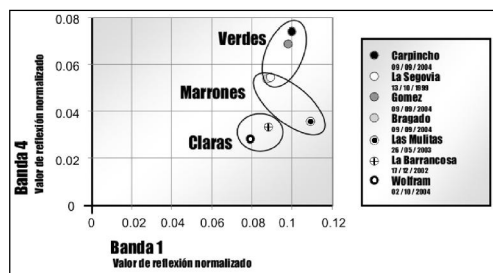
Se observó en las lagunas un patrón de estacionalidad ocasionado por crecimiento algal diferencial a lo largo del año. Considerando el análisis que desde las imágenes se realizará de dichos cambios, se hace necesario quitar la influencia que sobre la radiación recibida tienen la distancia al sol y el ángulo de elevación solar correspondientes al día y hora de la adquisición de la imagen. Para ello se realizaron las correcciones necesarias utilizando los métodos de conversión a radiancia para productos LandSat 5 y 7 propuestos por USGS (US Geological Survey<sup>4</sup>). De esta manera, las imágenes se normalizaron y permitieron compararlas para su clasificación, sin distorsión del día solar.

Para obtener la firma espectral de cada laguna en un momento determinado, se analizaron estadísticamente los seis valores de los píxeles que conforman los cuerpos de agua –uno por cada una de las bandas (1, 2, 3, 4,

5 y 7). De cada banda, y para cada laguna, se determinaron los valores máximo y mínimo, media, mediana y desvío estándar. El coeficiente de variación, en general menor a 0.2, permite utilizar el valor medio como representativo de los datos obtenidos, quedando así determinados los valores promedio por banda para las firmas espectrales correspondientes.

## RESULTADOS

El conjunto de lagunas seleccionado y sus correspondientes firmas espectrales, abarca las categorías clara, marrón y verde definidas previamente. Para visualizar la clasificación, se realizó la proyección de las componentes de cada una de las firmas espectrales realizando todas las combinaciones posibles de bandas en los ejes, resultando ser la proyección en las bandas 1 y 4 la más representativa (Figura 4). La banda 4 es usada habitualmente para el estudio de la vegetación y refleja la presencia de fitoplancton dentro de las lagunas. La banda 1 del espectro visible, determina el nivel de reflectancia del agua debido a las sustancias inorgánicas disueltas. Las lagunas claras tienen valores de reflectancia baja para ambas bandas, mientras que las verdes tienen un valor alto de reflectancia en la banda 4, que se condice con la firma espectral de la vegetación vista con anterioridad. Por otro lado,

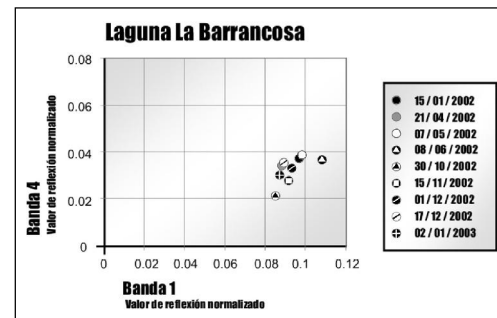


**Figura 4.** Clasificación de lagunas típicas de cada categoría.

las lagunas marrones tienen un mayor valor en ambas bandas que las claras, pero menor valor en la banda 4 que las verdes.

El método aplicado y el esquema resultante permiten tomar firmas espectrales de otras lagunas y clasificarlas en función de su ubicación dentro del plano, logrando extrapolar los resultados obtenidos a partir de las lagunas utilizadas y definir con mayor precisión las fronteras del ligamento.

La evolución temporal, especialmente la estacionalidad, que se observa en las lagunas se comprobó realizando una comparación temporal del estado de la laguna *La Barrancosa*, ubicada en el Partido de Benito Juárez. La Figura 5 muestra que la laguna se encuentra dentro de la categoría de las claras, aunque en algunos momentos se acerca a la reflectancias propias de la categoría de las lagunas marrones.



**Figura 5.** Seguimiento temporal de la laguna *La Barrancosa*.

## CONCLUSIONES

Las propiedades ópticas de los objetos terrestres en general, y del agua en particular, son percibidas apropiadamente por los sensores ubicados en los satélites LandSat 5 y 7. La capacidad de los sensores de captar dichas propiedades y encontrar resultados en forma de firmas espectrales permitió, a través de este trabajo, reconocer los diferentes estados de las

lagunas y clasificarlas según el material orgánico e inorgánico, disuelto o en suspensión.

Dado que el material satelital se reduce a matrices numéricas y estas constituyen un insumo adecuado para modelos matemáticos, se abre la posibilidad de utilizar los resultados obtenidos para alimentar diferentes herramientas de conocimiento obteniendo resultados aceptables y precisos.

Contar con una herramienta potente para el estudio remoto de ecosistemas es imprescindible para plantear escenarios de manejo actuales y futuros. Es además imprescindible para calibrarla, la obtención de datos de campo que permitan aplicar clasificación supervisada y así definir adecuadamente los sucesivos estados que presentan estacionalmente (o de año en año) las lagunas, sobre la base de información objetiva y reproducible.

Las propiedades ópticas de las lagunas permiten diferenciar patrones espacio-temporales de variabilidad de las mismas.

Por otra parte, los resultados obtenidos por la teledetección dan una base para la diagramación de los trabajos de campo y, esta información, permite luego extrapolar espacialmente los datos obtenidos para los indicadores ambientales (transparencia, concentración y calidad de sólidos suspendidos, etc). Esta combinación de escalas de análisis posibilita contar con un modelo sinóptico, accesible por su costo de recursos económicos y de tiempo, para auxiliar la toma de decisiones.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la CONAE por haber provisto gentilmente las imágenes satelitales necesarias para la realización del trabajo. Al Mg. Fabian Grosman y al M. V. Pablo Sanzano

por el aporte de conocimientos y la super-visión a través de las tareas de campo. Al Lic. Mauro Chaparro, a la Sra. Florencia Castets, al Sr Pablo Saavedra y al Sr. Manuel Vargas Russo por el apoyo incondicional.

Trabajo realizado con financiamiento de ANPCyT, Programa de Modernización Tecnológica, BID 1201/OC-AR, 13-502.

## BIBLIOGRAFÍA

- Blindow, I.; A. Hargeby & G. Andersson.** 1998. Alternative Stable States in Shallow Lakes: What Causes a Shift? En: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Ed. Springer-Verlag, New York, 353-360p.
- Faafeng, B. & M. Mjelde.** 1998. Clear and Turbid Water in Shallow Norwegian Lakes Related to Submerged Vegetation. En: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Ed. Springer-Verlag, New York, 361-368p.
- Jeppesen, E.; M. Sfyndergaard; J. P. Jensen; E. Kanstrup & B. Petersen.** 1998. Macrophytes and Turbidity in Brackish Lakes with Special Emphasis on the Role of Top-Down Control. En: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Ed. Springer-Verlag, New York, 369-377p.
- Kirk, J. T. O.** 1994. *Light and Photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Maidment D. R.** 1992. *Handbook of Hydrology*. Mc Graw Hill.
- Prieur, L. & S. Sathyendranath.** 1981. An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter and other particular materials. *Limnology and Oceanography* 26: 671-689.
- Scheffer, M.** 1997. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall.
- Van den Berg, M.; H. Coops; M. L. Meijer; M. Scheffer & J. Simons.** 1998. Clear Water Associated with a Dense Chara Vegetation in the Shallow and Turbid Lake Veluwemeer, The Netherlands. En: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Ed. Springer-Verlag, New York, 339-352p.

**Van Donk, E.** 1998. Switches Between Clear and Turbid Water States in a Biomnipulated Lake (1986-1996): The Role of Herbivory on Macrophytes. En: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Ed. Springer-Verlag, New York, 290-297p.

#### **NOTAS**

<sup>1</sup> Gelbstoff: Material disuelto en agua de mar que es resistente a los ataques bacteriales. Su nombre viene del color amarillo que imparte al agua. También es conocido como sustancia amarilla o gilvin.

<sup>2</sup> La firma espectral de una superficie se define como la radiación reflejada en función de la longitud de onda.

<sup>3</sup> El método Tasseled Cap es un procedimiento que realza, en diferentes bandas, determinadas características de las imágenes; como suelo descubierto (soil), vegetación (greenes) y agua (Wetness)  
Ver: <http://landcover.usgs.gov/pdf/tasseled.pdf>

<sup>4</sup> Ver: [http://landcover.usgs.gov/pdf/image\\_preprocessing.pdf](http://landcover.usgs.gov/pdf/image_preprocessing.pdf) y <http://landsat.usgs.gov/documents/L5TMCAL2003.pdf>



# ALGAS NO PLANCTÓNICAS: UN EXPERIMENTO DE COLONIZACIÓN

K. S. ESQUIÚS<sup>1,2</sup>, A. H. ESCALANTE<sup>1, 2</sup> & L. C. SOLARI<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Laboratorio de Limnología, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3250, 3° Piso, 7600 Mar del Plata, Argentina. kesquiús@mdp.edu.ar

<sup>2</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). aescalan@mdp.edu.ar

<sup>3</sup> Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuelet», Av. Calchaquí, km 23.5, 1888 Florencia Varela, Argentina. solari@ilpla.edu.ar

## ABSTRACT

The aim of the present research is to study the algal colonization process using artificial substrata placed in Los Padres Lagoon waters (Province of Buenos Aires) during summer. The area selected for sampling were the influent stream (Los Padres Creek) and the effluent (La Tapera Creek) due to the large amount of «giant bulrush» *Schoenoplectus californicus* found there. In each area two samplers containing ten slides arranged in two columns were vertically placed. The first removal was carried out after a week, the second one after two days and third one after four days. The fourth and fifth removals were carried out following a geometric progression during 37 days of colonization. Colonizing community was removed from the substrata by scraping their surfaces. Ninety nine epiphytic algae species were identified. Among them, diatoms represented the dominant group. The number of algae species and their abundance were higher in the output area (La Tapera Creek), while the specific diversity was higher in the input area (Los Padres Creek). The longer exposition period artificial substrata had, the higher algae species number developed. The exposition period employed allowed to observe the maturity of the epiphyton community, and the decrease of algal density after 13 and 21 days of colonization in the input and output areas, respectively. It was concluded that an exposition period of about a month results appropriate for the attached algae to reach the complete colonization of artificial substrata in a moderately eutrophic lagoon.

**Key words:** epiphyton, colonization, artificial substrata, lagoon.

## INTRODUCCIÓN

El perifiton desempeña un rol importantísimo en los ecosistemas acuáticos continentales. Además de contribuir a la productividad primaria total del sistema (Mann & Wetzel, 2000), puede ser utilizado como «indicador» de las condiciones ambientales existentes. Su biomasa, composición específica y productividad son afectadas por factores abióticos, tales como luz, movimiento del agua, cantidad de nutrientes, tipo de sustrato (Niyogi *et al.*, 1999; Mann &

Wetzel, 2000; Hillebrand & Kahlert, 2001) y por interacciones bióticas, como competencia por los recursos y herbivoría (Wellnitz & Ward, 2000; Sommer, 2001).

Los métodos utilizados en el estudio de la comunidad epifítica son muchos y variados, e incluyen tanto la colonización del epifiton en sustratos vivos (naturales) como en sustratos artificiales (Davies & Gee, 1993). Para estos últimos, los períodos de exposición al ambiente son variados y dependen de la calidad y temperatura del agua y del propósito de la investigación (Aloi, 1990). Si bien un período

de colonización estándar no es aplicable a cualquier tipo de ambiente, la mayoría de los autores señalan que se requeriría un mes para muchos sistemas dulceacuícolas, aunque en lagos y lagunas oligotróficos los períodos de exposición deberían ser más prolongados a fin de obtener resultados confiables (Boston & Hill, 1991; Goldsborough & Hickman, 1991).

El objetivo del presente trabajo fue conocer el proceso de colonización de la flora algal en sustratos artificiales colocados en la Laguna de Los Padres (Partido de Gral. Pueyrredón, Prov. de Buenos Aires) durante la estación de verano.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La Laguna de Los Padres (37° 56' 30" S, 57° 44' 30" W) es un lago somero de la Pampasia bonaerense, de carácter permanente, con circulación de la columna de agua durante todo el año y sin estratificación térmica ni química, salvo en períodos cortos y en áreas restringidas (Ringuelet, 1962, 1972; Ringuelet *et al.*, 1967).

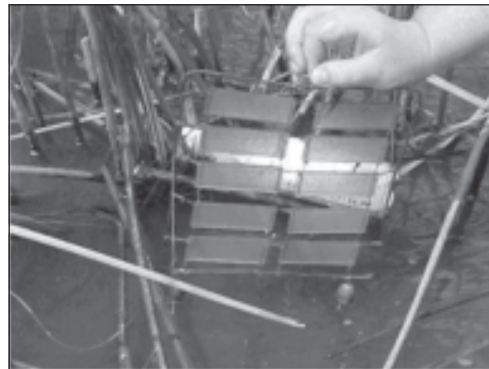
En el verano de 2002 se seleccionaron como sitios de muestreo dos áreas opuestas de la laguna (Figura 1), cubiertas por extensos juncales de *Schoenoplectus californicus*: **1**-la desembocadura del Arroyo de Los Padres (afluente), donde el movimiento del agua puede ser intenso, dependiendo del mayor o menor caudal aportado por dicho afluente y **2**-las



**Figura 1.** Mapa de la Laguna de Los Padres. Los puntos (\*) indican los sitios de muestreo.

nacientes del Arroyo de La Tapera (efluente), donde existe una pequeña compuerta que aminora el movimiento del agua y le confiere características «lénticas» (Escalante *et al.*, 1998; Parada, 1999; Esquiús *et al.*, 2002; Esquiús, 2003).

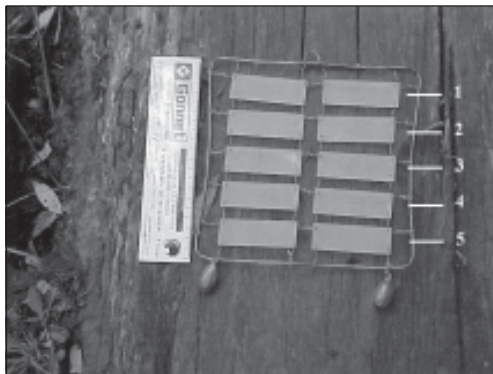
Entre los juncos de cada sitio de muestreo, se colocaron dos muestreadores (original y réplica). Cada muestreador consistió de un armazón de 21 cm de lado de alambre de cobre, conteniendo diez portaobjetos de acrílico rugoso dispuestos en dos columnas y unidos al armazón y entre sí con alambre de cobre, de manera tal de extraerlos fácilmente por separado. Al borde inferior del aparato se le unieron dos pesas de uso común en pesca, con el fin de mantenerlo en posición vertical (Figura 2).



**Figura 2.** Sustratos artificiales colocados en la Laguna de Los Padres.

Se dejó transcurrir una semana entre la fecha de colocación de los sustratos en el agua y la primera extracción. Transcurridos estos siete días, se extrajeron de cada muestreador los dos portaobjetos superiores. Posteriormente se realizaron las extracciones siguientes a los 2, 4, 8 y 16 días, hasta completar un total de 37 días de colonización (Figura 3).

Al momento de cada extracción se midieron *in situ* temperatura del agua y del aire, transparencia (disco de Secchi) y profundidad. Al inicio y al final



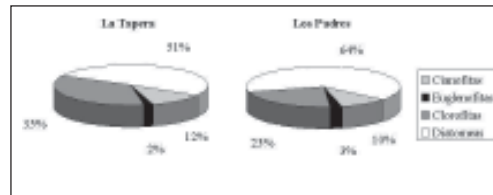
**Figura 3.** Posición de los sustratos artificiales respecto del sedimento. Los números indican: 1- Primera extracción (0,20-0,16 m), 2- Segunda extracción (0,16-0,12 m), 3- Tercera extracción (0,12-0,08 m), 4- Cuarta extracción (0,08-0,04 m) y 5- Quinta extracción (0,04-0 m).

del experimento se tomaron además muestras de agua para los análisis de oxígeno disuelto, DBO<sub>5</sub>, pH, alcalinidad total, alcalinidad de carbonatos y bicarbonatos y sulfatos. Las determinaciones químicas fueron realizadas siguiendo los procedimientos indicados en APHA (American Public Health Association, 1998).

Una vez en el laboratorio, se extrajo la película algal de los sustratos por raspado de su superficie con bisturí (Sladéckova & Pieczynska, 1971). Se procedió a la identificación taxonómica de la flora algal y al conteo de 0,3 ml de alícuota bajo microscopio binocular en cámara Sedgwick-Rafter. Se calculó la riqueza específica, las densidades algales (número de organismos por cm<sup>2</sup>) y la diversidad específica utilizando el índice de Shannon-Weaver para cada sitio de muestreo y cada extracción. A los datos de abundancia algal de cada extracción se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis y el test de Tukey (Zar, 1984).

## RESULTADOS

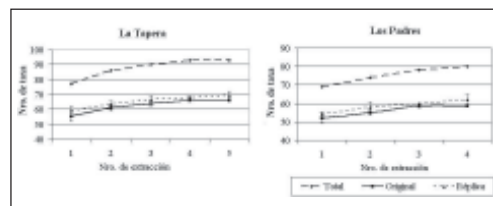
Se registraron 99 taxa de algas epifitas durante el periodo de colonización de los sustratos artificiales, de



**Figura 4.** Composición porcentual de los taxa epifíticos.

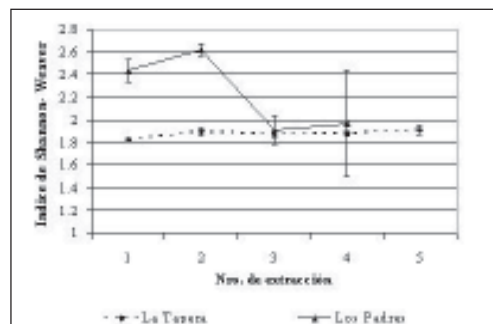
los cuales 11 fueron cianofitas, 2 euglenofitas, 33 clorofitas y 53 diatomeas (Figura 4).

Si bien en los dos sitios de muestreo se observó un incremento del número de especies a medida que aumentaba el tiempo de exposición de los sustratos, el número total de especies halladas resultó mayor en los portaobjetos colocados en las nacientes del efluente, manteniendo su máximo valor durante los últimos 16 días de colonización (Figura 5).

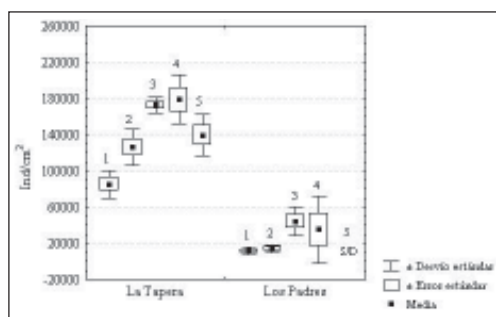


**Figura 5.** Número total de taxa epifíticos.

La diversidad específica (expresada mediante el índice de Shannon-Weaver) fue menor en la comunidad perifítica que colonizó los sustratos artificiales del A° de La Tapera, con valores muy similares a diferentes tiempos de exposición (Figura 6). No



**Figura 6.** Índice de diversidad de Shannon-Weaver.



**Figura 7.** Abundancia total de algas epifíticas en los sustratos artificiales. S/D indica sin datos.

ocurrió lo mismo con el perifiton del A° de Los Padres. El índice de diversidad aquí calculado experimentó cambios notorios durante el período de colonización, con valores altos durante los primeros 9 días y valores similares a los hallados en los sustratos artificiales del efluente en los últimos 16 días.

La abundancia de las algas epifitas fue mayor en los sustratos colocados en las nacientes del A° de La Tapera (Figura 7). Se encontraron diferencias significativas en los valores de abundancia entre las tercera y cuarta extracciones realizadas en el efluente y las primera y segunda realizadas en el afluente ( $H = 31,275$ ;  $p < 0,001$ ).

Los taxa algales dominantes fueron diferentes en los dos sitios de muestreo. En el A° de La Tapera, la flora al-

gal estuvo compuesta principalmente por *Aulacoseira granulata*, *Epithemia sorex*, *Gomphonema constrictum*, *Navicula cryptocephala*, *N. zanoni*, *Nitzschia graciliformis*, *Synedra ulna*, *Trachelomonas* sp., *Anabaena variabilis* y *Oedogonium* sp. En cambio, en el A° de Los Padres dominaron *Navicula cryptocephala*, *Rhoicosphenia abbreviata* y *Synedra ulna*.

El período de exposición de los sustratos artificiales permitió observar la madurez de la comunidad y la disminución de la densidad algal después de 13 y 21 días de colonización en el afluente y efluente, respectivamente.

Los registros de los parámetros limnológicos estimados durante el experimento de colonización se indican en las Tablas 1 y 2. El A° de La Tapera registró mayor profundidad y transparencia del agua que el A° de Los Padres. En este último, el valor de la transparencia del agua fue de cero en todas las ocasiones de muestreo, debido a la presencia de una densa carpeta flotante libre de *Ricciocarpus natans* (Hepaticae). Los valores de pH fueron mayores en las nacientes del A° de La Tapera que en la desembocadura del A° de Los Padres durante todo el experimento de colonización (Tabla 1).

Al inicio del experimento, los valores de  $DBO_5$  fueron mayores en el A° de La Tapera, mientras que los de

**Tabla 1.** Valores de los parámetros limnológicos registrados en cada extracción.

Parámetros	Extracciones A° La Tapera				
	Primera	Segunda	Tercera	Cuarta	Quinta
Temp. amb. (°C)	17,5	22,0	23,00	20,00	20,00
Temp. agua (°C)	19,9	21,0	23,50	22,00	21,50
Profundidad (m)	0,45	0,5	0,48	0,46	0,50
Transparencia (m)	0,15	0,1	0,10	0,15	0,26
pH	8,60	9,3	9,78	8,82	8,37

Parámetros	Extracciones A° Los Padres				
	Primera	Segunda	Tercera	Cuarta	Quinta
Temp. amb. (°C)	17,00	19,50	24,00	21,00	sin datos
Temp. agua (°C)	17,00	18,00	21,50	19,00	sin datos
Profundidad (m)	0,30	0,26	0,25	0,18	sin datos
Transparencia (m)	0,00	0,00	0,00	0,00	sin datos
pH	7,75	8,50	8,34	7,80	sin datos

**Tabla 2.** Valores de los parámetros limnológicos registrados al inicio y fin del experimento.

Parámetros	Inicio del experimento	Fin del experimento
<b>La Tapera</b>		
DBO <sub>5</sub> (mg/1 O <sub>2</sub> )	10,70	3,30
OD (mg/l)	7,13	2,93
Alcalinidad total	204,00	225,00
Alcalinidad HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	146,00	222,00
Alcalinidad CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	58,00	3,00
Sulfatos SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	6,00	6,30
<b>Los Padres</b>		
DBO <sub>5</sub> (mg/1 O <sub>2</sub> )	2,50	sin datos
OD (mg/l)	10,26	sin datos
Alcalinidad total	348,00	sin datos
Alcalinidad HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	331,00	sin datos
Alcalinidad CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	17,00	sin datos
Sulfatos SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	6,00	sin datos

oxígeno disuelto fueron mayores en el A° de Los Padres. En ambos sitios, la alcalinidad total se debió más al contenido de bicarbonatos que al de carbonatos y los valores de sulfatos fueron igualmente bajos (Tabla 2).

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El período de exposición de los sustratos artificiales al ambiente depende principalmente de la calidad del agua y de la estación climática en la cual se lleve a cabo el experimento. Un período de exposición óptimo es aquél que permite observar el desarrollo de la comunidad epifítica y las fluctuaciones de su abundancia (Aloi, 1990).

Durante el presente estudio, el área de los juncales cercana a las nacientes del Arroyo de La Tapera (efluente) fue más profunda que la de la desembocadura del Arroyo de Los Padres (afluente). El microhábitat del efluente presentó mayor transparencia del agua que el afluente, posiblemente debido a la existencia en ese sitio de una compuerta que impide la resuspensión de los sedimentos del fondo al frenar el movimiento del agua. En cambio, en el Arroyo de Los Padres el valor de la transparencia del agua fue de cero,

debido a la presencia de una densa carpeta flotante libre de *Ricciocarpus natans*.

La comunidad perifítica desarrollada sobre los sustratos artificiales estuvo compuesta por 99 taxa algales, de los cuales el mayor número ocurrió en aquellos colocados en las nacientes del efluente, donde la compuerta aminora la velocidad del curso y le confiere características «lénticas», permitiendo el establecimiento de algas adherentes (Escalante *et al.*, 1998; Parada, 1999; Esquiús *et al.*, 2002; Esquiús, 2003). Esto concuerda con lo postulado por Luttenton & Rada (1986), quienes señalaron que el flujo del agua afecta el desarrollo de las comunidades epifíticas. Por el contrario, en hábitats similares a la desembocadura del A° de Los Padres, donde el aporte de agua volcada a la laguna por el afluente le confiere características «lóticas», se ha comprobado que el perifiton exhibe usualmente una diversidad, número de taxa, abundancia y complejidad comunitaria menores que las comunidades desarrolladas en ambientes con poco movimiento del agua (Wetzel, 2001).

Contrariamente a lo postulado por Luttenton & Rada (1986) para las comunidades epifíticas de ambientes lóticos, en el presente trabajo la diversidad específica fue mayor en los sus-



tratos colocados en la desembocadura del afluente durante los primeros 9 días de exposición y presentó valores muy dispares durante el período completo de colonización. Esta variabilidad en la diversidad específica podría deberse a que el epifiton se encuentra en esta zona expuesto a cambios en el nivel de la columna de agua, condicionados por el volumen de agua que ingresa a la laguna a través del afluente.

La densidad total de algas epífitas fue mayor en los sustratos artificiales colocados en las nacientes del A° de La Tapera, en coincidencia con un mayor valor de transparencia del agua aquí medido. Un mayor registro del disco de Secchi, como el observado en el efluente, estaría indicando una mayor penetración de la luz y, por consiguiente, un incremento potencial en la densidad de las algas perifíticas. Esto concuerda con lo mencionado por Toja & Casco (1991), quienes concluyeron que cuando los sustratos artificiales quedan por debajo de la zona fótica, hay una disminución de la biomasa algal.

Resulta probable que la menor densidad algal registrada en el epifiton de los sustratos artificiales en la desembocadura del A° de Los Padres se deba al desarrollo de una extensa carpeta flotante libre de *Ricciocarpus natans* que impide la penetración de la luz. En este microambiente podría sumarse el constante movimiento del agua, siendo por períodos muy fuerte (Esquiús, obs. pers.) lo que impediría que los organismos ticoplanctónicos puedan fijarse y formar parte de la comunidad adherida al sustrato vegetal (Whitton, 1975; Luttenton & Rada, 1986; Esquiús *et al.*, 2002; Esquiús, 2003).

La abundancia de las algas epífitas se incrementa con el tiempo de exposición al medio, hasta alcanzar valores constantes o hasta que ésta declina por efecto de los pastoreadores (Lampert & Sommer, 1997; Wellnitz &

Ward, 2000; Hillebrand & Kahlert, 2001; Wetzel 2001). Sacchi (1983), trabajando en una laguna de la llanura aluvial del Río Paraná Medio, observó que en verano se registraron valores constantes de abundancia después de 15-20 días de colocados los sustratos en el agua.

En la presente investigación, el período de exposición de los sustratos artificiales fue de 37 días, 15 días más de los sugeridos por Sacchi (1983) para un ambiente similar al de la Laguna de Los Padres. La abundancia de las algas epífitas aumentó a mayor tiempo de exposición hasta los 13 días en los sustratos colocados en la desembocadura del afluente y 21 días en aquellos colocados en las nacientes del efluente, experimentando luego una disminución.

Por otra parte, el período de tiempo transcurrido fue lo suficientemente prolongado como para observar la madurez de la comunidad. Si se considera que una comunidad es madura cuando alcanza valores estacionarios del índice de Shannon-Weaver (Tell & Mazzoni, 1995), éstos aparecieron entre los 13 y 21 días de comenzado el experimento, en forma simultánea en ambos hábitats. La mayoría de los taxa algales se fijaron en las primeras etapas de la colonización. En las etapas avanzadas sólo existió reemplazo o un leve aumento de la riqueza específica.

En la Laguna de Los Padres las diferencias observadas en términos de abundancia, diversidad y composición de taxa en el epifiton adherido a los sustratos artificiales colocados en la desembocadura del afluente y en las nacientes del efluente se deberían a las características «lóticas» y «lénticas» de uno y otro, respectivamente.

Se concluye que el período de tiempo al que fueron expuestos los sustratos artificiales en el presente experimento de colonización resultó apropiado para el ambiente en estudio, dado que permitió observar la comunidad epifítica madura. Cabe acotar que



resultaría muy valioso continuar esta línea de investigación con nuevos experimentos de colonización a períodos de exposición más prolongados, a fin de detectar el momento en que dicha comunidad comienza a declinar a causa de invertebrados pastoreadores, tales como las larvas de dípteros quironómidos, tan comunes en el sedimento blando de las lagunas pamásicas.

## AGRADECIMIENTOS

A Mauro Gaspari por la confección de los muestreadores. A Javier Pérez López por su colaboración en los muestreos. A Adriana M. Licciardo por su valiosa asistencia técnica en el campo y en el laboratorio. A Miguel Segura y Amelia I. Sáiz (FCEyN, UNMdP) por las determinaciones químicas. Este trabajo formó parte del proyecto EXA 167/00 subsidiado por la UNMdP a AHE.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aloi, J. E.** 1990. A critical Review of recent Freshwater Periphyton Field Methods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 656-670.
- American Public Health Association.** APHA. 1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20<sup>th</sup> Edition, Washington D.C., 1268p.
- Boston, H. L. & W. R. Hill.** 1991. Photosynthesis - light relations of stream periphyton communities. *Limnol. Oceanogr.* 36: 644-656.
- Davies, A. L. & J. H. R. Gee.** 1993. A simple periphyton sampler for algal biomass estimates in streams. *Freshwater Biology* 30: 47-51.
- Escalante, A. H.; V. Parada & L. C. Solari.** 1998. Caracterización fitoplanctónica del ecosistema Laguna de Los Padres: estudio cualitativo preliminar. En: Segundas Jornadas bonaerenses de Microbiología Clínica, Ambiental, Industrial y de Alimentos. Mar del Plata, 23p.
- Esquiús, K. S.** 2003. Comunidad perifítica en «junco» *Schoenoplectus californicus* de la Laguna de Los Padres (Buenos Aires, Argentina). Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, FCEyN, UNMdP, 68p.
- Esquiús, K. S.; A. H. Escalante & L. C. Solari.** 2002. Comunidad estival del perifiton en «junco» *Schoenoplectus californicus* de la Laguna de Los Padres (Prov. de Buenos Aires). En: II Jornadas Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. La Plata, 36p.
- Goldsborough, L. G. & M. Hickman.** 1991. A comparison of periphytic algal biomass and community structure on *Scirpus validus* and on a morphologically similar artificial substratum. *J. Phycol.* 27: 196-206.
- Hillebrand, H. & M. Kahlert.** 2001. Effect of grazing and nutrient supply on periphyton biomass and nutrient stoichiometry in habitats of different productivity. *Limnol. Oceanogr.* 46: 1881-1898.
- Lampert, W. & U. Sommer.** 1997. Limnology. The ecology of lakes and streams. Oxford University Press, New York, Oxford, 382p.
- Luttenton, M. R. & R. G. Rada.** 1986. Effects of disturbance on epiphytic community architecture. *J. Phycol.* 22: 320-326.
- Mann, C. J. & R. G. Wetzel.** 2000. Effects of the emergent macrophyte *Juncus effusus* L. on the chemical composition of interstitial water and bacterial productivity. *Biogeochemistry* 48: 307-322.
- Niyogi, D. K.; D. M. Mc Knight & W. M. Lewis Jr.** 1999. Influences of water and substrate quality for periphyton in a montane stream affected by acid mine drainage. *Limnol. Oceanogr.* 44: 804-809.
- Parada, V.** 1999. Variaciones espacio-temporales del fitoplancton de la Laguna de Los Padres (Partido de General Pueyrredón, Provincia de Buenos Aires). Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, FCEyN, UNMdP, 25p.
- Ringuelet, R. A.** 1962. Ecología acuática continental. Ed. Eudeba, Buenos Aires, 138p.
- Ringuelet, R. A.** 1972. Ecología y biocenología del hábitat lagunar o lago de tercer orden de la Región Neotrópica Templada (Pampasia Sudoriental de la Argentina). *Physis* 31: 55-76.
- Ringuelet, R. A.; A. Salibián; E. Clavérie & S. Ilhero.** 1967. Limnología química de las Lagunas Pamásicas (Prov. de Buenos Aires). *Physis* 27: 201-221.
- Sacchi, L. N.** 1983. Perifiton de un ambiente lenítico de la llanura aluvial del río Paraná Medio. *Rev. Asoc. Cs. del Litoral* 14: 149-161.
- Sladéckova, A. & E. Pieczynska.** 1971. En: W. T. Edmonson & G. G. Winberg (eds). A Manual for the Assessment of Secondary Productivity in Freshwater: 109-122.

- Sommer, U.** 2001. Reversal of density dependence of juvenile *Littorina littorea* (Gastropoda) growth in response to periphyton nutrient status. *J. Sea Res.* 45: 95-103.
- Tell, G. & H. Mazzoni.** 1995. Perifiton: colonización, sucesión, productividad. En: Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. E.C. Lopretto y G. Tell, Dir. Ed. Sur, La Plata: 161-170.
- Toja, J. & M. A. Casco.** 1991. Efecto de la fluctuación del nivel de agua sobre la colonización y el desarrollo del perifiton. *Biología Acuática* 15: 242-243.
- Wellnitz, T. A. & J. V. Ward.** 2000. Herbivory and irradiance shape periphytic architecture in a Swiss alpine stream. *Limnol. Oceanogr.* 45: 64-75.
- Wetzel, R. G.** 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems.* 3<sup>rd</sup>. Ed. Academic Press, San Diego, California, 1006p.
- Whitton, R. B.** (ed.). 1975. *River ecology.* Blackwell, London, 725p.
- Zar, J. H.** 1984. *Statística.* Prentice- Hall. New Jersey, 178 p.

# APLICACIÓN DE UN MODELO DE RED NEURONAL PARA LA CLASIFICACIÓN DE SISTEMAS LACUNARES PAMPEANOS

FERRATI, R.; VARGAS RUSSO, M.; SAAVEDRA, P. & G. CANZIANI

*Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable  
Facultad de Ciencias Exactas- UNCPBA, Campus Paraje Arroyo Seco, 7000 Tandil*

## ABSTRACT

The pampean shallow lakes present different distributions in their trophic chains, the latter being cause and consequence of the state of the lacunar systems. In order to determine how each of the measured variables —climatic, edaphic, morphometric, physicochemical and biological— in contributes to the general state of the lake, an Artificial Neural Network (ANN) model is built. The ANN is capable of processing a large number of variables and returning a classification that will allow determining it's the trophic state. The information from satellite images is one of the input variables. Hence, on a first stage, the construction of a ANN model is intended to obtain a weight for each one of the visible specter bands and near infrared bands from LANDSAT and to pick the most representative value that the image returns. This value will be used as input to the ANN that will be then trained to return a classification of the shallow lakes according to the three observed patterns in the relation between phytoplankton, zooplankton, fish and their link with to nutrient abundance and watershed management.

**Key Words:** artificial neural network, satellite images, trophic chain

## INTRODUCCIÓN

Ubicadas al sur de la Cuenca del Plata, las lagunas pampeanas son los ambientes acuáticos típicos de esta región y desarrollan funciones de carga y descarga de acuíferos, control de inundaciones, provisión de agua, regulación del clima, usos recreacionales, caza y pesca. (<http://www.medioambiente.gov.ar>). Se define a las lagunas pampeanas como lagos de llanura, someros, polimícticos, eutróficos y con tiempo de permanencia del agua y salinidad altamente variables, con elevada biomasa de sus comunidades bióticas (Quirós *et al.*, 2002)

Las lagunas pampeanas constituyen ecosistemas acuáticos complejos y, como tales, poseen un gran número de componentes que interactúan a

diferente escala temporal y espacial (Jorgensen, 1999) haciendo imposible obtener resultados considerando sólo un análisis parcial agrupado de interacciones simples, como lo explica claramente Allen con la frase: el conjunto es más grande que la suma de las partes (Allen, 1988).

El estado trófico de una laguna es el resultado de variables internas y externas: climáticas, geomorfológicas, fisicoquímicas, biológicas y de manejo de la laguna y de su cuenca que afectan la entrada de nutrientes a la misma y condicionan sus propiedades ópticas. Quirós *et al.* (2003) realizaron un análisis sincrónico de las lagunas pampeanas permanentes, proponiendo la siguiente clasificación: **a)** lagunas con abundante desarrollo del fitoplancton pero escaso desarrollo de macrofitia

(lagunas verdes o turbias), **b)** lagunas con relativamente baja biomasa del fitoplancton y abundante desarrollo de la macrofitia acuática (lagunas claras) y **c)** lagunas con alta turbidez inorgánica y escaso desarrollo de la macrofitia y del fitoplancton.

La definición de uno u otro estado trófico y la transición entre dichos estados han sido y son objeto de numerosos estudios y han generado modelos matemáticos y computacionales cuyo objetivo es determinar la incidencia de cada una de las variables que influyen en los sistemas acuáticos leníticos en su estado final. Existen numerosos trabajos de modelos propuestos para analizar relaciones lineales simples de producción primaria en océanos y lagos utilizando imágenes satelitales (Cole & Cloren, 1987; Balch *et al.*, 1989; Eppley *et al.*, 1985), y modelos ecológicos complejos que reflejan el comportamiento dinámico del sistema (Kompare, 1995; Jorgensen, 1995, 1997, 1998; Jorgensen & de Bernardi, 1997; Scardi *et al.*, 1999) utilizando herramientas de modelación fuzzy, caos, fractales, inteligencia artificial, dinámica estructural y redes neuronales.

#### *Modelo de Redes Neuronales*

Existen modelos computacionales que intentan copiar el modo de aprendizaje del cerebro humano: la inteligencia computacional y la inteligencia artificial. Los primeros copian el proceso físico que ocurre en el cerebro durante el aprendizaje. Ejemplos de estos son las redes neuronales artificiales, la lógica difusa y los algoritmos genéticos. En el caso de modelos de inteligencia artificial se copia el proceso lógico de aprendizaje de los seres humanos. Algunos de estos modelos son los sistemas expertos, los agentes y el razonamiento basado en casos.

Un modelo de Red Neuronal Artificial imita el proceso físico que ocurre en el cerebro durante el aprendizaje. Este modelo está compuesto por neu-

ronas artificiales, que emulan a las neuronas biológicas y las conexiones sinápticas entre ellas, regulándolas en el proceso de resolución de un problema. El objetivo de este trabajo es construir y aplicar un modelo de Red Neuronal Artificial Perceptrón Multicapa (Rosenblatt, 1962; Minsky & Papert, 1969, 1988) que clasifique cuerpos lacunares en los tres estados o patrones propuestos: lagunas claras, verdes y oscuras. Los resultados obtenidos se cotejarán con el trabajo realizado por Dukatz *et al.* (2005).

La arquitectura de una Red Neuronal está formada por elementos no-lineales (neuronas o unidades) ubicados en capas, donde cada neurona realiza la suma pesada de los valores de las entradas y les aplica una función de activación. Esta función de activación debe tener un comportamiento de tipo «escalón», es decir que si el valor de la variable es menor a un valor dado, la salida es cercana a 0 y si la variable es mayor a ese valor la salida será cercana a 1. Esta función puede o no ser continua, pero en general se usan funciones diferenciables, ya que posibilitan la minimización del error. Usualmente es conveniente visualizar las neuronas en arreglos de capas comportándose las neuronas en la misma capa de la misma manera. Los factores importantes que determinan el comportamiento de una neurona son: su función de activación y el patrón de pesos asociados a las conexiones. Las neuronas ubicadas en la misma capa comparten la misma función de activación y el mismo patrón de conexión. Este patrón de conexión consiste en que cada neurona en una capa determinada esta conectada con todas las neuronas de la capa siguiente.

El método de actualización de pesos (entrenamiento) es una característica distintiva importante en las diferentes redes neuronales. Existen dos tipos de entrenamientos: supervisado y no supervisado. El entrena-

miento de la red propuesta se realizó con el algoritmo Back Propagation - retroceso de errores o regla delta generalizada- (Rumelhart, Hinton & Williams, 1986a, 1986b; McClelland & Rumelhart, 1988), procedimiento de aprendizaje supervisado que utiliza un método de descenso por el gradiente para minimizar el error cuadrático global de la salida calculada por una red. Se le entrega una serie de datos (inputs) con su correspondiente salida (outputs) y el modelo «aprende» de los casos, asignando coeficientes de peso a las variables de entrada. De esta forma se modelan las relaciones complejas entre variables. El entrenamiento permitirá que al ingresar una entrada nueva, la red pueda predecir la salida.

La regla de aprendizaje *Perceptrón*, bajo ciertas condiciones, provee convergencia hacia los pesos correctos mediante un procedimiento iterativo. Este proceso consta de tres fases denominadas *feedforward*, cálculo del error, y *backpropagation*. En primer lugar el input o vector de entrada se calcula para obtener en la salida la clasificación; luego se calcula el error de esta clasificación, finalizando con la actualización de los pesos de la red.

Los parámetros importantes del algoritmo de backpropagation son el factor de aprendizaje (*learning rate*) y la cantidad de épocas que se entrena una red. La primera representa la velocidad con la que la red «aprende», mientras que la segunda indica la cantidad de veces que los ejemplos son introducidos en la red para el apren-

dizaje. No es cierto que un valor grande de estos factores indique un aprendizaje mejor, ya que una gran cantidad de épocas puede llevar a un sobreentrenamiento de la red (es decir que aprende sólo para los ejemplos y no generaliza). Un factor de aprendizaje muy alto puede llevar a una oscilación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó sobre siete imágenes satelitales según se describe en la Tabla 1. Se seleccionaron las tres imágenes que contenían a las lagunas Carpincho, Las Mulitas y Wolfram, representativas de cada una de las clases, verde, marrón y clara.

Las restantes imágenes, correspondientes a las lagunas de Bragado, Gómez, La Segovia y La Barrancosa fueron utilizadas para probar la red ya entrenada.

Las lagunas seleccionadas fueron recortadas y se les realizó la corrección atmosférica correspondiente según los procedimientos propuestos en Dukatz *et al.* (2005)., Luego de estos procesos se realizó un recorte mediante polígonos permitiendo obtener imágenes individuales de cada laguna. Estas imágenes resultantes, con números digitales (DN) entre 0 y 1, fueron exportadas a dos imágenes con formato TIFF cuyos DN están entre 0 y 255, incluyendo tres bandas de las seis que posee la imagen en cada una de ellas.

El proceso de exportación de las imágenes termina con la construcción de dos conjuntos de muestras por la-

**Tabla 1.** Adquisición de las imágenes satelitales.

Laguna	path / row	Fecha de Adquisición	Satélite	Clasificación	Uso
Carpincho	226/84	09/09/2004	LANDSAT 5 TM	Verde	Entrenamiento
Las Mulitas	226/85	26/05/2003	LANDSAT 7 ETM <sup>+</sup>	Marrón	Entrenamiento
Wolfram	227/87	02/10/2004	LANDSAT 5 TM	Clara	Entrenamiento
Bragado	226/84	09/09/2004	LANDSAT 5 TM	Marrón-Verde	Prueba
Gomez	226/84	09/09/2004	LANDSAT 5 TM	Verde	Prueba
La Segovia	227/86	13/10/1999	LANDSAT 7 ETM <sup>+</sup>	Marrón-Verde	Prueba
La Barrancosa	225/86	02/10/2004	LANDSAT 5	Clara	Prueba

guna. El primer conjunto es de 800 píxeles para las lagunas seleccionadas como modelos de cada estado trófico; a saber Mulitas, Wolfram y Carpincho (Tabla 1). Este conjunto es extraído de un área central del cuerpo de agua para evitar la influencia de las orillas, y se utiliza para el entrenamiento de la red. El segundo conjunto lo forma la totalidad de píxeles de cada laguna y se utiliza para probar la red.

La información que se exporta contiene, para cada píxel de la superficie libre de agua, seis valores correspondientes a las bandas 1 a 5 y 7 (espectro visible e infrarrojo cercano) de los satélites LANDSAT 5 TM y LANDSAT 7 ETM+. En este punto la aplicación que analizará los datos tiene a su disposición los datos de cada laguna.

#### Construcción de la Red Neuronal

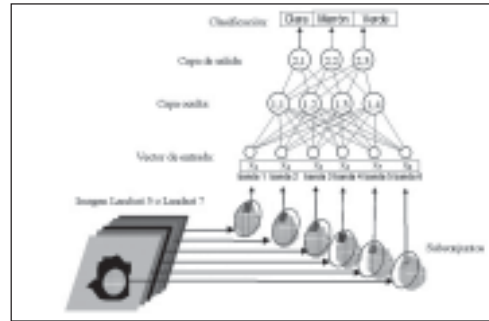
La arquitectura de red, como se muestra en la Figura 1, representa el modelo de *Perceptrón* construido. Este contiene seis neuronas de entrada, una capa oculta de 4 neuronas y la salida de tres neuronas que indican cada una de las tres posibles clasificaciones.

La función de activación seleccionada fue la función sigmoide:

$$\text{Sigmoid} : y(x) = \frac{1}{1 + \exp(-k \cdot x)}$$

que posee un rango de salida comprendido entre 0 y 1 y es utilizada para normalizar la respuesta de los nodos de salida. Esta función actúa como una compuerta de salida que puede estar abierta (1) o cerrada (0). Como la función es continua, es también posible que se encuentre parcialmente abierta. El parámetro  $k$  se consideró con valor 1, quedando de esta manera la función derivada expresada por:

$$\frac{dy}{dx} = y(1 - y)$$



**Figura 1.** Arquitectura diseñada para la aplicación.

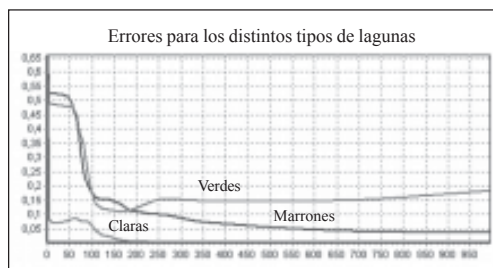
Los modelos que usan esta función de transferencia muestran características de aprendizaje generalmente bueno como se verá en los ensayos, relativo a un error tomado como criterio de evaluación, pero pueden tomar mayor tiempo computacional para lograr el aprendizaje.

En el cálculo del error se utilizó la norma infinito, que considera la componente de mayor valor absoluto del vector diferencia entre los vectores de salida de la red y el resultado esperado obtenido de la clasificación realizada en Dukatz *et al.* (2005).

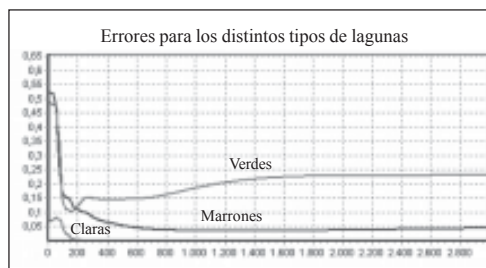
## RESULTADOS

De cada una de las tres lagunas preprocesadas –Carpincho, Mulitas y Wolfram– se extrajo un subconjunto de 800 píxeles centrales obteniendo un total de 2400 píxeles. Se entrenó a la red utilizando la información mezclada de los 2400 píxeles y modificando los siguientes parámetros de la red: factor de aprendizaje (learning rate) y cantidad de épocas. El error utilizado para determinar la convergencia del entrenamiento se obtuvo calculando la norma infinito del vector diferencia entre la salida producida y la esperada. Se realizó un conjunto de ensayos ordenados de acuerdo al factor de aprendizaje, cada uno de los cuales se dividió en sub-ensayos para distintas épocas. Los valores del factor de aprendizaje elegidos para entrenar la red fueron:

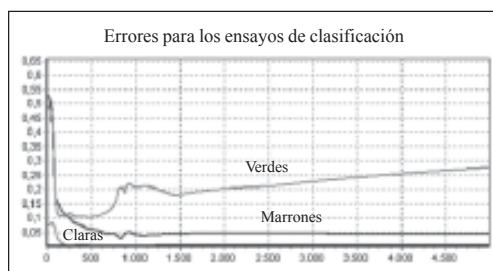




**Figura 2.** Resultados con  $LR = 0.9$  y 1000 épocas.



**Figura 3.** Resultados con  $LR = 0,9$  y 3000 épocas.



**Figura 4.** Resultados con  $LR = 0,9$  y 5000 épocas.

0.9, 0.7, 0.5, y 0.3; el número de épocas: 1000, 3000, y 5000. En todos los casos se usaron las bandas 1 a 5 y la 7.

El resultado que devuelve la red cuando se le introduce un conjunto de píxeles de una laguna es un vector cuyas componentes representan la proporción de ellos clasificados en cada categoría. Así, una salida de (0.97, 0.02, 0.01) significa que el 97% del total de píxeles fueron clasificados como claros, el 2% como marrones y el 1% como verdes.

Luego se probó el aprendizaje alcanzado con los píxeles de las siete lagunas preprocesadas completas. A modo de ejemplo, se muestran los resultados del entrenamiento para un factor de aprendizaje de 0.9 y diferente número de épocas en las Figuras 2, 3 y 4. La red paulatinamente encuentra la clasificación más adecuada en la medida que el algoritmo va aprendiendo de sus errores. En algunos casos, al aumentar el número de

iteraciones el error de la red empieza a aumentar. Dicho comportamiento es causado por el sobreentrenamiento de la red.

En la Tabla 2 se muestra el comportamiento de la red para clasificar, luego de los respectivos entrenamientos. Para un factor de aprendizaje de 0.9 y 5000 épocas, la respuesta de la red es acertada en el 70% de los casos considerando las respuestas incorrectas -lagunas Bragado y Segovia- y en el 89% de los casos cuando no se las considera. En particular, se desprende de la tabla que en el caso de Bragado, la red no logra clasificar bien las entradas sin importar las iteraciones o número de épocas del entrenamiento. En el caso de Segovia se observan mejores resultados de clasificación para un número de épocas mayor o mayor entrenamiento. Existe además un comportamiento interesante cuando se observa el número de épocas junto con el factor de aprendizaje. Para un factor de aprendizaje o paso de mayor magnitud ( $LR = 0,9$ ) la red clasifica correctamente debido, seguramente, a que el paso le permite saltar algún mínimo local. La clasificación mejora con  $LR = 0,5 - 0,7$  y un número de épocas igual a 3000. Luego para mayor número de épocas la red finalmente clasifica adecuadamente cualquiera sea el LR.

## CONCLUSIONES

Se ha presentado la utilización de una Red Neuronal la clasificación de

**Tabla 2.** Resultados obtenidos para cada laguna con distintos factores de aprendizaje y cantidad de épocas. Se muestra resaltada la clasificación entregada por la red para cada laguna.

Lagunas		Épocas											
		1000				3000				5000			
		Factor de aprendizaje											
clasificación		0,3	0,5	0,7	0,9	0,3	0,5	0,7	0,9	0,3	0,5	0,7	0,9
<b>Carpincho (verde)</b>	Clara	0,00	0,00	0,00	0,01	0,05	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04	0,02	0,00
	Marrón	0,07	0,06	0,06	0,06	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,10	0,07	0,09
	Verde	<b>0,93</b>	<b>0,94</b>	<b>0,93</b>	<b>0,93</b>	<b>0,86</b>	<b>0,91</b>	<b>0,92</b>	<b>0,92</b>	<b>0,91</b>	<b>0,86</b>	<b>0,90</b>	<b>0,90</b>
<b>La Barrancosa (clara)</b>	Clara	0,19	0,21	0,48	<b>0,56</b>	0,24	0,34	0,36	<b>0,46</b>	0,25	0,26	0,23	0,20
	Marrón	<b>0,75</b>	<b>0,73</b>	<b>0,51</b>	0,36	<b>0,75</b>	0,30	0,02	0,28	<b>0,39</b>	<b>0,43</b>	0,37	0,02
	Verde	0,06	0,06	0,02	0,08	0,01	<b>0,36</b>	<b>0,63</b>	0,27	0,36	0,31	<b>0,40</b>	<b>0,79</b>
<b>Wolfram (clara)</b>	Clara	<b>0,95</b>	<b>0,95</b>	<b>0,98</b>	<b>0,98</b>	<b>0,98</b>	<b>0,97</b>	<b>0,97</b>	<b>0,98</b>	<b>0,97</b>	<b>0,98</b>	<b>0,98</b>	<b>0,97</b>
	Marrón	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Verde	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03
<b>Mulitas (marrón)</b>	Clara	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Marrón	<b>0,83</b>	<b>0,79</b>	<b>0,80</b>	<b>0,79</b>	<b>0,87</b>	<b>0,86</b>	<b>0,85</b>	<b>0,84</b>	<b>0,86</b>	<b>0,87</b>	<b>0,85</b>	<b>0,86</b>
	Verde	0,17	0,21	0,19	0,20	0,13	0,13	0,14	0,15	0,13	0,12	0,14	0,13
<b>Bragado (marrón)</b>	Clara	0,33	0,26	<b>0,90</b>	<b>0,93</b>	<b>0,78</b>	<b>0,89</b>	<b>0,92</b>	<b>0,91</b>	<b>0,86</b>	<b>0,90</b>	<b>0,90</b>	<b>0,91</b>
	Marrón	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
	Verde	<b>0,66</b>	<b>0,73</b>	0,09	0,07	0,21	0,11	0,08	0,08	0,13	0,10	0,10	0,08
<b>Gómez (verde)</b>	Clara	0,00	0,00	0,03	0,02	0,10	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,04	0,01
	Marrón	0,06	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05	0,06
	Verde	<b>0,94</b>	<b>0,95</b>	<b>0,92</b>	<b>0,93</b>	<b>0,84</b>	<b>0,93</b>	<b>0,93</b>	<b>0,93</b>	<b>0,94</b>	<b>0,92</b>	<b>0,91</b>	<b>0,93</b>
<b>Segovia (verde)</b>	Clara	0,01	0,02	0,44	<b>0,76</b>	0,04	0,05	0,01	<b>0,85</b>	0,00	0,01	0,01	0,00
	Marrón	<b>0,95</b>	<b>0,94</b>	<b>0,51</b>	0,08	<b>0,91</b>	0,05	0,02	0,03	0,07	0,06	0,03	0,02
	Verde	0,04	0,04	0,05	0,16	0,05	<b>0,89</b>	<b>0,97</b>	0,12	<b>0,93</b>	<b>0,93</b>	<b>0,96</b>	<b>0,98</b>

cuerpos de agua mediante información proveniente de imágenes LANDSAT. Los resultados obtenidos permiten considerar que los modelos de Redes Neuronales (MRN) son una herramienta adecuada en el procesamiento de los datos provenientes de la teledetección para determinar el estado general de una laguna.

La ponderación de cada una de las bandas del espectro visible e infrarrojo cercano de LANDSAT queda implícitamente resuelta durante el entrenamiento de la red. Para decidir si la configuración de la red es la más adecuada y evitar además el sobreentrenamiento observado al aumentar el número de épocas, es necesario contar con mayor cantidad de ejemplos supervisados para alimentar la red en el período de entrenamiento. La determinación de la mejor arquitectura de una red neuronal no es una tarea sen-

cilla y no existe, hasta el momento, una teoría que avale tal decisión. Por esta razón se hace doblemente necesario realizar ensayos de prueba y error para encontrar la configuración que logre el menor error global en la clasificación.

El entrenamiento realizado y las clasificaciones obtenidas fueron, en todos los casos, tomados y cotejados con los resultados no supervisados del trabajo realizado por Dukatz *et al.* (2005). Los muestreos periódicos a realizarse en quince lagunas por un período de un año en el marco del proyecto de trabajo, permitirán aumentar y mejorar el número de ejemplos para el entrenamiento y optimizar las clasificaciones.

La red así obtenida se incluirá en un segundo modelo generalizado que permitirá vincular las variables causales del estado de una laguna –nu-

trientes, luz, nivel hidrométrico, temperatura- con la cadena trófica resultante.

### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la CONAE por haber provisto gentilmente las imágenes satelitales necesarias para la realización del trabajo. Al Mg. Fabian Grosman y al M. V. Pablo Sanzano por el aporte de conocimientos y la supervisión a través de las tareas de campo. Al Ing. Federico Dukatz por compartir las técnicas que desarrolló y colaborar en el avance que propone este trabajo. Al Ing. Diego Ruiz Moreno por su detallada lectura e interesantes aportes. Al Sr. Mauro Chaparro y a la Sra. Florencia Castets por su apoyo incondicional.

Trabajo realizado con financiamiento de ANPCyT, Programa de Modernización Tecnológica, BID 1201/OC-AR, 13-502.

### BIBLIOGRAFÍA

- Allen, P. M.** 1988. Evolution: Why the whole is greater than the sum of the parts. En: W. Wolff, D.; J. Soeder & F.R. Drepper (eds.). *Ecodynamics: Contribution to Theoretical Ecology*. Part 1: Evolution. Proceeding of an International Workshop, 19-20 October, 1987, Jülich, Germany, Springer Verlag, Berlin, 2-30p.
- Balch, W.M.; R. W. Eppley & M. R. Abbott.** 1989. Remote sensing of primary production-II. A semi-analytical algorithm based on pigments, temperature and light. *Deep-Sea Res.* 36(8): 1201-1217.
- Cole B.E. & J. E. Cloern.** 1987. An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 36: 299-305.
- Eppley R.W.; E. Stewart; M. R. Abbott & U. Heyman.** 1985. Estimating ocean primary production from satellite chlorophyll. Introduction to regional differences and statistics for the Southern California bight. *J. Plank. Res.* 7: 57-70.
- Dukatz F.; R. Ferrari & G. Canziani.** 2005. Evaluación de Sistemas Lacunares Bonaerenses mediante Imágenes LANDSAT TM. En: Res. III Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos.
- Fausett, L.** 1994. *Fundamentals of Neural Networks, Architectures, Algorithms, and Applications*. Ed. Prentice Hall.
- Jorgensen S.E.** 1995. The growth rate of zooplankton at the edge of chaos. *L. Theor. Biol.* 175:13-21.
- Jorgensen S.E.** 1998. An improved parameter estimation procedure in lake modelling. *Lakes and Reservoirs Res. Manag.* 3: 139-142.
- Jorgensen S.E.** 1999. State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecological Modeling* 120:75-96.
- Jorgensen S.E. & R. de Bernardi.** 1997. The application of a model with dynamic structure to simulate the affect of mass fish mortality on zooplankton structure in Lago de Annone. *Hydrobiologia* 356: 87-96.
- Kompare, B.** 1995. The use of Artificial Intelligence in Ecological Modeling, Ph. D Thesis at DFH, University Park 2, Copenhagen, 360p.
- Quiros, R.; A. Rennella; M. Boveri; J. Rosso & A. Sosnovsky.** 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. 2da. Reunión Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses, Montevideo Uruguay <http://limno.fcien.edu.uy/taller/Quiros.html>
- McClelland, J. L. & D. E. Rumelhart.** 1988. *Explorations in Parallel Distributed Processing*. Cambridge, MA, MIT Press.
- Minsky, M.L. & S. A. Papert.** 1969. *Perceptrons*, Expanded Edition. Cambridge, MA, MIT Press.
- Rosenblatt, F.** 1962. *Principles of Neurodynamics*. Spartan, New York.
- Rumelhart, D. E.; G. E. Hinton & R. J. Willams.** 1986a. Learning Internal representations by Error Propagation. En: D. E. Rumelhart & J. L. McClelland (eds.) *Parallel Distributed Processing, Explorations in the Microstructure of Cognition; Vol. 1: Foundations*. Cambridge, MA, MIT Press.
- Rumelhart, D. E.; G. E. Hinton & R. J. Willams.** 1986b. Learning Representations by Back-Propagation Error. *Nature* 323: 533-536.
- Scardi, M. & L. Harding.** 1999. Developing an empirical model of phytoplankton primary production: a neural network case study. *Ecological Modeling* 120: 213-224.

# POSIBLES CAUSAS DE UNA MORTANDAD DE PEJERREY, *Odontesthes bonariensis*, EN LA LAGUNA DE MONTE

L. FREYRE<sup>1</sup>; M. MAROÑAS<sup>1</sup>; E. SENDRA<sup>1</sup> & A. CORNEJO<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Limnología. CC 712 (1900) La Plata. lafreyre@ilpla.edu.ar. <sup>2</sup> CeDePesca. 12 de Octubre 3456. L. 22, (7600) Mar del Plata. acornejo@cedepesca.org.ar

## ABSTRACT

Between the 18 and 20 of April of 1998 a silverside fish kill was observed in Monte urban shallow lake. Rains preceded the phenomenon without being observed lake water level variations, but iridescence in the surface was noticed. Sampled dead fish were obtained for measurement and autopsies were carried out as well. The size range was between 90 and 180 mm of standard length. The fish measurements were made in 21 specimens with best conservation condition and results concerning cephalic index and condition factor were compared with those obtained in previous years. Since most presented high degree of decomposition it was only possible to dissect the gills. Microscopic images of these didn't record the presence infectious agents so it was discarded as a possible cause. The somatic relationships and indexes show that these fish have suffered growth difficulties which, coupled with the analysis of the gills, supports the hypothesis of an environmental alteration as responsible for the fish kill. Variation leading to an increment in the concentration of organic matter (MO) in the lake produced by the rain induced transport of MO accumulated in the basin of the tributary (channeled), possibly further potentated by the incorporation of hydrocarbons, given the observed iridescence. But this cannot be confirmed by lack of water sample. The made interpretations don't allow to deduce the cause of the fish kill but enable to point out that the environmental phenomenon that provoked it possibly had not lead to the recorded consequences if the population had been less susceptible, more like under the conditions of previous years.

**Key words:** fish kill, silverside, health condition.

## INTRODUCCIÓN

Las estadísticas dan cuenta de mortandades espectaculares de peces que involucran a millones de individuos. Estos acontecimientos se informan con cierta frecuencia aunque las menos espectaculares, que causan la muerte de cientos de organismos, son sucesos que ocurren casi a diario (Hill, 1993). Estos fenómenos pueden tener un origen infecto-contagioso, fisiológico o del medio, tanto por causas naturales como de origen antrópico (Bell, 1978). Para la provincia de Buenos Aires varios autores registraron estos

fenómenos de mortandad entre los que pueden citarse a Ringuelet *et al.* (1955), Freyre (1967), Romano & Cueva (1988), y más recientemente Colautti *et al.* (1998). Las posibles causas asociadas que se mencionan son: frío, tóxicos, algas ictiotóxicas, entre otros.

El presente trabajo documenta la mortandad de pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835), ocurrida en la Laguna de Monte (Partido de San Miguel del Monte, provincia de Buenos Aires), durante el otoño de 1998. A diferencia de los trabajos antes citados se analiza el espectro de causas probables y se interpretan los procesos

involucrados desde una perspectiva sistémica. Los avances teóricos más recientes habilitan a evaluar respuestas indirectas o difusas como la mayor susceptibilidad de los peces producidas por situaciones previas al evento desencadenante.

## MATERIAL Y MÉTODOS

La laguna de Monte (35° 27' LS, 58° 48' LW) tiene una superficie de 655 ha con una profundidad media de 1,30 m (Dangavs, 1973). Es un ambiente periurbano situado en el NE de la provincia de Buenos Aires cuyo principal afluente es el arroyo El Totoral y desagua, a través de una compuerta, hacia la laguna Las Perdices (Toresani *et al.*, 1994). Entre los días 18 y 20 de abril de 1998 se observó una mortandad de pejerreyes en la laguna. El fenómeno estuvo precedido por lluvias (entre el 15 y el 17 de abril). No se observaron variaciones del nivel del agua, pero se notaron iridiscencias en la superficie lagunar.

Personal de un club de pesca situado a orillas de la laguna tomó muestras de agua del ambiente y de pejerreyes muertos en distintos puntos de la laguna que fueron remitidos al Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuelet» (no se informó la observación de muertes en otras especies) donde se realizaron las necropsias y el estudio merístico. El rango de tallas de los

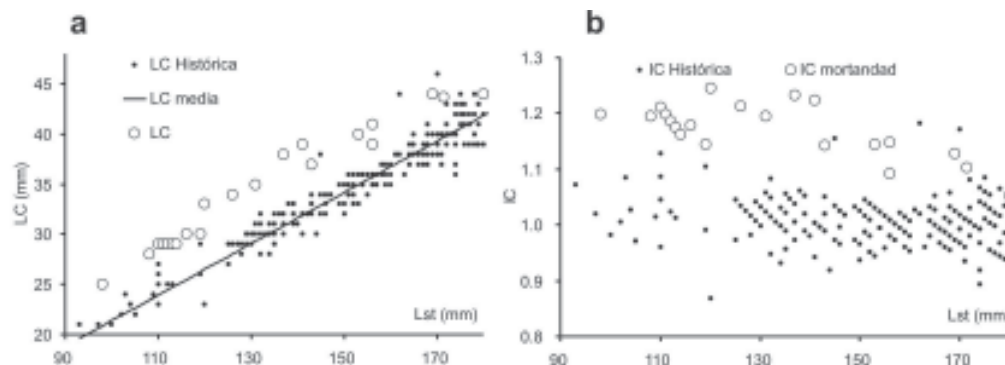
pejerreyes estuvo entre 90 y 180 mm de longitud estándar (Lst). En ellos se midió con precisión de 1 mm la Lst, la longitud de la cabeza (LC) y el peso (W). Para este último la precisión del registro fue de 5 g para los mayores de 200 g; 0.01 g entre 20 y 200 g y de 10 mg cuando fueron menores de 20 g. Se calculó el Índice Cefálico (IC) y el de Condición de Fulton (K) y sus valores fueron contrastados con los registrados para la especie en esa localidad y años anteriores (valores históricos, Freyre *et al.*, 1987).

En la necropsia se analizaron branquias de pejerrey bajo lupa y en preparados histológicos. Estos últimos corresponden a fijaciones en líquido de Bouin con posterior inclusión en parafina y coloración hematoxilina-eosina. Los cortes se efectuaron en sentido transversal.

## RESULTADOS

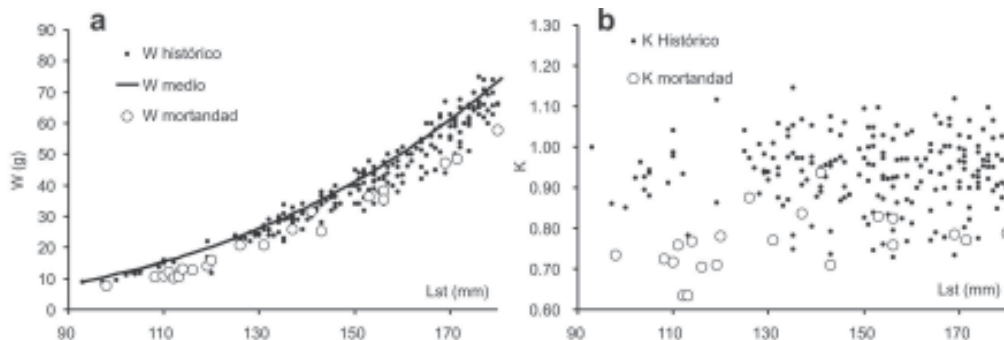
Los ejemplares remitidos exhibían un alto grado de autodigestión razón por la cual la merística sólo pudo efectuarse en 21 ejemplares que presentaban un buen estado de conservación. Tampoco se contó con un censo que pudiera indicar la magnitud del fenómeno.

En las Figuras 1 y 2 se presentan las relaciones LC-Lst y W-Lst y se muestran los valores históricos calculados para IC y K, junto con la misma



**Figura 1. a.** Relación entre la longitud de la cabeza (LC) y la longitud estándar (Lst) de los datos históricos y superposición de los valores encontrados durante la mortandad. **b.** Representación del índice cefálico (IC) por talla para ambos tipos de datos.





**Figura 2. a.** Relación entre el peso ( $W$ ) y la longitud estándar ( $Lst$ ) de los datos históricos y superposición de los valores encontrados durante la mortandad. **b.** Representación del índice de condición ( $K$ ) por talla para ambos tipos de datos.

información para los pejerreyes involucrados en la mortandad. Los valores de LC e IC son mayores que los históricos en tanto que los  $W$  y los  $K$  que son menores.

Debido a la autodigestión ya mencionada sólo se disecaron las branquias no pudiéndose obtener las vísceras. Las imágenes branquiales microscópicas obtenidas no registran la presencia de parásitos. Tampoco se observaron focos hemorrágicos, fusión de lamelas, ni hiperplasia del epitelio branquial. Por lo tanto se descartaron cambios degenerativos en el epitelio branquial que indiquen la presencia de agentes infecciosos o procesos crónicos ambientales.

La calidad del agua de la laguna en el momento de la mortandad no pudo ser analizada con el fin de diagnosticar posibles causas directas, dado que las muestras no se remitieron en el tiempo y la forma requeridas.

## DISCUSIÓN

Las relaciones somáticas e índices muestran que los peces involucrados en la mortandad han sufrido dificultades de crecimiento reflejadas en una cabeza relativamente grande y un peso corporal más bajo, comparados ambos con los datos históricos que se poseen.

El análisis de las branquias permi-

tiría descartar la presencia de agentes infecciosos o factores ambientales crónicos, lo que refuerza la hipótesis de que una variación ambiental aguda fue la responsable de la mortandad de los peces. Las observaciones efectuadas habilitan para señalar que el fenómeno ambiental que la provocó probablemente no hubiera tenido las consecuencias observadas si la población se hubiese encontrado en otra condición. Como lo indicaría el bajo peso de los ejemplares, la oferta alimenticia de la laguna ha sido escasa comparada con períodos anteriores en que se ha estudiado ese ecosistema. Además, las observaciones referidas al tamaño de la cabeza de estos peces, siempre mayores a las normales, expresan que esta carencia se ha mantenido por un tiempo considerable, probablemente cerca de un año, a juzgar por la talla de los peces estudiados. Si se tratara de un fenómeno reciente, los peces serían delgados pero la cabeza tendría un tamaño normal.

La causa probable de la mortandad pudo ser una depleción de la concentración de oxígeno generada por un incremento en la concentración de materia orgánica (MO) en la laguna, los signos del comportamiento típicos de los peces, no pudieron considerarse dadas las particularidades del muestreo, efectuado por legos. El bañado de El Totoral cumplía una función de



«buffer» que protegía al cuerpo principal de la laguna de una mayor eutrofización (Kadlec & Knight, 1996). Este fue canalizado con posteridad a la recolección de los datos históricos que se poseen sobre la población de pejerrey. La canalización podría haber permitido el lavado y arrastre (dadas las lluvias precedentes) de la MO acumulada en la cuenca del arroyo. Por la condición de laguna periurbana esta incorporación quizá estuvo potenciada por la de hidrocarburos provenientes principalmente de las industrias y los desagües pluviales de la ciudad de San Miguel del Monte (Tangir, 1990), dada la iridiscencia observada, pero que no pueden confirmarse. Grosman *et al.* (2002) con posteridad, detectaron en este ambiente la presencia de organoclorados que podrían haberse incrementado por el lavado provocado por la lluvia. Pero, además, esta canalización podría estar relacionada con la mala condición de los individuos debido a que potenciaría la cadena de los detritos en detrimento de la relacionada con el plancton, disminuyendo los aportes de energía a los pejerreyes.

Los resultados analizados no permiten deducir la causa de la mortandad, pero si habilitan para señalar que el fenómeno ambiental que la provocó quizá no hubiera tenido las consecuencias registradas si la población se hubiese encontrado en las condiciones de años anteriores. Este análisis permite interpretar ciertos casos que como el presente concluyen en una mortandad manifiesta, como consecuencia de un disturbio puntual agudo que lleva a los individuos a sobrepasar determinado umbral de supervivencia, coincidente con una situación ambiental crónica que disminuya ese umbral de tolerancia por lo que resulta aumentada su susceptibilidad.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores reconocen a las autoridades del Club de Pesca San Hu-

berto, sede San Miguel del Monte por el aporte de las muestras utilizadas.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Bell, G. R.** 1978. Investigation of mortalities in the wild. En: T. Bagenal (Ed.) *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 3<sup>rd</sup>. Ed. Blackwell Scient. Publ., 365p.
- Colautti, D.; M. Remes Lenicov; N. Gómez & C. Claps.** 1998. Mortandad de peces en el arroyo San Miguel (Partido de Pila, Provincia de Buenos Aires). *Gayana Zool.* 62(2): 191-197.
- Dangavs, N. V.** 1973. Estudios geológicos en la Laguna de San Miguel del Monte, Provincia de Buenos Aires, República Argentina. *Rev. del Museo de La Plata (ns) Secc. Geología VIII*: 281-313.
- Freyre, L. R.** 1967. Consecuencias de la mortandad de peces por las temperaturas extremas de junio de 1967 en laguna de Chascomús. *Agro 9*: 35-46.
- Freyre, L. R.; M. C. Fiorito; M. E. Maroñas; S. M. Mollo; J. Ponte Gómez & E. D. Sendra.** 1987. Diagnóstico previo del sistema Laguna de Monte para planificar su estudio ecológico integral. Informe Interno CIC Provincia de Buenos Aires. 60p (mimeo.).
- Grosman, F.; P. Sanzano & D. Agüeria.** 2002. Aspectos biocenológicos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* de la laguna de Monte. *Revista Museo Argentino Ciencias Naturales*, (ns) 4(1): 13-23.
- Hill, D. M.** 1983. Fish kill investigation procedures. 1983. En: L. A. Nielsen & D. L. Johnson (Eds.) *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 468p.
- Kadlec, R. H. & R. L. Knight.** 1996. *Treatment wetlands*. Lewis Publishers, 893p.
- Tangir, D.** 1990. Ordenamiento territorial y planificación ambiental de una comuna bonaerense para una optimización del uso del medio. Tesina Especialista Escue-la de Patología Ambiental, UNSienna - UNLP.
- Toresani, N. I.; H. L. López & S. E. Gómez.** 1994. Lagunas de la provincia de Buenos Aires. Ministerio de la Producción de la Provincia de Buenos Aires, 108p.
- Ringuelet, R. A.; S. Olivier; S. Guarrera & R. H. Aramburu.** 1955. Observaciones sobre antoplancton y mortandad de peces en laguna del Monte (Buenos Aires, Rep. Argentina). *Notas del Museo de la Univ. Nac. de La Plata, Zoología 159 (XVIII)*: 71-79.
- Romano A. R. & F. Cueva.** 1988. Lesiones histológicas atribuibles a tóxicos en *Odontesthes bonariensis* (Cuv. y Val., 1835) (Pisces, atherinidae). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 19 (2)*: 135-142.

# ANÁLISIS DE PROGRESIÓN MODAL DE *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887) EN LA LAGUNA LACOMBE PROVINCIA DE BUENOS AIRES

L. R. FREYRE; M. E. MAROÑAS; E. D. SENDRA & A. A. DOMÁNICO

Instituto de Limnología. CC 712 (1900) La Plata. Email: lafreyre@ilpla.edu.ar

## ABSTRACT

The small silver characin, *Bryconamericus iheringii*, is an important species in the fish community structure because among the accompanying species of the silver side, *Odontesthes bonariensis*, it is most density important and has a planctophagous regime which partially overlaps with that of this atherinid as well. The objective of this paper is to describe the individual growth, analyzing size structure and using modal progression analysis as first stage for its demographic appraisal. The catches were carried out with a beach seine net (opening of the mesh in the bag 10 mm) between October of 1997 and October of 1998. The application of modal progression method is hindered by the wide seasonally oscillating growth and by capturability. The obtained parameters for the Lacombe population, assuming the interpretation of two annual cohorts (Sendra & Freyre for Chascomús shallow lake) but fitting the generalized Pauly's seasonal model of von Bertalanffy, compared with those obtained by the scale they would be close by. However the interpretation of a single annual cohort is more compatible with the lepidologic interpretation.

**Key words:** growth, modal descomposition, comparative analysis

## INTRODUCCIÓN

La mojarrita plateada, *Bryconamericus iheringii*, es una especie importante en la estructura de la comunidad de peces de las lagunas pampásicas y aunque no se lo pesca con fines comestibles es utilizado en la pesca deportiva como carnada. Entre las especies acompañantes del pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835), en la laguna Lacombe, la elegida es la más importante dada su densidad y su régimen planctóforo parcialmente solapado con el del pejerrey que es la especie de agua dulce de mayor importancia deportiva y comercial en la región pampásica (Gómez, 1998). La misma muestra un comportamiento estacional marcado

tanto en la tasa de crecimiento como en su capturabilidad (Sendra & Freyre, 1978).

Los métodos utilizados para el estudio del crecimiento basados en analizar la distribución de frecuencias de tallas, parten del trabajo de Petersen (1892). Entre las adaptaciones posteriores más significativas está el análisis de la progresión de clases modales (Pauly, 1980). Éste puede aplicarse a distribuciones de frecuencia de tallas correspondiente a las distintas fechas de captura, ordenadas en forma secuencial, y requiere que se asuman ciertos supuestos para poder establecer cuales modas se pueden interconectar.

El objetivo del presente trabajo es evaluar la aplicación del método de análisis de progresión modal para

describir el crecimiento individual de esta especie para realizar su incorporación al modelo demográfico dinámico del pejerrey (Freyre, 2003) y evaluar la utilización del método de análisis de progresión modal (Pauly, 1980).

## MATERIAL Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron en la laguna Lacombe (35°50'00" S, 57°53'10" W), partido de Chascomús. Es un ambiente carente de efluente superficial, con una superficie aproximada de 195,23 ha, que se conecta por el agua subterránea con la Cuenca del Salado, la más importante de la provincia de Buenos Aires.

Entre octubre de 1997 y el mismo mes de 1998 se efectuaron muestreos sistemáticos mensuales de la comunidad íctica utilizando una red de tiro a costa con una abertura de la malla en el copo de 10 mm. La captura de cada maniobra fue clasificada, para esta especie, por intervalos de longitud estándar (*Lst*) de 2 mm y se obtuvieron escamas de la zona inmediata posterior a la aleta pectoral.

Las distribuciones de talla por fecha de muestreo se descompusieron en sus componentes unimodales, asumiendo normalidad en cada una de ellas, según un procedimiento iterativo para minimizar los desvíos cuadráticos entre las observaciones y las estimaciones. Suponiendo que cada moda representa una cohorte se utilizó el método de Petersen para asignarles la edad y el análisis de progresión de modas (APM) (Pauly, 1980) para interconectarlas.

Para la descripción del crecimiento individual se ajustó el modelo estacional, variante del clásico generalizado de von Bertalanffy (Pauly, 1984), según:

$$Lst = L_{\infty} \left( 1 - e^{-\left[ kD(t-t_0) + c \frac{kD}{2\pi} \text{seno}(2\pi(t-t_s)) \right]} \right)^{\frac{1}{D}} \quad (1)$$

donde

$L_{\infty}$  = longitud máxima asintótica;

$k$  = constante de crecimiento;

$t_0$  = edad de los peces a la longitud cero;

$c$  = amplitud de las oscilaciones del crecimiento;

$D$  = factor de superficie;

$t_s$  = comienzo de la sinusoide con respecto a  $t = 0$ .

Se consideraron la presencia de una o de dos cohortes anuales según lo descrito por Sendra & Freyre (1978) para la misma especie en la laguna Chascomús.

Con el fin de aclarar la interpretación del crecimiento individual según APM, se analizaron las escamas. El procedimiento adoptado para esta especie consistió en seleccionar unos pocos ejemplares con *Lst* próximas a las modas obtenidas por la descomposición de las distribuciones de talla de cada fecha de muestreo y analizar entre 4 a 6 escamas por individuo. El tratamiento para las mismas y lectura de las marcas de crecimiento se realizó según lo descrito por Dománico *et al.* (1993). La medida de cada radio a cada una de las marcas de crecimiento fue corregida por el tamaño de la escama (Sendra & Freyre, 1987). Para ello fue necesario estimar los parámetros de las regresiones entre *Lst* y el radio total de la escama. Los algoritmos fueron:

$$Rt = a Lst^b \quad (2)$$

$$Lst = i R^j \quad (3)$$

donde:  $Rt$  es el radio de la escama y  $a$ ,  $b$ ,  $i$  y  $j$  son constantes.

Para una escama en particular aceptando  $a$ , constante:

$$Rt_{obs} = a Lst_{obs}^b$$

donde

$Rt_{obs}$  = el radio total observado;

$Lst_{obs}$  = la longitud estandar del pez;

$b'$  = el nuevo exponente.

Este último se puede estimar como:

$$b' = \frac{\ln Rt\ obs - \ln a}{\ln Lst\ obs}$$

de modo que para una radio particular resulta:

$$rn = a Lst_n^{b'}$$

donde

$rn$  = el radio del anillo  $n$ ;

$Lst_n$  = la longitud del pez al marcar el anillo  $n$ ;

y deducir que esta última vale:

$$Lst_n = e^{\frac{\ln rn - \ln a}{b'}}$$

El radio de la escama corregido ( $rn\ corr$ ) será:

$$rn\ corr = a Lst_n^b$$

Puede demostrarse que estas dos últimas expresiones equivalen a:

$$rn\ corr = Rt \left( \frac{rn\ obs}{Rt\ obs} \right)^{b/b'}$$

Con la totalidad de radios corregidos se confeccionó una matriz de frecuencia y se la descompuso en sus componentes normales para establecer los rangos de intervalos de radio con mayor probabilidad de encontrar una marca.

El desplazamiento de los  $rn$  en función de  $n$  permitió ajustar el modelo de crecimiento de la escama:

$$rn = R_\infty (1 - e^{-k(n-n_0)})$$

siendo  $R_\infty$  = radio máximo asintótico;  
 $k$  = constante de crecimiento de la escama;

$n_0$  = edad inicial de la escama;

$n$  = orden del radio o edad;

Para establecer la época de formación de los anillos de crecimiento se estimó el índice de incremento marginal ( $IM$ ) analizando las escamas de los individuos que presentaban una sola marca. Para cada fecha del año se predice la aparición de una segunda marca utilizándose el método propuesto por Guerrero (1989):

$$IM = \frac{Rt - rn}{rn_{+1} - rn} = \frac{d_n}{D_n}$$

donde

$d_n$  = distancia desde el último anillo al borde de la escama;

$D_n$  = distancia desde el último anillo observado hasta la próxima marca estimada.

A los valores de  $IM$  obtenidos, ordenados por fecha de captura se les ajustó un polinomio trigonométrico de Fourier (Rey Pastor, *et al.*, 1987).

$$Lst = i \overline{rn}^j$$

A partir de los radios modales ( $\overline{rn}$ ) de cada componente modal se estimaron las  $Lst$  que corresponden a cada una de ellos por retrocálculo, utilizando la relación (3):

$$Lst = i \overline{rn}^j$$

Estas representan las sucesivas tallas medias de marcación con un intervalo de tiempo constante entre las mismas. Con esta información se estimó el crecimiento individual utilizando el modelo de crecimiento generalizado de von Bertalanffy (Pauly, 1984).

$$Lst = L_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

**RESULTADOS**

En la Figura 1 se presenta la estructura de tallas en cada fecha de muestreo y los ajustes del modelo polimodal y en la Tabla 1 se ofrecen los parámetros de cada normal.

En la Figura 2 se muestra el diagrama de dispersión de las clases de tallas como función de los meses del año que abarcó el muestreo. En la misma se señala la consecuencia de las dos interpretaciones posibles, que se corresponden con considerar una o dos cohortes anuales.

Los parámetros del modelo de crecimiento estacional considerando una o dos cohortes pueden consultarse en la Tabla 2 y sus ajustes observarse en la Figura 2.

Las constantes de las regresiones necesarias para la interpretación del crecimiento mediante el análisis de escama resultaron:

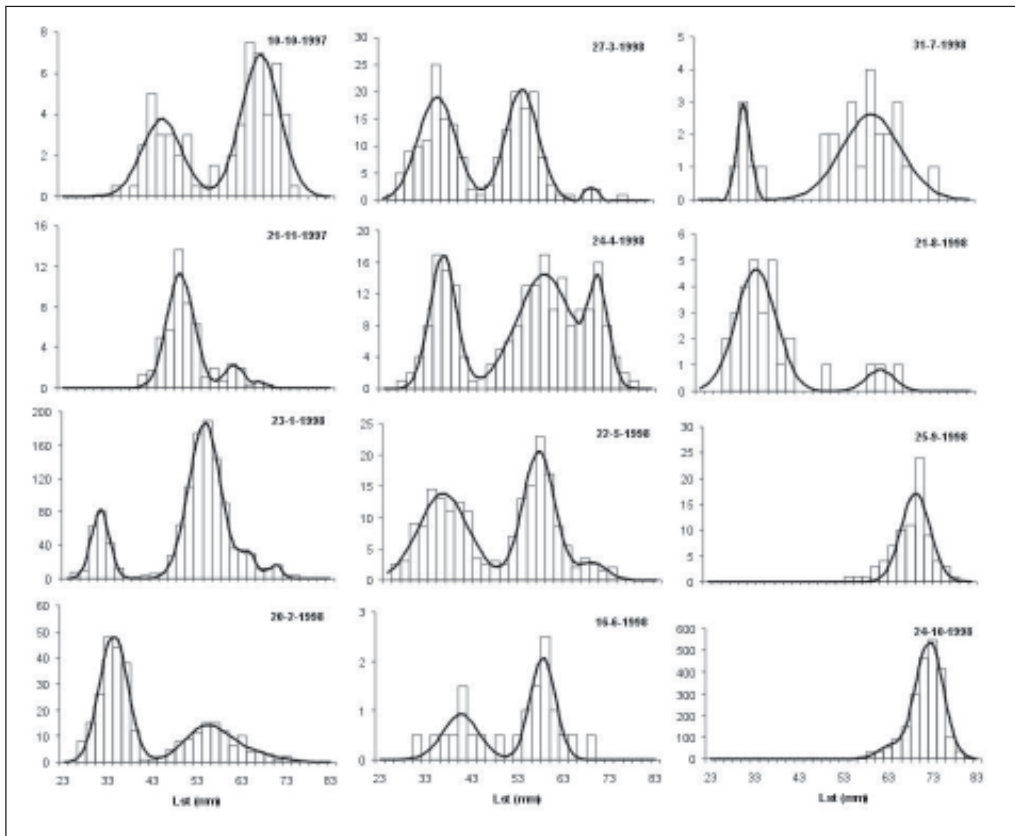
$$R_t = 10,496Lst^{1,2073} \quad R^2 = 0,8638$$

$$Lst = 0,2361R_t^{0,7155} \quad R^2 = 0,8638$$

El crecimiento de la escama en función del número de anillos se puede describir por:

$$Rt = 115,980(1 - e^{-0,827025(n+0,0137047)})$$

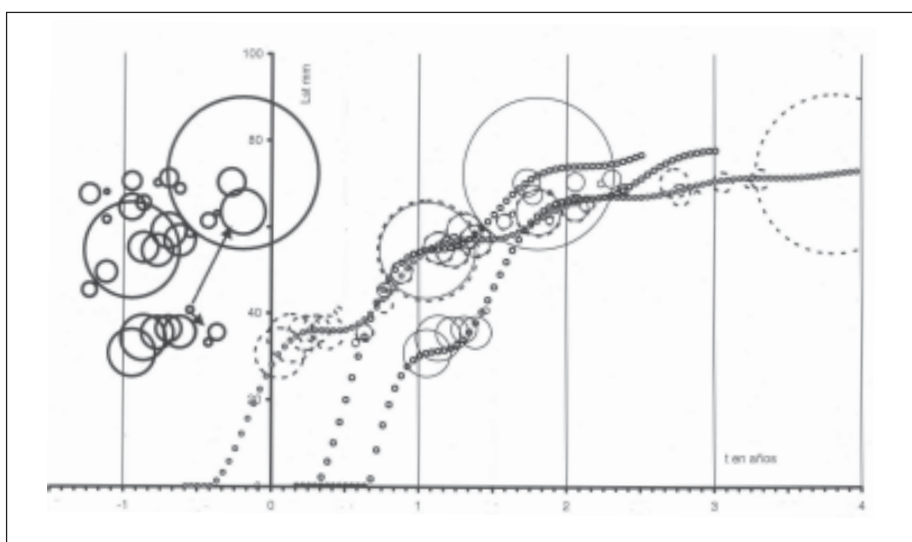
Se distinguieron 398 individuos con una marca, 226 con dos y 6 con tres, no obstante apreciarse la presencia de cuatro rangos de marcación de acuerdo con la distribución de marcas.



**Figura 1.** Histogramas de distribución de tallas (*Lst*) por fecha de muestreo expresada en ejemplares por unidad de esfuerzo de la red de tiro y ajuste del modelo polimodal (—).

**Tabla 1.** Parámetros de cada normal componente de la distribución de talla por fecha de muestreo. D.E.= desvío estándar; Ni = área de cada normal.

Fecha	Lst media	D.E.	Ni	Fecha	Lst media	D.E.	Ni
10-10/97	45,26	4,43	41,89	24-04-98	36,26	2,94	126,18
	67,44	4,28	74,28			59,01	6,29
21-11-97	49,40	2,99	85,09		71,12	2,15	65,44
	61,51	2,19	12,55	22-05-98	35,50	5,57	192,49
	67,93	0,48	4,64			56,71	3,56
23-01-98	30,68	2,01	420,69		68,70	3,10	21,36
	54,48	3,63	1705,03	16-06-98	40,61	3,92	9,09
	64,45	1,71	126,60			58,42	2,73
	70,44	1,50	65,74	31-07-98	33,05	1,42	10,51
20-02-98	34,15	3,14	385,94		61,25	6,47	42,57
	55,12	5,05	172,89	21-08-98	35,47	4,44	51,81
	65,40	5,50	42,88			63,02	2,98
27-03-98	35,30	4,23	201,12	25-09-98	70,18	3,29	142,24
	54,41	3,67	188,55	24-10-98	72,27	3,09	4212,33
	70,00	0,71	9,53			63,33	2,61

**Figura 2.** A la izquierda, con línea gruesa, se presentan los resultados de las descomposiciones multimodales del año de muestreo y las dos interpretaciones posibles para la progresión de modas (flechas). A la derecha, con círculos punteados la progresión modal asumiendo una cohorte y el ajuste del modelo de crecimiento estacionalizado (círculos llenos) y con círculos enteros asumiendo dos cohortes anuales con su ajuste (círculos vacíos).**Tabla 2.** Parámetros según el modelo de crecimiento estacionalizado de von Bertalanffy para ambas interpretaciones.

	una cohorte	cohorte 1	cohorte 2
$L_{\infty} =$	74,9992	92,7692	92,7692
$k =$	0,949742	1,01942	1,01942
$t_0 =$	-0,573556	-0,0196384	0,567000
$C =$	1,06040	0,743311	0,743311
$t_s =$	0,378693	0,717412	0,717412
$D =$	0,847607	0,847607	0,847607



En la Figura 3 se observa la progresión de normales que describen la distribución de radios corregidos. Las distribuciones que definen cada período de marcación presentan considerable solapamiento con las contiguas lo que dificulta su interpretación a partir de la tercera marca.

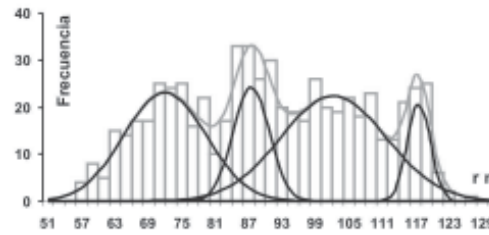
Según el análisis de incremento marginal (Figura 4) los resultados indican la existencia de una única época de marcación que correspondería a la fase descendente de *IM* la cual refleja la formación de un nuevo anillo, interpretándose como época de marcación probable al periodo que va desde 0,7479 a 0,8301 en partes de año, es decir mediados de octubre, que representó una edad probable de 0,8 años para la primera marca.

En consecuencia los parámetros para la curva de von Bertalanffy generalizada según el análisis lepidológico resultaron:  $L_{\infty} = 69,374$ ;  $k = 1,0775$ ;  $t_0 = -0,040139$

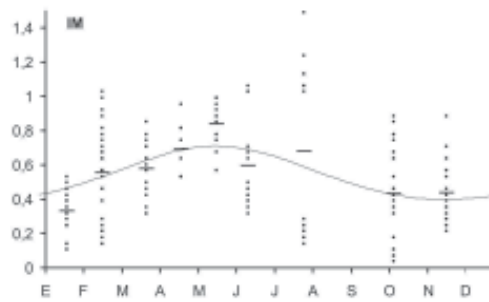
## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las lagunas pampásicas son ambientes que están sujetos a las variaciones estacionales propias de un clima templado. El crecimiento de los peces no es ajeno a esta situación por lo cual debe incorporar en su descripción esta influencia. La inclusión de un elemento senoide con período de un año en el modelo de crecimiento generalizado de von Bertalanffy cumple con lo antes enunciado (Pauly, 1984) brindado una mejor resolución del crecimiento a lo largo del año. Se tienen antecedentes que muestran la existencia de una fuerte estacionalidad en el crecimiento de la especie (Sendra & Freyre, 1978).

Los análisis lepidológicos proporcionan datos longitud-tiempo una vez al año, por lo que no es posible el ajuste del modelo estacionalizado. El APM permite obtener una serie longitud-



**Figura 3.** Histograma de la distribución de radios ( $r_n$ ) de marcas de crecimiento y ajuste de una polimodal.



**Figura 4.** Cambios del índice de Incremento Marginal (*IM*) a lo largo del año, valores, promedios y polinomio trigonométrico ajustado.

tiempo no sujeta a las fechas de marcación de anillos.

La aplicación de APM implica que se debe cumplir:

- Que la forma de crecimiento de los peces sea rápida en un principio y luego decrezca suavemente.
- Que esta forma de crecimiento se repita de año en año.

En nuestro caso es apreciable, además de una importante variación anual en la velocidad del crecimiento ( $C = 1,06040$ , en la Ecuación 1), la presencia de amplias oscilaciones de la densidad de las capturas asociada probablemente a un patrón estacional de distribución espacial caracterizado por una muy escasa abundancia en los meses invernales (N, en Tabla 1), fenómeno ya comentado para la población de Chascomús (Sendra & Freyre, 1978).

Esto incorpora incertidumbre en el APM en el momento de interconectar las modas y decidir la presencia de más de una cohorte. Sin embargo, la distribución de edades estimadas por el análisis lepidológico es más compatible con el supuesto de una única cohorte anual, y el crecimiento parece adecuadamente descrito por el modelo estacionalizado.

Los parámetros básicos,  $L_{\infty}$  y  $k$ , obtenidos para los modelos de crecimiento, (APM de una cohorte anual y de dos cohortes anuales contra la lectura de escamas) muestran valores próximos entre sí.

## BIBLIOGRAFÍA

- Dománico, A. A.; R. Delfino & L. R. Freyre.** 1993. Edad y crecimiento de *Hoplias malabaricus malabaricus* (Bloch, 1794) (Teleostei, Erytrinae) en la laguna de Lobos (Argentina) *Iheringia*, Secc. Zool. (74): 141-149.
- Freyre, L. R.** 2003. Modelo demográfico dinámico para el pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Biología Acuática* 20: 27-36.
- Freyre, L. R. & E. D. Sendra.** 1987. Un método para la interpretación de las marcas de crecimiento en peces. *Limnobiología* 2(9): 677-684.
- Guerrero, C. A.** 1989. Demografía y dinámica de población de la perca de boca grande *Percichthys colhuapiensis* del embalse Ezequiel Ramos Mexía. Tesis Doctoral UBA, 201p.
- Gómez, S. E.** 1998. Consideraciones sobre producción, cultivo y comercialización del pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Atherinidae) en la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Aprona Bol. Cient.* 11(34): 2-8.
- Pauly, D.** 1980. A selection of simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fisheries Circular* 729: 1-54.
- Pauly, D.** 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with a programmable calculator. *ICLARM Studies and reviews* 8: 1-325.
- Petersen, C. G. J.** 1892. Fiskensbiologiske forhold i Holboek Fjord, 1890-91. *Beretning fra de Danske Biologiske Station for 1890* (91)1: 121-183.
- Rey Pastor, J.; P. Pi Calleja & C. A. Trejo.** 1987. Series e Integral de Fourier. En: *Análisis Matemático. Análisis funcional y aplicaciones*. Editorial Kapelusz, 85-144p.
- Sendra, E. D. & L. R. Freyre.** 1978. Dinámica poblacional de *Bryconamericus iheringi* (Pisces, Tetraodonidae), de la Laguna Chascomús. *Limnobiología* 1(8): 299-321.

## DESCOMPOSICIÓN DE MACRÓFITAS EN EL ARROYO LAS FLORES (BUENOS AIRES)

P. GANTES<sup>(1)</sup>; F. MOMO<sup>(1)</sup>; A. SÁNCHEZ CARO<sup>(1)</sup> & J. GÓMEZ<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> Programa de Investigación en Ecología Acuática, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján. CC 221. 6700 Luján, Buenos Aires, Argentina. [ecologia@mail.unlu.edu.ar](mailto:ecologia@mail.unlu.edu.ar)

<sup>(2)</sup> Carrera de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de Luján

### ABSTRACT

The macrophytes contribute significantly to the autochthonous primary production of the streams of the Buenos Aires province. Their biomass is partly exported, mainly during floods, and partly incorporated to the detritus pathway of the water bodies. The aim of this study is to determine the losses in weight and nitrogen along the process of decomposition of *Lemna gibba* and *Ceratophyllum demersum*, two of the dominant species in the Las Flores stream. A total of 40 bags with 4 g (fresh weight) of *L. gibba* and 10 g of *C. demersum* were set in two sites of the stream. Periodically, 4 samples of each species were redrawn, and the dry weight and total nitrogen concentration were determined. *L. gibba* lost 50% of its weight in 4 days, from then on and until the end of the incubation period (50 days) the weight kept approximately constant, fitted to a Hill's function with a maximum rate of 0.158 day<sup>-1</sup>. The weight of *C. demersum* was almost stable until day 44, and at the end of the following 42 days it was observed that it had lost 62% of its initial weight, with a constant rate of  $k = 0.0203 \text{ day}^{-1}$ . In *L. gibba* essay, nitrogen concentration lowered from 3.4% to 2.4% in the first 48 hours, thus representing a 52% loss of the total nitrogen content of the plant. For *C. demersum*, nitrogen concentration decayed from 4.1% until 3.2%; by the end of the sampling, the total nitrogen content had reduced to 33.5% of the initial value. The results indicate that, given the quickness of the decomposition and nutrient release, an important part of the production can be incorporated to the material cycles of the stream before the plants are washed downstream during floods.

**Key words:** macrophytes; decomposition; streams; *Lemna gibba*; *Ceratophyllum demersum*.

### INTRODUCCIÓN

Las macrófitas contribuyen significativamente a la producción primaria autóctona de los arroyos de la provincia de Buenos Aires. Su biomasa en parte es exportada, principalmente durante las crecientes, y en parte es incorporada a la vía detritica del cuerpo de agua.

Dos de las especies dominantes en el arroyo Las Flores son *Lemna gibba* L. (flotante libre) y *Ceratophyllum demersum* L. (sumergida, no arraiga-

da), alcanzando valores máximos de biomasa en el verano de 109 g/m<sup>2</sup> y 90 g/m<sup>2</sup> respectivamente, antes que se produzcan las riadas anuales. que reducen prácticamente a cero estas praderas (Gantes & Tur, 1994). En sitios resguardados de la corriente, parte de su biomasa muere y permanece como detrito.

El objetivo de este trabajo es determinar las pérdidas de peso y de nitrógeno durante el proceso de descomposición de *Lemna gibba* y *Ceratophyllum demersum* en muestras incubadas durante 54 días.

## SITIO DE ESTUDIO

El arroyo Las Flores es afluente del río Luján, su cuenca comprende terrenos dedicados principalmente a la cría de caballos y a la agricultura extensiva. Tiene 43 km de largo, un ancho máximo de 11 m y profundidades medias de hasta 80 cm, sufre crecientes importantes en primavera y otoño, de pocos días de duración, en las que el caudal puede triplicarse. Su lenta velocidad de corriente media, entre 0 y 55 cm s<sup>-1</sup>, así como las altas concentraciones de nutrientes (PRS: 0.31-0.03 mg/l; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 9.6-6.48 mg/l; NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: 0.03-0.101 mg/l; NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 0.021-0.016 mg/l) permiten el desarrollo de importantes comunidades de macrófitas (Feijoó *et al.*, 1999).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se midió la pérdida de peso durante el otoño de *L. gibba* y *C. demersum*. Material vivo fue colectado en el arroyo Las Flores, frondes de *L. gibba* y ápices de 5 cm de *C. demersum* fueron escurridos sobre papel hasta que no perdieran agua. Material de ambas especies se colocó en dos sitios del arroyo, 40 bolsas (300 µm abertura de malla) con 4 (+/- 0.05 g) (peso fresco) de *L. gibba* y 40 bolsas con 10 (+/- 0.05) g de *C. demersum*. Se retiraron 4 muestras de *L. gibba* a los 2; 5; 8; 15; 22; 32; 43 y 50 días, y 4 bolsas de *C. demersum* a los 3; 8; 18; 29; 36; 44; 57; 72 y 86 días y se determinó en cada caso el peso seco a 80°C. Se determinó además en ambas especies la concentración de nitrógeno total Kjeldahl (AOAC, 1984) en el material de la muestras inicial, final y cinco intermedias para *L. gibba* y 6 intermedias para *C. demersum*, siempre por duplicado. En cada ocasión se midió concentración de oxígeno disuelto (Hanna HI 93732), temperatura y pH (Hanna HI 9023), porcentaje de luz incidente (Li-Cor LI-250) y velocidad de corriente (General Oceanics 2030 R).

Los datos de peso seco remanente de *L. gibba* fueron ajustados a una función de Hill negativa generalizada (Scheffer, 1990), que representa una dinámica más compleja que la exponencial y permite simular un proceso con tasas cambiantes; y los datos de *C. demersum* se ajustaron a una exponencial negativa simple (Olson, 1963).

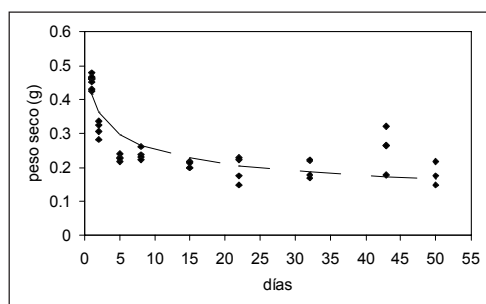
## RESULTADOS

La Tabla 1 muestra los valores de los parámetros físicos y químicos durante la colecta. Los datos de las dos estaciones fueron tratados conjuntamente pues no hubo diferencias significativas entre sitios para ninguna de las dos especies.

*L. gibba* al cabo de 24 horas perdió el 31% del peso y a los 4 días el 50%; desde entonces y hasta la finalización de las observaciones (50 días) el peso se mantuvo aproximadamente constante (Figura 1). Los datos ajustan a una función de Hill del tipo:

$$PS = \frac{h}{h + t^p} \quad (1)$$

donde PS es el peso seco de la planta, *t* es el tiempo en días y *h* y *p* son



**Figura 1.** Cambios en el peso seco (g) de *L. gibba* durante el período de colecta. Los símbolos representan los datos hallados y la línea partida los valores esperados de acuerdo a una función de Hill  $PS = \frac{h}{h + t^p}$ , para  $p = 0.33$  y  $h = 0.71$ .

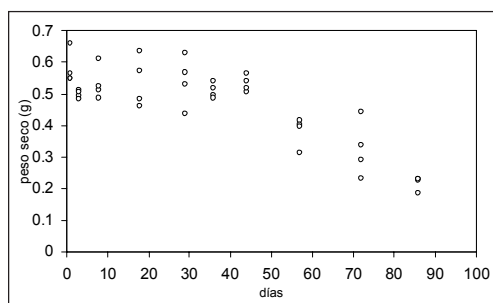
**Tabla 1.** Parámetros físicos y químicos registrados durante la colecta. Media y (desvío estándar) de las 2 estaciones y las 12 fechas de recolección del material.

fecha	Temperatura (°C)	pH	Profundidad (cm)	Oxígeno (mg/l)	Velocidad (cm/s)	% luz incidente
26-4-04	18,6	8,31	48,3	7,10	12,9	15,6
27-4-04	19,2	8,30	24,8	5,80	12,7	26,0
3-5-04	16,4	8,37	48,0	7,50	10,9	14,8
10-5-04	18,4	8,35	43,5	7,90	9,8	31,0
17-5-04	15,0	8,54	50,0	7,90	13,5	19,2
27-5-04	13,9	8,90	45,2	4,90	5,8	5,1
9-6-04			51,5		9,8	
14-6-04	13,6	8,53	52,4	9,15	10,3	25,6
22-6-04			65,1		11,0	
5-7-04	14,4	8,58	40,8	10,"	16,6	21,2
20-7-04	16,0	8,50	60,2	8,30	13,8	52,6
3-8-04	19,3	8,55	49,2	10	12,8	69,5
media	16,5	8,50	48,2	7,80	11,7	28,0
SD	2,2	0,20	10,0	1,60	2,7	19,2

constantes que representan respectivamente un umbral y una aceleración. La tasa de descomposición media que puede calcularse aquí para comparar con la obtenida en una aproximación exponencial es una expresión compleja y variable:

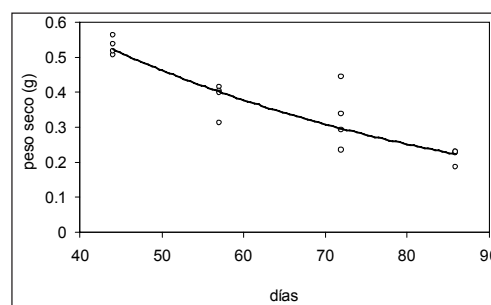
$$tasa = - \frac{hpt^{p-1}}{PS(h+t^p)^2} \quad (2)$$

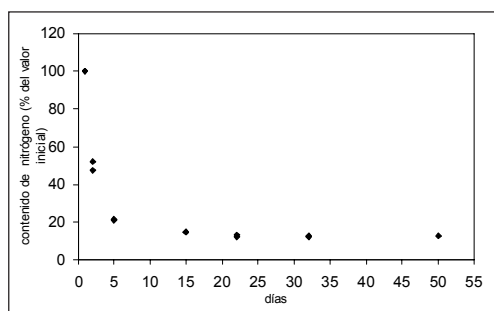
Evaluando la expresión (2) se obtiene para las primeras 48 horas una tasa de descomposición promedio de  $0.158 \text{ día}^{-1}$ . Si se evalúa otra vez la expresión (2) se obtiene una tasa de descomposición media de  $0.090 \text{ día}^{-1}$  entre los 2 y los 4 días, de  $0.031 \text{ día}^{-1}$  entre 4 y 22 días y de  $0.006 \text{ día}^{-1}$  entre 22 y 50 días.

**Figura 2.** Cambios en el peso seco (g) de *C. demersum* durante el período de colecta.

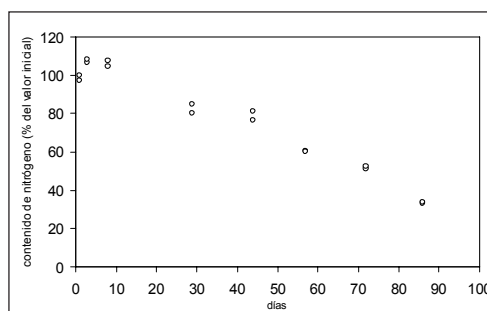
*C. demersum* mantuvo su peso poco variable desde la introducción de las bolsas en el arroyo hasta los 44 días, lo que indica que hasta entonces no comenzó la declinación de las plantas (Figura 2). Una vez iniciada, se observó una pérdida exponencial del peso, con una tasa  $k = 0.0203 \text{ día}^{-1}$ , y al cabo de 42 días se había perdido 62% del peso inicial (Figura 3).

En *L. gibba*, la concentración de NT disminuyó bruscamente en las primeras 48 horas desde 3.37% (D.E. = 0.15) hasta 2.44% (D.E. = 0.15), lo que representa una pérdida de 52.6% del contenido total de nitrógeno en la planta. Después de 15 días de incubación se mantuvo prácticamente constante

**Figura 3.** Cambios en el peso seco (g) de *C. demersum* desde el comienzo de su declinación. Los símbolos representan los datos hallados y la línea llena los valores esperados de acuerdo a la función exponencial  $PS = 1.275 e^{-0.0203t}$ .



**Figura 4.** Cambios en el contenido de nitrógeno de *L. gibba* durante el periodo de colecta.



**Figura 5.** Cambios en el contenido de nitrógeno de *C. demersum* durante el periodo de colecta.

hasta el final de las observaciones (Figura 4).

La concentración de NT en *C. demersum* disminuyó desde 4.08% (0.09) hasta 3.18% (0.03), comenzando a declinar a partir de los 29 días. Al final de las colectas, el contenido total de nitrógeno se redujo a 33.5% del valor inicial (Figura 5).

## DISCUSIÓN

Una dificultad para estudiar la descomposición de las plantas acuáticas reside en el momento de colocación del material en el agua. Algunos autores introducen el material previamente secado o liofilizado, pero esto se aleja de la situación natural, en la cual las plantas mueren en el agua y caen al fondo. Rogers & Breen (1982) encontraron diferencias en la pérdida de masa entre el material previamente secado y el que es colocado directamente en el agua; Szabó *et al.* (2000) también señalan diferencias en la descomposición debidas al momento de colocación de las plantas. En este trabajo se colectaron plantas vivas, y al ser sumergidas *L. gibba* comenzó de inmediato el proceso de descomposición, mientras que *C. demersum*, a pesar de estar en la época de senescencia, no empezó su declinación de peso hasta 44 días después de su inmersión.

Si bien esta forma de tratamiento del material conlleva, para las plantas sumergidas, cierta incertidumbre acerca del inicio de la declinación, se acerca más al proceso natural de descomposición que si las plantas se secan artificialmente.

En la declinación de *L. gibba* se distingue una primera etapa, de alta velocidad de descomposición, con tasas entre 0.158 y 0.090 día<sup>-1</sup> que pueden explicarse por las características de la fronde: cutícula delgada, gran cantidad de aerénquima y finas paredes celulares (Landolt, 1986); pues una vez que la superficie ha sido dañada externamente, rápidamente pueden liberarse los contenidos celulares. La segunda fase, con tasas entre 0.031 y 0.006 día<sup>-1</sup>, que comprende el 50% en peso del material, corresponde a la fracción refractaria.

En general se espera observar durante la descomposición, disminución en la concentración de nitrógeno seguida de aumento de la misma (Valiela *et al.*, 1985). En nuestra experiencia encontramos para las dos especies una disminución sostenida en la concentración de nitrógeno, que se atribuye al lixiviado de los compuestos solubles. Kistritz (1978) sostiene que las macrófitas pierden apreciables cantidades de materia orgánica disuelta, incluyendo nutrientes solubles, durante su vida, y que este fenómeno se acentúa durante la senescencia.



Nuestros resultados coinciden con los hallados por Xie *et al.* (2004), en macrófitas acuáticas flotantes libres y sumergidas, con una disminución continua en el porcentaje de nitrógeno. Otros autores (Best *et al.*, 1990; Menéndez *et al.*, 2003) hallaron que la disminución inicial era seguida por un aumento de la concentración, en macrófitas sumergidas y Szabó *et al.* (2000) informan un incremento en la concentración de nitrógeno bajo condiciones de laboratorio en *Lemna gibba*. Las diferencias entre los autores pueden relacionarse, por un lado con el tratamiento dado a las plantas antes de sumergirlas, y por otro con las condiciones ambientales externas.

Los aportes de estas macrófitas a los ciclos materiales locales en el arroyo variarán de manera interanual de acuerdo al régimen de crecientes. En temporadas donde estas perturbaciones son de baja intensidad o no se presentan, ambas especies se descomponen mayormente *in situ*, mientras que si las perturbaciones por crecientes son más intensas, las carpetas flotantes de Lemnaceas son más fácilmente arrastradas que las plantas sumergidas de *C. demersum* y el aporte de nutrientes de las primeras se hará probablemente en un sitio alejado del lugar de producción.

## CONCLUSIONES

La biomasa de estas macrófitas en este arroyo está sujeta a exportaciones irregulares durante las crecientes. La rápida descomposición y liberación de los nutrientes, sin embargo, permite que se incorporen localmente a los ciclos materiales de los cuerpos lóticos antes de ser arrastradas. Según estos resultados esa contribución sería de: 50% de la biomasa *L. gibba* en 4 días y 62% de *C. demersum* en 42 días. A su vez: 50% del nitrógeno de *L. gibba* se libera en los dos primeros días y, en *C. demersum* durante 28 días desde el

comienzo de la declinación. En el arroyo Las Flores hemos observado que las principales crecientes ocurren en primavera y otoño, por lo que una parte importante de la producción puede efectivamente incorporarse a los ciclos materiales del arroyo.

## AGRADECIMIENTOS

Al técnico de la Universidad Nacional de Luján, Justo Sánchez, por la colaboración en los análisis químicos.

## BIBLIOGRAFÍA

- AOAC.** 1984. Official methods of analysis. Ed. Arlington, 1141p.
- Best, E.; J. Dassen; J. Boon & G. Wieggers.** 1990. Studies on decomposition of *Ceratophyllum demersum* litter under laboratory and field conditions: losses of dry mass and nutrients, qualitative changes in organic compounds and consequences for water and sediments. *Hydrobiologia* 194: 91-114.
- Feijoo, C.; A. Giorgi; M. E. García & F. Momo.** 1999. Temporal and spatial variability in streams of a Pampean basin. *Hydrobiologia* 394: 41-52.
- Gantes, P. & N. Tur.** 1994. Variación temporal de la vegetación en un arroyo de llanura. *Rev. Brasil. Biol.* 55(2): 259-266.
- Kistritz, R. U.** 1978. Recycling of nutrients in an enclosed aquatic community of decomposing macrophytes (*Myriophyllum spicatum*). *Oikos* 30: 561-569.
- Landolt, E.** 1986. The family of Lemnaceae, a monographic study (Vol 1). En *Bio-systematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae)*, Zurich, 635p.
- Menéndez, M.; O. Hernández & F. Comín.** 2003. Seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability. *Hydrobiologia* 495: 159-169.
- Olson, J. S.** 1963. Energy storage and the balance of producer and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- Rogers, K. & C. Breen.** 1982. Decomposition of *Potamogeton crispus*: The effects of drying on the pattern of mass and nutrient loss. *Aquatic Botany* 12: 1-12.
- Scheffer, M.** 1990. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia* 200/201: 475-486.

- Szabó, S.; M. Braun; P. Nagy; S. Balazsy & O. Reisinger.** 2000. Decomposition of duckweed (*Lemna gibba*) under axenic and microbial conditions: flux of nutrients between litter water and sediment, the impact of leaching and microbial degradation. *Hydrobiologia* 434: 201-210.
- Valiela, I.; J. M. Teal; S. D. Allen; R. Van Etten; D. Goehringer & S. Volkmann.** 1985. Decomposition in salt marsh ecosystems. The phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter. *J. Experimental Mar. Biol. and Ecology* 89: 29-54.
- Xie, Y.; D. Yu & B. Ren.** 2004. Recycling of nutrients in an enclosed aquatic community of decomposing macrophytes (*Myriophyllum spicatum*). Effects of N and P availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany* 80(1): 29-37.

# POSIBLE ROL DE LA GALLARETA CHICA (*Fulica leucoptera*) EN LA CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUPERFICIALES CON QUISTES DE *Giardia* sp. (Orden Diplomonadida, Fam. Hexamitidae)

GARCÍA ROMERO, N.; S.E. PLAUL; A. SANTELICES IGLESIAS  
& P. FONTANA

Servicio de Patología de Organismos Acuáticos y Acuicultura. Cátedra de Patología General Veterinaria. Fac. de Cs. Veterinarias. UNLP. 60 y 118. La Plata (1900). Buenos Aires. e-mail: gromero@fcv.unlp.edu.ar

## ABSTRACT

*Giardia* sp. is a genus of endoparasite protozoo of the small intestine, responsible for infections generally asymptomatic, especially in children. They can cause acute, sub acute, and chronic diarrheas and duodenal irritation with increment of the mucus and deficiencies in the absorption of liposolubles vitamins. *Giardia* sp. can inhibit the activity of the pancreatic lipasa causing mal absorption of fats. Their cysts remain viable more than two weeks in humid areas and the way of infection is by ingestion of water or polluted foods with cysts. Studies carried out in the Canadian goose (*Branta canadensis*) determined the presence of cysts of *Giardia* sp. in the faecal pellets of these birds, and considering their migratory nature the possible dissemination of the parasite has special interest. *Giardia* sp. has been also identified in feces of other aquatic birds that are considered reservoirs. The small gallareta (*Fulica leucoptera*) possesses a wide and profuse distribution in Argentina. It occupies a similar ecological niche of that of the Canadian goose, so their possible participation in the contamination of the superficial waters with cysts of *Giardia* sp. can be considered. With the purpose of testing this possibility, were captured some gallaretas in the complex Nordelta-Tigre (Bs. As., Argentina), taking samples of faecal pellets and duodenal content. The carried out studies did not showed *Giardia* sp. Anyway, it should be taken in to consideration the small size of the sample and its restricted geographical representation before possible epidemic inferences. The results provide original information on the role of the wild aquatic birds as possible agents of dispersion of parasitosis with importance in public health.

**Key words:** *Giardia* sp., *Fulica leucoptera*, parasitology, zoonosis.

## INTRODUCCIÓN

*Giardia* sp. es un género de protozoos flagelados patógenos para vertebrados silvestres y domésticos, incluyendo al hombre, se hallan localizados en la superficie de las células epiteliales del duodeno, yeyuno y la parte anterior del ileon. (Levine, 1973).

La parasitosis se adquiere por contaminación fecal directa o por la ingestión de agua y/o alimentos contaminados con heces que contengan quistes de *Giardia* sp. Éstos al ser ingeridos y llegar al duodeno se desenquistan, liberando a los protozoos tetranucleados que empiezan a dividirse formando dos trofozoítos binucleados.

El trofozoíto o fase móvil, se adhiere a las criptas del intestino por el disco suctor. Luego comienza un período de multiplicación en donde invade el intestino delgado del hospedador.

Cuando los trofozoítos ingresan al colon recogen sus flagelos y segregan un quiste hialino dentro del cual se realiza el proceso de maduración. El quiste maduro es eliminado con la materia fecal y al ser una forma de resistencia permanece viable en medios húmedos.

La infección de nuevos hospedadores se produce cuando éstos quistes totalmente desarrollados son ingeridos con el agua o el alimento.

*Giardia* sp. es débilmente patógena para el humano, los quistes se pueden encontrar en grandes cantidades en las heces de personas completamente asintomáticas. Sin embargo, debido a la gran cantidad de parásitos adheridos al intestino algunas personas sufren irritación y en menor grado inflamación de la mucosa del duodeno y del yeyuno, provocando diarreas de tipo agudo o crónico.

Malestar, debilidad, pérdida de peso, cólicos abdominales son los síntomas de la infección que pueden ser causados debido a la interferencia en la absorción de las grasas o a la irritación del intestino. Las vías biliares y la vesícula raras veces se hallan invadidas (Jawetz *et al.*, 1985).

Brotos de giardiasis de origen hídrico pueden ocasionar infecciones epidémicas, asociadas al contacto directo y a los posibles defectos en los sistemas de tratamiento y conducción del agua potable (Soulsby, 1987), por lo que su estudio epidemiológico de base posee una prioridad relevante en comunidades que posean un contacto directo con cuerpos de agua sospechados por la presencia de probables hospedadores silvestres.

El presente trabajo fue realizado con la finalidad de evaluar la posibilidad de dispersión de agentes parasitarios en el agua por parte de la gallareta

chica (*Fulica leucoptera*) y el riesgo de transmisión de enfermedades zoonóticas.

Estudios realizados en el ganso canadiense (*Branta canadensis*) determinaron la presencia de quistes de *Giardia* sp. en la materia fecal (Graczyk *et al.*, 1998), y dada la naturaleza migratoria de éstas aves la posible diseminación del parásito cobra especial interés. *Giardia* sp. también fue identificada en heces de otras aves acuáticas como el pato de collar o ánade real (*Anas platyrhynchos*), el ánade friso (*Anas strepera*), el ánade silbón (*Anas penelope*) y el cisne común (*Cygnus olor*) (Ketelaars *et al.*, 2000) por lo que se podrían considerar como reservorios.

Las gallaretas se hallan ampliamente distribuidas tanto en Argentina como en los países limítrofes y se encuentran asociadas a los cuerpos de agua naturales y/o artificiales (Narosky & Yzurieta, 1993). En la provincia de Buenos Aires las especies más comunes son la gallareta de ligas rojas (*Fulica armillata*), la gallareta de escudete rojo (*Fulica rufifrons*) y la gallareta chica o de alas blancas (*Fulica leucoptera*). Ésta última es una activa caminadora, pudiendo desplazarse de 2 a 4 km y es la especie que mas recurre al vuelo (Narosky & Canevari, 1995).

La presencia de una numerosa población de gallaretas chicas establecidas en estos ambientes ha motivado su consideración como un posible diseminador de las parasitosis con importancia en la salud pública.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En agosto del 2004 se capturaron 30 (treinta) gallaretas (*Fulica leucoptera*), en los lagos del complejo Nordelta-Tigre, Provincia de Buenos Aires. Para ésta tarea se utilizó una jaula/trampa de alambre tejido de 2m de longitud por 1m de ancho y 0,5m de alto. La cual posee en cada uno de sus lados

dos embudos de alambre tejido, tipo gallinero, de una longitud de 0,3m y con una boca de 0,3m de ancho. El embudo se afina hacia el interior terminando en una abertura de unos 0,2 m de ancho que conduce a la jaula de retención en la cual se colocó un cebo de granos y semillas.

Al momento de retirar las aves para su estudio en el laboratorio se tomaron muestras de materia fecal fresca, conservándolas en frío a 4°C, y se submuestrearon tres ejemplares al azar, los que fueron llevados al bioterio del servicio. Luego de su sacrificio mediante punción occípito-atlantoidea, se tomaron muestras de recto y duodeno.

Para determinar la presencia de quistes de *Giardia* sp. las muestras de materia fecal y del recto fueron procesadas mediante la técnica de Flotación con Sulfato de Zinc al 33%, para tal fin primero se homogeneizaron (1 gr de materia fecal en 5 ml de agua) y luego fueron filtradas con gasa doble para eliminar los residuos groseros. El producto de éste filtrado se colocó en un tubo de centrifuga cónico al que se le agregaron 15 ml de solución fisiológica, luego se centrifugó 1 minuto a 800 rpm. Una vez centrifugado se decantó el líquido sobrenadante, se le agregaron 3 ml de solución de sulfato de zinc,  $\text{SO}_4 \text{Zn} 7 \text{H}_2\text{O}$  (331gr en 1 litro de  $\text{H}_2\text{O}$  para conseguir un peso específico de 1,18); se resuspendió el sedimento volviendo a centrifugar durante 1 minuto a 800 rpm. Éste procedimiento se realizó para que los quistes se eleven a la superficie del líquido y puedan ser transferidos por medio de un ansa bacteriológica sobre un portaobjetos y ser observados al microscopio óptico, con y sin cubreobjetos (Olsen, 1977),(Jones *et al.*, 1983).

Para la búsqueda de los trofozoítos se ligó el duodeno en sus extremos y por medio de una jeringa se inyectó 5 ml de solución fisiológica, aspirando luego el contenido duodenal. El líquido recuperado por aspiración se centrifugó un minuto a 800 rpm y el sedi-

mento fue tomado con un ansa para su posterior observación al microscopio óptico (Jubb *et al.*, 1993).

## RESULTADOS

No se hallaron quistes de *Giardia* sp. mediante la técnica de flotación con sulfato de zinc realizada con materia fecal fresca y el mismo resultado se obtuvo con las muestras del recto.

Los aspirados duodenales que se le practicaron a cada una de las aves también resultaron negativos, no encontrándose los trofozoítos .

## CONCLUSIÓN

No se halló evidencia de la presencia de *Giardia* sp. en el tracto digestivo de los animales estudiados, a pesar de ello los resultados no excluyen la posibilidad de su existencia. Esta posibilidad habilita estudios de mayor incidencia poblacional y geográfica. La información expuesta pretende aportar datos hasta ahora inexistentes sobre el rol de las aves herbívoras silvestres como posibles agentes de dispersión de parasitosis con importancia en la salud pública.

## AGRADECIMIENTOS

A la Asociación Vecinal Nordelta por facilitarnos el acceso al predio para poder realizar las tareas de campo, al Sr. Raúl Herrera y a la Sra. Nathalia Martínez Sorrech por su colaboración.

## BIBLIOGRAFÍA

- Graczyk, T.; R. Fayer; J. Trout; E. Lewis; A. Farley; I. Sulaiman & A. Lai.** 1998. *Giardia* sp. cysts and Infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in the feces of migratory Canada geese (*Branta canadensis*). *Applied and Environmental Microbiology* 64: 2736-2738.

- Jawetz, E.; J. L. Melnick & E. A. Adelberg.** 1985. Microbiología Médica. 11<sup>ma</sup> ed.. Ed. del Manual Moderno, México.
- Jones, T. C. & R.D. Hunth.** 1983. Veterinary Pathology. 5<sup>th</sup> Ed. Lea & Febiger.
- Jubb, K; P. Kennedy & N. Palmer.** 1993. Pathology of Domestic Animals. 4<sup>th</sup> ed.. Vol. 2. Academic Press.
- Ketelaars, H.; J. De Bruin; L. Kruidenier; G. Engels & R. De Bruin.** 2000. The significance of wildlife as source of *Cryptosporidium* and *Giardia* in pre-treatment reservoirs. General Directorate of the Environment of the Ministry of Housing, Physical Planning and the Environment. Netherlands.
- Levine, N.** 1973. Protozoan parasites of domestic animals and of man. 2<sup>th</sup> ed. Minneapolis, Minn., Burgess. Publishing Company, USA.
- Narosky, T. & D. Yzurieta.** 1993. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. 4<sup>ta</sup> ed. Vazquez Mazzini Ed., Buenos Aires, Argentina.
- Narosky, T. & P. Canevari.** 1995. Cien aves Argentinas. Ed. Albatros Saci, Buenos Aires, Argentina.
- Olsen, O.W.** 1977. Parasitología animal. El parasitismo y los protozoos ( vol. I) 3<sup>ra</sup> ed.. Ed. Aedos. Barcelona, España.
- Soulsby, E. J. L.** 1987. Parasitología y enfermedades parasitarias en los animales domésticos. 7<sup>ma</sup> Ed. Ed. Interamericana. México.



# EL EFECTO DE ARROYOS TRIBUTARIOS DE MENOR ORDEN SOBRE EL PERIFITON DE UN RÍO DE LLANURA

GARI, N. & M. DEL C. CORIGLIANO

*Departamento de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta Nacional 36, Km. 601, Campus Universitario, 5800 Río Cuarto ngari@exa.unrc.edu.ar ; mcorigliano@exa.unrc.edu.ar*

## ABSTRACT

Confluence zones are important places to analyze discontinuities that succeed in the river continuum, when two streams of different order link up with their collector. In this work we analyzed the periphyton composition and structure in the confluence of two mountain streams, where Chocancharava river (Cuarto river) foothill reach begins, in Córdoba province. Monthly periphyton samples were taken by scraping a known surface, in three sites located in Piedras Blancas and San Bartolomé stream confluence at 550 m a.s.l. TWINSPAN classification and sample and species ordinations by means of Canonic Correspondence Analysis (CCA) were carried out. Seventy one algae species were determined. Bacillariophyceae and Chlorophyceae presented higher species richness. Dominant species were *Cocconeis placentula* var. *euplypta* and *Achnanthydium minutissimum*, both exhibited an annual bimodal distribution pattern, with maximal densities in autumn and spring. CCA clusters demonstrated seasonal changes in periphyton structure. Summer species were associated to higher temperature and precipitations, and winter species (were associated) to higher conductivity and pH. The tributary of minor order, San Bartolomé stream, evidenced a wider distance in the sample grouping; its flora was different in winter months, during the phase of low water levels. From the obtained results it is concluded that at the confluence sectors the composition and structure of the higher order stream is continuous with the principal river during low water levels while, during high water levels, the periphyton of both tributaries colonize the receiving river.

**Key Words:** periphyton, streams, confluence, algae.

## INTRODUCCIÓN

La entrada de un tributario a un curso de agua principal alterará la continuidad estructural y funcional del sistema con los aportes de una carga biológica de diferente composición y el transporte de materia orgánica e inorgánica de diferente grado de procesamiento y tamaño (Vannote *et al.*, 1980). Las confluencias, además, constituyen zonas de transición donde se producen cambios hidráulicos significativos que afectan la distribución, en el perfil longitudinal, de las comunidades fluviales

y, cuando se unen dos afluentes de diferente orden, se producen perturbaciones en el continuo fluvial. (Statzner & Higler, 1986). A pesar de ello, las zonas de confluencia no han recibido suficiente atención en lo que se refiere al análisis comparativo del recambio de especies del perifiton y la influencia de un tributario sobre la composición algal del curso principal no ha sido suficientemente examinada.

Según estudios bioecológicos y florísticos desarrollados en la cuenca del río Chocancharava (Martínez de Fabricius, 1996; Luque *et al.*, 1997;

Luque & Martínez de Fabricius, 2000; Gari & Corigliano, 2003), las algas epilíticas y el componente en transporte presentan una riqueza de especies de diatomeas muy alta. Se ha observado que el componente en transporte está constituido por efectivos planctónicos, descargados en los ríos desde remansos, hoyas o embalses y una gran fracción del número de especies son en realidad formas derivantes del perifiton (Martínez de Fabricius & Corigliano, 1989; Gari, 2002), siendo las más frecuentes y abundantes *Achnanthydium minutissimum* y *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. La emigración hacia la deriva, la inmigración sobre el sustrato y posterior colonización son procesos importantes que regulan la composición de diatomeas bentónicas y la productividad primaria. Estos procesos influyen, no sólo sobre los atributos de las comunidades algales, sino también sobre los herbívoros filtradores y raspadores y, a partir de ellos, sobre los demás gremios de una red trófica fluvial (Power & Stewart, 1987; Corigliano & Malpassi, 1994). Los procesos relacionados con la actividad de desplazamiento de algas en el continuo son un factor clave en la comprensión de la ecología fluvial, al ser las redes tróficas el núcleo central del funcionamiento de los ecosistemas.

El pH, la profundidad del arroyo y la velocidad de corriente actúan indirectamente sobre las algas, afectando su tasa migratoria. El pH puede alterar las propiedades electroquímicas del biofilm y de la superficie del sustrato; la profundidad del arroyo puede modificar la cantidad de organismos migrantes en un área del sustrato y los efectos del flujo de corriente sobre la migración de diatomeas son complejos (Stevenson & Peterson, 1989; Stevenson, 1990). Por ello, en las zonas de confluencia, donde se suceden perturbaciones geomorfológicas, hidráulicas y fisico-químicas, el transporte de células de algas desde el perifiton, derivantes en los arroyos tributarios,

iniciaría procesos de competencia en la colonización del arroyo receptor afectando la continuidad del ciclo de emigración, deriva, inmigración y colonización (Stevenson *et al.*, 1991), que existe al interno de un mismo canal.

En este trabajo se analizan los cambios en la composición y estructura del perifiton en la confluencia de dos arroyos serranos, a partir de la cual se establece el inicio del tramo piedemontano del río Chocancharava (Cuarto) en la provincia de Córdoba.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los sitios de muestreo se encuentran en los tramos de confluencia de los arroyos Piedras Blancas y San Bartolomé aproximadamente a 550 m s.n.m y entre los 33° 56' S y los 64° 41' O. El sitio 1 está ubicado en el arroyo Piedras Blancas a 100 metros aguas arriba de la confluencia (1), el sitio 2 en el arroyo San Bartolomé a 200 metros aguas arriba de la confluencia (2) y el sitio 3 en el río Chocancharava a 200 metros aguas abajo de la confluencia (3) (Figura 1).

Los muestreos se realizaron mensualmente desde Abril de 1994 a Mayo de 1995, teniendo en cuenta el mismo rango horario. En cada sitio se registraron las variables hidráulicas: velocidad de corriente, ancho, profundidad del cauce; variables fisico-químicas: temperatura del agua y del aire, pH, conductividad y sólidos disueltos (con sensores portátiles). Se determinó la granulometría del sedimento según Hynes (1970) y el número de orden de los arroyos según Strahler (1981). Las determinaciones químicas de las aguas se realizaron semestralmente, en aguas bajas y altas, siguiendo las técnicas de APHA (1989).

Las muestras se colectaron por el método estratificado al azar (Venrick, 1995) en una corredera en cada uno

de los sitios y se obtuvieron un total de 36 muestras. En el sustrato obtenido al azar, las superficies raspadas alcanzaron un promedio de 100 cm<sup>2</sup>. Pevio a la fijación de las muestras con formaldehido al 4%, se observó el material vivo al microscopio óptico a fin de estimar poblaciones de formas coloniales y flageladas, que por lo general tienden a modificarse con el fijador. Para el análisis taxonómico se utilizó bibliografía específica de cada grupo y/o sección en particular: Desikachary, (1959); Prescott, (1962); Patrick & Reimer, (1966, 1975); Germain, (1981); Archibald, (1983); Tell & Conforti, (1986); Krammer & Lange-Bertalot, (1986, 1988, 1991a, 1991b), Round *et al.* (1990), Round & Bukhtiyarova (1996), donde se incluyen sinonimias posteriores al tratado de Van Landingham (1967-1979).

Los recuentos se realizaron por transectas según el método propuesto por Villafañe & Reid (1995). Se predeterminaron tres transectas horizontales equidistantes evitando los efectos de borde. Se utilizaron portaobjetos y cubreobjetos de 24 x 50 mm, en el portaobjeto se sedimentó una alícuota de 0.3 ml, esto permitió la observación del material con 400 aumentos. El número de cámaras contadas, hasta no registrar nuevas especies, fue de 5 para cada muestra. Se consideró como unidad de recuento al organismo (colonia, unicelular, cenobio, filamento). Para los filamentos, el equivalente a organismo fue la longitud promedio de un organismo unicelular frecuente como *Synedra* y/o *Fragilaria*. Los cálculos de densidad se expresaron en org.cm<sup>-2</sup>.

La clasificación de las especies y muestras se realizó por TWINSPAN (Hill, 1979) y el ordenamiento por Análisis de Correspondencia Canónico (CCA) CANOCO (Ter Braak, 1988). Se incluyeron en estos análisis aquellas especies cuya abundancia relativa fue  $\geq 1\%$  en por lo menos una de las muestras. Las variables biológicas y

ambientales fueron transformadas utilizando  $\log(x+1)$ .

## RESULTADOS

Los sitios estudiados se caracterizaron por presentar valores de velocidad de corriente dentro de rangos y promedios que van de 0.33 m.s<sup>-1</sup> a 1 m.s<sup>-1</sup>, mientras que la profundidad aumentó desde los arroyos de menor orden, promedio 0.10 m, hasta 1 m en el río colector. Se observaron amplios rangos de variación en cada sitio a lo largo del año indicativo de las condiciones de estiaje y creciente. Los valores mensuales de temperatura se relacionaron con los registros térmicos estacionales. Se categorizaron químicamente las aguas como bicarbonatadas-cálcicas, con:  $\text{CO}_3\text{H}^- > \text{SO}_4^{=}$  >  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Ca}^{++} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{++} > \text{K}^+$ .

Se determinó un total de 71 especies, distribuidas en 4 clases (Tabla 1), Bacillariophyceae: 53, Chlorophyceae: 13, Cyanophyceae: 4 y Euglenophyceae: 1. La mayor densidad se presentó en el sitio 2, durante el mes de Abril de 1995, con un total de 176.721 org.cm<sup>-2</sup>, mientras que para el mismo sitio durante el mes de Febrero, correspondió la menor densidad, con un total de 1.823 org.cm<sup>-2</sup>. La densidad mensual de los tres sitios estudiados mostró un incremento durante el período de otoño-invierno, que fue determinado en los tres sitios por las densidades de los organismos de la clase Bacillariophyceae. Las especies con las mayores densidades pertenecieron a las clases Bacillariophyceae, Chlorophyceae y Cyanophyceae. En el sitio 1 las especies seleccionadas (abundancia relativa  $\geq 1\%$ ) contribuyeron con el 79% del total de la densidad; en el sitio 2 contribuyeron con el 81%, mientras que en el sitio 3 lo hicieron con el 82%.

La clasificación de las muestras por el método de TWINSPAN separó dos grupos en la primera división. Uno

**Tabla 1.** Lista taxonómica de la comunidad algal de deriva y perifiton en los sitios estudiados durante el período 1994-1995.

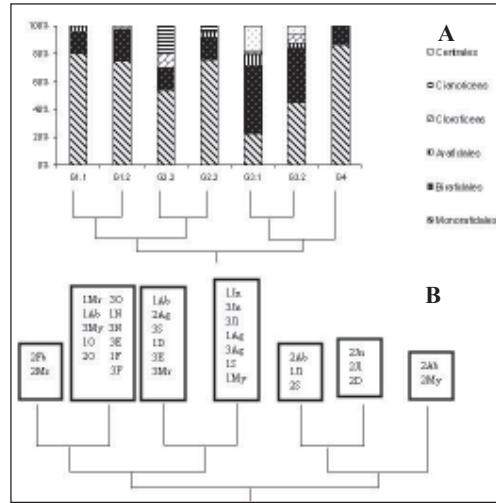
		SITIOS			
		1	2	3	
BACILLARIOPHYCEAE					
*	ae	<i>Achnanthydium exiguum</i> (Grun.) Czarnecki	+	+	
*	am	<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	+	+	+
*	ali	<i>Amphipleura lindeheimeri</i> Grun.		+	
*	ap	<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grun.	+	+	+
*	av	<i>Amphora veneta</i> Kütz.	+		
*	cd	<i>Células de diatomeas</i>	+	+	+
*	cp	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Cl.	+	+	+
	cp <sub>1</sub>	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehr.) V.H.	+	+	+
*		<i>Craticula cuspidata</i> (Kütz.) D.G. Mann	+	+	+
	ca	<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	+	+	+
	dk	<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow			+
*	dv	<i>Diatoma vulgare</i> Bory	+	+	+
	emi	<i>Encyonema minutum</i> (Hilse ex Rabh.) D.G. Mann	+	+	
	ea	<i>Epithemia argus</i> (Ehr.) Kütz.			+
	es	<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	+	+	
*	go	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Lyngb.) Kütz.	+	+	
*	gp	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.		+	+
*		<i>Gomphonema</i> sp.			+
	ha	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. fo. <i>capitata</i> O. Müller	+	+	
*	mv	<i>Melosira varians</i> Ag.	+	+	
*	nca	<i>Navicula capitata</i> Ehr.	+	+	
*	nc	<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	+	+	
*	nx	<i>Navicula exigua</i> Greg. ex Grun.		+	+
*	nh	<i>Navicula hambergii</i> Huso.	+	+	
*	npe	<i>Navicula perminuta</i> Grun.	+	+	+
*	npr	<i>Navicula pupula</i> var. <i>rectangularis</i> (Greg.) Grun.	+	+	
*	nr	<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	+	+	+
*	nry	<i>Navicula rhyncocephala</i> Kütz.	+		+
*	ns	<i>Navicula salinarum</i> Grun.	+	+	+
*	nsp	<i>Navicula</i> sp.	+	+	
*	na	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Smith	+	+	
	nic	<i>Nitzschia capitellata</i> Usted		+	
*	nd	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grunow	+	+	
	nf	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grunow	+	+	+
		<i>Nitzschia gandersheimiensis</i> Krasske			+
*	nl	<i>Nitzschia linearis</i> (Ag.) W. Smith	+	+	
*	np	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	+	+	+
*	ns	<i>Nitzschia sigma</i> (Kütz.) W. Smith	+	+	+
	nsp <sub>2</sub>	<i>Nitzschia</i> sp <sub>2</sub>	+	+	
*		<i>Pinnularia abaujensis</i> (Pant.) Ross			+
*	pb	<i>Pinnularia biceps</i> Greg	+	+	
	pbo	<i>Pinnularia borealis</i> Ehr.	+		+
	pd	<i>Pinnularia divergens</i> W. Smith		+	
		<i>Pinnularia mesogongyla</i> Ehr.		+	
	ne	<i>Placoneis elginensis</i> (Greg.) Cox	+	+	+
*		<i>Planothidium hauckianaum</i> (Grun.) Round & Bukhtiyarova		+	
	pl	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Breb.) Round & Bukhtiyarova	+	+	+
*	spu	<i>Sellaphora pupula</i> (Kütz.) Mereschkowsky			+
	fc	<i>Staurorsira construens</i> (Ehr.) Williams & Round	+	+	
	ru	<i>Reimeria uniseriata</i> Sala, Guerrero & Ferrario	+	+	+
*	rg	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) Müller			+
	rm	<i>Rhopalodia musculus</i> (Kütz.) O. Müller	+		
	su	<i>Synedra ulna</i> (Nitz.) Ehr.	+	+	+
*	af	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	+	+	+
CHLOROPHYCEAE					
*	cc	<i>Células de Clorofilas</i>		+	
*	cs	<i>Células semejante a Scenedesmus</i>	+	+	+
*	csp	<i>Chlamydomonas</i> sp.		+	
	cf	<i>Chlorophyta filamentosa</i>		+	+
*		<i>Chlorophyta unicelular</i>	+		+
	cg	<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	+		+
*	mp	<i>Microspora pachyderma</i> (Wille) Lagerheim	+		
*	mc	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret in Bréb.) Kom.-Leg.	+	+	+
		<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Men		+	
	sa	<i>Scenedesmus acuminatum</i> (Lagerheim) Chodat		+	
		<i>Scenedesmus acuminatum</i> f. <i>globoso</i> Hortob. et Németh		+	+
*		<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ralfs) Chodat		+	
CYANOPHYCEAE					
		<i>Anabaena</i> sp.		+	
*		<i>Cyanophyta filamentosa</i>	+	+	
*	lm	<i>Lyngbia</i> aff. <i>Metatrachia</i>	+	+	+
	oo	<i>Oscillatoria obscura</i> Bruhl et Biswas	+	+	+
	eu	<i>Euglena</i> sp.		+	



**Figura 1.** Ubicación de los sitios de muestreo en la cuenca del río Chocancharava (Córdoba, Argentina).

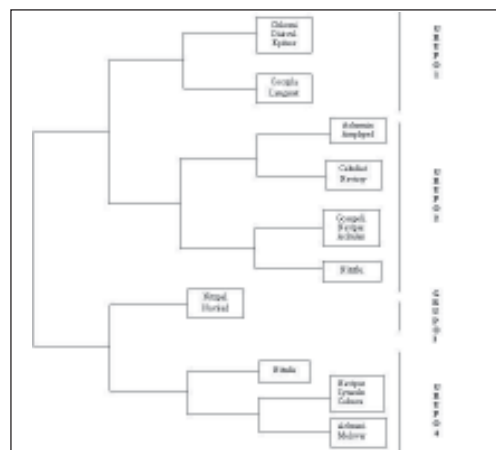
formado por las muestras del sitio 2 y caracterizado por la mayor abundancia de especies de la clase Bacillariophyceae correspondientes a los órdenes Centrales, Monoraphidales y Biraphidales. El otro grupo constituido por las muestras de los otros dos sitios, se caracterizó por la mayor abundancia de especies de la clase Cyanophyceae y Bacillariophyceae, con el orden Monoraphidales (Figura 2 A y B).

Las especies indicadoras que determinaron la separación en cuatro grupos fueron: *Reimeria uniseriata*, *Cocconeis placentula* var. *lineada*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta* y *Navicula hambergii*, que separaron el grupo 1 y 2. El grupo 1 estuvo integrado por muestras de épocas de aguas altas de los tres sitios, con mayor abundancia de Monoraphidales. El grupo 2 estuvo integrado por las muestras de los periodos de aguas bajas, con presencia de especies de la clase Cyanophyceae. La separación de los grupos 3 y 4 la realizó la especie indicadora *Navicula perminuta*. Los dos primeros niveles de corte del dendrograma, resultante de la clasificación de las especies, determinaron la división de cuatro grupos principales. El grupo 1 incluyó *Lyngbya metatrachia*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, y *Diatoma vulgare*. El grupo dos incorporó a diato-



**Figura 2.** Clasificación por TWINSpan de las muestras y taxones en la zona de confluencia de los arroyos Piedras Blancas y San Bartolomé durante el periodo 1994-95. **(A)** Abundancia relativa de los principales taxa **(B)**: Agrupación de las muestras.

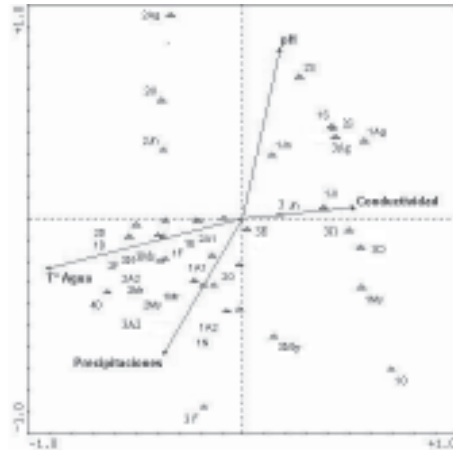
meas con abundantes densidades como *Achnantheidium minutissimum*, *Amphora pediculus* y *Reimeria uniseriata*, *Nitzschia frustulum* y varias especies del género *Navicula*. El grupo tres estuvo formado por *Navicula radiosa* y *Nitzschia palea*. Finalmente el cuarto grupo contó con la presencia de *Melosira varians* y *Synedra ulna* (Figura 3).



**Figura 3.** Clasificación por TWINSpan de las especies en el perifiton de la zona de confluencia de los arroyos Piedras Blancas y San Bartolomé durante el periodo 1994-1995. (Las abreviaturas se encuentran en la Tabla 1).



Del análisis de Correspondencia Canónica (CCA), efectuado a las muestras y a las especies, con siete variables ambientales, los autovalores de los dos primeros ejes fueron 0.096 y 0.075, respectivamente. La correlación entre las especies y las variables ambientales fue de 0.84 para el eje 1 y de 0.73 para el eje 2. El porcentaje de varianza acumulada por los dos ejes para explicar la relación fue de 57 %. Los ejes 1 y 2 capturaron el 11 % de la varianza acumulada en los datos de las especies. La temperatura del agua, la conductividad y los sólidos disueltos estuvieron correlacionados con el eje 1, mientras que las precipitaciones y el pH lo hicieron con el eje 2. Las mayores correlaciones entre las variables ambientales estuvieron dadas por conductividad con sólidos disueltos ( $r: 0.758$   $p < 0.01$ ) y precipitaciones con temperatura del agua ( $r: 0.612$   $p < 0.01$ ). La prueba de permutación de Monte Carlo indicó que el primer eje fue estadísticamente significativo ( $p=0.035$ ). La significación de los coeficientes de correlación por la aproximación de la prueba t-test, indicó que la temperatura del agua ( $p < 0.01$ ) explica el ordenamiento en el eje 1 y pH, precipitaciones ( $p < 0.01$ ), conductividad, sólidos disueltos ( $p < 0.05$ ) en el eje 2 (Tabla 2). Basados en la correlación entre-grupos, el primer eje se interpretó por un gradiente de



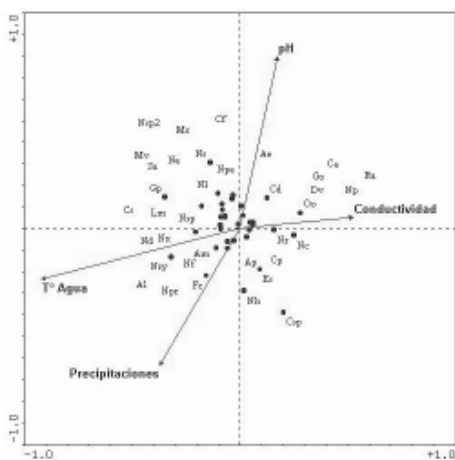
**Figura 4.** Ordenación por CCA de las muestras de perifiton con las variables ambientales, en la confluencia de los arroyos Piedras Blancas y San Bartolomé, durante el período 1994-1995. (1: A° Piedras Blancas; 2: A° San Bartolomé; 4: río Chocancharava. A<sub>1</sub>: abril 1994; Jn: junio; Jl: julio; Ag: agosto; S: setiembre; O: octubre; N: noviembre; D: diciembre; E: enero; F: febrero; Mr: marzo; A<sub>2</sub>: abril 1995; My: mayo).

temperatura del agua en sentido opuesto a los gradientes de conductividad y sólidos disueltos y el segundo eje por un gradiente de precipitaciones en sentido opuesto al gradiente de pH (Figuras 4 y 5). Usando la selección previa con prueba de Monte Carlo, el CCA identificó 5 variables ambientales que explicaron, con proporciones independientes signi-

**Tabla 2.** Coeficientes canónicos de 6 variables ambientales registradas en los tres sitios de perifiton e incluidas en el CCA; sus t-valores y sus correlaciones entre-grupos (\*: significativa a  $p < 0.05$ , \*\*: altamente significativa a  $p < 0.01$ ; n: 36)

Variables Ambientales	Coeficiente Canónico		t-valor de Coef. canónico		Correlación entre-grupos	
	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2
T° Agua	-1,1971	-0,077	-6,6909 **	-0,4235	-0,6917	0,3693
pH	-0,2439	-0,4734	-1,5343	-2,9306 **	0,039	-0,5653
Vel. Cte	0,3405	0,4584	2,3157	3,0688 **	0,1417	0,4318
Conductividad	-0,062	-0,9939	-0,2919	-4,6047 **	0,3518	-0,2457
Sol. Disueltos	0,1398	1,0467	0,5732	4,2229 **	0,3472	-0,125
Precipitaciones	0,3266	0,5579	1,7637	2,9655 **	-0,2035	0,4882





**Figura 5.** Ordenación por CCA de las especies en el perifiton con las variables ambientales, en la confluencia de los arroyos Piedras Blancas y San Bartolomé, durante el período 1994-1995. (Para las abreviaturas ver Tabla 1).

ficativas, la variación de las asociaciones. El porcentaje de participación de las variables ambientales en el ordenamiento fue: temperatura del agua 9%, pH 6%, precipitaciones 6%, conductividad 5% y sólidos disueltos 4%. La velocidad de corriente no dio proporciones significativas. En el ordenamiento las muestras de aguas bajas correspondientes al arroyo San Bartolomé, se separan y forman un grupo aislado de las muestras de los otros dos sitios, mientras que en aguas altas, los tres sitios se encuentran ordenados en un mismo grupo.

## DISCUSIÓN

La flora algal perifítica en el área de confluencia de los arroyos Piedras Blancas y San Bartolomé estuvo compuesta por un total de 71 especies. Su densidad, riqueza y diversidad alcanzaron los máximos valores en otoño-primavera, período sin precipitaciones. Cuando los valores pluviométricos aumentan, las densidades perifíticas disminuyen abruptamente.

En ambientes lóticos de régimen torrencial, como el área estudiada, uno de los factores responsables de la pérdida de algas perifíticas es la acción abrasiva de la corriente, a la vez que se incorporan otros factores físicos y químicos (Hynes, 1970; Aboal *et al.*, 1996; Ghosh & Gaur, 1998; Passy *et al.*, 1999; Shteinman *et al.*, 1999). La disminución de las densidades de algunos organismos durante las estaciones de otoño-primavera, puede deberse al control biológico que ejercen los pastores y la competencia entre las especies sobre el perifiton (Biggs *et al.*, 1998; Eulin & Le Cohu, 1998; Wootton, 1998).

La clase Bacillariophyceae predominó cualitativa y cuantitativamente, al igual que en otros ambientes lóticos. La riqueza de especies y la densidad de los organismos del orden Pennales prevalecieron sobre los Centrales, contrariamente a resultados obtenidos para otros ríos de mayor porte como el río Paraná y tributarios (García de Emiliani, 1990) y el río Salado (O' Farrell, 1993). Investigaciones realizadas en el río Chocancharava por Martínez de Fabricius (1996) ponen en evidencia que el déficit de diatomeas céntricas ocurre tanto en zona de cabezales como río abajo, con un predominio notable de organismos del orden Pennales.

Las mayores densidades promedio en la comunidad perifítica de los sitios estudiados a lo largo del ciclo anual, la presentaron *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta* y *Amphora pediculus*, para el arroyo Piedras Blancas y el río colector. Para el arroyo San Bartolomé lo hicieron: *A. minutissimum*, *Navicula cryptocephala*, *Melosira varians* y *Nitzschia frustulum*. Estos resultados pueden deberse a interacciones intra e interespecíficas entre las algas perifíticas que pueden afectar la estructura y función de un ecosistema de aguas corrientes. Deriva, inmigración, reproducción y competencia varían interespecífica-

mente, son densodependientes y afectan la tasa de acumulación algal perifítica (Stevenson & Peterson, 1989; Stevenson, 1990; Eulin & Le Cohu, 1998).

*A. minutissimum*, una de las diatomeas más pequeñas, tiene buena capacidad inmigratoria en corrientes fuertes (Stevenson, 1983). Esta especie es un colonizador temprano y, por su pequeño tamaño, tiene la particularidad de ocultarse en el sustrato, donde las corrientes son más suaves y la fuerza de deslizamiento menor (Silvester & Sleight, 1985), de esta manera se la encuentra en el perifiton en forma constante. *C. placentula* var. *euglypta* y *A. minutissimum* corresponden al grupo de las Monorafidales y se caracterizan por persistir sobre el sustrato a través de los disturbios, adhiriéndose ajustadamente al mismo (Kawamura & Hirano, 1992). *M. varians*, diatomea céntrica, se presentó en el perifiton del arroyo San Bartolomé con altas densidades, durante la época de estiaje; esto concuerda con resultados obtenidos en el río Samborombón (Solari & Claps, 1996). Al comienzo de las lluvias sus densidades disminuyeron como consecuencia de una mayor fuerza de deslizamiento provocada por el aumento de la velocidad de corriente y la ausencia de mecanismos de adhesión al sustrato (Poff *et al.*, 1990).

Con respecto a los cambios estacionales, la temperatura del agua determinó el ordenamiento de las muestras, evidenciando la estacionalidad en la estructura y composición de las asociaciones, característica de arroyos iluminados, de climas templados (Allan, 1995). *A. minutissimum* y *C. placentula* var. *euglypta* disminuyeron su densidad durante el estrés hídrico provocado por las lluvias. Las variaciones temporales de la composición de especies, por efecto de las temperaturas y precipitaciones, fueron más evidentes en el arroyo San Bartolomé. Otro factor que influye en este arroyo es el sustrato de arena fina. Este tipo

de sustrato se encuentra en una velocidad de corriente crítica, que provoca su movilidad, disminuyendo las posibilidades de crecimiento del perifiton (Nikora *et al.*, 1997; Townsend & Riley, 1999).

## CONCLUSIONES

En la zona de confluencia de los arroyos Piedras Blancas y San Bartolomé:

- Los organismos del perifiton forman agrupaciones que evidencian la estacionalidad en la estructura y composición de las asociaciones.
- En la confluencia varían la composición y estructura de los organismos del perifiton, evidenciándose una discontinuidad local.
- El arroyo de mayor orden predomina en la configuración morfológica y biológica, durante la época de aguas bajas.
- *Achnantheidium minutissimum* y *C. placentula* var. *euglypta* presentaron las mayores densidades.
- Las diatomeas pennales son las algas predominantes en riqueza y densidad.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas Y Técnicas (CONICET), al Consejo Nacional de Investigaciones de Córdoba (CONICOR) y a la Secretaría de Ciencia y Técnica de la UNRC (SECYT), los subsidios otorgados para realizar esta investigación. Al laboratorio de Hidrogeología del Departamento de Geología de la UNRC, los análisis químicos de agua. A la Dra. Ana L. Martínez de Fabricius por el asesoramiento taxonómico.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aboal, M.; M.A. Puig & G. Soler. 1996. Diatom assemblages in some mediterranean temporary streams in south-

- eastern Spain. *Archiv für Hydrobiologie* 136(4): 509-527.
- Allan, D. J.** 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, New York, 383p.
- American Public Health Association (APHA).** 1989. *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17<sup>th</sup> edn. APHA, Washington DC, 1275p.
- Archibald, R. E. M.** 1983. The diatoms of the Sundays and Great at Fish Rivers in the Eastern Cape Province of South Africa. *Bibliotheca Diatomologica* 1: 1-362.
- Biggs, B. J. F.; D.G. Goring & V.I. Nikora.** 1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie* 143 (1): 21-56.
- Corigliano, M. Del C. & R. Malpassi.** 1994. La estructura trófica de un arroyo serrano. *Tankay* 1: 139-141.
- Desikachary, T. V.** 1959. *Cyanophyta*. Ed. Board. New Delhi, 545p.
- Eulin, A. & R. Le Cohu.** 1998. Epilithic diatom communities during the colonization of artificial substrates in the River Garonne (France). Comparison with the natural communities. *Archiv für Hydrobiologie* 143 (1): 79-106.
- García de Emiliani, M. O.** 1990. Phytoplankton ecology of the Middle Paraná River. *Acta Limnologica Brasil* 3: 391-417.
- Gari, E. N.** 2002. *Deriva algal en la confluencia de arroyos serranos*. Tesis Doctoral UNRC, 133p.
- Gari N. & M. del C. Corigliano.** 2003. La estructura del perifiton y de la deriva algal en arroyos serranos. *Limnetica* 23 (1-2): 11-24.
- Germain, H.** 1981. *Flore des Diatomeés*. Ed. Boubeé. Paris, 448p.
- Ghosh, M. & J. P. Gaur.** 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany* 60 (1): 1-10.
- Hill, M. O.** 1979. *TWINSPAN. A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes*. Ecology and systematic. Cornell University, New York, 60p.
- Hynes, H. B. N.** 1970. *The Ecology of running waters*. University Press. Liverpool, 555p.
- Kawamura, T. & R. Hirano.** 1992. Seasonal changes in benthic diatom communities colonizing glass slides in Aburatsubo Bay, Japan. *Diatom Research* 7(2): 227-239.
- Krammer K. & H. Lange-Bertalot.** 1986. *Bacillariophyceae 2. Naviculaceae*. 2/1. G.F. Verlag, Jena, 875p.
- Krammer K. & H. Lange-Bertalot.** 1988. *Bacillariophyceae 2. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae 2/2*. En: Ettl H. *et al.* (eds.). *Süßwasserflora vom Mitteleuropa*. G. Fischer Verlag, Jena, 596p.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot.** 1991a. *Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. 2/3*. En: Ettl H. *et al.* (eds.). *Süßwasserflora vom Mitteleuropa*. G. Fischer Verlag, Jena, 576p.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot.** 1991b. *Bacillariophyceae 4. Teil: Achnantheaceae, kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis 2/4*. En: Ettl H. *et al.* (eds.). *Süßwasserflora vom Mitteleuropa*. G. Fischer Verlag, Jena, 437p.
- Luque, M. E. & A. L. Martínez de Fabricius.** 2000. Ficoflora fitoplanctónica y epilítica del río Piedras Blancas (Córdoba, Argentina). *Boletín Sociedad Argentina Botánica* 35 (1-2): 21-32.
- Luque, M. E.; E. N. Gari & A. L. Martínez de Fabricius.** 1997. Fitoplancton y Fito-bentos de la cuenca superior del río Chocancharava (Ex Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional Río Cuarto* 17 (1): 49-67.
- Martínez de Fabricius, A. L.** 1996. *Bacillariophyceae del río Cuarto, Provincia de Córdoba*. Argentina. Tesis Doctoral UNLP, 298p.
- Martínez de Fabricius, A. L. & M. del C. Corigliano.** 1989. Composición y distribución de comunidades algales en el río Calamuchita (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional Río Cuarto*, 9 (1): 5-13.
- Nikora, V. I.; D.G. Goring & B. J. F. Biggs.** 1997. On stream periphyton-turbulence interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31 (4): 435-448.
- O'Farrell, I.** 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia* 271: 169-178.
- Passy, S.I.; Y. D. Pan & R. L. Lowe.** 1999. Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mista River Bulgaria. *Internationale Revue de Gesamten Hydrobiologie* 84 (2): 129-174.
- Patrick, R. & C. W. Reimer.** 1966. *The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii*. Vol. 1. Acad. Nat. Sci. Philadelphia. Monog. 13: 1-688.
- Patrick, R. & C. W. Reimer.** 1975. *The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii*. Vol. 2. Acad. Nat. Sci. Philadelphia. Monog. 13: 1-213.
- Poff, N. L.; N. J. Voelz; J. V. Ward & Relee.**

1990. Algal colonization under four experimentally-controlled current regimes in a high mountain stream. *J. of the North Am. Benthological Soc.* 9 (4): 303-318.
- Power, M. E. & A. J. Stewart.** 1987. Disturbance and recovery of an algal assemblage following flooding in an Oklahoma stream. *American Midland Naturalist* 117: 333-345.
- Prescott, G. W.** 1962. Algae of the Western Great lake area. Ed. Otto Koeltz Science. Germany, 977p.
- Round, F. E. & L. Bukhtiyarova.** 1996. Four new genera based on *Achnanthes* (*Achnantheidium*) together with a re-definition of *Achnantheidium*. *Diatom Research*. 11 (2): 345-361.
- Round, F. E.; R. M. Crawford & D. C. Mann.** 1990. The diatoms. Biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, Cambridge, 747p.
- Shteinman, B.; Y. Kamenir & M. Gophen.** 1999. Effect of hydrodynamic factors on benthic communities in lake Kinneret. *Hydrobiologia* 409: 211-216.
- Silvester, N. R. & M. A. Sleight.** 1985. The forces on microorganisms at surfaces in flowing water. *Freshwater Biology* 15: 433-448.
- Solari, L. & C. Claps.** 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annales Limnologie* 32 (2): 89-95.
- Statzner, B. & B. Higler.** 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16: 127-139.
- Stevenson, R. J.** 1983. Effects of current and conditions simulating autogenically changing microhabitats on benthic diatom immigration. *Ecology* 64 (6): 1514-1524.
- Stevenson, R. J.** 1990. Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. *J. of the North Am. Benthological Soc.* 9 (3): 277-288.
- Stevenson, R. J. & C. G. Peterson.** 1989. Variation in Benthic Diatom (Bacillariophyceae) immigration with habitat characteristics and cell morphology. *J. Phycology* 25: 120-129.
- Stevenson, R. J.; C. G. Peterson; D. B. Kirschtel; C. C. King & N. C. Tuchman.** 1991. Density-dependent growth, ecological strategies, and effects of nutrients and shading on benthic diatom succession in streams. *J. Phycology* 27: 59-69.
- Strahler, A. N.** 1981. Geografía Física. Omega Barcelona, 767p.
- Tell, G. & V. Conforti.** 1986. Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina. *Bibliotheca Phycologica* 75:1-301.
- Ter-Braak, C. J. F.** 1988-2002. CANOCO-A FORTRAN Program for Canonical Community Ordination Microcomputer Power. Ithaca, New York, USA, 118p.
- Townsend, C. R. & R. H. Riley.** 1999. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology* 41 (2): 393-405.
- Van Landingham, S. L.** 1967-1979. Catalogue of the fossil and recent genera and species of diatoms and their synonyms. I-VIII. J. Cramer, Vaduz.
- Vannote, R. L.; G. W. Minshall; K. W. Cumming; J. R. Sedell & C. E. Cushing.** 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.* 37: 130-137.
- Venrick, E. L.** 1995. Muestreo y submuestreo del fitoplancton marino y dulceacuicola. En: Alveal, K.; M. E. Ferrario; Oliveira, E. C. y E. Sar (eds.). *Manual de Métodos Ficológicos*. Univ. de Concepción, Chile, 200-218.
- Villafañe, V. E. & F. M. H. Reid.** 1995. Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K.; M. E. Ferrario; Oliveira, E. C. y E. Sar (eds.). *Manual de Métodos Ficológicos*. Univ. de Concepción, Chile, 169-185.
- Wootton, J. T.** 1998. Effects of disturbance on species diversity: A multitrophic perspective. *American Naturalist* 152 (6): 803-825.

# CAMBIO AMBIENTAL Y DESPLAZAMIENTO DE LA ICTIOFAUNA EN EL OESTE DE LA PAMPASIA (ARGENTINA CENTRAL)

S. E. GÓMEZ<sup>1</sup> & R. C. MENNI<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Museo Argentino de Ciencias Naturales – CONICET – [sgomez@macn.gov.ar](mailto:sgomez@macn.gov.ar)

<sup>2</sup> Museo de La Plata - CONICET- [menni@fcnym.unlp.edu.ar](mailto:menni@fcnym.unlp.edu.ar)

## ABSTRACT

Within the Pampas ecoregion during the XX century, heavy climate changes resulting in fish fauna displacements westward of meridian 61. These movements implied three elements: climate change, topographic changes, and animal transport. From the northwest of this region, where fish were not present in the recent past, 10 species from the La Amarga swamps, 10 from the neighborhood of General Villegas and 4 from Trenque Lauquen are known at present. In the three cases, water is hard and alkaline. Their fish fauna have a similarity index (Jaccard) of 44 % with that from the Salado River basin, and of 57,9 % with that from the «lagunas» Encadenadas del Oeste. In the latter environment, the number of species increased from 7 to 18 in thirty years, having at present 75% similarity with that from the Salado River basin. In the western Pampasia, data from 6 meteorological stations in a polygonal area 16,500 km<sup>2</sup> in extension, show a heavy climatic change, with a progressive significant increase of rainfall and the minimum mean annual temperature, which are limiting factors for fishes. Mean annual rainfall increased from 700 to 950 mm and the minimum mean temperature from 8,9 to 10,1° C in the last 40 years. New water bodies were formed and other increased their volume. At the same time, construction of discharge channels, embankments, and modification of slopes, connected western Pampasic areas with the Salado River basin, allowing them to be colonized by more eurytopic fishes. The Pampas ecoregion has his present western border about 64° W, including the La Amarga dells. We think that, as a result of environmental change and the above mentioned processes, new environments with Brazilian fishes will be formed in the western Pampasia in the near future.

**Key words:** fish populations, dispersal, climate change, Pampas, Argentina.

## INTRODUCCION

En el sistema de áreas naturales de la provincia de Buenos Aires según las cuencas de desagüe (Ringuelet, 1962), el noroeste es una región seca no incluida en ninguna cuenca y limitada hacia el este por el sistema del río Salado, el sistema del arroyo Valli-manca y la vertiente nordeste de Ventania. Otros autores en distintos esquemas ictiogeográficos (Ringuelet, 1975; Arratia *et al.*, 1983) consideran

esta región como una zona sin cuerpos de agua, que no corresponde a ninguna provincia ictiogeográfica.

Canevari *et al.* (1998) denominan a esta región Cuencas noroccidentales, señalando que se caracteriza por la ausencia de una red de drenaje y por ser actualmente la más seca dentro de la región. Sus límites occidentales son imprecisos. De estas cuencas solo se conocían registros de peces de las lagunas de Trenque Lauquen (López *et al.*, 1991) y los cuerpos de aguas más



próximos con peces eran las lagunas Encadenadas del Oeste.

El descubrimiento, en el año 2000, de lagunas con poblaciones de peces en General Villegas (Gómez *et al.*, 2004), mostró que había un desplazamiento del límite de distribución de los peces pampásicos hacia el oeste.

En el presente análisis del oeste de la provincia de Buenos Aires, se muestra que en la ecoregión de las Pampas, durante el siglo XX, hubo importantes cambios ambientales que produjeron un desplazamiento de la ictiofauna hacia el oeste del meridiano 61° W. Estos movimientos implicaron al menos tres elementos: cambio climático, cambios topográficos y transporte de fauna, y probablemente continúen.

## MATERIALES Y METODOS

Se analizó la ictiofauna de cuatro cuerpos de agua del oeste de la Pampasia: los Bañados de La Amarga (34° 20' S, 64° 10' W), las lagunas de General Villegas (34° 58' S, 62° 58' W), las lagunas de Trenque Lauquen (Complejo el Hinojo, 35° 58' S, 62° 44' W) y las lagunas Encadenadas del Oeste (36° 30' - 37° 30' S, 61° 00' - 63° 30' W), según los datos de Haro y Bistoni (1996), Bistoni *et al.* (1996), Gómez *et al.* (2004), López *et al.* (2001) y Miquelarena y López (1995). En el análisis climático de la región, se consideraron seis estaciones meteorológicas que cuentan con registros tabulados de precipitación media total anual, temperatura media anual y temperatura media mínima anual, agrupados por décadas desde 1950 a 1990 (SMN, 1975, 1985, 1986, 1992). Los valores anteriores a 1950 fueron calculados por interpolación de las respectivas isólinas (SMN, 1960).

Para las comparaciones faunísticas se utilizó el índice de Jaccard. Los datos climáticos fueron analizados mediante análisis de regresión y correlación. Se tomó como base la

cartografía del Instituto Geográfico Militar y de la Dirección de Geodesia de la Provincia de Buenos Aires.

## RESULTADOS

La ubicación de los cuerpos de agua del oeste de la Pampasia se indica en la Figura 1. En esta región actualmente se conocen 10 especies de los Bañados de La Amarga, 10 de los alrededores de Gral. Villegas y 4 de Trenque Lauquen (Tabla 1). En los tres casos el agua es dura y alcalina. Esta ictiofauna presenta un índice de similitud (Jaccard) del 57,89 % con las lagunas Encadenadas del Oeste y del 44% con la ictiofauna permanente de la cuenca del río Salado que es de 24 especies (Menni, 2004). Excepto dos especies exóticas, *Gambusia cf. affinis* y *Cyprinus carpio*, todas las especies consideradas en la Tabla 1 son típicamente pampásicas. Algunas de estas especies pueden haber sido transportadas por el hombre, particularmente *Odontesthes bonariensis* y *Cyprinus carpio*, que son objeto de piscicultura y pesca en muchos lugares de la región.

Los cambios en la ictiofauna de la región son evidentes. Ringuelet (1975)



**Figura 1.** Ubicación de los cuerpos de agua (abreviaturas como en la Tabla 1) y estaciones meteorológicas consideradas (numeradas como en la Tabla 2). La línea poligonal involucra un área total de 16.500 km<sup>2</sup>.



**Tabla 1.** Ictiofauna de: Bañados de La Amarga (BLA), lagunas de Gral. Villegas (LGV), lagunas de Trenque Lauquen (LTL), lagunas Encadenadas del Oeste (LEO) y Cuenca del río Salado (CRS). Presencia (P), ausencia (A), exótica (E). Entre paréntesis se indica el año de muestreo.

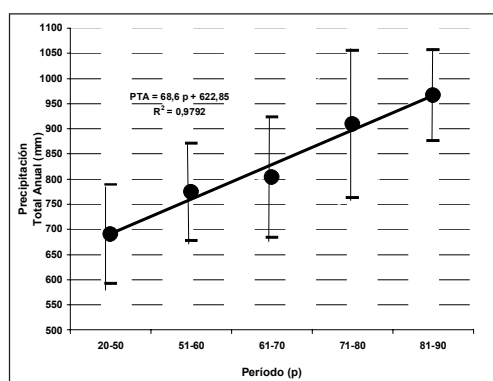
ESPECIES	BLA(1994-95)	LGV(2000)	LTL(1989)	LEO(1993)	CRS
1- <i>Astyanax eigenmanniorum</i>	P	P	A	P	P
2- <i>Cheirodon interruptus</i>	P	P	A	P	P
3- <i>Bryconamericus iheringi</i>	P	A	A	P	P
4- <i>Oligosarcus jenynsi</i>	A	P	A	P	P
5- <i>Cyprinus carpio</i> (E)	P	P	P	P	P
6- <i>Rhamdia quelen</i>	P	P	P	P	P
7- <i>Corydoras paleatus</i>	P	P	A	P	P
8- <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	P	P	A	P	P
9- <i>Jenynsia multidentata</i>	P	P	P	P	P
10- <i>Gambusia affinis</i> (E)	P	A	A	A	A
11- <i>Odontesthes bonariensis</i>	P	P	P	P	P
12- <i>Cichlasoma facetum</i>	A	P	A	P	P
OTRAS ESPECIES	—	—	—	P	P
TOTAL DE ESPECIES	10	10	4	18	24

señaló que la ictiofauna del río Quinto en la Pampasia era incompletamente conocida, citando sólo a *Jenynsia lineata lineata*. Actualmente se conocen 10 especies de los Bañados de la Amarga, donde finaliza el río Quinto (Bistoni *et al.*, 1996) (Tabla 1).

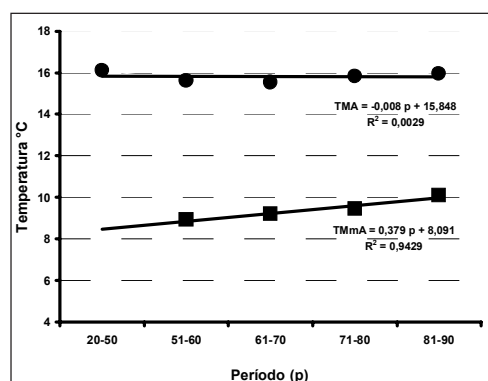
Durante el año 2000 en los alrededores de la ciudad de General Villegas (34° 58' S, 62° 58' O), situada 105 km al norte de Trenque Lauquen, se registraron cuerpos de agua lénticos in-nominados de aproximadamente 20 hectáreas de superficie y poca profundidad (1,20 m), y pequeños canales de

drenaje (Gómez *et al.*, 2004). Además, un canal artificial de 4 metros de ancho y escasa profundidad, que corre de norte a sur, atraviesa la ruta provincial N° 188, quince kilómetros al oeste del límite entre las provincias de Buenos Aires y La Pampa. Presuntamente estos ambientes se originaron o fueron construidos en la década de 1980.

Las primeras especies de peces documentadas en el oeste de la Pampasia, se encontraron en la laguna El Hinojo (Partido de Trenque Lauquen), y su presencia ha sido atribuida a migraciones posibilitadas por los des-



**Figura 2.** Temperatura media anual (TMA) y temperatura mínima media anual (TMmA) de seis estaciones meteorológicas del oeste de la pampasia, en cada uno de los períodos (p) indicados.



**Figura 3.** Precipitación total anual (PTA) media de seis estaciones meteorológicas del oeste de la pampasia, en cada uno de los períodos (p) indicados.

**Tabla 2.** Precipitación total media anual (PTA), temperatura media anual (TMA) y temperatura mínima media anual (TMmA) en seis estaciones meteorológicas en el oeste de la pampasia, (s/d: sin datos). (SMN, 1975, 1985, 1986 y 1992). Se indican además los valores promedio y desviación estándar para cada período.

ESTACION METEOROLOGICA	PERIODO				
	1950	1951-1960	1961-1970	1971-1980	1981-1990
1- Laboulaye 34°08'S 63°24'W	690 16,6-s/d	802 16,2-9,8	800 16,6-10,1	879 16,1-9,7	856 16,2-9,9
2- Gral. Pico 35°42'S 63°45'W	617 16,1-s/d	682 15,7-8,6	669 16,1-9,1	899 16,0-9,4	934 16,0-9,9
3- Trenque Lauquen 35°58'S 62°44'W	700 16,0-s/d	737 15,7-9,2	809 16,1-9,5	955 16,0-9,9	s/d s/d-10,6
4- Pehuajó 35°52'S 61°52'W	756 16,1-s/d	855 15,3-9,0	859 15,3-8,8	968 15,4-9,5	1015 15,5-10,0
5- 9 de Julio 35°27'S 60°53'W	829 16,3-s/d	907 15,8-9,4	995 13,9-9,9	1098 16,3-10,2	1060 16,2-10,5
6- Macachín 37°08'S 63°41'W	550 15,6-s/d	665 15,1-7,5	687 15,3-7,8	654 15,3-8,0	s/d s/d
PTA promedio y desviación estándar	690,333 98,696	774,667 96,691	803,167 119,547	908,833 146,522	966,250 90,112
TMA promedio y desviación estándar	16,117 0,331	15,633 0,338	15,550 0,954	15,850 0,404	15,975 0,330
TMmA promedio y desviación estándar	s/d s/d	8,917 0,801	9,200 0,839	9,450 0,766	15,975 0,342

bordes del río Quinto, que confirieron a la laguna carácter permanente (López *et al.*, 1991, 2001).

Las lagunas Encadenadas del Oeste son un caso singular. Su ictiofauna aumentó de 7 a 18 especies en aproximadamente treinta años (Ringuet, 1975; Miquelarena y López, 1995) y tiene actualmente 75% de similitud con la ictiofauna de la cuenca del río Salado (Tabla 1).

En un área poligonal de 16.500 km<sup>2</sup> del oeste de la Pampasia, los datos de las seis estaciones meteorológicas (Figura 1, Tabla 2), muestran un fuerte cambio climático, con aumento progresivo y significativo ( $p < 0,05$ ) de las precipitaciones y de la temperatura mínima media anual. La pluviosidad media anual aumentó de 700 a 950 mm entre 1920 y 1990, y la temperatura mínima media anual aumentó de 8,9 a 10,1° C en aproximadamente 40 años (Figura 2 y 3).

## CONCLUSIONES

El aumento de pluviosidad en la Pampasia ha sido comentado por distintos autores (Hoffmann, 1989; Canziani *et al.*, 1993). En la actualidad, los Bañados de la Amarga se encuentran totalmente colmatados. Las canalizaciones existentes en la zona de La Amarga se proyectaron en 1929, y recién aparecen en la cartografía en 1976. La reactivación del curso inferior del río Quinto comenzó en 1979, provocando importantes inundaciones en la zona. Hay dos direcciones de escurrimiento: una hacia Gral. Villegas y otra hacia el río Salado del Sur, confirmando hipótesis previas (Quintana Salvat & Romero Nelson, 1993; Soldano, 1947).

Los cuerpos de agua de General Villegas y Trenque Lauquen, y su fauna de peces, presuntamente provienen del desborde de los Bañados de La Amar-

ga, en un contexto de cambio ambiental que involucra los cambios topográficos y climáticos aquí tratados. En las últimas décadas del siglo XX al menos dos grandes canales se construyeron en el oeste, el Gran canal del Oeste en la zona de Trenque Lauquen y el canal Ameghino que conectó las Encadenadas del Oeste con la cuenca del río Salado.

Aún un pequeño cambio climático en cortas distancias es suficiente para modificar la composición de la fauna aún dentro del mismo ambiente, como en los arroyos Las Tortugas y Las Mojarras en la provincia de Córdoba (Menni, 2004).

La presencia de cuerpos de agua permanentes es la condición básica para la existencia de peces, y las conexiones entre cuencas posibilitan la dispersión. Si se considera además, que la temperatura es un factor limitante para la distribución de los peces brasílicos en la Pampasia (Gómez, 1996), los nuevos cuerpos de agua, la construcción de canales y el aumento de la temperatura, explican las ampliaciones en la distribución de los peces discutidas en Gómez *et al.* (2004) y en este trabajo. Hasta el presente no hay registros de peces patagónicos ni cuyanos en el oeste de la Pampasia, y los peces de los nuevos ambientes son siempre un subjuogo de la ictiofauna de la cuenca del río Salado.

Al finalizar el siglo XX, en la ecoregión estudiada, aumentó la temperatura mínima en más de 1° C y la precipitación en un 35%. Se formaron nuevos cuerpos de agua, otros aumentaron de volumen y se reactivaron antiguos cauces por efecto del cambio climático. El noroeste de la Pampasia ya no es una región seca, y teniendo en cuenta las características de los nuevos registros, la zona antiguamente considerada sin peces debe ser incluida en la Subregión Brasílica (Ringuet, 1975).

Los cambios topográficos recientes,

básicamente canales de drenaje, alteración de pendientes y terraplenes, conectaron distintas regiones del oeste con la cuenca del río Salado, permitiendo que fueran colonizadas por los peces más eurióticos. El río Salado es un corredor desde la Bahía de Samborombón hacia el interior de la Pampasia, y los canales Mercante, Jauretche, Ameghino y Piñero son un corredor hacia el oeste para la ictiofauna de la cuenca del río Salado.

Consideramos que la ecoregión de las Pampas debería incluir los Bañados de La Amarga, y tiene su límite actual en el meridiano 64° O. Estimamos que, como resultado de cambios ambientales, seguirán formándose nuevos humedales en el oeste de la Pampasia, con nuevas presencias de ictiofauna brasílica.

## BIBLIOGRAFIA

- Arratia, G.; M. B. Peñafort & S. Menu-Marque.** 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7: 48-107.
- Bistoni, M.A.; J. G. Haro & M. Gutiérrez.** 1996. Ictiofauna del río Quinto (Popopis) en la provincia de Córdoba (Argentina). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 27 (1): 43-48.
- Canevari, P.; D. E. Blanco; E. Bucher; G. Castro & I. Davidson** (eds.). 1998. Los humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación. *Wetlands International, Pub.* 46: 1-208.
- Canziani, O.; N. González & M. A. Hernández.** 1993. Cambios seculares como prototipo de cambios globales caso ejemplo: el Noroeste Bonaerense. En: Resúmenes de I° Jornadas Nacionales y VI° Regionales de Medio Ambiente (La Plata), 22p.
- Gómez, S. E.** 1996. Resistenza alla temperatura e salinitá in pesci della Provincia di Buenos Aires (Argentina), con implicazioni zoogeografiche. En: *Atti Congressuali, IV Convegno Nazionale Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci*, Trento, Italia (1991): 171-192.
- Gómez, S. E.; P. S. Trenti & R. C. Menni.** 2004. New fish populations as evidence of climate change in former dry areas of

- the pampa region (Southern South America). *Physis* (Buenos Aires) 59 (136-137): 43-44.
- Haro, J. G. & M. A. Bistoni.** 1996. Ictiofauna de la Provincia de Córdoba. En: *Biodiversidad de la Pcia. de Córdoba. Fauna*. Vol. 1 (Y. E. di Tada y E. H. Bucher, eds.): 169-190.
- Hoffmann, J. A.** 1989. Las variaciones climáticas ocurridas en la Argentina desde fines del siglo pasado hasta el presente. Servicio Meteorológico Nacional (FAA). Serie Divulgación 15: 1-19.
- López, H.; A. Rodrigues Capitulo; J. Casciotta & J. Iwaszkiw.** 1991. Caracterización preliminar de la Laguna El Hinojo (Trenque Lauquen., Pcia de Buenos Aires). En: *Situación Ambiental de la Provincia de Buenos Aires. A - Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental* 1(1): 1-23.
- López, H.; C. Baigún; J. Iwaszkiw; J. Delfino & O. Padín.** 2001. La cuenca del Salado: Uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. de la UNLP, La Plata, 55p.
- Menni, R. C.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales 5:1-316.
- Miquelarena, A. M. & H. L. López.** 1995. Fishes of the Lagunas Encadenadas (Province of Buenos Aires, Argentina), a wetland of international importance. *Freshwater Biological Association, Freshwater Forum* 5(1): 48-53.
- Quintana Salvat, F. & E. Romero Nelson.** 1993. El Río Quinto y las inundaciones en las Provincias de Córdoba y Buenos Aires. *Análisis Geomorfológico. Fotointerpretación* 2(1): 128-143.
- Ringuelet, R. A.** 1962. *Ecología acuática continental*. Ed. EUDEBA, Bs. As., 138p.
- Ringuelet, R. A.** 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2: 1-122.
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN).** 1960. *Atlas climatológico de la República Argentina*. Buenos Aires.
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN).** 1975. *Estadísticas climatológicas 1951-1960. Serie B, N° 6*, Buenos Aires.
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN).** 1985. *Estadística climatológica 1961-1970. Estadística N° 35*, Buenos Aires.
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN).** 1986. *Estadística climatológica 1971-1980. Estadística N° 36*, Buenos Aires.
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN).** 1992. *Estadística climatológica 1981-1990. Serie B, N° 37*, Buenos Aires.
- Soldano, F. A.** 1947. Régimen y aprovechamiento de la red fluvial argentina. Ed. Albatros. Partes I y II, Bs. As.

## NOTAS EXPERIMENTALES SOBRE *Gambusia cf. affinis* (OSTEICHTHYES: POECILIIDAE) EN ARGENTINA

M. J. GONZÁLEZ NAYA; S. E. GÓMEZ & L. RAMÍREZ

Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"  
Av. Angel Gallardo 470 – C 1405 DJR Ciudad de Buenos Aires, Argentina.  
sgomez@macn.gov.ar

### ABSTRACT

*G. affinis* is a native poecilid of North America. It was introduced in Argentina in 1945, since then *G. affinis* has established as stable populations in several provinces like Cordoba and Buenos Aires up to 35° S approximately. On this work, three different kinds of experiences have been made to obtain some ecophysiological features of this exotic fish. The results were compared with those of *Cnesterodon decemmaculatus*, a native poecilid widely used in bioassays in Argentina. Some comments were made upon the morphological and pigmentation aspects of both species. The incipient lethal level of pH (96 h) was estimated at 10.3. The average swimming capacity using the Fatigue Time technique with a constant velocity of 6.8 cm.s<sup>-1</sup> was 46.6 min and the lethal temperature obtained by means of the Critical Maximum technique was 41.21 °C. All the analyzed parameters were larger than those noted for *C. decemmaculatus*. Both species showed a significant loss in their pigmentation when they were exposed to light or high temperatures. However, there are not any references of presence for *G. cf. affinis* in Patagonia nor in Pampasian lagunas, it has shown to be more eurithopic than *C. decemmaculatus* suggesting that it fulfills all the requirements to be found in these regions together with other Cyprinodontiforms.

**Key words:** exotic fish, poeciilids, bioassays.

### INTRODUCCIÓN

*Gambusia affinis* es un poecílido oriundo del hemisferio norte (Rosen & Bailey, 1963). En 1945 fueron introducidos en Argentina ejemplares procedentes de Chile y Estados Unidos con el fin de servir como agentes de control biológico contra el paludismo en las ciudades de Buenos Aires, Rosario y Córdoba (Ringuelet *et al.*, 1967). Este pequeño pez, introducido en varios continentes es muy utilizado internacionalmente en bioensayos entre otras características por presentar un marcado dimorfismo sexual, las hembras son más grandes que los machos y estos se diferencian fácilmente por la presencia de gonopodio.

Estudios realizados en la ciudad de Córdoba mostraron que cuando se presentan fuertes signos de contaminación la riqueza y diversidad de especies autóctonas disminuye mientras que la dominancia de *G. affinis* aumenta sugiriendo que esta especie es resistente a determinadas condiciones que resultan adversas para especies locales (Menni, 2004).

En nuestro país la biología y distribución actual detallada de *Gambusia affinis* es poco conocida, extendiéndose hasta los 35° de latitud Sur aproximadamente (Figura 1). Está ampliamente citada en más de diez localidades en la Pcia. de Córdoba alcanzando los Bañados de La Amarga (Haro & Bistoni, 1996), se la encontró en



**Figura 1.** Distribución aproximada de *Gambusia cf. affinis* (cuadrados) en la Argentina, la línea negra indica el límite austral. Para *Cnesterodon decemmaculatus* (cruces) sólo se indica, con una línea gris, el límite austral de distribución.

Mendoza (Gómez, 1988), Tucumán (Miquelarena *et al.*, 1990), Corrientes (Baldo *et al.*, 1993), en el río Quinto de San Luis (Ferriz, 1996) y en Salta (Gonzo, 2003). Almirón *et al.* (1992) la mencionan para el Lago Rosedal (semiartificial) en la ciudad de Buenos Aires.

Con el fin de obtener algunos parámetros ecofisiológicos de *G. cf. affinis* se realizaron tres grupos de ensayos en laboratorio para determinar el nivel letal incipiente máximo de pH, la temperatura letal y la capacidad de natación. Se utilizó a *Cnesterodon decemmaculatus*, un poecílido autóctono muy empleado en ensayos de toxicidad, como testigo comparándose los resultados obtenidos. Se comentan además aspectos morfológicos y de pigmentación para ambas especies.

Los ejemplares de *G. cf. affinis* sujetos a experimentación fueron luego depositados en las colecciones ictiológicas del MACN y del MLP.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En julio de 2004 se colectaron, utilizando una red de mediomundo (diámetro 40 cm), 107 ejemplares de *Gambusia cf. affinis* en el Lago Rosedal de la ciudad de Buenos Aires simultáneamente con *Cnesterodon decemmaculatus* (35 ejemplares), dos *Gymnogeophagus meridionalis*, una *Astyanax* sp. y camarones de agua dulce *Palaemonetes* sp. en un hábitat litoral costero vegetado (temperatura del agua = 9,0 °C; pH = 7,8; conductividad = 980 µS). Prácticamente no se registró a *G. cf. affinis* en capturas posteriores realizadas durante el mes de Agosto.

### Determinación del Nivel Letal Incipiente máximo de pH (NLI)

El NLI es un valor teórico asintótico que separa la zona de tolerancia (sin mortalidad) de la zona de resistencia (donde la mortalidad depende del tiempo) en un gráfico concentración - tiempo de resistencia. Este valor normalmente se alcanza a las 96 hs de exposición.

Para la determinación del NLI se utilizó la técnica del «tiempo de resistencia del 50%» (tR50), calculado como el promedio geométrico de los tiempos individuales de muerte, en 11 grupos de 5 ejemplares expuestos a distintos niveles prefijados de pH en ensayos de 96 hs de duración. El NLI fue estimado como promedio de los valores obtenidos de la aplicación de los modelos asintótico, potencial y de Spearman-Kärber, que se basaron en los datos de concentración y tR50, según la metodología utilizada por Gómez (1998).

### Determinación de la Temperatura Letal Máxima

La temperatura letal máxima se evaluó mediante la técnica del «máximo térmico crítico» (MTC) utilizando una velocidad de ascenso de la T° de 1 °C cada 60 minutos y registrándose las temperaturas individuales de muerte



en un grupo de 10 individuos (Gómez, 1988), el promedio aritmético de éstas es el MTC.

#### Capacidad de Natación

Para evaluar la capacidad de natación se utilizó un túnel de corriente donde el agua circuló, impulsada por una bomba a velocidad constante. La técnica consistió en introducir un ejemplar en el túnel sin circulación de agua, a continuación se aumentó la velocidad de corriente hasta un valor prefijado de 6,78 cm.s<sup>-1</sup> y se midió el tiempo de arrastre (TA) que es el tiempo que transcurre hasta que el animal es arrastrado fuera del túnel.

#### Características morfológicas, de pigmentación y de coloración

Se describió el patrón de coloración de *G. cf. affinis* utilizando una lupa 9X en ejemplares vivos y fijados.

Se registraron los cambios en el patrón de pigmentación tanto en *G. cf. affinis* como de *C. decemmaculatus* al ser sometidos en forma repentina a variaciones de temperatura y de luminosidad. Se expusieron individualmente 5 ejemplares seleccionados al azar a una lámpara de 75 watts en una pequeña cubeta de 20 cm<sup>3</sup>.

Se describió el gonopodio de cinco individuos de *G. cf. affinis* fijados de 20,3 a 21,8 mm de longitud estándar

utilizando microscopio (40X) y se lo comparó con el gonopodio de *C. decemmaculatus* descrito por Rosen y Bailey (1963).

## RESULTADOS

#### Determinación del Nivel Incipiente Máximo de pH (NLI)

Los pares de datos pH-tR50 obtenidos en los distintos grupos de ensayo a una temperatura de experimentación promedio de 19,13 °C (DE= 2,03) se indican en la Tabla 1.

Utilizando el modelo asintótico la estimación del NLI a 96 hs fue de 10,6 según la ecuación:

$$tR50 = 23,31 / (pH - 10,6) \\ R^2 = 80,46\%$$

Con el modelo potencial se obtuvo un NLI a 96 hs de 10,1 a partir de la ecuación:

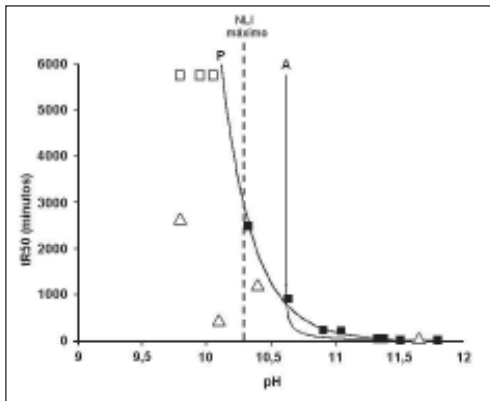
$$tR50 = 2,6716 \cdot 10^{45} \cdot pH^{-41,436} \\ R^2 = 97,14\%$$

Mediante el método de Spearman-Kärber se obtuvo una estimación del NLI de 10,2.

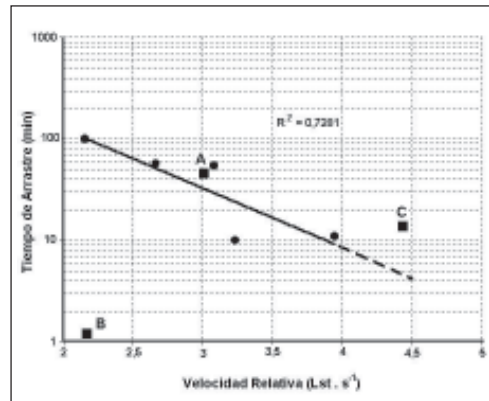
El NLI resultante del promedio de los tres modelos fue de 10,3 (DE= 0,26) valor mayor que el de *Cnesterodon*

**Tabla 1.** Tiempos de resistencia del 50% (tR50) en grupos de 5 ejemplares de *Gambusia cf. affinis* expuestos a los valores de pH indicados. SM: sin mortalidad al cabo de 96 h de exposición. Se indica además el rango de los tiempos individuales de muerte y la Longitud estándar media del grupo (Lst). Ver además Figura 2.

pH	tR50 (min)	Rango t (min)	Lst (mm)
11,80	17,00	13 - 20	18,40
11,51	19,66	16 - 23	19,40
11,38	37,37	31 - 42	21,00
11,33	41,86	35 - 51	21,00
11,05	215,80	112 - 580	23,38
10,91	237,30	128 - 370	23,04
10,64	906,10	390 - 1455	25,06
10,33	2486,00	1620 - >5760	18,90
10,05	SM	—	21,54
9,95	SM	—	20,10
9,80	SM	—	19,00



**Figura 2.** Nivel letal incipiente máximo de pH (NLI) para *G. cf. affinis* (línea punteada). Se indican los 11 datos experimentales (cuadros) de pH de exposición vs. tiempo de resistencia del 50% (tR50: en min), las curvas corresponden a los ajustes potencial (P) y asintótico (A). Los cuadrados vacíos indican experiencias sin mortalidad a las 96 h. Los triángulos corresponden a datos preliminares de *C. decemmaculatus*.



**Figura 3.** *G. cf. affinis* (círculos), diagrama de dispersión entre el Tiempo de arrastre (TA: en min) en escala logarítmica y la Velocidad relativa (VR: Lst. s<sup>-1</sup>). Los cuadrados indican los valores de promedio aritmético para: *G. cf. affinis* (A); *C. decemmaculatus* (B) y *Jenynsia multidentata* (C) (Gómez *et al.*, 2003).

*decemmaculatus* en las mismas condiciones experimentales (Figura 2). En los tres experimentos realizados a pH menores de 10,3 no se registró mortalidad al finalizar las 96 hs de experiencia.

#### Determinación de la Temperatura Letal Máxima

Los individuos fueron aclimatados a 27,14 °C. La temperatura letal, utilizando la técnica de máximo crítico, resultó en 41,21 °C. Este valor es 1,8°C mayor que el correspondiente a *C. decemmaculatus*.

#### Capacidad de Natación

El tiempo de arrastre promedio para *G. cf. affinis* a una velocidad de 6,8 cm.s<sup>-1</sup> fue de 46,6 minutos en individuos de 23,54 mm de longitud estándar (Lst) promedio (Tabla 2). Este tiempo resultó muy superior al de *C. decemmaculatus* que fue de aproximadamente un minuto utilizando la misma técnica (Figura 3).

#### Coloración, pigmentación y caracteres morfológicos

*Gambusia cf. affinis* presenta dorsalmente una coloración ligeramente parda olivácea y plateada en la parte ventral. Las escamas están levemente rebordeadas de un color oscuro. En algunos individuos es posible diferenciar una mancha suborbital oscura de forma aproximadamente triangular. Las aletas dorsal y caudal presentan entre una y tres hileras de pequeños puntos oscuros.

Trasladados al laboratorio *G. cf. affinis* y *C. decemmaculatus* mostraron una pérdida de pigmentación presumiblemente a causa del cambio en la temperatura (9,0 °C a 18,0 °C). La exposición repentina a la luz directa también provocó la inmediata y casi total despigmentación, en *G. cf. affinis* sólo se conservan los pequeños puntos oscuros de las aletas mientras que en *C. decemmaculatus* se pierden o apenas se distinguen las manchas del flanco.

**Tabla 2.** Tiempos de arrastre (TA) para 5 ej. de *Gambusia cf. affinis* a  $6,78 \text{ cm.s}^{-1}$ , se indica además la Longitud total (LT) la Longitud estándar (Lst) y la Velocidad relativa de natación (VR). Ver además Figura 3.

LT (mm)	Lst (mm)	TA (min)	VR (Lst/s)
23,0	17,2	11	3,94
26,0	21,0	10	3,23
28,1	22,0	55	3,08
33,0	25,5	57	2,66
39,5	32,0	100	2,15

La longitud media del gonopodio de *G. cf. affinis* fue de 7 mm que corresponden al 33,6% de la Lst de los ejemplares examinados. Los gonopodios de ambas especies constituyen estructuras completamente distintas, a simple vista es posible distinguir la dilatación membranosa en la porción terminal del primer radio del gonopodio de *C. decemmaculatus* ausente en *G. cf. affinis*.

## CONCLUSIONES

*G. affinis* es un animal reconocidamente euritópico, que tiene un límite superior de tolerancia salina próximo a los 20 g/litro (Salibian, 1977) y según Chervinsky (1983) tolera transferencias repentinas a salinidades de hasta 19,5 g/litro. *C. decemmaculatus* es menos resistente, presenta un nivel máximo de salinidad tolerable de 16,9 g/litro (Gómez, 1988). *G. cf. affinis*, es más resistente a los altos niveles de pH que *C. decemmaculatus* (Figura 2) en condiciones experimentales.

Los rangos de tolerancia a la temperatura de *G. affinis* son extraordinariamente amplios pudiendo ser encontrada tanto en lagos cubiertos por hielo como en aguas termales, sin embargo los límites de tolerancia a la temperatura en los cuales este pez crece y se reproduce son más estrechos (Meffe, 1991). La zona de tolerancia térmica es de 1033 a 1065 °C<sup>2</sup> (Otto, 1973) algo mayor que los 1028 °C<sup>2</sup> correspondientes a *C. decemmaculatus* (Gómez, 1988). Los valores de MTC aquí

calculados coinciden con los reportados por Otto (1973), quien determinó un MTC de 40 °C para una temperatura de aclimatación de 25° C.

A pesar de presentar características morfológicas similares, *G. cf. affinis* posee una capacidad de natación superior a la demostrada por *C. decemmaculatus*. Esto le permitiría a *G. cf. affinis* habitar en ríos más o menos correntosos alcanzando un rango de distribución más amplio. *G. cf. affinis* mostró una capacidad de natación presuntamente menor que la de otro Cyprinodontiforme: *Jenynsia multidentata* (Figura 3).

Si bien ambos poecílidos presentan tamaños y formas corporales similares y pueden ser encontrados compartiendo el mismo hábitat, la coloración característica de cada una de estas especies hace que resulten fácilmente diferenciables. Sin embargo, bajo ciertas circunstancias, la pigmentación típica desaparece, por cambios en la temperatura ó la intensidad lumínica y presumiblemente por otras condiciones estresantes. Esta característica es compartida con *J. multidentata* (Muzlera, 1934). La despigmentación repentina y total de los ejemplares vivos podría provocar confusión si los individuos son identificados rápidamente, en estas condiciones la estructura del gonopodio es una característica inconfundible.

Aunque no hay datos disponibles para Patagonia ni lagunas pampásicas (Figura 1) los datos comentados por otros autores para temperatura y salinidad y los resultados aquí presenta-

dos para, pH, temperatura letal y natación muestran que *G. affinis* es mucho más euritópica que *C. decem-maculatus* lo que indicarían que *G. cf. affinis* podría ser encontrada junto con otros Cyprinodontiformes en lagunas pampásicas.

## BIBLIOGRAFIA

- Almirón, A.E.; S.E. Gómez & N.I. Toresani.** 1992. Peces de agua dulce de la provincia de Buenos Aires - Argentina. En: Situación ambiental de la provincia de Buenos Aires 2 (12): 1-29.
- Baldo, J.L.; J.G. Haro; M.A. Bistoni & G. Marino.** 1993/94. Primer relevamiento de la ictiofauna de los esteros de Santa Lucía en el proyecto parque nacional Mburucuyá (Corrientes, Argentina). *Rev. de Ictiología* 2/3 (1/2): 9-12.
- Chervinsky, J.** 1983. Salinity tolerance of the mosquito fish, *Gambusia affinis* (Baird & Girard) *J. Fish Biol.* 22: 9-11.
- Ferriz, R. A.** 1996. Aporte al conocimiento de la ictiofauna de la provincia de San Luis (Argentina). *Rev. Bioikos, Campinas*, 9-10 (1-2): 32-34.
- Gómez, S. E.** 1988. Susceptibilidad a diversos factores ecológicos extremos, en peces de la pampasia Bonaerense, en condiciones de laboratorio. Tesis Doctoral 502, UNLP, La Plata 308p.
- Gómez, S. E.** 1998. Niveles letales de pH en *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes, Atherinidae). *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, (85): 101-108.
- Gómez, S.E.; Gonzalez Naya J. & A. Giusto.** 2003. Velocidad de natación de un especialista en maniobra, *Cichlasoma facetum* (Jenyns), (Pisces, Cichlidae), en condiciones experimentales. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.*, n.s. 5(1): 87-92.
- Gonzo, G.** 2003. Peces de los ríos Bermejo, Juramento y cuencas endorreicas de la provincia de Salta. *Mus. de Cs. Nat. y Consejo de Inv. Univ. Nac. de Salta, Salta.* 243p.
- Haro, J. G & M. A. Bistoni.** 1996. Ictiofauna de la provincia de Córdoba. En: di Tada, I.E y E.H. Bucher (eds.): Biodiversidad de la provincia de Córdoba, Fauna (1). Córdoba: 169-190.
- Meffe, G. K.** 1991. Life history change in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) induced by thermal elevation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 60-66.
- Menni, R. C.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales 5: 1-316.
- Miquelarena, A. M.; R. C. Menni; H. L. López & J. R. Casciotta.** 1990. Ichthyological and limnological observations on the Salí river basin (Tucumán, Argentina). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 1(3): 269-276.
- Muzlera, J. M.** 1934. Acción de la temperatura sobre la pigmentación de *Jenynsia lineata* (Jenyns) Günther. *Rev. de la Soc. Arg. de Biología (Pub. de la Asoc. Med. Argent.)* X (6 - 7): 369-370.
- Otto, R. G.** 1973. Temperature tolerance of the mosquitofish, *Gambusia affinis* (Baird & Girard). *J. Fish Biol.* (5): 575-585.
- Ringuelet, R. A.; R. H. Arámburu & A. Alonso de Arámburu.** 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata 602p.
- Rosen, D.E. & R.M. Bailey.** 1963. The poeciliid fishes (Cyprinodontiformes), their structure, zoogeography and systematics. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.*, 126(1): 101-176.
- Salibian, A.** 1977. Aclimatación de *Gambusia affinis holbrooki* (Girard, 1859) de Chile en soluciones de alta salinidad. (Pisces, Poeciliidae). *Mus. Nac. de Hist. Nat. (Santiago)*. Noticiario Mensual N° 253-254: 4-7.

## CAPACIDAD DE NATACION EN *Gymnogeophagus meridionalis* (PISCES, CICHLIDAE)

M. J. GONZÁLEZ NAYA, S. E. GÓMEZ & L. RAMÍREZ

Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia». Av. Angel Gallardo 470 – C 1405  
DJR Ciudad de Buenos Aires , Argentina. sgomez@macn.gov.ar

### ABSTRACT

The cichlidae are recognized as maneuver specialists characterized by low cruising speeds and some acceleration capacity. In this work the swimming capacity of *Gymnogeophagus meridionalis* and the relation it has with some morphometric variables were experimentally evaluated under laboratory conditions and compared with others cichlid species. Using a flow chamber where the water flowed at a constant velocity of 6.8 cm.s<sup>-1</sup>, fatigue times (TA) between 84 and 853 min were obtained for 10 specimens between 22.9 and 70.0 mm of standard length (Lst). The maximum swimming speed was estimated in 5.5 Lst.s<sup>-1</sup> and the cruising speed was approximately 2.0 Lst.s<sup>-1</sup>. Comparatively, *G. meridionalis*' average fatigue time (376.1 min) was longer than that mentioned for *C. facetum* (169.1 min) and shorter than preliminary data of *Crenicichla* sp. These differences are related to the corporal morphology. Whereas *Crenicichla* sp. presented the most elongated body shape with an average body height as a percent of Lst (AC%) about 22%; inside the orbicular cichlids group, *G. meridionalis* and *C. facetum* presented AC% of 43.2 y 47.5% respectively. The differences in swimming capacity between *Gymnogeophagus meridionalis* and *C. facetum*, both maneuver specialists, could be owed to a smaller body height and a narrow caudal peduncle.

**Key words:** swimming speed, maneuver specialist, corporal morphology.

### INTRODUCCIÓN

En términos generales los peces de la Flia. Cichlidae presentan un modo de natación que los ubica como «especialistas en maniobra». La capacidad de maniobra es una mezcla de cualidades locomotoras relacionadas con la morfología comprimida, posición e inserción de las aletas, en peces de hábitos sedentarios y complejos comportamientos sociales y reproductivos. La inserción vertical de las aletas pectorales permite ampliar las capacidades de movimiento. Una de ellas es la habilidad de mantenerse en una posición fija en el agua por medio del movimiento de «remo o abanicado». Otra es la capacidad de acelerar a

partir de una posición inicial de reposo sin utilizar el pedúnculo caudal realizando un movimiento simultaneo de ambas aletas pectorales de forma repentina, como de palmada, hacia los lados del cuerpo (Gosline, 1973). La inserción vertical también permite la maniobra precisa en hábitats estructuralmente complejos como son los litorales vegetados donde estos peces viven. En tales ambientes utilizan refugios y se alimentan en superficies orientadas en cualquier dirección de modo que para alcanzarlas el pez debe realizar pequeños impulsos propulsores de considerable precisión.

La capacidad de maniobra usualmente se estima a través del «tiempo de arrastre» y se caracteriza por una

baja velocidad de crucero y cierta capacidad de aceleración. La velocidad de crucero es aquella que puede ser mantenida por 200 o más minutos (Beamish, 1978), y usualmente se encuentra entre 1 y 3 Lst.s<sup>-1</sup> (Jobling, 1995).

En la Argentina el género *Gymnogeophagus* está representado por 6 especies (López *et al.*, 2003), todas pueden ser consideradas de interés ornamental. Entre éstas, *G. meridionalis*, es la que presenta la distribución más austral y se la encuentra en las lagunas de la cuenca del Salado compartiendo el hábitat con *Cichlasoma facetum* aunque su abundancia es mucho menor. *G. meridionalis* alcanza los 88 mm de Lst y presenta hábitos alimentarios micro y mesoanimalívoros.

En este trabajo se evaluó experimentalmente bajo condiciones de laboratorio, la capacidad de natación de *G. meridionalis* y la relación que ésta tiene con algunas variables morfométricas que permiten la comparación con otras especies de cíclidos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron 10 ejemplares de *Gymnogeophagus meridionalis* capturados en la Laguna Salada de Monasterio (35° 47' LS, 57° 52' LW), mantenidos en laboratorio con agua corriente declorada (salinidad = 0,26 g.l<sup>-1</sup>, pH = 6,8 y conductividad = 352 µS.cm<sup>-1</sup>). Previamente a los ensayos los individuos fueron aclimatados durante siete días a 25 °C. Para las mediciones del «tiempo de arrastre» (TA: en min) se utilizó la metodología y túnel de corriente de agua descritos por Trenti *et al.* (1999). La técnica básicamente consiste en introducir un ejemplar en el túnel sin circulación de agua, a continuación se aumenta la velocidad de corriente muy rápidamente hasta un valor prefijado y constante (V) de 6,77 cm.s<sup>-1</sup> (DE = 0,089) y se mide el tiempo

que transcurre hasta que el animal es arrastrado fuera del túnel. El túnel está compuesto por un tubo de acrílico de 105 cm de longitud y 5,60 cm de diámetro por donde el agua circula impulsada por una bomba a velocidad constante.

Para cada individuo además del TA se registraron: longitud total (Lt: en mm), longitud estándar (Lst: en mm), peso fresco en gramos (g), altura del cuerpo como porcentaje de Lst (AC%), longitud de la cabeza como porcentaje de Lst (LC%), y el índice de condición ( $K = [P \cdot 10^5] \cdot Lst^{-3}$ ). Los TA obtenidos se analizaron en función de las variables morfométricas y de la velocidad relativa de natación (VR) donde para cada ejemplar  $VR = V/Lst$ .

Los TA y AC% promedios se compararon con los datos correspondientes a *C. facetum*, tomados de Gómez *et al.* (2003) mediante tests de «t».

## RESULTADOS

La temperatura media de experimentación fue de 25,27 °C (DE = 0,4031). A mayores tamaños corporales, Lst o peso, le correspondieron TA mayores. Para ejemplares entre 22,9 y 70,0 mm de Lst se obtuvieron TA variables comprendidos entre 84 y 853 minutos (Tabla 1).

En la Tabla 2 se indican los coeficientes de correlación entre los distintos pares de variables en su forma lineal. No se encontró correlación entre las variables morfométricas AC%, LC% y K y las variables relacionadas con la capacidad de natación (TA y VR).

Con un modelo multiplicativo de regresión, se estableció una relación positiva y significativa ( $p < 0,01$ ) entre tiempo de arrastre y Lst (Figura 1):

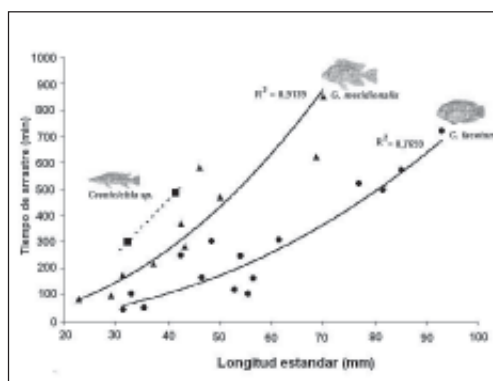
$$TA = 0,11679 \cdot Lst^{2,0998}$$

$$R^2 = 91,39\%$$

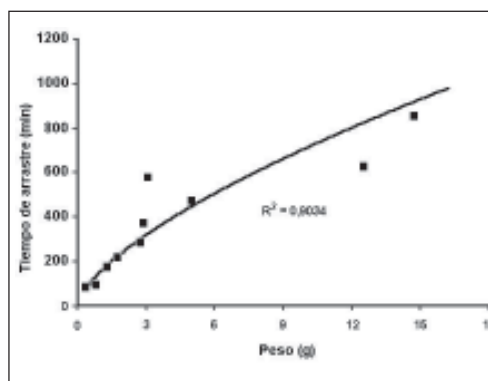


**Tabla 1.** Tiempo de arrastre (TA) en *Gymnogeophagus meridionalis*. Para cada individuo se indica: longitud total (Lt), longitud estándar (Lst), peso (P), altura del cuerpo como porcentaje de la longitud estándar (AC%), longitud de la cabeza como porcentaje de la longitud estándar (LC%), índice de condición (K), velocidad relativa de natación (VR) y velocidad de circulación del agua (V). Se señalan los valores medios ( $\bar{X}$ ) y desviación estándar entre paréntesis.

Lt(mm)	Lst(mm)	P(g)	TA(min)	AC%	LC%	K	VR (Lst.s <sup>-1</sup> )	V(cm.s <sup>-1</sup> )
31,1	22,9	0,4	84	43,67	36,68	3,330	2,69	6,78
37,6	29,0	0,8	100	41,03	31,38	3,281	2,32	6,74
42,5	31,3	1,3	174	42,17	35,46	4,239	2,16	6,77
50,0	37,2	1,8	218	42,47	34,67	3,497	1,76	6,56
56,0	42,5	2,9	369	43,53	31,76	3,770	1,59	6,78
55,3	43,3	2,7	283	41,80	35,10	3,326	1,57	6,78
60,0	46,1	3,1	583	43,17	33,62	3,164	1,48	6,81
65,0	50,1	5,0	472	46,11	31,14	3,976	1,38	6,92
86,0	68,7	12,5	625	43,67	31,15	3,855	0,98	6,76
87,5	70,0	14,7	853	44,29	34,29	4,286	0,97	6,82
$\bar{X} = 57,10$ (18,722)	$\bar{X} = 44,11$ (15,663)	$\bar{X} = 4,52$ (4,989)	$\bar{X} = 376,1$ (253,31)	$\bar{X} = 43,19$ (1,413)	$\bar{X} = 32,53$ (3,135)	$\bar{X} = 3,67$ (0,410)	$\bar{X} = 1,69$ (0,559)	$\bar{X} = 6,77$ (0,089)



**Figura 1.** Diagrama de dispersión y curva de regresión multiplicativa entre el Tiempo de arrastre (en minutos) y la Longitud estándar (en milímetros) para *Gymnogeophagus meridionalis* (triángulos). Se indican además los datos para *Cichlasoma facetum* (círculos) tomados de Gómez *et al.* (2003) y datos preliminares para *Crenicichla* sp. (cuadrados).



**Figura 2.** Diagrama de dispersión y curva de regresión multiplicativa entre Tiempo de arrastre (en minutos) y Peso (en gramos) para *Gymnogeophagus meridionalis*.

Con el mismo tipo de análisis se obtuvo una relación positiva y significativa ( $p < 0,01$ ) entre TA y peso (Figura 2):

$$TA = 154,6879 \cdot \text{peso}^{0,66166}$$

$$R^2 = 90,34\%$$

La velocidad relativa de natación (VR) varió entre 0,97 y 2,69 ( $\bar{X} = 1,69$ ) y se correlacionó negativamente con el tiempo de arrastre ( $r = -0,8775$ , Tabla 2). En base a esta correlación negativa se determinó la relación:

$$TA = \exp^{(7,77066 - 1,21486 \cdot VR)}$$

$$R^2 = 90,89\%$$

Error estándar  
de la pendiente = 0,136012;

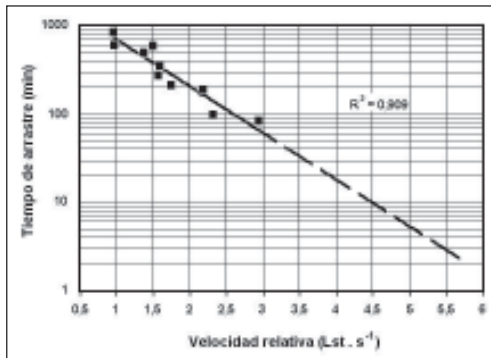
Error estándar  
de la intercepción = 0,246689;

Esta relación y los 10 puntos experimentales se muestran en un diagrama de dispersión en escala logarítmica (Figura 3).

En términos de promedio el TA de

**Tabla 2.** Matriz de correlación entre las ocho variables indicadas. Abreviaturas como en Tabla 1 (\*significativo con  $p < 0,05$ ; \*\* $p < 0,01$ ;  $n = 10$ ).

	TA	Lt	Lst	P	AC%	LC%	K	VR
TA	1	0,9436**	0,9406**	0,8866**	0,5582	-0,3177	0,4439	-0,8775**
Lt		1	0,9989**	0,9406**	0,5058	-0,4132	0,5050	-0,9423**
Lst			1	0,9490**	0,4893	-0,4133	0,4921	-0,9336**
P				1	0,4623	-0,2940	0,5738	-0,7860**
AC%					1	-0,2560	0,4548	-0,4007
LC%						1	-0,1067	0,4873
K							1	-0,4199
VR								1

**Figura 3.** *Gymnogeophagus meridionalis*, diagrama de dispersión y línea de tendencia entre el Tiempo de arrastre (minutos) y la Velocidad relativa ( $Lst \cdot s^{-1}$ ).

*Gymnogeophagus meridionalis* fue 376,10 minutos (Tabla 1) tiempo significativamente mayor ( $p < 0,05$ ,  $t = 2,5041$ ) que el obtenido para un subgrupo de 11 ejemplares de *C. facetum* con un TA promedio = 169,1 min (Gómez et al., 2003). Este subgrupo no presentó diferencias con *G. meridionalis* en el tamaño corporal ( $p > 0,05$ ;  $t = 0,5225$ ). Con respecto a la altura cuerpo se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ;  $t = 5,7070$ ), siendo *C. facetum* más orbicular que *G. meridionalis*.

## CONCLUSIONES

Aunque los cíclidos se califican como «maniobradores» por utilizar ampliamente las tres dimensiones espaciales, existen diferencias en la capacidad de natación, al menos a nivel genérico, relacionadas con las

características morfológicas de cada especie.

El examen del diagrama de dispersión y línea de tendencia (Figura 3) muestran que la condición de la velocidad de crucero o su equivalente (TA = 200 min) sólo se cumple en todos los individuos cuando la VR es igual o menor a 2  $Lst \cdot s^{-1}$ . La velocidad máxima de natación puede ser estimada por extrapolación en 5,5  $Lst \cdot s^{-1}$  (Figura 3), una velocidad que puede ser mantenida por muy corto tiempo, esta estimación debe corroborarse con experimentos adicionales utilizando diversas velocidades de corriente.

Comparativamente los tiempos de arrastre obtenidos para *G. meridionalis* fueron significativamente mayores que los mencionados para ejemplares de *C. facetum*. de similar Lst, y menores que datos preliminares de *Crenicichla* sp. (Figura 1). Estas diferencias se relacionan con la morfología corporal. *Crenicichla* sp. presenta la forma más elongada, con una altura de cuerpo promedio próxima al 22%. Dentro de los cíclidos «orbiculares» *G. meridionalis* es más elongado que *C. facetum*, presentando alturas de cuerpo promedio de 43,2 y 47,5% respectivamente.

La variable AC% estima el grado de orbicularidad del pez. Un individuo que posee un perfil de disco o romboidal, cuerpo relativamente alto, corto y comprimido, presenta menor resistencia a la rotación en el plano vertical medio del cuerpo. Las aletas oscilantes proporcionan la fuerza impulsora y se ubican cerca del centro de masa corporal de manera que en cualquier

plano pueden ejercerse empujes pequeños y precisos.

No obstante de tratarse de dos especialistas en maniobra la mayor capacidad de natación de *G. meridionalis* respecto a *C. facetum* puede ser atribuida a una menor altura del cuerpo y a un pedúnculo caudal más estrecho, estas dos características en un plano de morfología funcional (Webb, 1984) están asociadas con una mayor capacidad de natación.

Se necesitan diseños experimentales que permitan cuantificar de manera totalmente objetiva la capacidad de maniobra para la comparación entre especies. El estudio de otras variables morfométricas como por ejemplo la superficie total de las aletas y la altura mínima del pedúnculo caudal, podría contribuir a una mejor caracterización de los especialistas en maniobra.

## BIBLIOGRAFÍA

- Beamish, F. W. S.** 1978. Swimming capacity. En: Hoar W. S. & D. J. Randall (eds.): Fish Physiology. Academic Press, New York, 101-187.
- Gómez, S.; Gonzalez Naya, J. & A. Giusto.** 2003. Velocidad de natación de un especialista en maniobra, *Cichlasoma facetum* (Jenyns) (Pisces, Cichlidae), en condiciones experimentales. Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s. 5(1): 87-92.
- Gosline, W. A.** 1973. Functional morphology and classification of teleostean fishes. The University Press of Hawaii, Honolulu 208p.
- Jobling, M.** 1995. Environmental biology of fishes. Fish and Fisheries 16. Chapman and Hall, London 455p.
- López, H. L.; A. M. Miquelarena & R. C. Menni.** 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. Probiota, Serie Técnica y Didáctica 5: 1-87.
- Trenti, P. S.; S.E. Gómez & R.A. Ferriz.** 1999. Capacidad de natación en tres peces pampásicos. APRONA 13(38): 2-9.
- Webb, P. W.** 1984. Form and function in fish swimming. Scientific American 251(1): 72-82.

# DIAGNÓSTICO ICTIOLÓGICO DE LA LAGUNA LA PEREGRINA, PARTIDO DE GRAL. PUEYRREDÓN, PARA SU INCORPORACIÓN AL CIRCUITO PRODUCTIVO

F. GROSMAN; P. SANZANO & D. AGÜERÍA

*Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Area de Pesca y  
Acuicultura, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro  
de la Provincia de Buenos Aires. fgrosman@faa.unicen.edu.ar*

## ABSTRACT

During the last decades lagunas were massively incorporated to the circuit of sport fishing, as a reaction to quality and quantity increase of the demand for this activity's practice. «Domino effect» was the main responsible for opening of this fishermen helped by attracting economic yields. Laguna La Peregrina is a typical case. From the human point of view, the pejerrey *Odontesthes bonariensis* has not been taken advantage of as there have been very few extractions. To use the environment with profitable purposes, a diagnosis of fishing resources was made in order to schedule a plan for taking advantage thereof. Samplings were made in autumn 2003. Information from the physicochemical and biological aspects was obtained with emphasis on ichthyocenosis. Density was low related to scarce density of phytoplankton, dominated by cyanophytas. Zooplankton was abundant. Fish diversity was low with pejerrey predominance, whose catch per unit effort (cpue) was very high, and specimen had excellent bearing and condition. Specimens greater than 300 mm Lstd were zooplanktophagous, the rest of the status were from other communities. It was highlighted size distribution, gonadal activity, alevins capture, decompensate relation of sexes, greater length average of females and disorder in scales. The raised hypotheses allude to a sampling error, different growth for each sex, thermo dependence sexual regulation, and presence of a estrogenic substances in the aquatic environment. Processed diagnosis showed that plankton chain constitutes the base of the main trophodynamics relations of the system. Phytoplankton was intensely grassing by zooplankton, which, in trophic terms, maintains ichthyocenosis dominated by the pejerrey, whose demographic parameters and condition are totally favorable to establish a sport fisheries. Previously, water quality analysis must be performed to explain potential presence of polluting agents of agricultural origin.

**Key words:** *Odontesthes bonariensis*, sport fish, fishing resources, biology pejerrey.

## INTRODUCCIÓN

La provincia de Buenos Aires posee distribuidas en su territorio centenares de lagunas (Toresani *et al.*, 1994), dinámicas en su extensión, profundidad, salinidad, turbidez y otros parámetros físico-químicos que impactan de forma directa sobre la biota en general y la ictiocenosis en particular.

Una de las características de la última década, fue un fuerte impulso al uso de estos cuerpos de agua, asociado a la búsqueda de alternativas de producción, que generó que varios establecimientos rurales con lagunas en su interior, consideren la posibilidad de aprovechar en términos económicos los recursos pesqueros presentes, principalmente a través de la pesca deportiva. La forma mas común en que

se ponen en práctica estos nuevos pesqueros, es simplemente a través del cobro por el acceso al predio, sin contemplaciones por la estructura y funcionalidad de la comunidad de peces, limitaciones del ambiente acuático, u otros aspectos básicos para plantear un aprovechamiento sostenible económico y ambiental.

Una de las posibles consecuencias a este proceder es el pronto deterioro del recurso, que conlleva a una disminución del ingreso de pescadores al predio y consecuentemente de los beneficios económicos (Grosman, 2001). La restauración a las condiciones de inicio, cuando son factibles de emprender, posee un costo ambiental difícil de evaluar.

El pejerrey *Odontesthes bonariensis* es la especie de mayor interés pesquero deportivo en la región pampeana, por lo que su presencia y condición es determinante para la instalación y futuro de una pesquería (López *et al.*, 2001). En el caso de la laguna La Peregrina o La Invernada (SE de la provincia de Buenos Aires), ha sido poco aprovechado desde el punto de vista humano, mediante extracciones exiguas de ejemplares por parte de los propietarios de los campos linderos, a través de la pesca deportiva o capturas esporádicas mediante redes de enmalle con fines no comerciales.

En función de revertir esa situación y operar el ambiente con fines rentables, fue encomendado la realización de un estudio expeditivo para elaborar un diagnóstico del recurso pesquero con la intención de conocer la potencialidad de la laguna para plantear un aprovechamiento sustentable desde el punto de vista biológico sobre el cual establecer las coordenadas de las medidas de gestión de inicio.

En forma semejante a la mayoría de los limnótopos presentes en Argentina, no se hallaron antecedentes bibliográficos sobre la laguna La Peregrina, con excepción de un informe (Fish & Lakes, 2002). Sobre la base de la

importancia del conocimiento de los antecedentes del lugar, se recabó valiosa información oral a través de entrevistas con personal del establecimiento, con varios años de labor en el mismo y con nexos fluidos con la laguna.

## METODOLOGÍA

Se realizó en mayo de 2003 un estudio abarcativo de componentes abióticos y diferentes comunidades acuáticas. Se midió turbidez (disco de Secchi), pH y temperatura. El fitoplancton fue muestreado utilizando una botella *ad-hoc* sin filtración. La determinación se realizó a nivel de grandes grupos algales; se realizó un muestreo cuantitativo del zooplancton para determinar la cantidad de individuos/m<sup>3</sup> y el rendimiento calórico (Rc) de esta comunidad en función del pejerrey (Ringuelet *et al.*, 1980). Se filtraron 20 l de agua (en 2 series de 10 l), fijando las muestras con formol al 4%.

Los artes de pesca empleados fueron una red de arrastre a la costa de 20 m de longitud, de selectividad conocida, tirada con sogas de 50 m, utilizada en 2 estaciones; 2 baterías de enmalle diseñadas especialmente para pesca experimental conformadas por 8 paños de diferente distancia entre nudos, calados al atardecer y recogidos a la mañana siguiente. La captura por unidad de esfuerzo (cpue) de pejerrey fue referida a 20 hs de captura/tren de enmalle.

Previa clasificación sistemática de los peces, la totalidad de los ejemplares fueron medidos en intervalos de 10 mm de longitud estándar (Lstd) y pesados con precisión de 0,1 g. Se calculó la diversidad mediante el índice de Shannon (H). Al pejerrey capturado se les tomaron las siguientes medidas: longitud de la cabeza (Lc) y estándar (Lstd) con precisión de 1 mm; peso húmedo en g (P). A una submuestra se

les extrajeron escamas y el tracto digestivo; los ejemplares fueron sexados, considerando estadio y peso gonadal.

Se determinaron los siguientes índices de condición: índice cefálico (IC); índice de condición o factor k; relación entre longitud y peso; peso relativo acorde a la expresión de Colautti *et al.*, (2003).

Las escamas fueron limpiadas y montadas sobre portaobjetos. Se midió la distancia del foco a un vértice anterior (R), estableciendo una relación lineal entre esta medida y la longitud del pez:

$$Lstd = a + b \times R$$

Se consideraron como marcas *w* anuales de crecimiento la presencia de alteraciones o irregularidades en la disposición de los circuli (Grosman, 1993), midiendo sobre la recta imaginaria las marcas observadas. Se aplicó el método del retrocálculo para conocer los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy. Por otro lado, a partir de datos de captura corregidos por la selectividad (Freyre & Maroñas, 1995) se obtuvo la estructura de tallas, adjudicando una edad tentativa a cada moda observada. A fines comparativos se determinó el índice de performance de crecimiento *w* (Gallucci & Quinn, 1979).

Se estableció macroscópicamente el sexo y el estadio gonadal acorde a Calvo & Dadone, (1972) y Grosman *et al.*, (2001); se obtuvo el índice gonadosomático (IGS) para machos y hembras.

Con el objeto de establecer las relaciones tróficas de los principales componentes de la comunidad de peces se colectaron y conservaron en formol al 10% los tractos digestivos de diferentes especies capturadas. Previo a la apertura de la pared, se evaluó el estado de repleción según 4 grados: *vacío* – *semivacío* – *semilleno* – *lleno*. Se determinaron los diferentes componentes de la dieta a nivel de grandes

grupos biológicos; se estableció una escala de abundancia relativa (A): muy abundante, abundante, común, escasa, muy escasa y ausente, cuantificando de 5 a 0 respectivamente para el posterior tratamiento estadístico (Grosman *et al.*, 1996). Se halló la frecuencia porcentual de aparición (F); la diversidad de la dieta se obtuvo mediante el índice de diversidad de Shannon (H), aplicado sobre la variable A. Con estos tres parámetros se estableció el *Índice de Categorización de Items* (ICI = ((AxF)/H)<sup>0.5</sup>), (Grosman, 1995) que diferencia componentes primarios, secundarios, terciarios y ocasionales.

Para identificar posibles cambios en la dieta del pejerrey acorde a su longitud, se diferenciaron para el análisis 4 intervalos de talla: hasta 100 mm Lstd; 101 – 200 mm; 201 - 300 mm y mayores de 301 mm de Lstd.

## RESULTADOS

La profundidad en los sitios de muestreo varió entre 1,15 m y 1,73 m. El valor de pH fue = 8,85; la temperatura subsuperficial = 15° C y la lectura del disco de Secchi = 48 cm. En concordancia con dicho valor, la cantidad promedio de fitopláncteres fue = 1115 ind/ml (750 – 1535 ind/ml), dominado por *Oscillatoria* sp. El Rc del zooplancton = 322,031 x 10<sup>-3</sup> cal/100 l de agua (232,103 - 411,959); se contabilizaron 665620 ind/m<sup>3</sup> (222040-1109200). Los cladóceros resultaron predominantes; los copépodos calanoideos fueron mas abundantes que los ciclopoideos.

Fueron capturadas 4 especies de peces, aunque referencias verbales sobre el pasado manifiestan presencia esporádica de ejemplares de tararira (*Hoplias malabaricus*) y bagre (*Rhamdia sapo*) así como una elevada numerosidad del sabalito (*Cyphocharax voga*) ahora escasamente representado. La Tabla 1 presenta los resul-



**Tabla 1.** Especies capturadas discriminadas por estación y arte de pesca. P = Peso promedio individual; Lstd = largo estandar promedio y PT = peso total capturado; A = arrastre; E = enmalle; NT = nro. total.

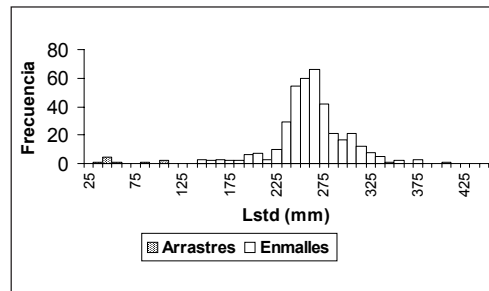
Especie/estación	A1	A2	E1	E2	NT	P (g)	PT (kg)	Lstd (mm)
Pejerrey ( <i>Odontesthes bonariensis</i> )	5	6	200	180	391	295,01	115,372	252,75
Sabalito ( <i>Cyphocharax voga</i> )			1		1	237,10	0,237	180,1
Dientudo ( <i>Oligosarcus jenynsii</i> )	2		28	24	54	52,03	2,810	124,9
Mojarra ( <i>Cheirodon interruptus</i> )	4	2	1	2	9	10,10	0,091	71,25
Total	11	8	230	206	455			

tados de las capturas obtenidas con ambos artes de pesca empleados, el promedio del peso y Lstd; el valor de la diversidad fue bajo ( $H = 0,6842$ ). Existe distribución espacial diferencial; el dominante de la ictiocenosis fue el pejerrey, que representó el 85,9 % de las capturas en número, y un valor de cpue en peso = 106,138 kg/20 h tren de enmalle.

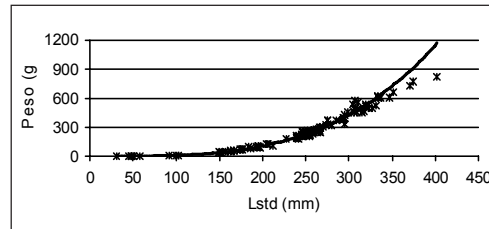
La distribución de capturas del pejerrey corregidas por capturabilidad con la red de enmalle y arrastre, se presenta en la Figura 1, donde es posible diferenciar modas que representarían distintas edades. La primera se adjudica a individuos de edad 0+, nacidos en el otoño de 2003. La Lstd promedio de estos ejemplares fue = 45 mm. La segunda moda se adjudica a los nacidos en primavera de 2002 (promedio = 105 mm Lstd; rango: 85 - 175 mm de Lstd).

Los ejemplares cuyas escamas poseían una sola marca atribuida al desove de primavera de 2002, tuvieron un largo promedio de 205 mm Lstd. La siguiente moda se presenta a los 260 mm Lstd, adjudicada a los individuos nacidos en la primavera de 2000; una última moda se identificó a 305 mm Lstd y se adjudicó a los nacidos en primavera de 1999. Es llamativo el perfil de la distribución obtenida.

La relación largo estándar-peso obtenida para el pejerrey fue:  $P = 1,21 \times 10^{-6} \times Lst^{3,4504}$  ( $R^2 = 0,997$ ;  $n = 100$  ejemplares) cuya representación gráfica se encuentra en la Figura 2. Los ejemplares de mayor talla se encuen-



**Figura 1.** Distribución corregida de las capturas de pejerrey del arrastre y enmalle.

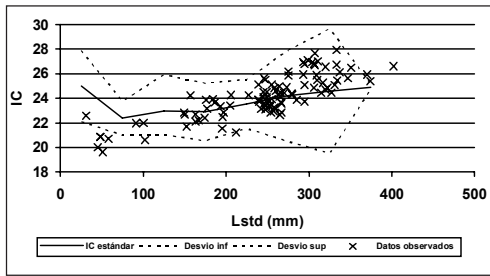


**Figura 2** Representación de la relación largo estándar - peso. Datos observados (\*) y curva de ajuste en línea continua.

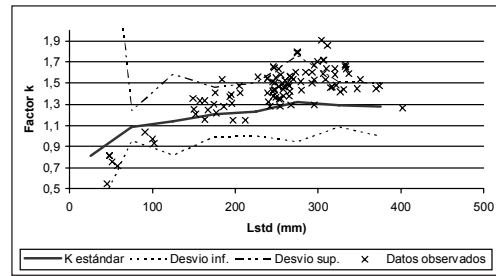
tran por debajo de la línea de tendencia, lo cual podría manifestar condiciones de entorno desfavorables a partir de cierto tamaño.

La Figura 3 representa la distribución de los valores de IC ( $n = 100$  ejemplares), en tanto la Figura 4 la distribución del factor  $k$ . Los mismos se hallan dentro de los límites considerados normales para la especie. La Figura 5 presenta la distribución de los valores del peso relativo manifestando excelente condición física.

La relación entre la longitud es-



**Figura 3.** Distribución del IC con los valores estándares y desvíos superior e inferior.



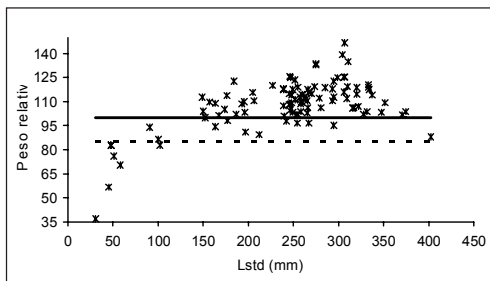
**Figura 4.** Representación del Factor k con los valores estándares y desvíos superior e inferior.

tándar y el radio de la escama fue:  $Lstd = 37,503 R + 51,299$  ( $R^2 = 0,927$ ;  $n = 27$  ejemplares). El constante desorden estructural de la escama dificultó su lectura e interpretación, dadas las características irregulares en la conformación de las marcas de crecimiento y ritmo de formación de los circuli y anillos. Algunos presentaron marcación en el borde lo cual manifestaría un desove en el momento previo cercano a las capturas. Acorde a ello, con la red de

zooplancton fue capturado 1 alevino de menos de una semana de vida.

Algunos ejemplares de 250 mm de Lstd poseen 5 marcas de crecimiento, las cuales fueron adjudicadas a desoves otoñales y primaverales en que habrían participado. Por lo tanto los ejemplares capturados podrían provenir de nacimientos ocurridos en otoño o primavera. Asimismo pejerreyes semejantes en longitud (333 y 334 mm Lstd), resultaron con 3 y 5 marcas, respectivamente.

La Tabla 2 presenta los valores de longitud de cada edad considerando las modas de captura y el momento del muestreo; con esta información se obtuvo el ajuste de la ecuación de crecimiento von Bertalanffy:



**Figura 5.** Distribución de los valores de pesos relativos de pejerrey en función de la longitud. La línea punteada representa condición óptima, la línea llena excelente condición.

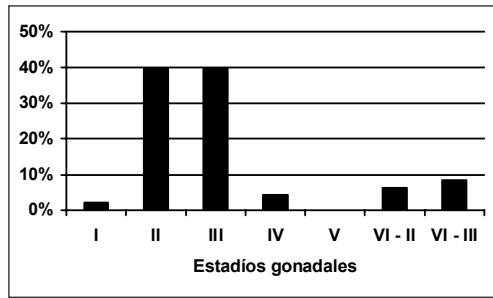
$$Lst(t) = 363,53(1 - e^{-(0,4836(t+0,0817)})$$

El valor del índice de performance fue  $w = 175,80$ .

La relación hembra:macho obtenida fue: 2,28:1 ( $n = 69$ ). Esta relación hallada podría comprometer el éxito

**Tabla 2.** Longitudes logradas por las diferentes cohortes de pejerrey. Tiempo en partes arbitrarias, considerando 1 de octubre como fecha de eclosión.

Tiempo en partes de año	Lstd (mm)
0,2 (nacidos marzo 2003)	45 (0,6 – 58)
0,61 (nacidos primavera 2002)	105 (91 – 176)
1,61 (nacidos primavera 2001)	167 - 250
2,61 (nacidos primavera 2000)	260
3,61 (nacidos primavera 1999)	305



**Figura 6.** Relación porcentual de estadios gonadales de hembras de pejerrey.

de la fecundación. Las hembras lograron mayor longitud promedio (279 mm de Lstd) que los machos (215 mm de Lstd).

El porcentaje de los distintos estadios ováricos se presentan en la Figura 6. El 41,7 % se halla en reposo sexual mientras que el resto está en actividad. El estadio II y III de reposo e inicio de actividad ovárica respectivamente son mayoritarios. Es llamativo el porcentaje de hembras que han participado en desoves recientes (estadios VI-II y VI-III); participaron en el desove otoñal y se preparan para la freza primaveral, explicando en parte lo

observado en la lectura de escamas. El valor del IGS para hembras fue = 2,33 (0,15 - 4,07; n= 69); en machos = 0,72 (0,14 - 1,52; n= 20).

Se analizaron tractos digestivos de pejerrey (n = 47), sabalito (n = 1), *Cheirodon* (n = 5) y dientudo (n = 12). La Tabla 3 presenta los ítems alimenticios diferenciados, el valor de importancia para cada especie y la diversidad de la dieta. De la misma surge que el pejerrey es zooplanctófago. La especie de menor diversidad fueron los pejerreyes mayores de 300 mm Lstd; el de mayor espectro trófico incursionado fueron los dientudos.

Los resultados de los estadios de repleción fueron: pejerrey: el 59% lleno y el 19 % semilleno; sabalito: 100 % lleno; mojarra: 100 % lleno + semilleno y dientudos: 50 % llenos y 25 % semillenos.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En base a la distancia medida del disco de Secchi, podría rotularse a La Peregrina como una laguna particular

**Tabla 3.** Ítems alimenticios discriminados por especie y su categorización en base al ICI: P = primario; S = secundario; T = terciario y A = accidental. H = índice de diversidad. 1= cladóceros. 2= copépodos. 3. = restos de insectos. 4 = larvas quironómidos. 5 = ostrácodos. 6 = dípteros. adultos. 7 = pupas. 8 = cianofitas. 9 = coleópteros. 10 = restos vegetales. 11 = gasterópodos. 12 = semillas. 13 = larvas de odonatos. 14 = tricópteros. 15= palemónidos. 16= himenópteros. 17= detritos. 18= diatomeas.

Especie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	H
Pejerrey (todo)	P	P	T	T	A	A	T	T	A	A	T	A	A	A					2,15
Pejerrey (> 300)	P	P	A	T	A			A	A										1,45
Pejerrey (201 - 300)	P	P	T	A	A			T		A	T	A							1,76
Pejerrey (101 - 200)	P	P	T	T	A		A	T			T		A	A					2,09
Pejerrey (< 100)	P	S	A	T		T	S												1,98
Dientudo	S	T	S	A			T				T				A	A			2,27
Mojarrita ( <i>Cheirodon</i> )	P	T	T	P											T				1,59
Sabalito	S																P	S	

de aguas claras, con baja presencia de macrófitas sumergidas y ausencia de peces ictiófagos. Por otro lado, el crecimiento algal es regulado por el extremadamente abundante macrozooplankton, pese a la predación realizada por el pejerrey, que constituye el dominante de la ictiocenosis.

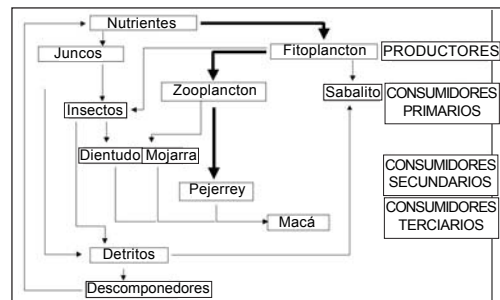
Al considerar la estructura de la comunidad de peces, la misma depende de la producción de zooplankton, constituyendo por lo tanto el eslabón fundamental que direcciona la energía del sistema hacia el pejerrey.

La condición física del pejerrey presente evaluada a partir de diferentes indicadores es excelente. La dieta zooplantófaga hallada explica esta situación. Pese a ello, surgen algunos aspectos llamativos, tales como las alteraciones morfológicas observadas en las escamas y la presencia irregular de anillos. Asimismo la relación hembra/macho descompensada hallada disminuiría el éxito de la fecundación. Tal vez se explique que a modo de compensación, habría hembras participando en ambos desoves anuales.

Otras posibles razones es que el muestreo no detectó una distribución en el espacio diferencial de los sexos. Otro aspecto es que machos y hembras tengan un crecimiento diferente logrando a edades iguales tallas disímiles y afecte la distribución de capturas.

Asimismo el pejerrey posee una regulación termodependiente del sexo donde la temperatura del agua, incide en la determinación del mismo (Strüsmann *et al.*, 1996). Por otro lado, no debe descartarse la hipótesis que exista en el ambiente disruptores ambientales hormonales con efecto feminizante que produzca una alteración del sexo fenotípico, que poseen una estructura semejante a estrógenos. Algunos agroquímicos se hallan incluidos como potenciales efectores de este tipo de sintomatología.

Entre las sustancias estrogénicas presentes en el medio acuático se encuentran diversos plaguicidas or-



**Figura 7.** Esquema de relaciones trofo-dinámicas del ecosistema laguna La Peregrina.

gano-clorados (Donohoe & Curtis, 1996).

La Figura 7 presenta las principales relaciones trofo-dinámicas establecidas, resaltando en trazo grueso el flujo energético actual considerado como fundamental.

Se organizó el diagrama colocando en la parte superior el ingreso de nutrientes provenientes de la cuenca de aporte utilizados por organismos fotosintetizadores (macrófitas y fitoplancton). En la competencia por los nutrientes las algas resultan ampliamente predominantes, pero objeto de una fuerte acción predatoria o pastoreo.

Los consumidores primarios están representados por insectos en general, zooplankton y las especies de peces que presentaron componentes algales en sus tractos digestivos. Predando sobre el zooplankton (en este caso no se discriminan relaciones internas de cada comunidad) se halla el pejerrey en todas sus tallas.

En el último nivel como superpredadores se sitúa a las aves ictiófagas. En tanto que el dientudo y la mojarra consumen insectos y zooplankton, los detritos son empleados por los sabalitos para que finalmente los organismos descomponedores los reconstituyan al sistema como nutrientes.

Las principales conclusiones emergentes del estudio realizado son:

El fitoplancton se halla intensa-

mente pastoreado lo cual genera una disminución de la turbidez en la columna de agua, lo cual permite catalogar a La Peregrina, como una laguna particular de aguas claras.

El abundante zooplancton sostiene en términos tróficos a la comunidad de peces.

La ictiocenosis se halla totalmente dominada en número y biomasa por el pejerrey.

Los parámetros demográficos y condición del pejerrey son totalmente auspiciosos para establecer un aprovechamiento de esta especie, estimando una elevada producción.

La ausencia de bagres en las capturas, el reducido número de sabalitos y las diferentes alteraciones observadas en pejerrey podrían indicar la eventual presencia de algún contaminante de origen agroquímico. Por ello se sugiere la realización de un análisis de pesticidas en agua, sedimentos y tejidos de pejerrey para dilucidar cualquier tipo de anormalidad al respecto.

#### AGRADECIMIENTOS

Trabajo realizado con financiamiento de ANPCyT, Programa de Modernización Tecnológica, BID 1201/OC-AR, 13-502.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Calvo, J. & L. A. Dadone.** 1972. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) I. Escala y tabla de madurez. Rev. Mus. La Plata (N. S.), Zool., 9: 153-163.
- Colautti, D.; M. Remes Lenicov & G. Berasain.** 2003. Vulnerabilidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* a la pesca deportiva en función de su condición. Biología Acuática 20: 49-55.
- Donohoe, R. M. & L. R. Curtis.** 1996. Estrogenic activity of chlordecone, op-DDT and op-DDE in juvenile rainbow trout: Induction of vitellogenesis and interaction with hepatic strogen binding sites. Aquatic Toxicology 36: 31-52.
- Fish & Lake.** 2002. Informe laguna La Peregrina. 3p (mimeograf.)
- Freyre L. R. & M. Maroñas.** 1995. Estimación de la selectividad de redes de espera, para el pejerrey bonaerense, según las principales características de construcción del arte. Gayana Oceanol. 3(2): 41-52.
- Gallucci, V. & T. Quinn.** 1979. Reparameterizing, fitting, and testing a simple growth model. Trans. Am. Fish. Soc. 108: 14-25.
- Grosman, F.** 1993. Comparación de diferentes metodologías para la estimación del crecimiento del pejerrey patagónico. Ecología Austral 3: 33-41.
- Grosman, F.** 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 26(1): 9-18.
- Grosman, F.** 2001. Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey, Ed. Astyanax, 212p.
- Grosman, F.; J. R. González Castelain & E. J. Usunoff.** 1996. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. Water SA 22 (4): 345-350.
- Grosman F.; P. Sanzano; G. González; D. Agüeria & S. Sergueña.** 2001. Ecología reproductiva, edad, crecimiento, condición y alimentación del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en un ambiente del SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Aquatic (Univ. Zaragoza) 12: 24p. (On line en: <http://155.210.53.23/N3/art1202/pejerrey.htm>)
- López H.; C. Baigún; J. Iwaszkiw; R. Delfino & O. Padín.** 2001. La cuenca del Salado: Uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. Univ. Nac. La Plata, La Plata, 60p.
- Ringuelet, R. A.; R. Iriart & A. H. Escalante.** 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, Atherinidae) en laguna de Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. Limnobiología 1 (10): 447-460.
- Strüssmann, C. A.; S. Moriyama; E. Hanke; J. Calsina Cota & F. Takashima.** 1996. Evidence of thermolabile sex determination in pejerrey. J. Fish Biology 48: 43-51.
- Toresani, H.; H. López & S.E. Gómez.** 1994. Lagunas de la Provincia de Buenos Aires. Ministerio de la Producción de la Provincia de Buenos Aires, 108p.

# DIAGNÓSTICO LIMNOLÓGICO PESQUERO DE 6 LAGUNAS DEL PARTIDO DE PUÁN. PROPUESTA DE PAUTAS DE GESTIÓN DEL RECURSO

F. GROSMAÑ<sup>1</sup>; P. SANZANO<sup>1</sup> & GABRIELA RUDZIK<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Fac. de Cs. Veterinarias; <sup>2</sup> Fac. de Agronomía, Instituto Multidisciplinario sobre ecosistemas y desarrollo sustentable, Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires  
fgrosman@faa.unicen.edu.ar

## ABSTRACT

The territory of Puán County encompasses 133 shallow lakes, which resources are barely used. Technical knowledge of the shallow lakes is limited, hence the management policy currently being applied is generic. The aim of this paper is to make a primary proposal for the strategic use of the fisheries, supported by an expeditious diagnostic of various environments. Each shallow lake exhibits particular characteristics. The CPUE ranges from 0 to very abundant. In general, the rate of exploitation is low, producing an excellent yield and high quality fish resources. The trophic chain is short, with relevant zooplankton size and density, sustaining an abundant pejerrey *Odontesthes bonariensis* population. The services offered to the anglers in the shores are few or nonexistent. Tourism development is scarce in spite of the strong potential. Weaknesses and strengths are analyzed considering different parameters and situations. The use of resources through sport fishing is proposed, targeting on high-income fishermen looking for high quality pejerrey catch in a near pristine shallow lake and enjoying privacy. Such a fisherman demands quality and professionalism in the services received, as well as personal or exclusive attention by providers. On the other hand, those shallow lakes not selected for a sport fishing circuit, can be managed by the local government allowing the catch of pejerrey, controlling the correct use of gill nets, creating more jobs, and also providing fish to the town's popular kitchens feeding the needy. The potential emergent problems contemplated in the execution of the project are listed and compared to the current situation.

**Key Words:** Puán, shallow lakes, *Odontesthes bonariensis*, fisheries management.

## INTRODUCCIÓN

En la última década se ha observado un incremento en el uso recreativo de las lagunas pampeanas, a través de la pesca deportiva; a nivel país se estima en 5 millones de personas los practicantes de esta actividad (Wegrzyn & Rey, 2003) y en la provincia de Buenos Aires en 1125000 (López *et al.*, 2001). Un número considerable de ambientes de la región pampeana son ofertados al público por linderos particulares, instituciones sin fines de lucro y municipios, ofreciendo servicios diversos. Pero la modalidad u objetivo

de la explotación no garantiza el mantenimiento del stock pesquero, pudiéndose generar el decaimiento del recurso; al no existir productos de atracción, el emprendimiento se transforma en efímero y aleatorio biológica y económicamente. Por otro lado, dada la situación social las lagunas se transformaron en escenarios de supervivencia desarrollándose la pesca de subsistencia mediante redes de enmalle para autoconsumo o venta, estableciéndose conflictos de uso por su carácter antagónico con la pesca deportiva; en otros casos, pobladores linderos se incorporan al circuito de la



pesca a través de la prestación de servicios (venta de carnada, guiado, fileteado del pescado, alquiler de embarcaciones) realizando actividades complementarias. En todas las situaciones el pejerrey *Odontesthes bonariensis* constituye el blanco principal de la pesca.

Las lagunas presentes en el partido de Puán (SO provincia Buenos Aires; 6385 km<sup>2</sup>; 16300 habitantes), encuadran en este breve diagnóstico de situación general en cuanto a lo socioeconómico y ambiental, a lo que debe sumarse el reducido conocimiento técnico de las mismas. Personal municipal elaboró un mapa del partido mediante imágenes satelitales de noviembre de 2001, contabilizando 133 ambientes acuáticos mayores a 30 hectáreas. Si bien ese momento se correspondía con un régimen extraordinario de precipitaciones que incrementó la superficie de varios limnótopos, la numerosidad obtenida es indicadora de la cantidad de lagunas presentes y la potencialidad de las mismas para el desarrollo de la región. La superficie total cubierta por agua es 14232 ha o 21401 ha si se consideran 4 ambientes limítrofes con otros partidos, incluyendo laguna Chasicó.

Desde el punto de vista ictiogeográfico, la región se halla en el límite SO de la provincia parano-platense, Subregión Brasilica (Ringuelet, 1975) por lo que su diversidad específica es reducida respecto de otras lagunas pampeanas.

Entre los cuerpos de agua presentes es necesario diferenciar 3 situaciones: **a)** La laguna Puán por su carácter periurbano. La cercanía facilita su uso por parte de toda la comunidad, aumento de la posibilidad de pesca, contaminación del paisaje por desechos de diferente origen. **b)** La laguna Chasicó, compartida con el partido de Villarino, considerada por la comunidad pesquero-deportiva como la mejor laguna de pejerrey del país con alta afluencia de ingresantes

(Remes Lenicov *et al.*, 2004), transformada por lo tanto en un centro de atracción de pescadores deportivos de diversas regiones de Argentina. Posee infraestructura y servicios para el desarrollo de la actividad pesquera. Las condiciones de este ambiente lo rotulan como singular e irreplicable, por lo que fue obviada del análisis. **c)** El resto de las lagunas presentes en el ámbito rural, donde el acceso depende del estado del camino, de la cercanía a una ruta o camino vecinal, y de contar con el permiso del propietario de los terrenos linderos para transitar por ellos y poder llegar hasta la orilla. La mayoría de estos ambientes poseen superficie reducida (90 lagunas con área menor a 100 ha; 27 entre 100 y 200 ha).

El objetivo del trabajo es la caracterización ictio-limnológica de 6 lagunas del partido de Puán, basada en diagnósticos expeditivos. En base a los resultados, elaborar una estrategia dinámica de trabajo fundada en el manejo adaptativo tendiente al uso responsable del recurso pesquero presente. El manejo adaptativo requiere que las medidas se basen en el mejor conocimiento científico disponible al momento de realizar la intervención, constituyan proposiciones nuevas, sean aplicadas con cautela y entendimiento de la complejidad de los sistemas ecológicos intervenidos, y puedan ser modificadas a través de un proceso sistemático de monitoreo y experimentación (Parma *et al.*, 1998).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Los ambientes evaluados fueron: Laguna de Puán (793 ha); laguna La Segovia (89 ha); laguna Albouy (39 ha); laguna La Mabel (20 ha); laguna Tranier (57 ha) y laguna Wolfram (66 ha). Los muestreos se realizaron entre agosto y diciembre de 2003.

Se midió turbidez (disco de Secchi), pH, temperatura y conductividad (ex-

presada a 25° C). Se extrajo una muestra de agua para determinaciones químicas y cuantificación de fósforo total, (APHA, 1992). En sedimentos se midió fósforo total, materia orgánica y pH.

El fitoplancton fue muestreado utilizando una botella ad-hoc sin filtración. La determinación se realizó a nivel de grandes grupos algales; se realizó un muestreo cuantitativo del zooplancton para determinar la cantidad de individuos/m<sup>3</sup> y el rendimiento calórico (Rc) de esta comunidad en función del pejerrey (Ringuelet *et al.*, 1980). Se filtraron 20 l de agua (en 2 series de 10 l), fijando las muestras con formol al 4%.

Se emplearon dos tipos de artes de pesca: **a)** Red de arrastre a la costa de 20 metros de longitud de selectividad conocida, tiradas con sogas de 50 m. **b)** Dos baterías de redes de enmalle diseñadas para pesca experimental conformadas por 8 paños de diferente distancia entre nudos, caladas al atardecer y recogidos a la mañana siguiente. La captura por unidad de esfuerzo de pejerrey (cpue) fue referida a 20 h de captura/tren de enmalle.

Los peces fueron identificados sistemáticamente, medidos y pesados. A partir de los datos obtenidos de las capturas, se calculó el índice de diversidad de Shannon (H). A una submuestra de pejerrey se les determinó longitud de la cabeza (Lc) y Lstd con precisión de 1 mm y el peso húmedo (P) en g (a nivel de 0,1g). Se determinaron el índice de condición o factor k; relación entre longitud y peso; peso relativo ( $Pr = 4,9 \times 10^{-6} \times Lstd^{31797}$ ) acorde a Colautti *et al.*, (2003). Con el número de individuos (Ni) del enmalle se obtuvo el índice de densidad proporcional de stock (Baigún & Anderson, 1993) para determinar la calidad ( $PSD = 100 \times (Ni > 245 \text{ mm Lstd} / Ni \text{ Totales})$ ). Los ejemplares fueron sexados, pesando los ovarios para determinar el índice gonado-somático ( $IGS = 100 \times (P \text{ gónada} / P)$ ).

En el caso de La Segovia, Albouy y Puán, se extrajeron escamas de la

región posterior a la aleta pectoral izquierda; fueron limpiadas con detergente enzimático y montadas sobre portaobjetos. Utilizando lupa binocular se midió sobre el campo anterior, la distancia (R) del foco al vértice, estableciendo una relación lineal entre esta medida y la longitud del pez ( $Lstd = a + bR$ ). Se consideraron como marcas anuales de crecimiento la presencia de alteraciones o irregularidades en la disposición de los circuli (Grosman, 1993), midiendo sobre el mismo eje los registros observados. Para conocer la longitud de marcación, se aplicó el método del retrocálculo (Bagenal & Tesch, 1978).

El crecimiento en longitud se ajustó al modelo de von Bertalanffy ( $Lstd(t) = L\infty (1 - e^{-k(t-t_0)})$ ), cuyos parámetros fueron buscados simultáneamente mediante un algoritmo. Se aplicó el índice de performance  $w$  ( $w = k \times L\infty$ ) (Gallucci & Quinn, 1979) para comparar resultados.

Con el objeto de establecer las relaciones tróficas de los principales componentes de la comunidad de peces se colectaron y conservaron en formol al 10% los tractos digestivos de diferentes especies capturadas. Previo a la apertura de la pared, se evaluó el estado de repleción según 4 grados: vacío – semivacío – semilleno – lleno. Se determinaron los diferentes componentes de la dieta a nivel de grandes grupos biológicos; se estableció una escala de abundancia relativa (A): muy abundante, abundante, común, escasa, muy escasa y ausente, cuantificando de 5 a 0 respectivamente para el posterior tratamiento estadístico (Grosman *et al.*, 1996). Se halló la frecuencia porcentual de aparición (F); la diversidad de la dieta se obtuvo mediante el índice de diversidad de Shannon (H), aplicado sobre la variable A. Con estos tres parámetros se estableció el Índice de Categorización de Items ( $ICI = ((Ax F) / H)^{0.5}$ ), (Grosman, 1995) que diferencia componentes primarios, secundarios, terciarios y ocasionales.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 presenta la información recabada sobre varios aspectos limnológicos e ictiológicos de las diferentes lagunas. En La Segovia, se destaca la elevada materia orgánica en los sedimentos, vinculado a una disminución drástica y notoria de junco (*Schoenoplectus californicus*). En Albouy, es llamativo el bajo valor de fósforo en la columna de agua y de materia orgánica en sedimentos. La baja turbidez se asocia a la acción de pastoreo del abundante macrozooplancton. El valor de cpue fue alto al igual que el PSD que alcanzó valores máximos. Tranier presentó el valor máximo de cpue obtenido, vinculado a la menor diversidad. En La Mabel se destaca la baja concentración de PT en agua, en tanto en sedimento es comparativamente elevado al igual que la materia orgánica. La comunidad zooplanctónica es muy abundante, principalmente constituida por ejemplares de mayor

medida (copépodos calanoideos), que por pastoreo controla el crecimiento algal (con predominio de clorofitas), determinando una laguna de aguas claras con baja turbidez. La cpue resultó = 0.

A partir de la información recabada por linderos, hasta el año 2003 La Mabel poseía una población de pejerrey muy abundante, pero de portes chicos, posiblemente consecuencia de una fuerte presión de pesca deportiva vinculada a la escasa distancia con la ciudad de Puán, potenciado por la superficie reducida del lugar; en invierno de 2003 ocurrió una mortandad masiva de peces, que a partir de los resultados habría sido total. El origen de las mojarras capturadas sería el transporte pasivo de huevos por parte de aves acuáticas, ya que se halla aislada por su hidrología superficial.

La laguna Wolfram, a diferencia del caso de La Mabel, con la cual comparte el valor de cpue, los linderos afirman que nunca tuvo peces. Se destaca la

**Tabla 1.** Algunos de los parámetros obtenidos de las diferentes lagunas. ha: hectáreas. Sed.: sedimento, Cpue: captura por unidad de esfuerzo, PSD: índice densidad proporcional de stock, a y b: ajuste variable relación largo (L) / peso (P).

	Puán	La Segovia	Albouy	La Mabel	Tranier	Wolfram
Superficie (ha) (11/2001)	793	89	39	20	57	66
Fecha de muestreo	21/8	11/9	16/10	16/10	27/11	11/12
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	3380	2210	557	518	624	18190
pH (agua)	9,41	9,46	8,39	8,22	9,65	10,1
Temperatura sup. ( $^{\circ}\text{C}$ )	8,6	12,5	18,5	15,5	22,3	18,5
Fósforo total (agua) (ppm)	0,33	0,273	0,099	0,0967	0,3066	10,693
Fosforo (sedim.) (ppm)	6,67	8,29	7,00	9,40	9,13	10,15
Mat. Org. (sed.) (%)	1,32	7,95	0,09	2,01	1,11	1,34
pH (sed.)	8,24	8,26	7,49	7,93	8,21	10,0
Secchi (cm)	34	21,5	45	51	26,4	78,5
Zooplancton 1 ( $\times 10^{-3}$ Rc=100 l)	42,68	217,73	232,053	847,01	150,63	371,38
Zooplancton 2 (ind/ $\text{m}^3$ )	79933,3	259200	2481240	508605	637975	209975
Cpue (pejerrey)	12,627	14,517	38,83	0	52,603	0
PSD (pejerrey)	26,5	10,09	88,55		13,91	
ax $10^{-6}$ rel. L - P (pejerrey)	1,068	2,89	1,10		2,85	
b relación L - P (pejerrey)	3,4396	3,2478	3,4530		3,296	
Número especies peces	2	3	4	1	2	0

elevada conductividad eléctrica, dada por aguas muy salobres y amargas. Los altos valores de pH en agua y sedimentos se deben a las sales presentes; la concentración de P total hallada es indicadora de la falta de productividad real del sitio, pero de una elevada potencialidad para ello; en forma no tan manifiesta, los sedimentos reflejan una situación similar. La transparencia del agua es la mayor de las obtenidas en esta serie de lagunas (Secchi = 78,5 cm), lo cual se vincula a la alta concentración de organismos del zooplancton, pero sobretodo los tamaños logrados por los mismos. Si bien los valores de esta comunidad, tanto expresados en calorías como en densidad no son tan relevantes, la biomasa alcanzada por ellos, si bien no fue considerada su medición, resultaría significativa dado los portes individuales de sus componentes.

El fitoplancton de laguna de Puán tuvo elevada riqueza específica. El predominio fue conjunto de cianofitas y clorofitas. Los géneros más observados del primer grupo fueron: *Anabaenopsis*, *Merismopedia*, *Chroococcus*; del segundo: *Planctonema*, *Scenedesmus*, *Eutetramorus*, *Ankistrodesmus*, *Crucigenia*, *Kirchneriella* y desmidiáceas.

El fitoplancton de La Segovia tuvo predominio de cianofitas no filamentosas. Entre los géneros más abundantes se destacan: *Microcistys*, *A-*

*phanocapsa* y *Dictyosphaerium*. Entre las clorofitas se halló: *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Eutetramorus*, *Crucigeniella*, *Monoraphidium*, *Tetraedrum*, *Kirchneriella*, *Ankistrodesmus*, *Lagerheimia* y *Closterium*; fueron halladas en menor medida diatomeas centrales y pennadas, así como euglenofitas.

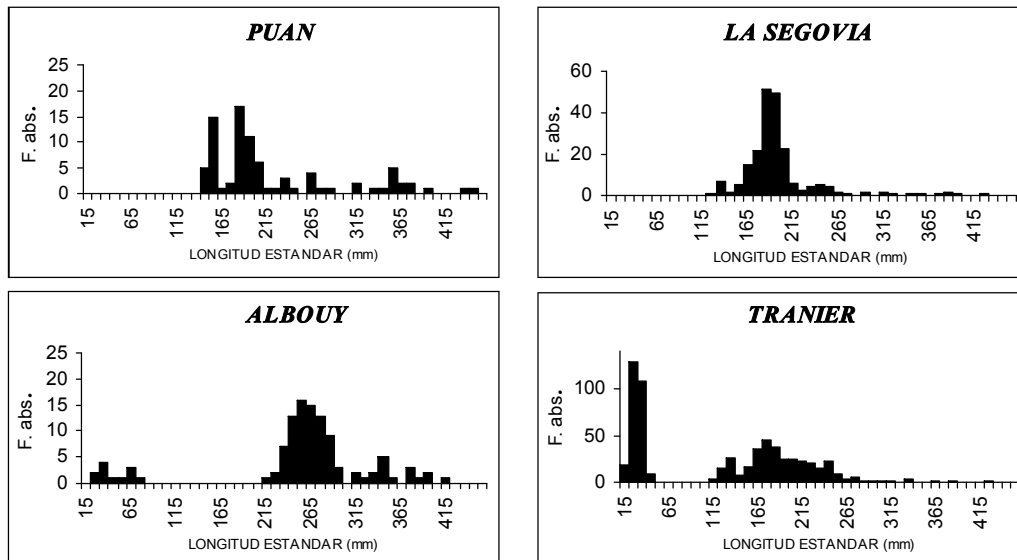
El fitoplancton de Albouy fue proporcionalmente escaso con predominio de clorofitas. Los géneros más frecuentes fueron *Scenedesmus*, *Eutetramorus*, desmidiáceas como *Closterium*. Entre las diatomeas predominaban las centrales sobre las pennadas.

En el fitoplancton de Tranier, el predominio fue de clorofitas desmidiáceas y en segundo término *Scenedesmus*. Las diatomeas pennadas constituyeron un grupo de relevancia. Otros géneros de clorofitas fueron: *Pediastrum*, *Kirchneriella*, *Crucigeniella*, *Staurastrum*, *Oocistys*, *Ankistrodesmus*, y la filamentosa *Planctonema*; entre las cianofitas se hallaron *Anabaena* y *Anabaenopsis*. El fitoplancton de Wolfram resultó muy escaso, estando representado por diatomeas.

La Tabla 2 presenta las especies de peces capturadas. Se destaca la dominancia del pejerrey, así como el bajo valor de diversidad. Albouy fue el ambiente de mayor riqueza específica, pero reducida comparativamente con otras lagunas pampeanas. Los únicos peces capturados en La Mabel fueron

**Tabla 2.** Listado de especies de peces capturados durante los muestreos en cada ambiente, empleando red de arrastre y enmalle.

	Puán	La Segovia	Albouy	La Mabel	Tranier	Wolfram
<i>Odontesthes bonariensis</i> (pejerrey)	85	251	83		291	
<i>Oligosarcus jenynsi</i> (dientudo)	2	9	2		2	
<i>Rhamdia quelen</i> (bagre)			1			
<i>Cheirodon interruptus</i> (mojarrita)		4	8			
<i>Bryconamericus iheringi</i> (mojarrita)				2		
Total	87	264	94	2	293	0
Diversidad (H)	0,1579	0,327	0,648	-	0,058	-
Prom. peso pejerrey enmalle (g)	297,1	136,15	467,83		180,76	



**Figura 1.** Distribución de tallas de frecuencias de captura de pejerrey de las lagunas monitoreadas.

2 mojarra, pese a que el esfuerzo con el arrastre fue mayor ( $n = 4$  lances).

La Figura 1 presenta la distribución de las tallas de capturas de pejerrey; en Puán, se observa que se hallan representadas todas las edades. En La Segovia los ejemplares de menor edad son los más abundantes, principalmente aquellos de 1 y 2 años de vida, en tanto el resto son escasos. Este tipo de distribución es frecuente hallarlo en casos donde en el pasado cercano ocurrieron fenómenos o procesos que provocaron una disminución numérica de los peces presentes en el lugar. Bien podría tratarse de una mortandad natural o una extracción diferencial por medio de un arte de pesca muy selectivo, como por ejemplo el enmalle. En el caso de Albouy y Tranier, en la distribución de las tallas de capturas de pejerrey, el grupo de menor longitud nacido en el presente desove fue capturado con el arrastre; en Albouy es notoria la diferenciación de las modas y su homogeneidad, correspondientes a una edad dada, reflejando una distribución con baja o nula explotación. En Tranier el promedio de longitud de los juveniles menores del año (JMA) fue

= 30,85 mm (rango = 28 - 52 mm Lstd). En esta laguna es notoria la diferenciación de las modas correspondientes cada una de ellas a una edad dada. Asimismo resalta la homogeneidad de los grupos. Este tipo de distribución es asociada a la presencia de una población en excelente estado, producto de condiciones de entorno de calidad y con baja o nula explotación.

Las Figuras 2 y 3 presentan la distribución de los índices de condición  $k$  y del peso relativo, respectivamente. El primer indicador presentó en Puán valores que se distribuyen dentro de los normales para la especie, diferenciándose una mejor condición en ejemplares de mayor medida. La tendencia en La Segovia es distribuirse en el campo de peor condición. En Albouy todos los indicadores manifiestan una condición excelente, con tendencia siempre a caer en el campo de mejor situación. La PSD es coincidente con esta condición, sobresaliendo por el elevado valor (Tabla 1).

La ecuación de crecimiento de von Bertalanffy obtenida en Puán fue:  $Lstd(t) = 591,55 (1 - e^{-0,1837(t - (-0,287))})$ , en tanto  $w = 108,66$ . La Tabla 3 presenta

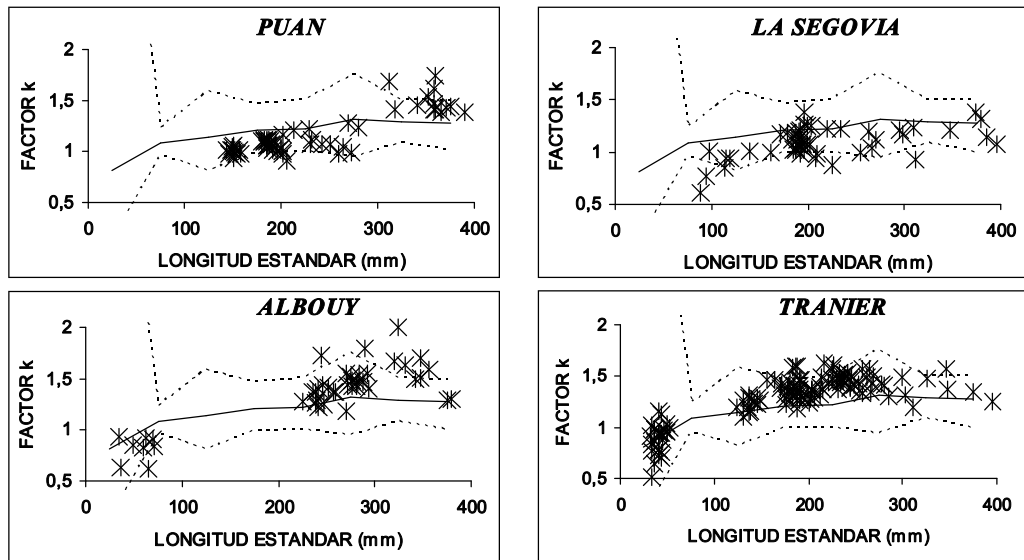


Figura 2. Distribución del factor k y estándares específicos en pejerrey para las lagunas muestreadas.

los datos obtenidos y los calculados para cada edad, así como el incremento anual logrado. En La Segovia fue:  $Lstd(t) = 433,2 (1 - e^{-0,3578(t-0,056)})$ , en tanto  $w = 155$ . Si bien el indicador de performance utilizado difiere, las curvas obtenidas son semejantes. La ecuación de crecimiento obtenida en

Albouy fue:  $Lstd(t) = 419,68 (1 - e^{-0,3895(t+0,037)})$ ,  $w = 163,5$ .

Las curvas de crecimiento en longitud obtenidas muestran una notoria similitud entre los peces de La Segovia, Puán y Albouy, en respuesta seguramente a una genética común. Puán y La Segovia se hallan

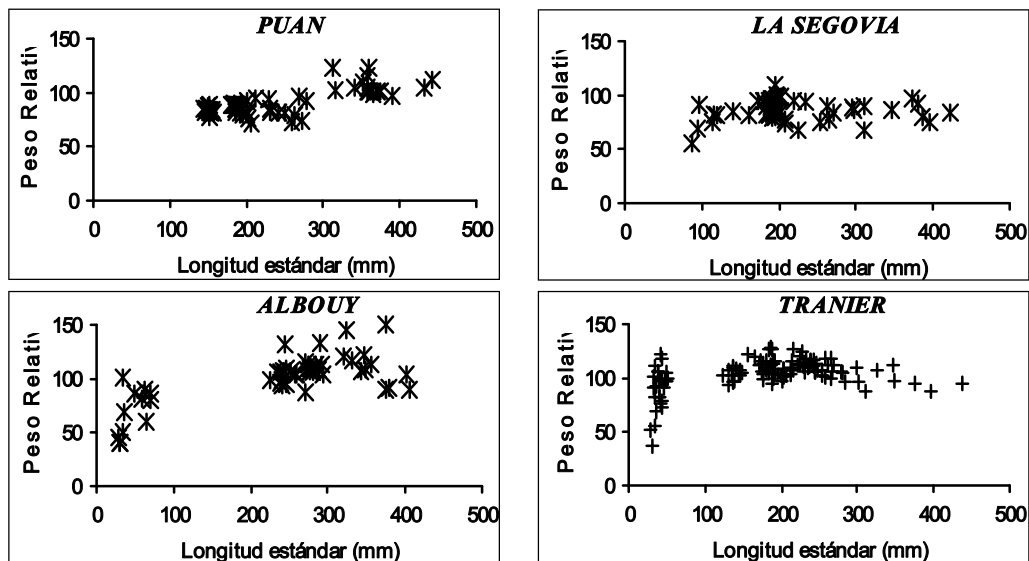


Figura 3. Distribución de los valores de peso relativo de pejerrey en las lagunas muestreadas.



**Tabla 3.** Crecimiento de pejerrey en longitud estándar observado (Obs.), calculado (ajuste) y el incremento anual (i/año) para diferentes ambientes expresado en mm.

	Puan			La Segovia			Albouy		
	Obs.	ajuste	i/año	Obs.	ajuste	i/año	Obs.	ajuste	i/año
Año 1	128	124	124	128	124	124	138,82	139,45	139
Año 2	192	202	78	202	217	93	232,84	229,85	90
Año 3	271	268	66	301	282	65	287,37	291,09	62
Año 4	328	322	54	319	327	45	334,22	332,57	41
Año 5	366	367	45		359	32			
Año 6	403	405	38		381	22			

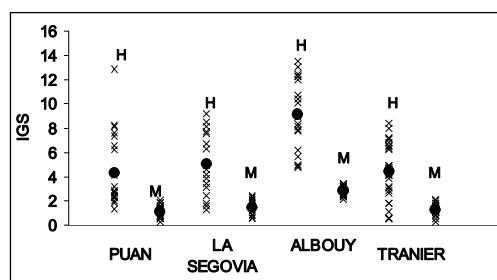
vinculadas hidrológicamente ya que los excesos hídricos de Puán son bombeados hacia La Segovia. Como surge de la Tabla 4, existen diferencias en alcanzar determinadas tallas en función de la edad, lo cual se vincula con el efecto del entorno en el cual se desarrollan los peces.

La Figura 4 presenta la distribución de los valores del IGS de machos y hembras; en Puán, el IGS promedio de hembras fue = 4,315 (rango: 1,35 – 12,87). El mayor porcentaje de ovarios (55 %) se hallaba en estadio II; un 41 % en estadio III y el 4 % restante se hallaba desovando (V). La relación hembra:macho fue 1:1 (49 %- 51 %). En La Segovia, el IGS promedio de hembras resultó en 5,866 (rango = 1,27 – 9,22). El mayor porcentaje de ovarios (67 %) se hallaba en estadio III; un 16 % en estadio II y el 17 % restante se hallaba en estadio (IV). Pese a que el muestreo se realizó en

el supuesto mes de freza (septiembre), no se capturaron ejemplares en desove, atribuido a la baja temperatura del agua. En Albouy, el IGS promedio de hembras resultó = 9,186 (rango = 4,79 – 13,56). El 38,5 % ya desovó (el 100 % en estadio de remaduración) y el 23,1 % se halla en freza.

El IGS de las hembras de pejerrey de Tranier, tuvo un promedio = 4,43 (rango = 0,5 – 8,40). El pico de desove al momento de muestreo ya fue superado persistiendo la cola del mismo, ya que el 75,8 % de las hembras ya desovó y de ellas, solo el 22,7 % se halla en etapa de remaduración ovárica. Las capturas del arrastre resultaron en un 100 % de ejemplares machos, vinculado a la distribución espacial diferencial producto de la freza. Incluso, los individuos capturados son adultos de 1 año de vida (rango = 120 – 220 mm Lstd) que seguramente fueron desplazados por otros machos durante la moda del desove.

En cuanto a la dieta del pejerrey, la Tabla 4 presenta los resultados obtenidos. En Puán ( $n = 40$ ), el 83 % resultó lleno y semilleno. En este ambiente fueron diferenciadas las tallas de los ejemplares en menores y mayores a 280 mm de Lstd dado que se observó una variación notoria en los contenidos entre uno y otro grupo, así como una disminución en la diversidad de la dieta a medida que el pejerrey crece en longitud. En el primer caso, su dieta es planctófaga, mientras que

**Figura 4.** Valores de Índice Gónado Somático (IGS) de hembras (H) y machos (M) de las diferentes lagunas.

**Tabla 4.** *Items alimenticios hallados en tractos de la laguna de Puán, Segovia, Albouy y Tranier.*

ITEMS	Puán		> 120	Segovia		Albouy < 235 mm Lstd	Tranier mm Lstd
	201-279 mm Lstd	312-444 mm Lstd		120-300 mm Lstd	< 300		
Copepodo	P		P	P	T	P	P
Cladocero	P	T	P	P	S	P	P
l diptero	S	T	P	S	T		T
r. Vegetales	T	T		S	S		
r. peces	T	P		T	S		
pupa dipt.	T		T				
r.insectos	T	T	T	T	A		T
Ostracodos	T	T	T	T	T	A	T
Coleopteros	A						
Hormiga	A						
Pluma	A						
l.tricopteros	A						
Semillas			T	T	A		
Clorofitas			T	T			
Anfipodos				A			A
Diatomeas				A	T		
Protistas					A		
Acaros						A	
Diversidad	2,6877	0,8523	2,44	2,63	2,72	0,88	

los ejemplares de mayor porte se comportan como piscívoros.

En La Segovia (n = 32), el estado de repleción fue = 65,5 y 25 % llenos y semillenos respectivamente; se analizaron 6 tractos de peces menores a 120 mm de Lstd; 16 entre 120 - 300 mm de Lstd y 10 ejemplares mayores a 300 mm Lstd. Los de menor talla, basan la dieta en cladóceros, copépodos, ambos elementos del macrozooplancton y las larvas de dípteros, predominando entre ellas las de quironómidos de origen bentónico. En el caso de los peces de medida intermedia, su dieta es variada (H = 2,63), y su principal ítem predado lo constituyen los copépodos y cladóceros. Los ejemplares de mayor longitud poseen mayor diversidad (H = 2,72), opuesto a lo esperado. Si bien incorporan la ictiofagia, otros ítems continúan siendo relevantes.

En Albouy (n = 20) y Tranier (n = 25) el zooplancton constituye la co-

munidad predada por el pejerrey de todas las edades y tallas, en tanto el consumo de otros ítems es accidental. Acorde a la abundancia del zooplancton, en ambos casos el 100 % de los tractos se hallaban llenos de contenido.

La socioeconomía del partido de Puán se basa en actividades agropecuarias tradicionales, y en este sentido, el recurso pesquero permanece soslayado seguramente por desconocimiento de su potencialidad. En base a ello, una de las primeras acciones a emprender si se desea el desarrollo del sector, es la concientización por parte de los principales actores sociales del lugar, que las lagunas y los recursos presentes en su territorio constituyen un recurso de inmensurable valor, considerando como tal, su aspecto comercial, proteico, ambiental, económico, estético entre otros.

Entre las principales fortalezas presentes, surge el considerable número de lagunas, la condición de prís-

tinias de gran parte de ellas y la excelente calidad de su pesca. En el primer caso, posibilita la elección del destino de pesca en uno u otro sitio acorde al pique del momento, del viento, del estado de los caminos, del clima, del tiempo disponible, de las expectativas generadas, etc. El estado casi virginal de muchas poblaciones de pejerrey y su buena condición son dos variables que se vinculan en forma directa.

Entre las debilidades, se presenta lo novedoso de la actividad a nivel local, la falta de servicios, infraestructura e inversiones en la temática, la gran cantidad de lagunas para realizar controles sumado a la extensión del partido, la falta de equipos y personal municipal entrenado en el tema, el incipiente perfil turístico que posee el distrito, la distancia a Buenos Aires, principal centro emisor de usuarios en forma masiva, y la reducida superficie de las lagunas que potencian en forma contundente las consecuencias de cualquier impacto negativo sobre las mismas (inundación, secas, mortandades, invasión de macrófitas, sobrepesca, etc.).

Las estrategias posibles a implementar para el uso responsable del recurso pesquero presente en Puán, consisten en ordenar los ambientes en base a diferentes criterios naturales y sociales, para la realización de actividades de pesca deportiva y comercial en forma excluyente.

La pesca deportiva debería plantearse en un escenario donde se halle totalmente capacitado el productor agropecuario así como el resto de los actores involucrados a la actividad como prestadores de servicios turísticos. La tipología de pescador debe ser aquel que busque servicios personalizados y no masivos, lo cual es un resguardo para evitar la sobrepesca. De esta manera se gestiona sobre el principal capital de las lagunas de Puán: la prístinidad y el pejerrey. Asimismo la cercanía de varias lagunas a la ciudad de Puán y la posibilidad de

realizar actividades alternativas en la misma, conforma un atractivo para el pescador deportivo que se moviliza con familia.

Si bien la pesca deportiva distribuye en forma mas equitativa los ingresos económicos generados (Grosman, 2001) no sería posible desarrollar 133 centros pesqueros deportivos con infraestructura acorde. La cantidad de ambientes presentes posibilita e incluso exige el ejercicio de la pesca comercial en el partido como modo de optimizar el uso de los recursos presentes. Por pesca comercial se entiende la captura por medio de redes enmalladoras.

Aquellas lagunas existentes en establecimientos rurales, donde a sus propietarios no les interesa el ingreso de personas para la práctica de la pesca deportiva, pueden ser aprovechadas mediante la extracción comercial regulada de sus peces. En caso que no se realice, estos peces no son utilizados bajo ninguna perspectiva por nadie, o se limita a un círculo muy cerrado y estrecho de usuarios. Otra alternativa es que dicho pejerrey presente pase a ser capturado ilegalmente o a cambio de un mínimo canon al productor, por parte de algún pescador comercial que no garantiza en absoluto el uso sustentable; el producto de la pesca ingresa a un circuito paralelo de comercialización donde seguramente pierde precio y calidad.

La sugerencia de manejo planteada es que el propio estado municipal sea el encargado de realizar la práctica de la pesca comercial, lo cual garantiza el control, resguardo y buen uso de las artes de pesca empleadas en lugares técnica y socialmente posibles. El destino del producto de pesca lo define el propio municipio.

La implementación de un plan de acción sobre el recurso, producirá efectos directos e indirectos, algunos concatenados. Se requiere de apoyo político y económico en la implementación de medidas; avanzar sobre un marco

jurídico que contemple en forma adecuada la actividad; políticas marco de promoción hacia el uso sostenible de las lagunas; valoración de los servicios ofrecidos por este tipo de ecosistemas; percibir y respetar las limitaciones naturales de las lagunas; inculcar dietas que incluyan al pescado de la región en forma regular; la elevada numerosidad de lagunas, que fue presentado como una fortaleza, también puede ser considerado como una desventaja ante la particularidad de cada ambiente y la realización de tareas de control. Requiere una elaborada planificación estratégica fundada en diversas variables (naturales y socioeconómicas) de cuales lagunas serán puestas en uno y otro circuito productivo. Debe contemplarse la variabilidad natural de estos ecosistemas, o elevada dinámica potenciada por la reducida superficie de las lagunas, que las torna muy cambiantes y frágiles en el tiempo.

## CONCLUSIONES

Las conclusiones que emergen de cada ambiente:

La mayor superficie de la laguna de Puán ha amortiguado el efecto de una también mayor presión pesquera, dado por la fama de lugar, los servicios ofrecidos al pescador y su familia, la cercanía a la ciudad y su facilidad de acceso. El ambiente se halla en buen estado y la población de pejerrey en buenas condiciones y equilibrada en cuanto a tallas. Los relativos altos valores de fósforo total en agua se deberían a una acción de la ciudad sobre el sistema.

La Segovia presentó un elevado valor de materia orgánica, producto de la caída de gran parte del juncal. La población de pejerrey acusa y manifiesta el impacto del manejo del pasado, sea por extracción diferencial o

una mortandad que afectó a la estructura de tallas del lugar. Ello ha generado una pesquería donde la cantidad de ejemplares es relevante, pero su calidad en cuanto a tamaño no es atractiva. La protección del recurso se presenta como la mejor estrategia de manejo, ya que la resiliencia ecológica actuará a favor.

En cuanto a la laguna Albouy, la presencia de un extraordinario zooplancton genera aguas claras, y una población de pejerrey en óptimas condiciones en cuanto a distribución de tallas, portes, excelente condición, pero que debido a la oferta alimenticia presente, dificulta su extracción mediante líneas de mano.

En la laguna La Mabel, la ausencia de capturas fue debida al efecto drástico que tuvo la mortandad del invierno de 2003, potenciado por la reducida superficie del lugar. En ese sentido, no fue posible establecer fehacientemente las causas de la misma, pero en base a los parámetros establecidos y a la pesca de algunos ejemplares, el ambiente se halla apto para la reintroducción de especies de interés pesquero deportivo, como es el pejerrey. Su ausencia actual en las capturas es debido al aislamiento hidrológico de este lugar. Los altos valores de zooplancton presentes facilitarán la efectividad de la siembra.

La laguna Tranier se halla en una situación casi prístina, con una población de pejerrey con ejemplares de buen porte, equilibrada en su distribución de tallas. Su ubicación geográfica en el interior de un establecimiento rural ayuda a su conservación y buen uso de los recursos pesqueros presentes en el sitio.

La laguna Wolfram no es apta en las condiciones actuales para la siembra de peces dada la calidad de sus aguas. Solo podría utilizarse en ese sentido en caso de producirse una dilución de su contenido en sales.

El gran desafío de los gobiernos que buscan un desarrollo sosten-

table, es diseñar y aplicar un sistema de gestión capaz de fomentar y conciliar el crecimiento económico, la equidad social, económica y la sustentabilidad ambiental (Doujojeanni, 1997). El reto de quienes trabajan con ecosistemas naturales evaluando o administrando recursos, es adquirir y brindar conocimiento sobre la complejidad de los mismos, modelar su dinámica a corto, mediano y largo plazo y colaborar en la generación de herramientas de manejo adecuado. Ante el grado de conocimiento actual y la necesidad de implementación de políticas de desarrollo del sector, el manejo adaptativo se presenta como una de las mejores estrategias para implementar la gestión del recurso.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a Lic. K. Rodríguez, E. Savinsky, R. Albouy, M. Madrigali, J.L. Paniagua, familia Wolfram y miembros del Club de Pesca local.

Trabajo realizado con financiamiento de la Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires y la Municipalidad de Puán.

#### BIBLIOGRAFÍA

- APHA. 1992. Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuales. Ed. Díaz de Santos, Madrid.
- Bagenal, T.B. & F. Tesch. 1978. Age and growth. En: Bagenal, T. (ed.). Methods for assessment of fish production in freshwater. Blackwell Scient. Publ., 101-136p.
- Baigún, C. R & R. O. Anderson. 1993. The use of structural indices for the management of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*, Atherinidae) in argentine lakes. J. North Amer. Fish. Manag. 13: 600-608.
- Colautti, D.; M. Remes Lenicov & G. Berasain. 2003. Vulnerabilidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* a la pesca deportiva en función de su condición. Biología Acuática 20: 49-55.
- Doujojeanni, A. 1997. Procedimientos de gestión para un desarrollo sustentable (aplicables a municipios, microrregiones y cuencas). Serie Medio Ambiente y Desarrollo. CEPAL - Naciones Unidas, 72p.
- Gallucci, V. & T. Quinn. 1979. Reparameterizing, fitting, and testing a simple growth model. Trans. Am. Fish. Soc. 108: 14-25.
- Grosman, F. 1993. Comparación de diferentes metodologías para la estimación del crecimiento del pejerrey patagónico. Ecología Austral 3: 33-41.
- Grosman, F. 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Rev. Asoc. Ciencias Nat. Litoral 26: 9-18.
- Grosman, F.; J. R. González Castelain & E. Usunoff. 1996. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. Water SA 22: 345-350.
- Grosman, F. 2001. Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey, Ed. Astyanax, 212p.
- López, H. L.; C. R. Baigún; J. M. Iwaszkiw; R. L. Delfino & O. Padín. 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. Univ. Nac. La Plata, La Plata, 60p.
- Parma, A. M.; P. Amarasekase; M. Mangel; J. Moore; W. W. Murdach; E. Noenburg; M. A. Pascual; H. P. Possingham; K. Shea; C. Wilcox & d. Yu. 1998. What can adaptive management do for our fish, forest, food, and biodiversity? Integrative Biology 1: 16-26.
- Remes Lenicov, M.; D. Colautti & G. Berasain. 2004. Potencialidad poblacional del Pejerrey pampeano (*Odontesthes bonariensis*). En Res. Jorn. Biol. del pejerrey. Aspectos básicos y acuicultura. Chascomús, dic. 2004.
- Ringuelet, R. A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. Ecosur 2 (3): 1-122.
- Ringuelet, R. A.; R. Iriart & A. H. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, Atherinidae) en laguna de Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. Limnobiología 10: 447-460.
- Wegrzyn, D. & G. Rey. 2003. Pesca deportiva en Argentina. Doc. II Congreso de pesca deportiva y Turismo, Secretaría de Turismo y deportes de la Nación, Bs. As., 78p.

# **EDAD Y CRECIMIENTO DE *Cheirodon interruptus* (CHARACIFORMES: TETRAGONOPTERIDAE) EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO SAUCE GRANDE, PROVINCIA DE BUENOS AIRES**

A. LÓPEZ CAZORLA & N. S. SIDORKEWICJ

*Dpto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, San Juan 670,  
Universidad Nacional del Sur. (8000) Bahía Blanca. acazorla@criba.edu.ar*

## **ABSTRACT**

The objective of the present work was to determine the age that reaches *Cheirodon interruptus* (Jenyns, 1842) in the Sauce Grande river basin, and to estimate its growth parameters. Sampling was performed seasonally by electrofishing, in three sites along the main river. A total of 164 individuals were caught, and total length (TL, mm) and weight (W, g) were recorded. The age was determined over a sub-sample of 154 fish, by means of scale reading. The growth parameters of von Bertalanffy's equation were estimated using Least Squares method. Fish size ranged between 29 - 62 mm, with a mean of 44.73 mm ( $\pm 7.46$ ). Mean TL by season was 38.17 mm ( $\pm 5.47$ ) in summer, 43.25 mm ( $\pm 9.00$ ) in autumn, 45.00 mm ( $\pm 5.10$ ) in winter and 47.73 mm ( $\pm 6.45$ ) in spring. Length-weight relationship for the total population was  $W = 6 \times 10^{-5} TL^{2.61}$  ( $R^2 = 0.88$ ). One annulus formation occurred yearly, at the end of autumn, assigning one year to each mark. Three age classes were determined (0 - 2), being age 0 the most abundant (84 %). The growth parameters for the total population were :  $L_{\infty} = 57.63$  mm;  $k = 0.69$  y  $t_0 = -1.72$ .

**Key words:** *Cheirodon interruptus*, age, growth, Sauce Grande river, Buenos Aires province.

## **INTRODUCCIÓN**

El Río Sauce Grande está ubicado en la región pampeana, al sur de la Provincia de Buenos Aires (38° 41' S, 62° 15' O). Es el curso más importante de todos los que se originan en el sistema de Ventania. Tiene una longitud de 200 km y una cuenca de 3.300 km<sup>2</sup>. Con un desnivel total de 800 m forma la laguna Sauce Grande y desagua en el océano Atlántico al norte de Monte Hermoso. El único ambiente léntico artificial de magnitud en toda la región es el dique Paso de Las Piedras, con una superficie de 3.300 ha y una profundidad media de 10 m. La interposición del dique determina,

aguas arriba del río, la denominada cuenca alta, con una superficie de 1.490 km<sup>2</sup>.

El objetivo del presente trabajo fue determinar la edad y estimar los parámetros de crecimiento de *Cheirodon interruptus* (Jenyns, 1842) en la cuenca alta del río Sauce Grande, especie ya citada en dicha cuenca por Menni *et al.* (1988) y por López Cazorla *et al.* (2001).

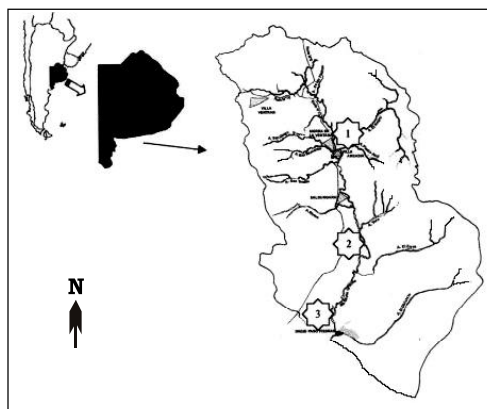
*Ch. interruptus* es un Characiforme Tetragonoptérido conocido vulgarmente como mojarrita o mojarra plateada. Ringuet (1975) la consideró especie indicadora de la persistencia y continuidad de la ictiofauna tropical-templada de la provincia Páramo-Platense,



o con mayor extensión de la subregión Brasilica, caracterizada como tal por una amplísima distribución geográfica. Según Ringuelet *et al.* (1967), dentro de nuestro país se distribuye por el Río Uruguay inferior, Río de la Plata, Río Paraná inferior, Tandil y Arroyo Pigüé en la Provincia de Buenos Aires, y Tala en Salta. Sin embargo, resultados de estudios posteriores indican que la especie tiene una distribución más amplia, abarcando entre otros el sistema de canales de drenaje del Valle Bonaerense del río Colorado (Cazzaniga, 1978), ríos y arroyos de áreas serranas de San Luis y Córdoba (Menni *et al.*, 1984), la cuenca del río Salí (Miquelarena *et al.*, 1990) y la cuenca del Salado (Ringuelet, 1975; López *et al.*, 2001). Recientemente, López *et al.* (2003) lo mencionan como un pez distribuido en general por las provincias Páramo Platense, Subandino Cuyana y norte de la provincia Patagónica. En la Provincia de Buenos Aires es una de las especies más comunes, con numerosas citas de registros tanto en ambientes lóticos como lénticos, naturales o artificiales (Menni & Almirón, 1994; Casciotta *et al.*, 1999; Liotta, 2000; López *et al.*, 2001; Freyre *et al.*, 2003; Grosman & Sanzano, 2003).

## MATERIALES Y MÉTODOS

El material fue obtenido en la cuenca alta del río Sauce Grande, en tres sectores a lo largo del río principal (Figura 1). La sección transversal era de 20 m, 15 m y 25 m en el sector 1, 2 y 3 respectivamente. La profundidad promedio al inicio del estudio fue de 2,30 m en el sector 1, 0,95 m en el sector 2 y 0,90 m en el sector 3. Los parámetros fisicoquímicos del río para la totalidad del tramo estudiado indicaron valores promedio de 7,5 de pH (7,1 - 8,1); 10,2 mg l<sup>-1</sup> de oxígeno disuelto (8,0-11,7 mg l<sup>-1</sup>); 341,5 µS cm<sup>-1</sup> de conductividad (199,5 - 502,7 µS cm<sup>-1</sup>) y 17 °C de temperatura del agua (mín.



**Figura 1.** Cuenca alta del río Sauce Grande. Se indican los tres puntos de muestreo a lo largo del río principal.

9,5 °C en invierno y máx. 26 °C en verano). Dado que en la región las lluvias se concentran principalmente durante primavera y otoño, el río presenta variaciones muy importantes en el nivel de agua y en la velocidad de corriente hasta su llegada al dique. El caudal promedio del río durante el período de estudio fue de 3,2 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (± 2,1), registrándose el menor valor promedio durante el verano (1,9 ± 0,4 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) y el mayor durante el otoño (4,6 ± 3,1 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) (Ing. J. Marchena, *com. pers.*).

Las campañas se realizaron con frecuencia estacional desde enero a diciembre del año 2000, determinándose cuatro períodos de muestreo: verano (enero-febrero), otoño (mayo), invierno (agosto) y primavera (principios de diciembre). Para el muestreo se delimitaron secciones de 100 m mediante redes de tamaño de malla 2 cm. En cada sección la captura se efectuó mediante un equipo de electropesca Electrocatch Model WFC7-30/50 con corriente continua y una salida de 100 Hz. La pesca se realizó mediante dos pasadas del equipo, de 30 min. de duración cada una.

En los individuos capturados se registró la longitud total (Lt, mm) y el peso (P, g). La relación largo-peso se estimó utilizando el modelo  $P = a \times L^b$ .

Los parámetros  $a$  y  $b$  fueron estimados mediante el método de Mínimos Cuadrados sobre los datos transformados con logaritmo neperiano.

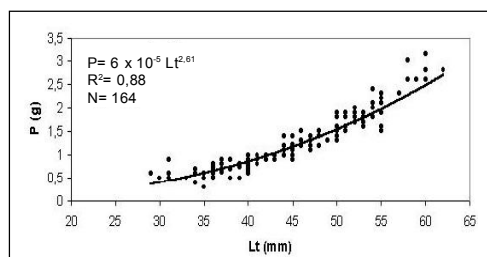
La edad y parámetros de crecimiento fueron determinados en 154 individuos. Para ello se realizó una extracción de escamas del flanco derecho, en la región comprendida entre el extremo posterior del opérculo y la aleta dorsal, por encima de la línea lateral. La lectura y medición de las escamas secas se realizó mediante un lector de microfichas con magnificación de 22,5x. La zona del campo anterior donde el crecimiento se vio interrumpido fue considerada como marca de detención. Las marcas presumiblemente anuales fueron identificadas mediante criterios *standard* (Bagenal & Tesch, 1978). La periodicidad de la marcación fue validada midiendo la distancia desde el foco de la escama a la primer marca, en los ejemplares capturados en cada una de las estaciones del año. La validación de cada marca fue realizada midiendo la distancia desde el foco de la escama a cada una de ellas.

Los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy fueron estimados mediante el método de Mínimos Cuadrados.

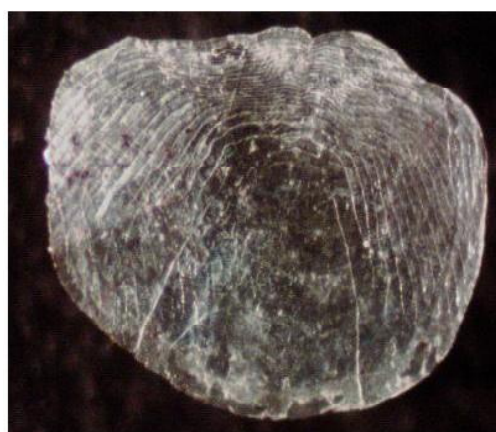
## RESULTADOS

La captura estuvo constituida por 164 individuos, obteniéndose el mayor porcentaje (63 %) durante primavera aguas arriba del río, en el primer sector de muestreo. El rango de tallas de la muestra fue de 29 - 62 mm Lt, con un promedio de 44,73 mm ( $\pm 7,46$ ). El ejemplar de talla mínima fue capturado en verano, y el de talla máxima en primavera (Tabla 1). La relación largo-peso estimada para el total de la población ( $N = 164$ ) fue  $P = 6 \times 10^{-5} Lt^{2,61}$ , con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de 0,88 (Figura 2).

En la Figura 3 se presenta una escama de *Ch. interruptus* correspon-



**Figura 2.** Relación entre la longitud total ( $Lt$ , mm) y el peso ( $P$ , g) de *Cheirodon interruptus*. Se indican además el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y el tamaño de muestra ( $N$ ).



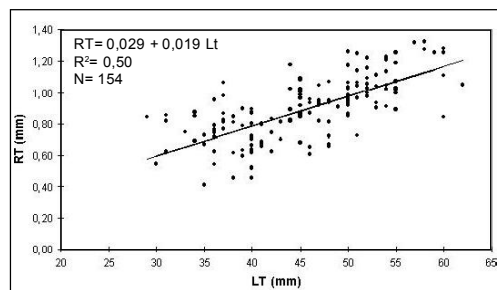
**Figura 3.** Fotografía de una escama de *Cheirodon interruptus* de edad 1, con el campo anterior hacia arriba.

diente a ejemplar de edad 1. La relación entre el radio de la escama ( $RT$ ) y la talla de los animales capturados exhibió una tendencia lineal ( $RT = 0,029 + 0,019 Lt$ ), a pesar de que el coeficiente de determinación fue bajo ( $R^2 = 0,50$ ; Figura 4).

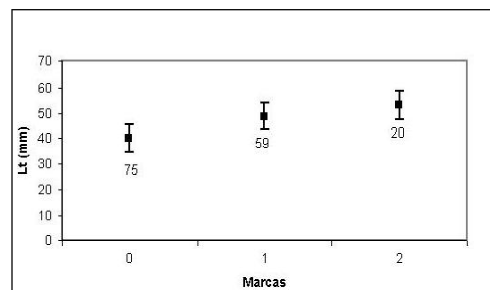
Del total de escamas leídas, el 49 % no presentó marcación, el 38 % presentó 1 marca y el 13 % presentó 2 marcas. La talla promedio y el desvío estándar de los animales con escamas sin marcación, y con 1 y 2 marcas se representa en la Figura 5. El análisis del incremento marginal de las escamas analizadas permitió determinar que el anillo de detención de crecimiento se produce a fines de otoño, verificándose además una sola marca

**Tabla 1.** Talla media (Lt) de *Cheirodon interruptus* registrada estacionalmente en el río Sauce Grande. Se indican además el desvío estándar (D. e.), rango de tallas (Min-Máx.) y número de ejemplares (N).

Estación	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Lt media (mm)	38,17	43,25	45,00	47,73
D. e. (mm)	5,47	9,00	5,10	6,45
Min-Máx. (mm)	29-60	35-52	36-52	31-62
	47	4	9	104



**Figura 4.** Relación entre el radio total de las escamas (RT, mm) y la talla de los peces (Lt, mm).



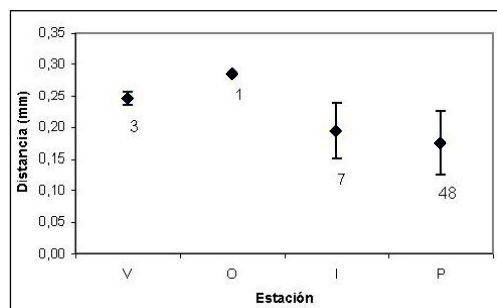
**Figura 5.** Talla promedio ( $\pm$  desvío estándar) correspondiente a animales con escamas sin marca, y con 1 y 2 marcas. Se indica en cada caso el número de ejemplares.

al año, razón por la cual se le asignó a cada marca un año de vida (Figura 6).

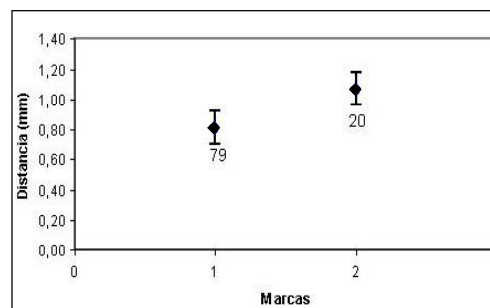
El análisis de las distancias promedio y del desvío desde el foco de la escama a cada una de las marcas anuales de detención del crecimiento permitió determinar la existencia de tres clases de edad: 0, 1 y 2 (Figura 7). La edad 0 constituyó la clase de mayor abundancia, representando el 84 % del total. Las otras dos clases represen-

taron el 14 % (edad 1) y el 2 % (edad 2). Por otra parte, considerando cada época de muestreo por separado, la mayor frecuencia de captura de los individuos de edad 0 se verificó durante el verano (89 %).

Los parámetros de la ecuación de crecimiento estimados para la población fueron:  $L_{\infty} = 57,63$  mm;  $k = 0,69$  y  $t_0 = -1,72$ .



**Figura 6.** Incremento marginal promedio de las escamas de *Cheirodon interruptus* con una sola marca. Se indica el número de ejemplares capturados en cada estación del año. Las barras verticales representan el desvío estándar para las muestras de tamaño superior a 2.



**Figura 7.** Distancia promedio ( $\pm$  desvío estándar) desde el foco de la escama a cada una de las marcas anuales de detención del crecimiento en *Cheirodon interruptus* (N = 99).

## DISCUSIÓN

Los estudios sobre la biología de *Ch. interruptus* son muy escasos. En general, los trabajos existentes se refieren a citas que amplían la distribución original, y hay algunos trabajos sobre alimentación (Escalante, 1987; López Cazorla *et al.*, 2003). Sin embargo, el relevamiento ictiofaunístico realizado por Menni *et al.* (1988) en el área de Sierra de la Ventana constituye un excelente punto de partida para la comparación de nuestros resultados. Otros aspectos evaluados en la especie, y que brindan datos relevantes para la discusión de los resultados obtenidos en el presente estudio, han sido la estacionalidad reproductiva en estanques artificiales en la Provincia de Buenos Aires (Menni & Almirón, 1994), y el crecimiento y la supervivencia en la laguna Chascomús (Sendra & Freyre, 1981a, b).

El relevamiento realizado por Menni *et al.* (1988) en la región arrojó como resultado que *Ch. interruptus*, junto con la madrecita *Jenynsia lineata*, fueron las especies con mayor abundancia y ubicuidad. Sin embargo, si bien los autores mencionados reportaron captura en algunos de los afluentes del río Sauce Grande, no obtuvieron peces de ninguna especie dentro del río mismo, posiblemente debido a que cumplieron en dicho sitio una única fecha de muestreo. Durante el presente estudio, la captura de mojarra se verificó en los tres sectores del río estudiados, recolectándose una muestra de mayor tamaño aguas arriba del mismo, durante la primavera.

La talla mínima registrada (29 mm Lt) fue notoriamente superior a la reportada por Menni *et al.* (1988) en el área de estudio (13,3 mm Lt), y a la observada por Sendra & Freyre (1981a) en la Laguna Chascomús, quienes capturaron ejemplares machos de 11 mm Lt y hembras de 12 mm Lt, aproximadamente. Esta diferencia

podría deberse a que la electropesca resulta poco efectiva para la captura de las tallas inferiores, dado que no se establece una diferencia de potencial suficiente entre el extremo anterior y posterior del animal, necesario para lograr el shock eléctrico con la subsecuente narcotización y pérdida de la capacidad de natación.

La talla máxima observada fue similar a la reportada por Menni *et al.* (1988), con una pequeña diferencia que podría resultar del parámetro de longitud considerado en cada caso. En efecto, los autores mencionados reportan una Lst máxima de 55,3 mm, mientras que el ejemplar de mayor tamaño capturado durante el presente relevamiento fue de 62 mm Lt. Por otra parte, la talla máxima registrada por Sendra & Freyre (1981a) fue diferente en machos (48 mm Lst) y hembras (60 mm Lst), indicando de este modo que en la especie se verifica un dimorfismo sexual por tamaño, con un crecimiento absoluto mayor en estas últimas. La ventaja adaptativa de la consecución de mayores tallas y pesos en las hembras de especies ovulíparas radicaría en una mayor producción de huevos (Roff, 1983; Beckman *et al.*, 1989; Pough *et al.*, 1996).

Los parámetros de la ecuación de crecimiento estimados en el presente estudio, si bien corresponden a la población total, se ajustarían mejor a las hembras, teniendo en cuenta que las tallas máximas registradas coincidirían con los tamaños alcanzados por las hembras de la especie según Sendra & Freyre (1981a). La longitud máxima asintótica ( $L_{\infty} = 57,63$  mm Lt) resultó intermedia entre las  $L_{\infty}$  estimadas por los autores mencionados para machos (48,70 mm Lst) y hembras (61,57 mm Lst) en la Laguna Chascomús. La tasa instantánea de crecimiento calculada en el presente estudio ( $k = 0,69$ ) fue inferior a las tasas reportadas por los autores mencionados, indicando un crecimiento más lento de la especie en el área bajo

estudio que en dicho sistema léntico. Como se discutirá más abajo, los autores hallaron dos cohortes anuales para *Ch. interruptus*, una de otoño y otra de primavera, cuyas tasas instantáneas de crecimiento fueron  $k = 0,9986$  y  $1,1647$  para las hembras y los machos, respectivamente, de la cohorte de otoño, y  $0,8537$  y  $1,1509$  para las hembras y los machos, respectivamente, de la cohorte de primavera.

Al igual que la ecuación de crecimiento, la relación largo-peso estimada para la población total se ajustaría mejor a las hembras. Sendra & Freyre (1981a) hallaron una constante de proporcionalidad menor para ambos sexos (hembras:  $1,08 \times 10^{-5}$ ; machos:  $1,28 \times 10^{-5}$ ) que la calculada en el presente estudio ( $6 \times 10^{-5}$ ). El coeficiente de crecimiento alométrico, sin embargo, resultó ser mayor tanto para las hembras (3,27) como para los machos (3,20) de la Laguna Chascomús, comparado con el valor hallado para la población del río Sauce Grande (2,61). De acuerdo a estas diferencias, el mayor peso alcanzado por animales de igual talla en la laguna mencionada que en nuestro área de estudio, sería lógico si consideramos la mayor estabilidad del ecosistema lagunar.

La relación lineal obtenida en el presente estudio entre la talla de los animales y el tamaño de las escamas, para la población total, exhibió un bajo coeficiente de determinación, probablemente debido a la dispersión de los datos como consecuencia de una posible diferencia entre sexos (Figura 4). Sendra & Freyre (1981a) observaron una relación lineal entre ambas variables hasta los 35 mm Lst en los machos y hasta los 40 mm Lst en las hembras, con una posterior disminución en la velocidad de crecimiento de la escama con respecto al pez. Esta discrepancia podría estar relacionada con el crecimiento más lento exhibido por los animales en la cuenca del río Sauce Grande que en la Laguna Chas-

comús. Por otra parte, el hecho de que los autores mencionados realizaran la lectura de las escamas en el campo posterior, impide la comparación de los tamaños absolutos de estas con las obtenidas en el presente trabajo.

La edad mejor representada fue la edad 0, constituyendo un 84 % del total. La gran diferencia observada entre el porcentaje de individuos de cada edad y el porcentaje de individuos de cada clase de marcación se debería a que la discontinuidad se establece al final del otoño, pero los animales aún no han pasado a su siguiente año de vida.

Si bien no se realizaron análisis gonadales, los resultados obtenidos permitirían suponer que *Ch. interruptus* desovaría en el río Sauce Grande en primavera. Esta suposición quedaría avalada por el alto porcentaje de individuos de edad 0 capturados durante el verano (89 %), y por la captura del ejemplar de talla mínima en dicha ocasión. Sin embargo, durante los muestreos de otoño e invierno también aparecieron individuos de talla reducida (Tabla 1) y con escamas pequeñas y carentes de marcación, lo que podría estar indicando un segundo período de desove durante el otoño. Lamentablemente, el número de ejemplares capturados en los meses más fríos fue muy bajo como para avalar esta suposición, pero coincidiría con los resultados de Menni & Almirón (1994) y de Sendra & Freyre (1981a). Los primeros, en un estudio realizado en estanques artificiales cerca de la ciudad de La Plata, hallaron mojarras en estadio de desarrollo gonadal durante todo el año, con mayores frecuencias de especímenes maduros durante agosto-noviembre, y en segundo lugar durante enero-abril. De manera similar, Sendra & Freyre (1981a) en la laguna Chascomús detectaron dos períodos de maduración gonadal: febrero-mayo y junio-setiembre, con los subsecuentes períodos de desove en mayo-junio (cohor-

te de otoño) y en setiembre-diciembre (cohorte de primavera). Los mismos autores, en un estudio de supervivencia, hallaron que la cohorte de otoño es menos abundante pero con tasas de mortalidad muy inferiores en ambos sexos, que la de primavera (Sendra & Freyre, 1981b).

Menni & Almirón (1994) clasifican a *Ch. interruptus* como una especie oportunística, en la cual la reproducción toma gran parte del año si el ambiente es favorable. Tanto los estanques artificiales estudiados por dichos autores, como la Laguna Chascomús, son sistemas lénticos relativamente estables, dado que por su ubicación geográfica no están sujetos a marcadas diferencias entre estación seca y lluviosa. En ambientes de este tipo, la duración de los períodos reproductivos estaría relacionada con una provisión continua de alimento, una competencia débil entre las especies más abundantes, y un clima húmedo y una temperatura suave durante todo el año (Menni & Almirón, 1994). Si bien los patrones reproductivos en estos casos difieren mucho de los que se dan en ambientes con períodos de lluvia y sequía muy marcados (Menni & Almirón, 1994), las poblaciones de mojarra que habitan en el río Sauce Grande podrían tener un período reproductivo más importante y prolongado durante la primavera, y otro más acotado durante el otoño.

#### AGRADECIMIENTOS

La financiación del presente estudio provino de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), BID 802-OC-AR, Pict N° 08-04516. Los autores expresan también su agradecimiento al Sr. Diego Echenique y a los Lic. Williams Durán y Silvina Forte por su asistencia en las tareas de muestreo.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Bagenal, T. B. & F. W. Tesch.** 1978. Methods for Assessment of fish production in fresh waters. 3<sup>rd</sup> Ed. IBP Handbook no. 3. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 365p.
- Beckman, D.W.; C.A. Wilson & A.L. Stanley.** 1989. Age and growth of red drum, *Sciaenops ocellatus*, from offshore waters of the northern Gulf of Mexico. Fish. Bull. 87(1): 17-28.
- Casciotta, J.; A. Almirón; A. Cione & M. Azpilicueta.** 1999. Brazilian freshwater fish assemblages from southern Pampean area, Argentina. Biogeographica 75 (2): 67-78.
- Cazzaniga, N. J.** 1978. Presencia de *Cheirodon interruptus* en el Valle Bonaerense del río Colorado. Neotropica 24 (72): 138-140.
- Escalante, A. H.** 1987. Dieta comparativa de *Cheirodon i. interruptus* (Osteichthyes Characidae) en ambientes lénticos y lóticos de la Provincia de Buenos Aires. Rev. Mus. La Plata (N. S.), Zool. XIV (152): 35-45.
- Freyre, L. R.; M.E. Maroñas; S. M. Mollo; E. D. Sendra & A. A. Dománico.** 2003. Variaciones supra-anales de la ictiofauna de lagunas bonaerenses. Biología Acuática 20: 63-67.
- Grosman, F. & P. Sanzano.** 2003. ¿El pejerrey puede causar cambios estructurales en un ecosistema? Biología Acuática 20: 37-44.
- Liotta, J.** 2000. Ictiofauna de arroyos del nordeste bonaerense. En Res. Primeras Jorn. sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Junín, Buenos Aires, nov. 2000.
- López, H. L.; A. M. Miquelarena & R. C. Menni.** 2003. Lista Comentada de los Peces Continentales de la Argentina. ProBiota. Serie Técnica y Didáctica N° 5. La Plata, Buenos Aires. 85p.
- López, H.; C. Baigún; J. Iwaszkiw; R. Delfino & O. Padín.** 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. Univ. Nac. La Plata, 60p.
- López Cazorla, A.; W. Durán & S. Forte.** 2001. Ictiofauna do rio Sauce Grande, Argentina. En: VIII Congresso Brasileiro de Limnologia: Biodiversidade e Recursos Hídricos. Paraíba, Brasil, set. 2001. 142p.
- López Cazorla, A.; W. Durán & L. Tejera.** 2003. Alimentación de la ictiofauna del río Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Biología Acuática 20: 73-79.



- Menni, R. C. & A. E. Almirón.** 1994. Reproductive seasonality in fishes of manmade ponds in temperate South America. *Neotrópica* 40(103-104): 75-85.
- Menni, R. C.; H. López & R. H. Arámburu.** 1988. Ictiofauna de Sierra de la Ventana y Chasicó (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Zoogeografía y parámetros ambientales. *An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso* 19: 75-84.
- Menni, R. C.; H. L. López; J. R. Casciotta & A. M. Miquelarena.** 1984. Ictiología de áreas serranas de Córdoba y San Luis (Argentina). *Biología Acuática* 5: 1-63.
- Miquelarena, A. M.; R. C. Menni; H. L. López & J. R. Casciotta.** 1990. Ichthyological and limnological observations on the Sali river basin (Tucumán, Argentina). *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 1 (3): 269-276.
- Pough, F. H.; J. B. Heiser & W. McFarland.** 1996. *Vertebrate life*. Prentice Hall International Editions. 4th ed. 798p.
- Ringuelet, R. A.** 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2 (3) : 1-122.
- Ringuelet, R. A.; R. H. Arámburu & A. A. de Arámburu.** 1967. Los peces argentinos de agua dulce. *Com. Inv. Cient., Prov. Buenos Aires*. 602p.
- Roff, D. A.** 1983. An allocation model of growth and reproduction in fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1395-1404.
- Sendra, E. D. & L. R. Freyre.** 1981a. Estudio demográfico de *Cheirodon interruptus interruptus* (Pisces, Tetragonopteridae) de la laguna Chascomús. I. Crecimiento. *Limnobiós* 2 (2): 111-126.
- Sendra, E. D. & L. R. Freyre.** 1981b. Estudio demográfico de *Cheirodon interruptus interruptus* (Pisces, Tetragonopteridae) de la laguna Chascomús. II. Supervivencia y evaluación de modelos demográficos. *Limnobiós* 2 (4): 265-272.

# PATRONES DE RIESGO E IMPLICANCIAS DE LA PRESENCIA DE *Contracaecum* sp. (NEMATODA, ANISAKIDAE) EN PEJERREY *Odontesthes bonariensis* (PISCES, ATHERINOPSIDAE)

M. MANCINI, I. NICOLA, A. LARRIESTRA, V. SALINAS & C. BUCCO

Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto.  
Ruta 36 km 601. Río Cuarto (5800). Argentina. mmancini@ayv.unrc.edu.ar

## ABSTRACT

Several internal and external parasites have been reported in the wild population of the pejerrey, *Odontesthes bonariensis*, although most of previous studies have focused on taxonomy. The aims of this research were to describe the seasonal variation and the age prevalence pattern of the nematode *Contracaecum* sp., and to characterize the association between the pejerrey parasitic infestation with body condition score. Four samples, one per season, were collected during the years 2002 and 2003 in a shallow lake located in the southern area of Córdoba, Argentina (34° 36'S, 64° 24'W). The fishes caught were subject to age estimation using the Von Bertalanffy's equation, the assessment of the relative weight ( $W_r$ ) and the determination of abundance and intensity of the parasite infestation. The standard length average (n = 283) was 185,5 mm (range 38 - 380). The proportion of fishes with at least one parasite was 10,1%. The highest abundance (0,94) and prevalence (24,6%) were observed in summer, and the highest average intensity in autumn (5,7 parasites /fish). Fishes > 2 years old showed 5,99 more times (odds ratio IC95% 2,41 - 14,84) of being parasited with *Contracaecum* sp. in comparison to younger fishes. The  $W_r$  was lower for infested fishes (85,45; IC95% 81,82 - 89,08) in comparison to non infested specimens even after the statistical adjustment for season and age effects. Since *Contracaecum* sp. is zoonotic, the prevalence reported may pose a risk to humans due to the common habits of consuming uncontrolled fishes in recreational fisheries. In addition to that, parasitic infestation may also reduce body condition in fishes of commercial size.

**Keywords:** pejerrey, *Contracaecum* sp., ecology, relative weight.

## INTRODUCCIÓN

El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) es el pez de agua dulce más importante de la República Argentina. Diferentes etiologías han sido reportadas en esta especie a partir de poblaciones silvestres. Entre ellas, los agentes parasitarios externos e internos son comúnmente hallados en ambientes con diferentes características limnológicas. Sin embargo, la mayoría de los estudios sobre parásitos han sido más bien de carácter sistemático y no

contemplan aspectos sanitarios y ecológicos conexos con la explotación recreativa y comercial de la especie.

La presencia de parásitos en peces silvestres es un problema universal imposible de eliminar, debido a factores ecológicos que escapan al control humano (Pereira Bueno & Ferre Pérez, 1997). Así mismo, el conocimiento de la distribución temporal y espacial de los parásitos en las poblaciones de peces adquiere mayor importancia, especialmente si estos son de carácter zoonótico.

El género *Contracaecum* es uno de los causantes de la enfermedad zoonótica llamada Anisakiasis (granuloma eosinofílico), enfermedad reportada en diversas partes del mundo (Acha & Szyfres, 1986). En su ciclo biológico intervienen crustáceos (copépodos) como hospedadores intermedios y vertebrados piscívoros, principalmente aves, como hospedadores definitivos. En relación a estos últimos, *Contracaecum rudolphii* y *Contracaecum spiculigerum* han sido descritos en *Larus* sp. y *Phalacrocorax olivaceus* de Argentina y Chile (Zeiss & Seigneur, 1981; Torres & cols., 1983; Torres & cols., 1991a).

Kinkelin & cols. (1991), describen a *Contracaecum* sp. como un parásito cosmopolita que puede afectar a diversas especies ícticas. Los peces pueden intercalarse en el ciclo como hospedadores paraténicos o de transporte, de modo que una misma especie íctica puede albergar a distintos estadios larvarios según la edad de los ejemplares y régimen alimenticio (Hamann, 1999). *Contracaecum* sp. ha sido reportado a partir de diferentes especies de Argentina (Zeiss & Seigneur, 1981; Ortubay & cols., 1994; Mancini & cols. 2000), pero son muy escasos los trabajos referidos a su ecología y a los efectos patógenos que produce sobre el huésped.

El objetivo del presente trabajo fue estudiar la prevalencia y abundancia de *Contracaecum* sp. en *O. bonariensis* de acuerdo a la estación del año, patrón etario y la asociación entre dicha parasitosis con la condición corporal de los peces.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Para la captura de peces se realizaron 4 muestreos estacionales durante el periodo 2002-2003 en una laguna ubicada en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina (34° 36'S, 64° 24' W). Los artes de pesca utilizados

fueron:

**a)** Red de arrastre a la costa de 20 m de largo y copo de 3,5 metros (malla de 5 mm). Se empleó con sogas de 50 m de largo.

**b)** Dos baterías de redes de enmalle flotantes para pesca experimental compuestas por paños de 15, 19, 22, 25, 30, 33, 38 y 40 mm de medida entre nudos (largo total 68,75 m). Las mismas se calaron a la noche, una de manera perpendicular y otra paralela a la costa.

A los ejemplares capturados se les registró la longitud estándar (Lst) y total (LT) con precisión de 1 mm y el peso total húmedo (W) con precisión 0,1 g. La Lst fue medida desde el extremo anterior de la mandíbula superior hasta el extremo posterior de la última vértebra caudal. Con estos datos, se calculó el peso relativo ( $Wr$ ) de acuerdo a la fórmula  $Wr = W/4,8886 E^{-6} Lst^{3,179}$  (Colautti & cols., 2003), el cual a diferencia de otros índices no incurre sesgos dados por la longitud de los peces.

Las curvas de crecimiento de acuerdo a la edad fueron obtenidas aplicando el método del retrocálculo, los valores fueron ajustados según el modelo de Von Bertalanffy mediante un algoritmo computacional, estableciendo los rangos de Lst entre edades.

Los nematodos encontrados en los peces fueron fijados en alcohol 70% y glicerina (9:1). Para el análisis taxonómico, los mismos fueron aclarados con lactofenol de Amann. Para la identificación genérica se basó en la presencia o ausencia de apéndice ventricular y ciego intestinal y en la localización del poro excretor en relación a la boca y al anillo nervioso (Smith & Wooten, 1984; Alvarez Pellitero, 1988; Pereira Bueno & Ferre Pérez, 1997; Carvalho-Varela, 1999).

En este trabajo se entendió por prevalencia al número de huéspedes positivos al parásito dividido por el número de huéspedes totales muestreados; por abundancia, al promedio

de parásitos para el total de peces y por intensidad media al número de parásitos promedio en aquellos peces con al menos un parásito detectado (Margolis & cols., 1982).

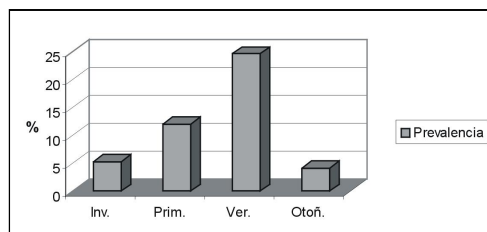
La asociación entre la edad de los peces y estación del año en relación a la presencia o ausencia de *Contracaecum* sp., fue analizada usando un modelo de regresión logística (Hosmer & Lemeshow, 1989). De esta manera se obtuvieron las respectivas razones de probabilidades (Thursfield, 1995), ajustadas por edad y estación del año. El efecto conjunto de estación del año, status parasitario (presencia o ausencia) y edad (menores y mayores de 2 años) sobre la condición corporal del pejerrey, fue evaluada por medio de un modelo de regresión lineal múltiple (Littell y cols., 1996). Todos los análisis fueron realizados en el programa SAS (Littell & cols., 1996).

## RESULTADOS

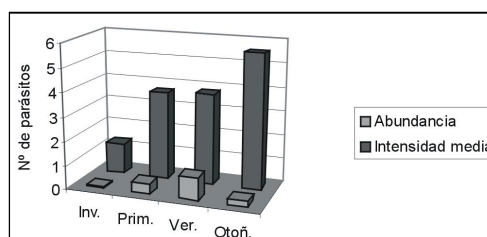
Se capturaron 283 ejemplares con una longitud estándar promedio de 185,5 mm (rango 38 - 380). El crecimiento calculado en función de la edad (t) fue:  $L_{(t)} = 459,8 * [1 - \exp(-0,3105*(t-0,175))]$ . De acuerdo a ello, las Lst y LT calculadas para peces de 2 años de edad fueron de 198,9 y 237,5 mm respectivamente.

En relación a la parasitosis, el porcentaje de peces (prevalencia) con al menos una larva de *Contracaecum* sp.

fue del 10,1%. La mayor prevalencia y abundancia fueron registradas en verano, con valores de 24,6% y 0,94 larvas por pez respectivamente, la intensidad promedio fue mas alta en otoño (Figuras 1 y 2). Los parásitos se



**Figura 1.** Prevalencia estacional de *Contracaecum* sp. en *O. bonariensis*.



**Figura 2.** Abundancia e intensidad estacional de *Contracaecum* sp. en *O. bonariensis*.

ubicaron siempre en la cavidad visceral.

La presencia del parásito, fue casi 6 veces mas probable en pejerreyes mayores de 2 años de edad respecto de aquellos menores. Considerando la estación en que fueron muestreados, durante el verano existió 4 veces mas chances de que un pejerrey tenga al menos una larva de *Contracaecum* sp. respecto del invierno. En contraste con

**Tabla 1.** Riesgo asociado a la presencia de *Contracaecum* sp. en *O. bonariensis* de acuerdo a la edad y estación del año (n = 283).

Factor	OR <sup>2</sup>	Intervalo de confianza (95%)	
		Limite inferior	Limite superior
Estación <sup>1</sup>			
Verano	4,15	1,35	12,75
Primavera	1,42	0,43	4,62
Otoño	0,74	0,13	4,25
Edad			
>= 2 vs < 2 años	5,99	2,41	14,84

<sup>1</sup> Todas las comparaciones son en relación al invierno. <sup>2</sup> Razón de probabilidades (odds ratio) respecto del invierno

**Tabla 2.** Promedios del peso relativo de *O. bonariensis* de acuerdo al estado parasitario, estación y edad (n = 199)

Factor	Intervalo de confianza (95%)		
	Media <sup>1</sup>	Límite inferior	Límite superior
Parasitosis			
Infestado	85,45	81,82	89,08
No infestado	92,46	90,87	94,05
Estación			
Invierno	92,31	89,31	95,30
Otoño	86,92	83,52	90,33
Primavera	90,97	86,93	95,01
Verano	85,63	82,82	88,43
Edad			
< 2 años	85,95	83,41	85,54
≥ a 2 años	91,78	88,90	94,63

<sup>1</sup> Media de mínimos cuadrados estimadas por regresión múltiple (Proc Mixed, SAS).

el verano, en las estaciones de primavera y otoño no se observó un cambio estadísticamente significativo respecto del invierno (P > 0,05) (Tabla 1).

El peso relativo fue significativamente más bajo entre los peces parasitados en comparación con los no parasitados incluyendo conjuntamente el efecto de la edad y estación en el análisis de regresión. Del mismo modo, una menor condición corporal fue observada durante el verano y en los individuos mayores de 2 años (Tabla 2).

## DISCUSIÓN

En las especies de peces silvestres que se consumen habitualmente en el mundo, la presencia de anisákidos es relativamente frecuente. En pejerreyes de Argentina, Gilbert & cols. (1993), reportaron la presencia de anisákidos en *O. bonariensis* de embalses de la provincia de la Pampa. Por su parte, Pettinato & Fusé (1996), observaron formas larvales (L<sub>3</sub>) de *Porrocaecum* sp. en troncos musculares de ejemplares provenientes de la provincia de Buenos Aires.

La infestación y abundancia de las larvas de *Contracaecum* sp. puede variar en una misma zona y en la misma especie a lo largo del tiempo, debido

probablemente a diferencias en la distribución geográfica de los hospedadores definitivos (Carvalho-Varela, 1999). La abundancia promedio relativamente baja, coincide con lo reportado por Torres & cols. (1988), para el pejerrey *Basilichthys australis* en la cuenca del río Valdivia (Chile). Entre otros aspectos, la marcada estacionalidad de *P. olivaceus*, podría ser un factor determinante en la distribución de la parasitosis, ya que estas aves propagan la enfermedad a través de sus excrementos (Torres & cols., 1988). Estas observaciones son consistentes con la variación estacional detectada en este trabajo. Similares hallazgos fueron reportados por Hamann (1999), al observar cierta estacionalidad en la prevalencia e intensidad de larvas de *Contracaecum* sp. en piraña *Serrasalmus spilopleura* del nordeste argentino.

La condición corporal de *O. bonariensis* en lagunas pampeanas, suele ser mas alta en primavera-verano, debido a su ciclo reproductivo y a la mayor disponibilidad de zooplancton (Grosman, 1995). En este estudio se observó lo contrario, ya que durante el verano el *Wr* fue en promedio más bajo. Este efecto puede deberse en parte al mayor grado de parasitismo observado en

dicha estación. Dichos resultados son confiables desde el punto de vista de que el efecto estación y edad fueron incluidos en la ecuación de regresión.

Las bajas cargas parasitarias observadas en *O. bonariensis* parecen tener más influencia sobre la condición corporal si se compara con otras especies como la tararira *Hoplias malabaricus*. En ese sentido, Mancini & cols. (2000), observaron que altas cargas parasitarias no alteraban el normal desarrollo de esta última especie, por lo que muchas veces resulta difícil determinar el grado de lesión que produce este tipo de parásito en el pez huésped (Roberts, 1981), el cual a su vez depende de condiciones ambientales y de disponibilidad de alimento propias de cada cuerpo de agua. En ambientes lagunares, la numerosidad del zooplancton, principal alimento del pejerrey en los primeros años de vida, suele ser muy variable en los diferentes meses del año (Freyre & cols., 1987). En virtud de lo expuesto y dada la variabilidad de habitats que presenta el pejerrey, nuevos estudios estacionales deberían realizarse a los efectos de cotejar los resultados aquí presentados.

El efecto de la edad sobre el estado parasitario, puede deberse a que los peces de mayor tamaño acumulan las sucesivas infestaciones, es decir que el efecto de la edad en las chances de contraer la parasitosis prevalece sobre la época del año, siendo independiente de esta última. En otras palabras, a la diferencia en la prevalencia observada en el verano, se le adiciona el efecto edad, lo cual conduce a que la probabilidad de detectar peces infestados aumente con el transcurrir del tiempo (Valles-Ríos & cols., 2000). En relación a ello, Hamann (1999), señala que las larvas presentan un período de vida muy largo en el huésped intermediario, el cual sería como mínimo de 1 año. Sin embargo hay

que destacar que este patrón por clases de edad no es necesariamente aplicable a otras especies ícticas (Zeiss & Seigneur, 1981; Torres & cols., 1991b).

Dado el carácter zoonótico de *Contracaecum* sp., las prevalencias observadas pueden representar un riesgo considerable debido al gran volumen de pejerrey que se extrae en las diferentes pesquerías recreativas presentes en la región central de Argentina (Grosman & Mancini, 2001), el cual se consume sin ningún tipo de control bromatológico. De acuerdo a ello y según lo reportado para el género *Anisakis*, una rápida evisceración de los peces evitaría la migración de las larvas (L<sub>3</sub>) desde los diferentes órganos hacia músculo (Incorvaia, 2001). Por su parte, la presencia del parásito puede implicar una reducción de la condición corporal en *O. bonariensis* de talla comercial.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acha, P. & B. Szyfres.** 1986. Zoonosis y enfermedades transmisibles comunes al hombre y a los animales. Organización Panamericana de la Salud, E.U.A. 989 p.
- Alvarez Pellitero, P.** 1988. Enfermedades producidas por parásitos en peces. En: Espinosa J. & U. Ubarta (ed.). Patología en Acuicultura. Ed. Mundi Prensa, Madrid. 215-326p.
- Carvalho-Varela, M.** 1999. Parasitosis internas. En: Cordero del Campillo, M. y F. Rojo Vázquez. (ed.). Parasitología Veterinaria. MacGraw-Hill Interamericana. España. 865-907p.
- Colautti, D.; M. Remes Lenicov & G. Berasain.** 2003. Vulnerabilidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* a la pesca deportiva, en función de su condición. *Biología Acuática* 20:49-55.
- Freyre, L.; W. Di Marzio; M. Fiorito; F. Grosman; M. Maroñas; S. Mollo; J. Ponte Gómez & E. Sendra.** 1987. Estudio hidrobiológico de la laguna de Lobos y su cuenca. Instituto de Limnología Raúl Ringuelet. Informe CIC. 56p. (mim).



- Gilbert, V.; O. del Ponti; S. Tiranti; I. Doma.** 1993. Dinámica de la población de peces del embalse Casa de Piedra. Univ. Nac. de La Pampa. La Pampa. 19p.
- Grosman, F.** 1995. Variación estacional de la dieta del pejerrey (*Odontesthes bona-riensis*). Rev. Asoc. Cs. Nat. Litoral 26 (1): 9-18.
- Grosman, F. & M. Mancini.** 2001. Alcances socioeconómicos de la pesca deportiva del pejerrey. Realidad Económica 184: 106-121.
- Hamann, M.** 1999. Aspectos ecológicos de la relación parasitaria entre larvas de *Contracaecum* sp. (Nematoda, Anisakidae) y *Serrasalmus spiloptera* Kner, 1860 (Pisces, Characidae) en poblaciones naturales del nordeste argentino. Boletín Chileno de Parasitología 54(3-4): 1-12.
- Hosmer D. & S. Lemeshow.** 1989. Applied Logistic Regression. J. Wiley (ed). New York. 497-550p.
- Incorvaia, I.** 2001. *Anisakis simple* parásita de *Merluccius hubbsi*. Informe INIDEP, 12p.
- Kinkelin, P.; Ch. Michel & P. Ghittino.** 1991. Tratado de las enfermedades de los peces. Ed. Acribia. 353p.
- Littell, R.; G. Milliken, W. Stroup & R. Wolfinger.** 1996. SAS System for Mixed Models. Cary, SAS Institute, North Carolina. 229-266p.
- Mancini, M.; A. Larriestra & J. Sánchez.** 2000. Estudio ictiopatólogico en poblaciones silvestres de la región centro-sur de la provincia de Córdoba, Argentina. Rev. de Medicina Veterinaria 81(2): 104-108.
- Margolis, L.; G. Esch; J. Holmes; A. Kuris & G. Schad.** 1982. The use of ecological terms in parasitology (report of an ad hoc Committee of the American Society of Parasitologists). J. Parasitology 68(1): 131-133.
- Ortubay, S.; L. Semenas; C. Ubeda; A. Quagliotto & G. Viozzi.** 1994. Catálogo de peces dulceacuicolas de la Patagonia Argentina y sus parásitos metazoos. Dirección de Pesca, Subsecretaría de Recursos Naturales, Río Negro. 108p.
- Pereira Bueno, J. & I. Ferre Pérez.** 1997. Parásitos del pescado. Junta de Castilla y León (ed). España. 46p.
- Pettinato, H. & L. Fusé.** 1996. Presencia de nematodos en pejerrey (*Basilichthys bonariensis*). InfoPesca. En: [http://tips.org.inforpesca/cci/cci\\_doc5](http://tips.org.inforpesca/cci/cci_doc5).
- Roberts, R.** 1981. *Patología de los peces*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 366p.
- Smith, J. & R. Wooten.** 1984. Parasitose des poissons par les larves des nématodes *Phocascaris/Contracaecum*. Fiche N° 9. *Phocascaris/Contracaecum* larvae (Nematoda) in fish. Fiches d'identification des maladies et parasites des poissons, crustacés et mollusques. Conseil Int. pour L'exploration de la Mer. Danemark.
- Thrusfield, J.** 1995. Veterinary Epidemiology. Blackwell Science Ltd. Oxford. 479p.
- Torres, P.; V. Sierpe & R. Schlatter.** 1983. Ocurrence de *Contracaecum rudolphii* in new host in Chile. *Z. Parasitenkd* 69: 397-399.
- Torres, P.; J. Arenas; A. Neira; X. Cabezas; C. Covarrubias; C. Jara; C. Gallardo & M. Campos.** 1988. Nematodos anisakidos en peces autóctonos de la cuenca del río Valdivia, Chile. Bol. Chil. Parasitol. 43:37-41.
- Torres, P.; E. Ruiz; W. Gesche & A. Montefusco.** 1991a. Gastrointestinal helminths of fish-eating birds from Chiloe island, Chile. J. of Wildlife Diseases 27(1): 178-179.
- Torres, P.; X. Cabezas; J. Arenas; J. Miranda; C. Jara & C. Gallardo.** 1991b. Ecological aspects of nematode parasites of introduced salmonids from Valdivia river basin, Chile. Mem. Inst. Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro 86(1):115-122.
- Valles-Ríos, M.; G. Ruiz-Campos & L. Galaviz-Siva.** 2000. Prevalencia e intensidad parasitaria en *Mugil cephalus* (Pisces: Mugilidae), del río Colorado, Baja California, México. En: <http://rbt.ots.ac.cr/revistas/48-2-31>.
- Zeiss, E. & G. Seigneur.** 1981. Observaciones sobre nematodos parásitos de peces del dique «Los Quiroga» (provincia de Santiago del Estero, Argentina). Ecología Argentina 6: 115-118.

# COLONIZACIÓN DE SUSTRATOS ARTIFICIALES Y NATURALES POR HONGOS ACUÁTICOS ZOOSPÓRICOS

A. V. MARANO<sup>1</sup> & M. M. STECIOW<sup>2</sup>

<sup>1,2</sup> Instituto de Botánica C. Spegazzini, 53 N° 477, (1900) La Plata, Bs. As., Argentina.  
<sup>1</sup> agosum@hotmail.com, <sup>2</sup> msteciow@museo.fcnym.unlp.edu.ar

## ABSTRACT

We study the «in situ» colonization of different kinds of substrata by zoosporic fungi (S.D Mastigomycotina), making weekly samplings during a month in the streams «El Zanjón» and «Las Cañas» (Ensenada, Bs. As., Argentina). In those sites we put twelve different substrata, both naturals (monocotyledon leaves, crustacean shells, *Rosa* sp. fruits, snake sheds and little fishes) and artificial ones (cellophane fragments, polypropylene bags, slides, and two kinds of different plastic materials). The substrata were put separately in drilled plastic bags, and left for a week to allow colonization. In both sites, we observed that *Saprolegnia* colonized every kind of substratum (both natural and artificial ones), while *Achlya* was encountered in the majority of them (little fishes, slides, cellophane fragments, pieces of X-rays, *Rosa* sp. fruits, and monocotyledon leaves), *Dichtyuchus* was observed in fishes and *Rosa* sp. fruits, *Brevilegnia* and *Pythium* in pieces of X-rays plate and *Aphanomyces* only in plastic materials. Based on these preliminary results, we can infer that there is an apparent selection of some genera for particular substrata. It's interesting to emphasize that colonization of artificial substrata by *Saprolegnia*, *Achlya*, *Brevilegnia*, *Pythium* and *Aphanomyces*, might suggest the possibility of using these genera in superficial biodegradation of plastic materials.

**Key words:** zoosporic fungi, Mastigomycotina, substratum, colonization, aquatic environments.

## INTRODUCCIÓN

Los hongos acuáticos zoospóricos son organismos que se encuentran como saprótrofos sobre una gran variedad de sustratos de origen animal y vegetal (Sparrow, 1960, 1968; Fuller & Jaworski, 1987), principalmente en cuerpos de agua dulce o como parásitos de peces, anfibios, fitoplancton e inclusive otros hongos zoospóricos (Blaustein *et al.*, 1994; Yuasa & Hatai, 1996; Dick, 2001; González *et al.*, 2001; Czczuga *et al.*, 2002). Poseen un importante rol como descomponedores de la materia orgánica dentro de los ecosistemas acuáticos, ya que son capaces de degradar quitina, querati-

na, celulosa y carbohidratos simples. La capacidad de estos hongos para colonizar una gran variedad de sustratos radica en el quimiotaxismo de la zoospora, ya que su patrón de nutrición y modo de dispersión se hallan ajustados al mismo (Sorenson & Davis, 2000). Presentan diferentes requerimientos en relación con determinados parámetros físico-químicos, como ser pH, concentración de nutrientes, oxígeno disuelto, y presencia de contaminantes. En general, los cuerpos de agua con una gran biomasa fotosintética proveen un sitio adecuado para su desarrollo, mientras que las aguas con bajo contenido de oxígeno y alto contenido de dióxido de carbono, pro-

veen condiciones favorables para algunas especies con actividad metabólica fermentativa, pertenecientes a los órdenes Blastocladales y Leptomitales (Held *et al.*, 1969).

El estudio de estos hongos resulta de particular interés, ya que son pocos los trabajos sistemáticos realizados en ambientes de nuestro país (Beroqui, 1969, 1970; Steciow, 1988, 1993 a, b, 1997 a, b, 1999; Steciow, Eliades & Arambarri, 2001).

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se colocaron doce sustratos distintos (naturales y artificiales) en los arroyos «El Zanjón» y «Las Cañas» (Pdo. de Ensenada), en donde se realizaron muestreos semanales a lo largo de un mes, entre mayo y junio de 2004. Los sustratos se colocaron cada uno por separado en frascos plásticos perforados, sujetos a la vegetación costera.

Los sustratos naturales fueron: hojas de monocotiledóneas, artrópodos (isópodos y caparazones de crustáceos), frutos de rosa, mudas de serpiente y peces pequeños, y los artificiales fueron: fragmentos de celofán, bolsas de polipropileno, placas radiográficas, filmas y dos tipos de materiales plásticos. Los sustratos naturales se seleccionaron por composición (quitina, celulosa, queratina), mientras que la mayor parte de los sustratos artificiales fueron seleccionados por ser derivados de hidrocarburos, ya que se sabe que estos hongos son capaces de crecer en aguas con un alto contenido en estos compuestos (Steciow, 1988, 1993 a,b). Se colocó la misma superficie expuesta para el caso de los sustratos artificiales (45 cm<sup>2</sup>), y para los sustratos naturales se tomó la misma cantidad de cada material (tres fragmentos de cada uno de tamaño aproximado) para que los resultados sean comparables (Sanders & Anderson, 1979; Barlocher & Scheweizer, 1983).

Para tener un conocimiento de los géneros presentes en ambos arroyos, se tomaron muestras de agua y de materia orgánica flotante (restos vegetales) en cada sitio. Las mismas fueron colocadas en cajas de Petri con semillas de sésamo estériles utilizadas como sustrato. Al cabo de 4 a 7 días de incubación se observó el micelio y se reconocieron los géneros a partir de sus estructuras reproductivas características (Johnson, 1956; Seymour, 1970).

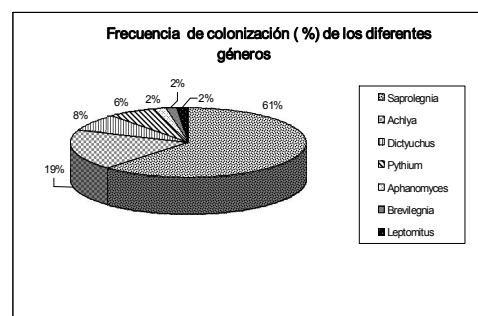
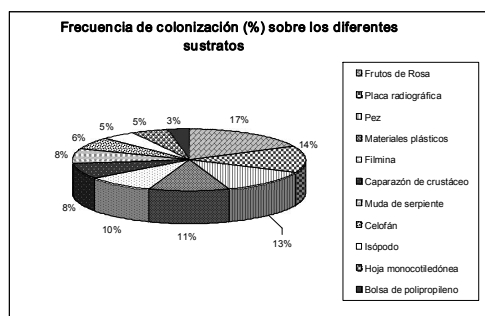
Posteriormente se colocaron en cada cuerpo de agua los frascos conteniendo los diferentes tipos de sustratos por duplicado, que fueron retirados y reemplazados semanalmente, y al cabo de cuatro semanas, sumaron 192 muestras. Una vez recolectados, se lavaron *in situ* con agua (para eliminar todo resto de materia orgánica adherida) y fueron transportados en baldes con agua corriente. En el laboratorio, los sustratos se colocaron en cajas de Petri con agua destilada estéril, y se observó y registró la presencia de micelio bajo lupa binocular. Aquellas muestras en las que se observó colonización fueron procesadas según la metodología antes descrita, propuesta por Johnson (1956) y Seymour (1970).

Para determinar si existían diferencias en la colonización de sustratos naturales y artificiales los datos se analizaron con el Test de Kruskal-Wallis mediante el programa Statgraphics versión 4.0.

## RESULTADOS

Las muestras de agua y materia orgánica analizadas mostraron que en ambos sitios se hallan presentes los géneros *Saprolegnia* (46 % de las muestras), *Dictyuchus* (29 %) y *Achlya* (25 %). La colonización de las muestras de agua y materia orgánica fue del 61 %.

En cuanto a los sustratos, sólo se



observó colonización en 63 muestras (33 % de colonización).

La colonización por tipo de sustrato (natural/artificial) muestra que no existieron preferencias de colonización de sustratos naturales o artificiales ya que no existieron diferencias estadísticamente significativas en las frecuencias de colonización entre sustratos naturales (56 %) y sustratos artificiales (44 %) (analizado con el Test de Kruskal-Wallis con un 95 % de significancia y  $\alpha = 0,05$ ).

Los sustratos colonizados con mayor frecuencia fueron los frutos de *Rosa* sp (17 %), placas radiográficas (14%), peces (13 %), materiales plásticos (11%) y filminas (9 %), seguidos de mudas de serpiente (8%), caparazón de crustáceo (8%), celofán (6%), isópodos (5%), hojas de monocotiledónea (5%) y bolsa de polipropileno (3%) (Figura 1).

En cuanto a la capacidad de colonización de cada género en particular observamos que *Saprolegnia* colonizó el 62 % de las muestras, *Achlya* el 19 %, *Dictyuchus* el 8 % y *Pythium* el 6 %, mientras que *Aphanomyces*, *Brevilegnia* y *Leptomitius* tan sólo colonizaron un 2 % de las mismas (Figura 2). En lo referente a la selectividad del sustrato, se observó en ambos cuerpos de agua, que *Saprolegnia* colonizó todos los tipos de sustratos (tanto naturales como artificiales), mientras que *Achlya* fue encontrada

en la mayoría de los sustratos (peces, hojas de monocotiledónea, frutos de *Rosa*, celofán, placas radiográficas y filminas), *Dictyuchus* sólo creció sobre peces y frutos de *Rosa*, *Pythium* en bolsas de polipropileno y materiales plásticos, *Leptomitius* sólo en mudas de serpiente, *Brevilegnia* en placas radiográficas y *Aphanomyces* únicamente en plásticos. La abundancia relativa de cada género en los distintos sustratos se observa en la Figura 3.

## DISCUSIÓN

La importancia biológica de las zoosporas de estos hongos fue señalada por Ingold (1953), y reside más que en su movilidad, en su capacidad para seleccionar sustratos debido al quimiotaxismo que poseen las mismas.

Según Sparrow (1968), los sustratos tales como quitina, queratina, celulosa, pectina y otros, son colonizados por la selectividad de las zoosporas de estos organismos. Es por ello que la técnica de cebado utilizada en el presente estudio, ha provisto de distintos tipos de hongos especializados fisiológicamente para la distinción de sustratos de composición química diferente. De acuerdo con ensayos previos en laboratorio, la longevidad de las zoosporas fluctúa entre 5hs y 24hs (Waterhouse, 1962; Willoughby, 1962; Ho, 1975) dependiendo también de la

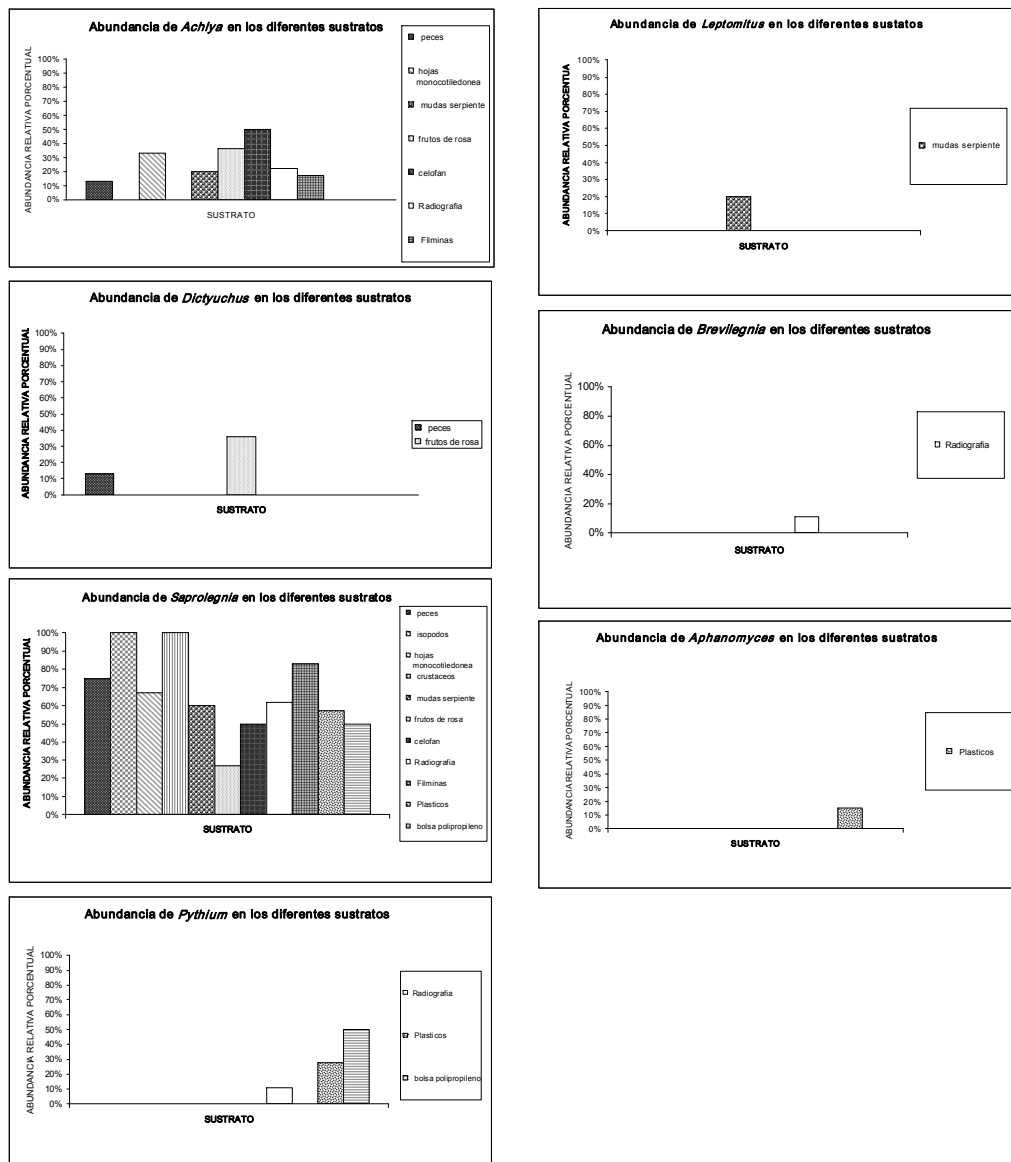


Figura 3. Abundancia de cada género en los diferentes sustratos.

disponibilidad de sustrato y de las condiciones del ambiente; por ello estimamos que el tiempo de exposición de los sustratos ensayados en esta contribución resulta ser por demás adecuado para los objetivos de este trabajo.

Poco se conoce acerca de su actividad degradativa, la influencia de las propiedades físico-químicas del am-

biente, y de sus requerimientos nutricionales en sustratos sumergidos (Reischer, 1951; Whiffen, 1945; Cantino & Turian, 1959; Steciow, 1993c).

En cuanto a la influencia del ambiente, Dick (1992) estableció que los factores climáticos afectarían tanto la disponibilidad del sustrato -que constituye el nicho fundamental del hongo- como la eficiencia con la cual éste es

utilizado. Factores tales como concentración y tasa de recambio del nutriente, son tan importantes como su composición; la remoción de los productos de desecho resulta ser también un factor decisivo para especies saprófitas y parásitas.

En el presente trabajo se estudió por primera vez la colonización de sustratos artificiales por estos hongos, a excepción del celofán, que es un cebo adecuado para hongos Chytridiomycetes (Dick, 2001). Es de particular interés la colonización por *Saprolegnia*, *Achlya*, *Brevilegnia*, *Pythium* y *Aphanomyces* de sustratos artificiales. Resulta importante destacar que dado que géneros como *Saprolegnia* y *Achlya* presentan un abundante desarrollo miceliar en cultivo, debería estudiarse de manera más detallada esta aparente capacidad de biodegradar materiales plásticos.

## CONCLUSIONES

En estos resultados preliminares se observa una aparente selectividad de ciertos géneros (*Aphanomyces*, *Pythium*, *Leptomitius* y *Brevilegnia*) por algunos sustratos, lo que se ve reflejado también en su ausencia en las muestras de agua y materia orgánica, en las cuales se utilizó como sustrato semillas de sésamo. Los géneros *Saprolegnia* (40 %), *Dictyuchus* (40 %) y *Leptomitius* (20 %) fueron los únicos representados en las muestras de agua, mientras que en las muestras de materia orgánica se encontraron presentes *Saprolegnia* (40 %), *Dictyuchus* (35 %) y *Achlya* (25 %).

La colonización de diversos sustratos refleja la gran capacidad enzimática de estos hongos, por lo que debería ponerse mayor énfasis en su conocimiento y sus posibles aplicaciones.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Universidad Nacional de La Plata por el financiamiento económico para la realización de estos estudios (Proyecto N/333 y Proyecto N/ 440) y al CONICET (PEI 6485/01 y PIP 2096).

## BIBLIOGRAFÍA

- Barlocher, F. & M. Schweizer.** 1983. Effects of leaf size and decay rate on colonization of aquatic Hyphomycetes. *Oikos* 41: 205-210.
- Beroqui, M. A.** 1969. Dos especies nuevas del género *Achlya*. *Darwiniana* 15: 9-13.
- Beroqui, M. A.** 1970. Contribución al estudio de los Phycomycetes acuáticos de la República Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 13: 109-124.
- Blaustein, A. R.; D. G. Hokit; R. K. O' Hard & R. A. Holt.** 1994. Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific Northwest. *Biol. Conserv.* 67: 251-254.
- Cantino, E. C. & G. F. Turian.** 1959. Physiology and development of lower fungi (Phycomycetes). *Ann. Ver. Microb.* 13: 97-124.
- Czeczuga, B.; B. Kieziewicz & Z. Damiakiewicz.** 2002. Zoospore fungi growing on the specimens of certain fish species recently introduced to polish waters. *Acta Ichthyologica et piscatoria* 32: 117-125.
- Dick, M. W.** 1992. Patterns of phenology in populations of zoospore fungi. En: Carroll, G.C. & D.T. Wicklow (eds): *The fungal community. Its organization and role in the ecosystem.* 2da Ed. Mycology Series, Vol.9 Marcel Dekker, Inc. New York. 355-382p.
- Dick, M. W.** 2001. *Straminipilous fungi: systematics of the peronosporomycetes, including accounts of the marine straminipilous protists, the plasmodiophorids, and similar organisms.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 670p.
- Fuller, M. S. & A. Jaworski.** 1987. Zoospore fungi in the teaching and research. Southeastern Pub. Corp., Athens Georgia. 303p.
- González, M. L.; J. M. Bosco Ortiz; M. González del Valle & C. Sarasquete.** 2001. Saprolegniasis en poblaciones naturales de peces. *Ciencias Marinas.* 27: 125-127.
- Held, A.R.; R. Emerson; M. Fuller & F. Gleason.** 1969. *Blastocladiella* and *Aqualinderella*: fermentative water molds with high carbon dioxide optimum. *Science* 165: 76-79.
- Held, A.R. & F. Gleason.** 1975. Observations on the beha-



- viour of zoospores of *Saprolegnia* species. *Mycologia* 67: 425-428.
- Ingold, C. T.** 1953. *Dispersal in fungi*. Oxford University Press, London. 197p.
- Johnson, T. W. Jr.** 1956. *The genus Achlya: Morphology and Taxonomy*. Univ. Michigan Press, Ann. Arbor, Michigan. 180p.
- Reischer, H. S.** 1951. Growth of Saprolegniaceae in synthetic media. I. Inorganic nutrition. *Mycologia* 43:142-153.
- Sanders, P. F. & J. M. Anderson.** 1979. Colonization of wood blocks by aquatic Hyphomycetes. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 73: 103-107.
- Seymour, R. L.** 1970. The genus *Saprolegnia*. *Nova Hedwigia* 19: 1-124.
- Sorenson, G. & J. R. Davis.** 2000. Aquatic Oomycetes in farm pouns in Bryan Country, Oklahoma. *Oklahoma Academy of Science* 58: 48-53.
- Sparrow, F. K. Jr.** 1960. *Aquatic Phycomycetes*. 2<sup>nd</sup>. ed. Ann. Arbor, Univ. Michigan Press. Michigan. 1187p.
- Sparrow, F. K. Jr.** 1968. Ecology of freshwater fungi. En: Ainsworth, G.C. & A.S. Sussman (eds.): *The fungi*. Vol. III. Academic Press, New York. pp. 41-93.
- Steciow, M. M.** 1988. Algunos *Oomycetes* de ambientes acuáticos de la Prov. de Bs. As. (*Mastigomycotina*). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 25: 333-346.
- Steciow, M. M.** 1993a. Presencia de *Saprolegniales* (*Mastigomycotina*) en Río Santiago y afluentes (Prov. de Bs. As., Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 29: 211-217.
- Steciow, M. M.** 1993b. Presencia de hongos zoospóricos en Río Santiago y afluentes (Prov. de Bs. As., Argentina). *Darwiniana* 32: 265-270.
- Steciow, M. M.** 1993c. Actividad enzimática de algunas Saprolegniales (*Oomycetes*). *Boletín Micológico* 8: 67-70.
- Steciow, M. M.** 1997a. The occurrence of *Achlya recurva* (*Saprolegniales*, *Oomycetes*) in hydrocarbon-polluted soil from Argentina. *Rev. Iberoam. Micol.* 14: 132-134.
- Steciow, M. M.** 1997b. Hongos acuáticos zoospóricos (*Oomycetes*, *Mastigomycotina*) en laguna Vitel y tributarios (Bs. As., Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 32: 67-73.
- Steciow, M. M.** 1999. Hallazgo de *Blastocladias globosa* y *Blastocladia pringsheimii* (*Blastocladiales*, *Chytridiomycota*) en Arroyo Vitel Sur (Chascomús, Argentina). *Darwiniana* 37: 335-339.
- Steciow, M. M.; L. Eliades & A. Arambarri.** 2001. Nuevas citas de Blastocladiales (*Chytridiomycota*) en ambientes contaminados de Ensenada (Buenos Aires, Argentina). *Darwiniana* 39: 231-237.
- Waterhouse, G. M.** 1962. The zoospore. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 45: 1-20.
- Whiffen, A. J.** 1945. Nutritional studies of representatives of five genera in the Saprolegniaceae. *J. Elisha Mt. Sci. Soc.* 61: 22-25.
- Willoughby, L. G.** 1962. The occurrence and distribution of reproductive spores of Saprolegniales in fresh water. *J. Ecol.* 50: 773-759.
- Yuasa, K. & K. Hatai.** 1996. Some biochemical characteristics of the genera *Saprolegnia*, *Achlya* and *Aphanomyces* isolated from fishes with fungal infection. *Mycoscience* 37: 477-479.

# DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE GASTERÓPODOS EN LAS MACRÓFITAS DE UN ARROYO DE LLANURA

S. PEZZANI & T. PORETTI

Dpto. de Cs. Básicas. Universidad Nacional de Luján.  
CC 221 – B6700ZAB Luján, Argentina. spezzani@mail.unlu.edu.ar

## ABSTRACT

The gasteropods distribution was studied and it was analyzed the influence of the aquatic macrophytes biomass fluctuation and the structuring environmental factors. Sampling was carried out in Las Flores stream, a Lujan river tributary, from April 2000 to February 2002. *Egeria densa* (submerged), *Hydrocotyle ranunculoides* and *Alternanthera philoxeroides* (rooted) were the most representative macrophytes. *Heleobia piscium* and *Gundlachia concentrica* occurred as the dominant gasteropods. For all other associated macro-invertebrates on macrophytes, *Hyalella* sp. was predominant. The rainfall and the consequent inflow increase were influenced on the macrophytes biomass and their associated fauna. The macrophytes biomass was one of the factor related to the temporal abundance of gasteropods. However, these variations in the abundance of the gasteropods were more related with the life cycle. Their largest gasteropods and anfipods density was shown on rooted macrophytes. *Heleobia piscium*, *G. concentrica* and *Hyalella* sp. coexist on the same macrophyte during the low abundance periods without any competition. Although, during the breeding period, the displacement of the other macro-invertebrates populations was observed. This suggests interspecific competition by substrate and food between the two gasteropods species while the competition with the anfipods is mainly by substrate. Gasteropods and anfipods consume different type of food. *Heleobia piscium* and *G. concentrica* colonize these macrophytes with some preference. These gasteropods are opportunists species whose distribution and supervivence strategy is as follow: to colonize different aquatic macrophytes showing each species some preference by submerged or rooted macrophytes; to have an annual breeding period with a high recruitment of individuals which allow to maintain the populations despite the disturbances effect.

**Key words:** gasteropod, macroinvertebrates, stream, aquatic macrophytes.

## INTRODUCCIÓN

En ambientes dulciacuícolas las macrófitas forman conjuntos complejos que ofrecen sustrato, alimento y/o refugio a diferentes organismos. Los componentes de las asociaciones que forman, interactúan entre sí y con el ambiente determinando su composición y distribución en el espacio y en el tiempo (Brónmark, 1989).

Los macroinvertebrados muestran variabilidad de planta a planta de la

misma o de diferente especie, debido a su arquitectura, a las fluctuaciones de su disponibilidad de alimento, al reclutamiento y a la mortalidad natural de sus poblaciones (Lillie & Budd, 1992; Cheruvilil *et al.*, 2000).

Los gasterópodos constituyen uno de los principales componentes de la fauna asociada a las macrófitas. Además de la gran abundancia numérica de algunas especies, desarrollan funciones en la cadena trófica, principalmente como herbívoros, intervienen

en la dinámica de crecimiento de las plantas y epifitas asociadas, como hospedadores intermediarios y como bioindicadores.

Las variaciones en la velocidad de la corriente de agua, de la luz y la herbivoría, constituyen fuerzas de estructuración importantes que afectan la composición, la abundancia y la distribución de las macrófitas (Dawson, 1988; Gantes *et al.*, 1994; Giorgi, 1998).

En la cuenca del río Luján el conocimiento de los moluscos es escaso y principalmente mencionados como hospedadores en estudios referente a parásitos (Gaillard & Castellanos, 1976; Ostrowski de Nuñez, 1981). En el arroyo Las Flores, se han encontrado principalmente los gasterópodos *Heleobia (Littoridina) piscium* y *Gundlachia concentrica* (Giorgi, 1998). En este arroyo se han realizado varios estudios sobre variaciones estacionales e inter-anales las que pueden estar asociadas a las precipitaciones y al desarrollo de las comunidades biológicas (Gantes & Tur, 1995; Giorgi *et al.*, 1996; Feijoó *et al.*, 1999). En cuanto al fitobentos se ha estudiado su composición, distribución y biomasa anual (Giorgi & Malacalza, 1994; Giorgi, 1998).

El objetivo de este trabajo es conocer la distribución de los gasterópodos en diferentes macrófitas acuáticas y analizar si la misma está relacionada con las fluctuaciones de la biomasa de las macrófitas y con factores de estructuración del ambiente.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo desde abril de 2000 hasta febrero de 2002 en el arroyo Las Flores (59°07'O y 34°29'S), uno de los tributarios del curso medio del río Luján. Su extensión es de 20 Km y recorre en una zona donde, aparentemente, no recibe perturbación antrópica (Figura 1).

Se obtuvieron muestras bimensuales desde abril de 2000 hasta



**Figura 1.** Ubicación de la zona de muestreo y del arroyo Las Flores en la Provincia de Buenos Aires.

febrero de 2002, excepto en el periodo reproductivo (entre setiembre y diciembre) en que fueron mensuales. Las mismas se tomaron en dos estaciones de aguas remansadas, distantes 40 metros entre sí; las que presentan un ancho promedio de 5 m y la profundidad varía entre 0.30 m y 0.60 m, excepto durante las crecientes. La estación 1 ( $E_1$ ) se caracterizó por tener mayor desarrollo de macrófitas arraigadas que de sumergidas. Por el contrario, en la estación 2 ( $E_2$ ), predominan las plantas sumergidas.

En cada estación se ubicaron dos transectas, dispuestas perpendicularmente a la línea de costa. Cuatro unidades de muestreo se establecieron a intervalos regulares en cada transecta.

En cada unidad de muestreo se cosechó la vegetación usando un marco cuadrado de 400 cm<sup>2</sup>; las especies de macrófitas de cada muestra se colocaron por separado en bolsas de polietileno. En el laboratorio se separaron los macroinvertebrados mediante el lavado de las especies vegetales y utilizando tamices de 500  $\mu$  y 850  $\mu$ . El material se fijó con formol al 4%.

La abundancia relativa de gasterópodos y otros macroinvertebrados se estableció mediante recuentos bajo microscopio estereoscópico. La biomasa de cada especie de macrófita acuática se estimó mediante peso seco del material cosechado, usando estufa a 105°C hasta peso constante (PS).

Las precipitaciones mensuales fueron obtenidas por la estación agrome-

teológica de la Universidad Nacional de Luján.

Los datos fueron analizados utilizando el Programa SPSS, versión 11.5; aplicando análisis de la varianza con estructura factorial y correlación.

## RESULTADOS

La Figura 2 indica que las precipitaciones alcanzaron valores máximos durante marzo y abril, decreciendo hasta mínimos entre mayo y julio.

El mayor pico de precipitaciones (411 mm) ocurrió en marzo de 2001. La lluvia caída se concentró al comienzo y a fines de mes. Esto produjo una creciente de gran magnitud que arrastró tanto a las macrófitas sumergidas como a las arraigadas.

El período siguiente, de escasas lluvias, permitió la lenta recolonización de ambos tipos biológicos de macrófitas, aunque las sumergidas lo hicieron en mayor proporción y velocidad. La Figura 3 muestra las fluctuaciones de la biomasa de macrófitas. Entre las sumergidas, *Egeria densa* fue la más abundante durante la mayor parte del período y su recuperación, luego de mayo de 2001, fue rápida y sostenida (valor máximo: 198 g PS/m<sup>2</sup>). *Ceratophyllum demersum* y *Potamogeton striatus* aparecieron en forma esporádica y presentaron valores bajos de biomasa. No se recuperaron después de marzo de 2001.

Las especies arraigadas mostraron el mayor pico de biomasa en el mes de febrero de 2002, estando representadas principalmente por *Alternanthera philoxeroides* (395 g PS/m<sup>2</sup>). Los valores de biomasa de esta especie fueron mucho menores durante el resto del período considerado e incluso estuvo ausente en algunos meses. *Hydrocotyle ranunculoides* presentó su pico máximo en noviembre de 2000 (278 g PS/m<sup>2</sup>). La creciente de marzo de 2001 arrastró completamente a esta especie, que sólo se recuperó a partir

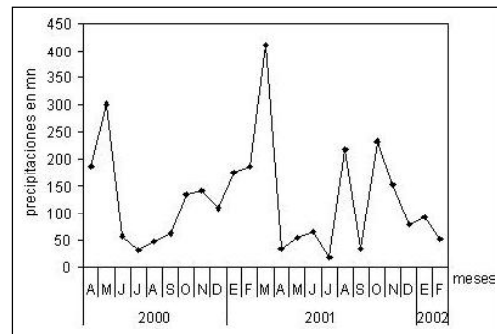


Figura 2. Distribución de las precipitaciones mensuales durante el período de estudio.

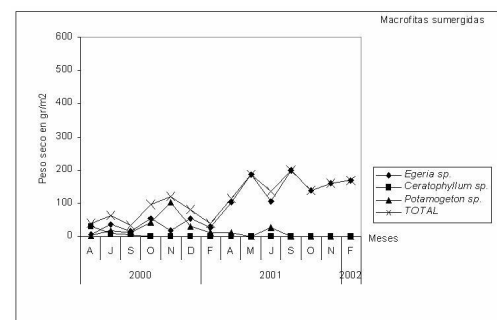


Figura 3. Fluctuaciones de la biomasa de macrófitas.

de mayo del mismo año, aunque sus valores no superan al máximo anterior (146 g PS/m<sup>2</sup>). Esto coincide con los altos picos de precipitaciones del mismo período. En las dos estaciones de muestreo consideradas, las variaciones de la biomasa de macrófitas durante todo el período estudiado mostraron diferencias significativas ( $P < 0.05$ ).

La Figura 4 representa la abundancia relativa de los gasterópodos y anfípodos presentes en las macrófitas. Los más abundantes fueron *Heleobia piscium* y *Gundlachia concentrica*. Ambas mostraron importantes fluctuaciones durante todo el período. En general la abundancia relativa de *G. concentrica* fue menor que la de *H. piscium*, aún en las plantas de su preferencia. *G. concentrica* prefirió como soporte a las plantas sumergidas (*E. densa*), mientras *H. piscium* lo hizo en las arraigadas (*H. ranunculoides* y *A. philoxeroides*), llegando al máximo en febrero de 2001 (10.525 ind/m<sup>2</sup>) y de 2002 (15.117 ind/m<sup>2</sup>). Ambos gasterópodos pueden coexistir, aunque en algunos meses una especie desplazó a la otra. En las macrófitas arraigadas *Heleobia* sp. desplazó a *Gundlachia* sp. desde noviembre a febrero, mientras que en las macrófitas sumergidas *Gundlachia* sp. desplazó a *Heleobia* sp. en julio y setiembre.

*G. concentrica*, en las plantas sumergidas, alcanzó los mayores valores observados (6.333 ind/m<sup>2</sup>) durante el período reproductivo. En el mes de septiembre colonizó, inclusive, a las plantas arraigadas (13.619 ind/m<sup>2</sup>), superando la abundancia registrada en las sumergidas.

*Pomacea canaliculata* y *Biomphalaria peregrina*, cuando presentes, tuvieron un número de individuos poco representativo.

La abundancia relativa de los gasterópodos no mostró diferencias signifi-

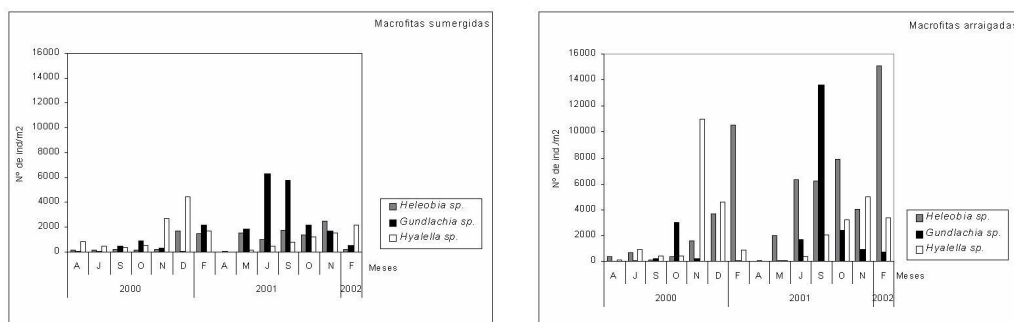
cativas entre las estaciones de muestreo. Sin embargo, se observó una tendencia a la significatividad de la interacción  $E_1$ - $E_2$  y tipo biológico de macrófita. Por ello, en la  $E_1$  la tendencia de los gasterópodos fue por las macrófitas arraigadas ( $P=0.05$ ) y en la  $E_2$  la tendencia significativa fue por las macrófitas sumergidas ( $P=0.05$ ).

En general, las variaciones de la abundancia de los gasterópodos no son significativas con respecto a la biomasa de las macrófitas, mientras que con el tiempo sí lo es ( $P<0.05$ ). Esto se relaciona con el ciclo de vida de los gasterópodos. La correlación entre la biomasa de las macrófitas acuáticas y la abundancia de gasterópodos es baja y significativa ( $R=37,9\%$ ;  $P<0.05$ ).

Los anfípodos constituyeron otro componente importante de la fauna asociada a las macrófitas; mientras que otros macroinvertebrados (planarias, sanguijuelas y larvas de insectos) fueron esporádicos y presentaron escasa abundancia.

La Figura 4 muestra que los anfípodos presentaron un patrón similar de abundancia en las diferentes macrófitas. Aunque se advierte una preferencia por las arraigadas.

En las macrófitas sumergidas los anfípodos del género *Hyalella* sp. mostraron un aumento progresivo de la abundancia durante el año, alcanzando el máximo a principios del verano. En los meses en que la abundancia de alguna de las especies de gasterópodos aumenta la de anfípodos disminu-



**Figura 4.** Abundancia relativa de gasterópodos y anfípodos en macrófitas.

ye y se revierte cuando predominan los anfipodos.

Los valores máximos alcanzados por los anfipodos fueron para sumergidas en diciembre de 2000 (4.469 ind/m<sup>2</sup>) y para arraigadas en noviembre de 2000 (11.000 ind/m<sup>2</sup>).

## DISCUSIÓN

Durante el periodo de estudio las mayores precipitaciones produjeron una creciente con un aumento de la velocidad de la corriente, constituyendo la principal perturbación natural que hizo variar tanto la composición de las macrófitas sumergidas como la de arraigadas. Las sumergidas tuvieron mas rápida recuperación siendo *E. densa* la mas abundante. Entre las arraigadas, *H. ranunculoides*, de lenta recuperación, fue la que tuvo dominancia anual, mientras que *A. philoxeroides* presentó dominancia ocasional. Esto coincide con los estudios realizados por Gantes & Tur (1995), Giorgi (1998), quienes concluyeron que, en el arroyo Las Flores, la velocidad de la corriente de agua asociada a las precipitaciones constituye un factor importante en la organización del sistema.

Los gasterópodos se distribuyeron durante la mayor parte del año en los dos tipos biológicos de macrófitas, aunque hay una tendencia de preferencia por las plantas arraigadas.

Según los resultados obtenidos, la biomasa de las macrófitas no representó un factor importante en la variación temporal de los gasterópodos. Las diferencias registradas en la abundancia de gasterópodos y de anfipodos entre las estaciones de muestreo se debieron fundamentalmente a la dominancia de macrófitas sumergidas o arraigadas en cada sitio. Bronmark (1989) y Giorgi (1998) puntualizan que los gasterópodos se alimentan preferentemente de algas del fitobentos y de algas epifitas de las macrófitas e

indican interacciones de reciclado de nutrientes, crecimiento y productividad de las plantas. Esto explica que las macrófitas ofrecen además de sustrato una fuente de alimento a los herbívoros por desarrollo de epifitas, que no dependen directamente de la biomasa de macrófitas sino de condiciones de luz y nutrientes.

Giorgi (1998) y Giorgi & Tiraboschi (1999) demostraron, experimentalmente, que en *Egeria densa* los gasterópodos se alimentan de algas sedimentadas o fijas al fondo, siendo «raspadores»; mientras que los anfipodos tienen preferencia por las epifitas, siendo «arrancadores». Además, sugieren que la relación de los anfipodos con *E. densa* es principalmente trófica. Esto coincide con lo propuesto por Casset *et al.* (2001), quienes indican que *Hyalella* sp., además de ser herbívora, incorpora a su dieta otros materiales disponibles entre las macrófitas, tales como restos de copépodos, ciclopoideos, etc. e incluso llega a depredar a otros anfipodos. Estos autores proponen que la relación de los anfipodos con las macrófitas es trófica y que probablemente también las usen como refugio.

Esto explica que los gasterópodos y anfipodos durante los periodos de bajas abundancias pueden coexistir tanto en macrófitas sumergidas como en arraigadas, sin que se establezca competencia por la alimentación.

El desplazamiento de las poblaciones observado en el periodo reproductivo en las macrófitas sumergidas y en las arraigadas sugiere una competencia interespecífica por sustrato y alimento entre los gasterópodos, mientras que con los anfipodos principalmente estaría dado por el sustrato, por tener diferente dieta.

De acuerdo a los resultados obtenidos, la intensidad de la perturbación (creciente-aumento de la velocidad de la corriente) afecta en diferente magnitud a las poblaciones de macrófitas y a la fauna asociada. Las pobla-



ciones establecidas en el arroyo persisten fluctuando su abundancia, tanto anual (estacional) como interanualmente, dependiendo de la intensidad y duración de la perturbación. Además, Giorgi (1998), registró para el Arroyo Las Flores, un período donde la abundancia de gasterópodos y anfipodos fue del orden de 30.000 ind/m<sup>2</sup>, durante los picos máximos y con bajos caudales. Esto explica que las poblaciones se recuperan durante períodos donde el efecto de la velocidad de la corriente es menor.

La dominancia de *E. densa* e *H. ranunculoides* observada durante el período de estudio, sugiere que son las especies de mayor adaptación a las perturbaciones y a éstas se acopla la colonización de especies como las de *H. piscium*, *G. concentrica* e *Hyaella* sp.

Los gasterópodos *H. piscium* y *G. concentrica* son especies oportunistas cuya estrategia de distribución y supervivencia está dada por: la colonización tanto de macrófitas sumergidas como de arraigadas; tener un período reproductivo anual y un alto reclutamiento de individuos durante el cual *G. concentrica* muestra cierta preferencia por las macrófitas sumergidas y *H. piscium* lo hace por las macrófitas arraigadas. Esto permite mantener las poblaciones ante los efectos de las perturbaciones.

#### AGRADECIMIENTOS

A Marianela Domínguez, por su colaboración en las salidas a campo y en el procesamiento en el laboratorio del material colectado. Al Dr. Adonis D. N. Giorgi, por la lectura del manuscrito y sus oportunas sugerencias.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Brönmark, C.** 1989. Interactions between epiphytes, macrophytes and freshwater snails: a review. *J. Moll. Stud.* 55: 299-311.
- Casset, M.A.; F. R. Momo & A. D. N. Giorgi.** 2001. Dinámica poblacional de dos especies de anfipodos y su relación con la vegetación acuática en un microambiente de la cuenca del río Luján (Argentina). *Ecología Austral* 11: 79-85.
- Cheruvilil, K. S.; P. A. Soranno & R. D. Serbin.** 2000. Macroinvertebrates associated with submerged macrophytes: sample size and power to detect effects. *Hydrobiologia* 411:1 33-139.
- Dawson, F. H.** 1988. Water flow and the vegetation of running waters. Vegetation of inland waters. En J.J. Symoens (ed.). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands. 283-309p.
- Feijó, C. S.; A. Giorgi; M. E. García & F. Momo.** 1999. Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiologia* 394: 41-52.
- Gaillard, M. C. & Z. A. de Castellanos.** 1976. Mollusca Gasteropoda Hydrobiidae. En Ringuelet, R. A. (dir.). Fauna de agua dulce de la República Argentina 15(2). FECIC, Buenos Aires. 40 págs.
- Gantes, H. P.; F. R. Momo; R. Sarandon y N. Tur.** 1994. Crecimiento de *Egeria densa* bajo diferentes períodos de sombreado previo. *Tankay* 1: 130-131. Actas del I Congreso y III Reunión Argentina de Limnología, Tucumán.
- Gantes, H. P. & N. M. Tur.** 1995. Variación temporal de la vegetación en un arroyo de llanura. *Rev. Brasil. Biol.* 55(2): 259-266.
- Giorgi, A. D. N.** 1998. Factores reguladores de fitobentos de arroyos de llanura. *Fac. Cs. Nat. Universidad. Nac. La Plata.* Tesis doctoral. 173 pp. y Anexos.
- Giorgi, A. D. N. & L. Malacalza.** 1994. Biomass variation of microphytobenthos in a plain stream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1883-1887.
- Giorgi, A.; G. Poncio; F. Duttweiler; F. Martinelli & C. Feijó.** 1996. Variación estacional de la abundancia de moluscos y anfipodos en un arroyo de llanura. Pp 36-37 en: VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales, Santa Rosa. Argentina.
- Giorgi, A. & B. Tiraboschi.** 1999. Evaluación experimental del efecto de dos grupos de macroinvertebrados (anfipodos y gasterópodos) sobre algas epífitas. *Ecología Austral* 9: 35-44.
- Lillie, R. A. & J. Budd.** 1992. Habitat architecture of *Myriophyllum spicatum* L. as an index to habitat quality for fish and macroinvertebrates. *J. Freshw. Ecol.* 7(2): 113-125.
- Ostrowski de Nuñez, M.** 1981. Fauna de agua dulce de la República Argentina. X. Cercarias de las superfamilias Echinostomatoidea, Allocreadioidea y Microphalloidea (Trematoda, Digenea). *Com. Mus. Arg. Cien. Nat. B. Rivadavia* (Buenos Aires). *Parasitol.* 2(1): 1-9.

## **Prólogo**

Los diferentes actores involucrados en el manejo y conocimiento de los ecosistemas acuáticos pampeanos, exhortan a una amplia valorización social de los recursos presentes en ellos como fuente de alimento, trabajo, turismo, servicios ambientales y desarrollo sustentable regional.

Es deseable que el manejo de este tipo de frágiles ambientes se realice desde una perspectiva ecosistémica, que contenga los factores naturales que lo afectan, así como los intereses de los diversos actores relacionados. Asimismo, propender a la necesaria visión regional que reconozca las interrelaciones entre lo que ocurre aguas arriba, aguas adentro y aguas afuera del ecosistema acuático. Ello facilita la generación de políticas, legislaciones y estrategias de gestión armónicas entre sí y con el medio.

En este sentido, el intercambio de experiencias entre usuarios, científicos, técnicos, funcionarios y otros sectores de la comunidad involucrados, facilita el acercamiento y conocimiento de demandas, ofertas, necesidades y potencialidades de los sistemas acuáticos pampeanos. Para lograr estos cometidos, es necesario reunir a aquellos que desde una visión científica, gubernamental, económica, recreativa o conservacionista se encuentren ligados a los mismos. La primera edición de las EMEAP (Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos) se realizó en Junín en el año 2000, y 2 años más tarde la segunda edición en La Plata. Como corolario del último evento, se editaron los Trabajos Completos presentados en dicha oportunidad en la revista *Biología Acuática* 20 (2003).

En noviembre de 2004, se concretó el III congreso EMEAP en Tandil en el cual se cubrieron con la presente publicación de los artículos presentados en *Biología Acuática*, todos los objetivos impuestos.

Como cierre de toda etapa, es necesario agradecer a aquellas personas o instituciones con las cuales se halla en deuda. Los agradecimientos son para: Los participantes del congreso. Por responder a la convocatoria y hacer posible la concreción del mismo.

Auspiciantes. Secretaría de Ciencia, Arte y Técnica, Fac. de Ingeniería, Fac. de Cs. Veterinarias y Fac. de Cs. Exactas de la Universidad Nacional del Centro por brindar apoyo institucional.

Miembros del Comité Asesor Científico. Baigún Claudio; Claps M. Cristina; Echenique Ricardo; Escalante Alicia; Freyre Lauce; Gantes Patricia; López Cazorla Andrea; Mancini Miguel; Momo Fernando y Neiff J. José, quienes arbitraron las ponencias y artículos presentados.

Autores de los artículos. Por confiar en el congreso, y jerarquizar con su contribución la calidad científica de las revistas nacionales facilitando el acceso al conocimiento logrado a diferentes actores sociales locales.

Director del Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuet», (ILPLA). Al Dr. Alberto Rodríguez Capítulo por permitir la publicación en *Biología Acuática*.

Restantes miembros de la comisión organizadora. A todos los compañeros que de una u otra manera hicieron posible el evento.

Diseño y composición gráfica. A Claudio Della Croce por su labor en este sentido. Con todo el deseo que el III congreso EMEAP desarrollado en Tandil y este número de *Biología Acuática* sean solo un eslabón más de una larga cadena de encuentros y un escalón en pos de comprender y aplicar diferentes aspectos de la ecología y manejo de los ecosistemas acuáticos pampeanos.

**Fabián Grosman y Pablo Sanzano** (editores)

# MUESTREO INTENSIVO DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EN DOS SITIOS DE LA CUENCA INFERIOR DEL RÍO SALADO (PROVINCIA DE BUENOS AIRES): ESTUDIO COMPARATIVO<sup>1</sup>

K. QUAÍNI<sup>2</sup>; N. GABELLONE<sup>3</sup>; M. ARDOHAIN<sup>4</sup> & L. SOLARI<sup>4</sup>

*Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet"*

*Av. Calchaquí km 23,5 (1888) Florencio Varela, Buenos Aires. karina@ilpla.edu.ar*

## ABSTRACT

Dredging works in several sectors of Salado River are probably the most important activity of disturbance in a pampean aquatic ecosystem, with implications in a RAMSAR site (Samborombón Bay). The interventions are taking place in the lower basin and considered as a reference of disturbance for future and major works as the dredging of almost 100 km of the Salado River main channel. Physical and chemical conditions were analysed in two sectors: upstream (El Destino, ED) and downstream (Guerrero, G) of La Postrera. This study was done before and during the extraction of a river restriction and the old bridge replacement. Samples were collected during 18 weeks (3/04-7/04) (2 or 3 times/week). Each sample was the result of the water sample integration on a transversal transect of the stream. The physical and chemical parameters measured «in situ» were: pH, conductivity, turbidity, dissolved oxygen, temperature and salinity. Fractions of phosphorus and suspended solids were analysed. The simulation of different sampling frequencies showed that variables related to physic environment (temperature, conductivity and pH) can be explained by monthly and biweekly sampling. On the other hand, the main variations of total phosphorus, suspended solids and turbidity can be only explained by the daily sampling. Suspended solids concentration was higher upstream (mean: 0.12 g.L<sup>-1</sup>) than downstream (mean: 0.10 g.L<sup>-1</sup>). Maximum mean phosphorus concentration values were reached at ED. Soluble reactive phosphorus concentrations were similar at both river sectors (305.81 and 307.08 µg.L<sup>-1</sup> in ED and G, respectively). Conductivity diminished from 6,770 to 2,530 µS.cm<sup>-1</sup> due to the discharge increase. Total particulate phosphorus, suspended solids and turbidity increased at ED and diminished at G. The dredging works in moments of low waters, and taking care of the extracting material location, as recommended the environmental management techniques, did not affect sediment transport through the river. The phosphorus concentration differences between both river sectors could be by the settlement processes in La Tigra Lake and the availability of this nutrient to the phytoplankton and macrophytes.

**Key words:** intensive sampling, physical and chemical parameters, suspended solids, hydraulic works, lower basin of Salado River.

## INTRODUCCIÓN

La concentración de nutrientes en un río puede aumentar debido a la aplicación irracional de agroquímicos, al lavado, a la erosión hídrica que

sufren los suelos, así como al transporte de nutrientes por parte del río. El enriquecimiento en nutrientes debido a las actividades humanas puede degradar la calidad del agua y perturbar el balance y crecimiento de especies

<sup>1</sup> Contribución Científica N° 793 del Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet"; <sup>2</sup> ANPCyT; <sup>3</sup> CONICET; <sup>4</sup> UNLP

en muchos ríos de llanura (Vandijk *et al.*, 1994; Jarvie *et al.*, 1998; Young *et al.*, 1999; Jarvie *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2003). El río es la principal fuente de transporte de elementos disueltos y en suspensión desde el continente al mar con influencia directa sobre la producción del fitoplancton (Liu *et al.*, 2003). La heterogeneidad del flujo y los mecanismos de retención del río otorgan mayores oportunidades para el desarrollo de los organismos planctónicos en los ríos (Margalef, 1983; Reynolds & Descy, 1996). Estudios recientes realizados en la cuenca inferior del río Salado, más precisamente la vinculación del cauce principal con cuerpos de agua lénticos asociados (backwater pond) y sobre el mismo cauce (flushing-lake), demostraron la importancia del transporte y los aportes de fósforo y sólidos suspendidos sobre la dinámica del plancton (Gabellone *et al.*, 2001; Solari *et al.*, 2002). Asimismo, en estudios regionales de la cuenca se evidenciaron concentraciones de fósforo más elevadas en la cuenca superior debido a los aportes ocasionados por la actividad agrícola y vinculados a las condiciones hidrológicas del río (Neschuk *et al.*, 2000; Neschuk, 2001; Gabellone *et al.*, 2001; Gabellone *et al.*, 2003). El estudio de los sólidos disueltos totales y los efectos de las obras hidráulicas en la cuenca inferior fueron tratados por Conzonno *et al.* (2001).

El dragado puede provocar un infrecuente transporte de sedimentos a la bahía Samborombón (sitio Ramsar), una importante zona ecotonal entre sistemas terrestres, costeros, marinos y de agua dulce que sostiene una importante biodiversidad.

Se considera que de acuerdo a la frecuencia de muestreo establecida las variaciones de algunos parámetros pueden no ser detectadas en relación a las características propias de la variable. El transporte de nutrientes (disueltos o particulados), y de sólidos en suspensión pueden ser buenos indicadores de los distintos usos del suelo y

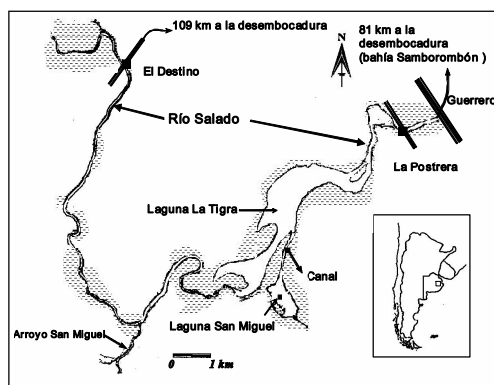
de las obras hidráulicas que se realizan en una cuenca. La variabilidad de estos últimos parámetros se considera que puede ser elevada en breves períodos (días) y que su correcta estimación requiere ajustes en la frecuencia de muestreo (Underwood, 1996), sobre todo cuando el objetivo es evaluar el impacto de obras hidráulicas

El objetivo de este trabajo fue estimar, a través de la comparación de las variaciones de formas particuladas y disueltas de fósforo, concentración de sólidos en suspensión, oxígeno disuelto, pH, turbidez y conductividad, las diferencias entre dos sitios del río Salado, el efecto de diferentes frecuencias de muestreo y el disturbio producido por obras hidráulicas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El río Salado es un típico río de llanura y el río autóctono más importante de la provincia de Buenos Aires. Recorre una de las zonas agroganaderas más relevante del país y tiene influencia sobre 50 partidos de la provincia. La superficie de su cuenca es de 140.000 km<sup>2</sup> (incluyendo los trasvases de áreas endorreicas), la longitud de 571 km y una suave pendiente (promedio: 0,107 m.km<sup>-1</sup>). Su régimen hidrológico es muy variable con cambios en el caudal desde 100 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (períodos secos) hasta 1.500 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (períodos húmedos). El clima de la región es templado húmedo y la precipitación media anual 899 mm (promedio desde 1952 hasta 1997) (Plan Maestro Integral cuenca del río Salado, 1999).

El área de estudio comprende dos sitios ubicados en la cuenca inferior: El Destino (ED) aguas arriba y Guerrero (G) aguas abajo del puente La Postera, donde se está realizando la remoción de una restricción del río y el reemplazo del antiguo puente. El Destino (35° 57' S; 58° 01' W) está situado a 462 km de las nacientes y a 109 km aguas arriba de la desembo-



**Figura 1.** Área de estudio con la ubicación de las estaciones de muestreo.

cadura. Este sector recibe agua de lagunas encadenadas localizadas en la margen izquierda y constituye el comienzo de la cuenca inferior. En este sector el río tiene 114 m de ancho y 3,8 m de profundidad media, pudiendo alcanzar una profundidad de 8,7 m durante períodos de inundación. Guerrero (35° 59' S; 57° 51' W) está localizado en la Ruta Nacional N°2, a 28 km de El Destino, a 81 km de la desembocadura y aguas abajo de la laguna La Tigra. Tiene 100 m de ancho y un caudal medio de 377 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Recibe aportes de la laguna San Miguel y del arroyo San Miguel (efluente de la laguna San Lorenzo) y de las lagunas Camarones Grande y Chica, y la influencia del estuario del Río de la Plata por su cercanía a la desembocadura (zona ganadera). El puente La Postrera es un importante lugar de referencia histórica y natural de la región y está localizado a 25 km de ED, aguas abajo de la laguna La Tigra y a 84 km de la desembocadura. El río, en este sector, tiene 100 m de ancho y un caudal medio de 377 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Plan Maestro Integral cuenca del río Salado, 1999) (Figura 1).

El muestreo se realizó entre dos y tres veces por semana durante 18 semanas desde Marzo/2004 hasta Julio/2004, lo que resultó en un total de 42 muestras para cada sitio (8 muestras antes del comienzo de las

obras y 76 posteriores a las mismas). Por otro lado, cada muestra fue el resultado de la integración (1000 ml) de tres muestras (de 330 ml cada una) obtenidas de manera equidistante sobre una transecta transversal al cauce. En cada punto de la transecta se realizaron mediciones «in situ» de pH, conductividad, oxígeno disuelto, turbidez y temperatura por medio de un sensor múltiple Horiba U-10. Las muestras se conservaron en envases de plástico a 4°C hasta su posterior análisis. En el laboratorio se analizaron los sólidos en suspensión y distintas fracciones de fósforo: fósforo total (PT), fósforo total disuelto (PTD), fósforo total reactivo soluble (PTRS) y fósforo reactivo soluble (PRS). Para las formas disueltas las muestras fueron filtradas con filtros Sartorius GF13400 /47. Para las formas totales se realizó una digestión con persulfato de potasio y ácido sulfúrico (APHA, 1995). Para la estimación de los sólidos en suspensión se utilizó el método 2540 D (APHA 1995). Para comparar los parámetros físico-químicos analizados entre ambos sitios de muestreo se utilizó un test de «t» (p<0,05).

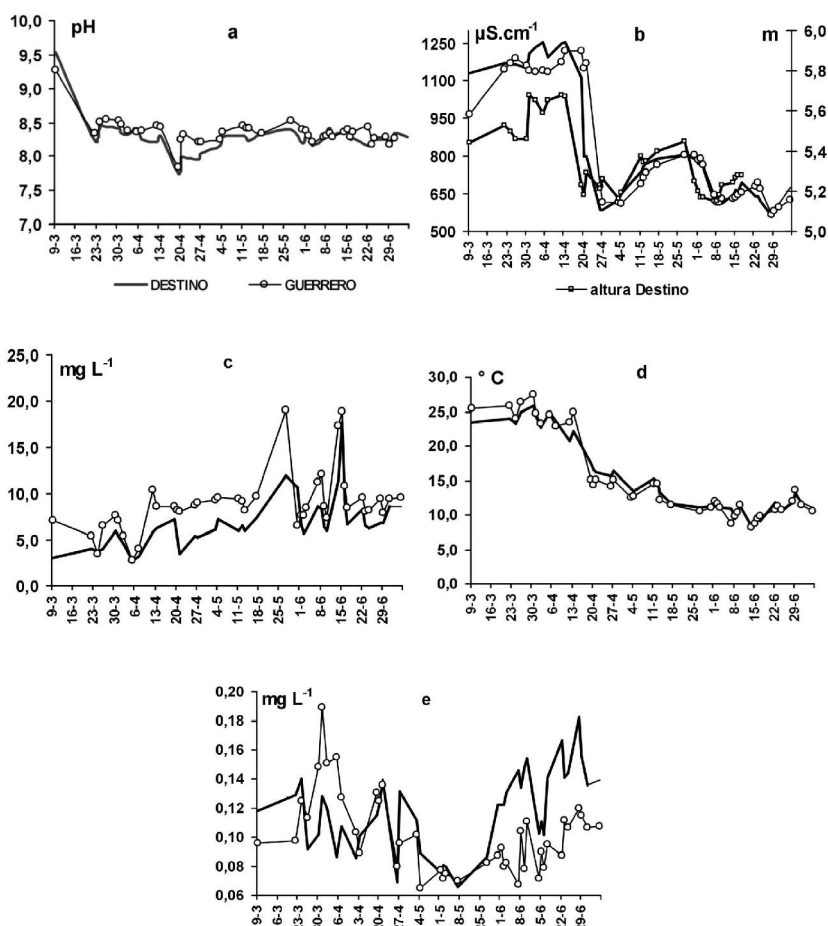
Para el análisis comparativo de representatividad de diferentes frecuencias de muestreo para las variables analizadas se utilizaron los datos originales y se establecieron sobre los mismos datos, frecuencias simuladas quincenales y mensuales. Cuando se hace referencia en el texto o en figuras y tablas a los datos originales se los denomina diarios.

## RESULTADOS

Los valores de pH se ubicaron dentro de un rango alcalino, en ED varió entre 7,73 y 9,53 y en G entre 7,84 y 9,27, disminuyendo en ambos sitios hacia fines de abril y aumentando luego ligeramente sin alcanzar los valores iniciales. Las curvas de pH no mostraron diferencias significativas

entre ambos sitios (Figura 2 a). La conductividad promedio para ED fue de  $8.266 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  y de  $8.322 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  para G. Hacia fines de abril disminuyó bruscamente (de  $12.530$  a  $5.830 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en ED y  $12.200$  a  $6.770 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en G) en un período de 13 días, relacionado con un aumento de caudal (expresado en altura desde el puente hasta el pelo de agua) (Figura 2 b). Las diferencias de conductividad entre ambos sitios no fueron significativas. Con respecto al oxígeno disuelto (OD) el promedio fue de  $6,72 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  para ED y  $8,88 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  para G y se observaron diferencias significativas entre ambos sitios con un paulatino aumento hacia el invierno (Fig. 2 c). La temperatura máxima se registró el 30/3 ( $27,5^\circ\text{C}$  en G y  $25,8^\circ\text{C}$  en ED) y la mínima el 14/6 ( $8,17^\circ\text{C}$  en G y  $8,3^\circ\text{C}$  en ED)

con un rango de  $17,47$  en ED y  $19,33^\circ\text{C}$  en G con una disminución diaria de  $0,14$  y  $0,16^\circ\text{C}$  respectivamente (Figura 2 d). Al principio del muestreo los valores de turbidez fueron mayores en G que en ED (G:  $370 \text{ NTU}$ ; ED:  $184 \text{ NTU}$ ), similares el resto del tiempo y mayores en ED hacia el final del período de muestreo (ED:  $377 \text{ NTU}$ ; G:  $214 \text{ NTU}$ ). Los valores promedio de turbidez para ED y G fueron de  $243$  y  $223 \text{ NTU}$  respectivamente sin diferencias significativas. La tendencia de los cambios en concentración de sólidos en suspensión (SS) fue similar a la descrita para la turbidez. El valor promedio de SS para ED fue de  $0,12$  y de  $0,10 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$  para G, con un rango de  $0,116$  para ED y de  $0,124 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$  para G (Figura 2 e). Las diferencias en la concentración de SS entre ambos sitios



**Figura 2.** Variación de los algunos parámetros físico-químicos en El Destino (ED) y en Guerrero (G): a: pH; b: conductividad y altura al guardarueda; c: temperatura; d: oxígeno disuelto; y e: sólidos en suspensión.



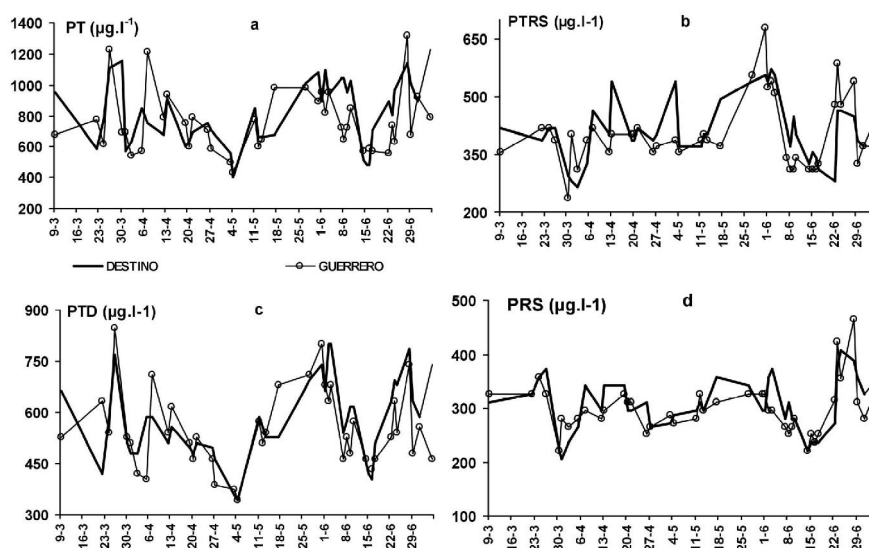
fueron significativas, correspondiendo los mayores valores a ED.

Las concentraciones de las fracciones de fósforo que incluyen material particulado (PT y PTRS) fueron la mayor parte del tiempo superiores en ED. El promedio de PT para ED fue de 818,6 y 756  $\mu\text{g.l}^{-1}$  para G y para PTRS 414,8 y 402,5  $\mu\text{g.l}^{-1}$  respectivamente, con diferencias significativas entre ambos sitios sólo en el primer caso (Figura 3 a y b). Las formas disueltas resultaron similares en ambos sitios de muestreo (promedios: PTD 573,2

para ED y 548,6  $\mu\text{g.l}^{-1}$  para G, PRS 305,81 y 299,8  $\mu\text{g.l}^{-1}$  para ED y G, respectivamente) sin diferencias significativas entre ambos lugares (Figuras 3 c y d).

Las diferencias en el promedio y la desviación estándar en cuanto a distintas frecuencias de muestreo realizadas sobre los datos obtenidos, muestran diferencias de acuerdo a qué variables se trate (Tabla 1).

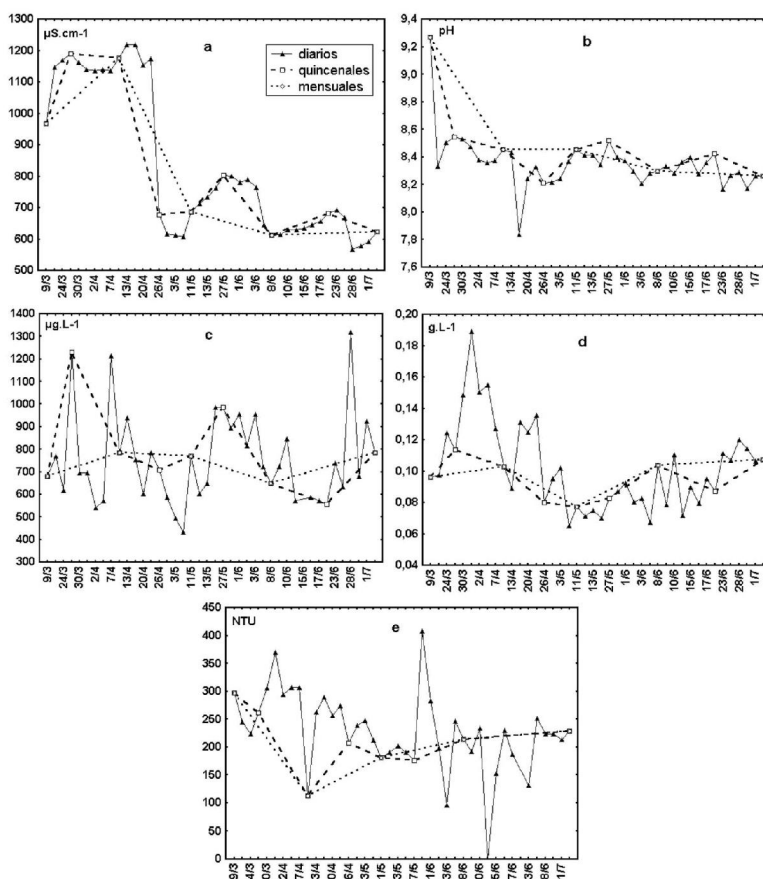
Las menores variaciones se observaron en ED para el pH con un promedio de datos diarios de 8,28,



**Figura 3.** Variación de las diferentes fracciones de fósforo en El Destino (ED) y en Guerrero (G): a: fósforo total (PT); b: fósforo total reactivo soluble (PTRS); c: fósforo total disuelto (PTD) y d: fósforo reactivo soluble (PRS).

**Tabla 1.** Media (M), Desvío estándar (D.S.) y Rango para cinco variables en tres frecuencias de muestreo diferentes: diaria (D), quincenal (Q) y mensual (M).

	Frec. de muestreo	El Destino			Guerrero			
		M	D.S.	Rango	Frec. de muestreo	M	D.S.	Rango
Conduct. ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	D	826,63	244,84	697,67	D	832,24	238,66	653,33
	Q	846,30	261,63	666,67	Q	824,30	230,38	578,33
	M	885,07	284,10	618,33	M	813,33	248,89	565,00
pH	D	8,28	0,24	1,80	D	8,35	0,19	1,43
	Q	8,40	0,44	1,58	Q	8,49	0,31	1,06
	M	8,53	0,56	1,32	M	8,55	0,41	1,01
PT ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	D	818,60	213,21	825,77	D	756,76	198,51	886,94
	Q	947,17	173,59	550,51	Q	794,32	201,35	672,52
	M	951,01	206,98	550,51	M	733,87	65,42	137,63
SS ( $\text{g.l}^{-1}$ )	D	0,12	0,02	0,12	D	0,10	0,03	0,12
	Q	0,11	0,03	0,10	Q	0,09	0,01	0,04
	M	0,11	0,03	0,06	M	0,10	0,01	0,03
Turbidez (NTU)	D	243,02	108,75	663,33	D	228,51	71,69	408,67
	Q	232,41	109,60	1,59	Q	186,33	87,47	297,00
	M	249,00	126,97	355,67	M	206,53	67,40	184,00



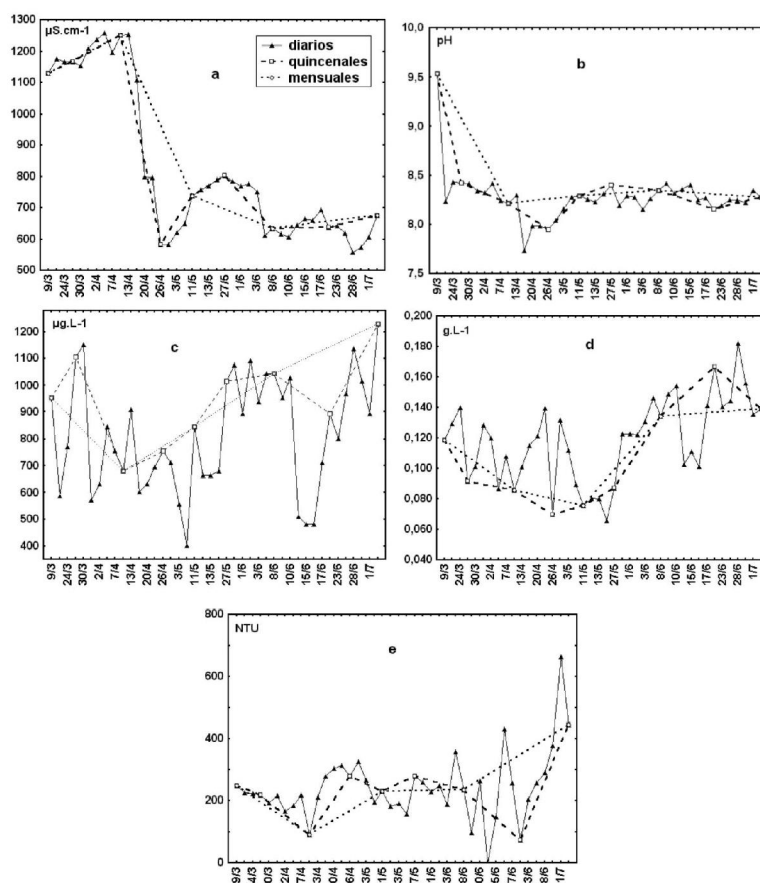
**Figura 4.** Variación de algunos parámetros físico-químicos en Guerrero (G) para muestreos diarios (línea entera), quincenales (línea quebrada) y mensuales (línea punteada): a: conductividad; b: pH; c: fósforo total; d: sólidos en suspensión y e: turbidez.

quincenales de 8,40 y mensuales de 8,53 y con una mínima variación en el desvío estándar. En el PT se observa la mayor variación con una media diaria de 818,6, quincenal de 947,17 y mensual de 951,01  $\mu\text{g.l}^{-1}$  con marcadas diferencias en el desvío estándar a medida que disminuye la frecuencia de la obtención de muestras. En G tanto para la concentración de PT, SS y turbidez, los muestreos quincenales y mensuales no registraron los máximos y mínimos (Figura 4 c, d y e) subestimando claramente el rango, sin embargo para variables como conductividad y pH, los datos quincenales hacen una descripción muy ajustada con respecto a los datos diarios, no así los mensuales (Figura 4 a y b). En ED, ocurre lo mismo que en G para la conductividad y pH, y

también lo mismo para los SS y turbidez, sin embargo para el PT la curva muestra los máximos pero no los mínimos cuando la frecuencia de muestreo es quincenal o mensual (Figura 5 a-d).

## DISCUSIÓN

El efecto de la utilización de diferentes frecuencias de muestreo separa claramente aquellas variables que responden principalmente a condiciones del ambiente físico, como la temperatura, la conductividad y el pH, donde un muestreo con frecuencia quincenal e incluso mensual registra las principales variaciones en estos parámetros. No sucede lo mismo con el PT, los sólidos suspendidos y la turbidez, donde las oscilaciones en el



**Figura 5.** Variación de algunos parámetros físico-químicos en El Destino (ED) para muestreos diarios (línea entera), quincenales (línea quebrada) y mensuales (línea punteada): a: conductividad; b: pH; c: fósforo total; d: sólidos en suspensión y e: turbidez.

muestreo mensual e incluso el quincenal no reflejan las del muestreo diario. Las distintas estrategias de muestreo demostraron que justamente aquellos parámetros íntimamente relacionados a los efectos de la eutrofización del río y el transporte de sedimentos (Vandijk *et al.*, 1994; Jarvie *et al.*, 1998; Young *et al.*, 1999; Jarvie *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2003) son sub o sobrestimados con bajas frecuencias de muestreo. Esto es de gran importancia si se tiene en cuenta el evidente aumento en la concentración de fósforo registrado en los últimos años en la cuenca superior del río Salado, debido a los aportes de la actividad agrícola y a las condiciones hidrológicas del río (Neschuk *et al.*, 2000; Neschuk, 2001; Gabellone *et al.*, 2001; Gabellone *et al.*, 2003). Asimismo debe destacarse que la concen-

tración de este nutriente es fundamental en la dinámica del fitoplancton (Gabellone *et al.*, 2001; Solari *et al.*, 2002).

Las consecuencias del disturbio causado por las obras hidráulicas realizadas en La Postrera no fueron las esperadas ya que la concentración de sólidos en suspensión y las formas particuladas de fósforo fueron menores aguas abajo que aguas arriba. Esto se debió probablemente a la forma del cauce, con la presencia de la laguna La Tigra (flushing-lake), situada entre ED y G, que es un área de menor energía con zonas muertas (dead zones), importantes en la regulación del transporte de sedimentos y, que a su vez, permiten el mayor desarrollo del plancton en esos sectores (Reynolds, 1995) con una consecuente disminu-

ción de las formas particuladas de fósforo (Solari *et al.*, 2002) y la reducción de las tasas de exportación aguas abajo.

Las obras hidráulicas que se están llevando a cabo en el cauce del río Salado ofrecieron una oportunidad única de monitorear ciertos parámetros físico-químicos del agua del río durante distintos periodos de intervención antrópica. Los resultados aquí obtenidos permitirán recomendar pautas de manejo durante el dragado de mayor envergadura previsto para otros sitios del mismo río o para otros cursos de agua naturales y/o artificiales.

### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Ingeniero Marcos Sala y al Técnico Christian Martínez de la empresa Construere S.A. por la cooperación en la toma de muestras y al Ingeniero Mario Borges por su iniciativa en el desarrollo de estudios ambientales en La Postrera. Se agradece al revisor anónimo del manuscrito sus valiosas sugerencias.

### BIBLIOGRAFÍA

- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed. APHA, Washington, D.C. 1550 p.
- Conzonno, V. H.; P. Miretzky & A. Fernández Cirelli. 2001. The impact of man-made hydrology on the lower stream bed of the Salado River drainage basin (Argentina). *Environ. Geol.* 40: 968-972.
- Gabellone, N. A.; L. C. Solari & M. C. Claps. 2001. Planktonic and physical-chemical dynamics of a markedly fluctuate backwater pond in a plaine basin (Salado river, Buenos Aires, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 6 (2): 133-142.
- Gabellone, N. A.; R. Sarandón y M. C. Claps. 2003. Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado. En: Maiola, O; N. Gabellone y M. Hernández (eds.): Inundaciones en la región Pampeana. Editorial de la UNLP, La Plata. 87-122.
- Jarvie, H.P.; B.A. Whitton & C. Neal. 1998. Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation sources and biological significance. *Sci. Total Environ.* 210-211: 79-110.
- Jarvie, H. P.; C. Neal; R. J. Williams; M. Neal; H. D. Wickham; L. K. Hill; A. J. Wade; A. Warwick & J. White. 2002. Phosphorus sources, speciation and dynamics in the lowland eutrophic River Kennet, UK. *Sci. Total Environ.* 282-283: 175-203.
- Liu, M. S.; J. Zhang; H.T. Chen; Y. Wu & Z. F. Zhang. 2003. Nutrients in the Changjiang and its tributaries. *Biogeochemistry* 62: 1-18.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed Omega, Barcelona. 1022p.
- Neschuk, N.; N. A. Gabellone y M. C. Claps. 2000. Caracterización espacial del río Salado (Buenos Aires) a partir de concentraciones de fósforo total. *Diversidad y Ambiente* 1: 13-19.
- Neschuk, N. C. 2001. *Limnología del río Salado (Buenos Aires) y el uso de la tierra en su cuenca*. Tesis Doctoral. Fac. Cs. Nat. y Museo, UNLP.
- Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado. 1999. Informe Situación Base. Sir William Halcrow & Partners Ltd. para el Ministerio de Economía, Unidad Ejecutora Provincial, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Volumen Principal.
- Reynolds, C.S. 1995. River plankton: the paradigm regained. En: Harper, D.M. & A.L. Ferguson (eds.): *The ecological basis for river management*: John Wiley & Sons. 161-173p.
- Reynolds, C.S. & J.P. Descy. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl. large rivers.* 113 (1-4): 161-187.
- Solari, L. C.; M. C. Claps & N. Gabellone. 2002. River backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 141 (1/2): 99-119. *Large Rivers* 13 (1/2).
- Underwood A. J. 1996. Spatial and temporal problems with monitoring. En: Petts, G & P. Callow (eds). *River restoration*. Blackwell. 182-204p.
- Vandijk, G. M.; L. Vanliere; W. Admiraal; B. A. Bannink & J. J. Cappon. 1994. Present state of water-quality of European rivers and implications for management. *Sci. Total Environ.* 145 (1-2): 187-195.
- Young, K.; G. K. Morse; M. D. Skrimshaw; J. H. Kinniburgh; C.L. MacLeod & J. N. Lester. 1999. The relation between phosphorus and eutrophication in the Thames catchment, UK. *Sci. Total Environ.* 228: 157-183.

# ICTIOFAUNA DE UN AMBIENTE LÓTICO SUBURBANO: EL ARROYO RODRÍGUEZ (BUENOS AIRES, ARGENTINA)

M. REMES LENICOV<sup>1</sup>, D. C. COLAUTTI<sup>3</sup> & H. L. LÓPEZ<sup>1, 2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuelet» UNLP. <sup>2</sup> CIC - División Zoología Vertebrados - ProBiotA, FCNyM, UNLP. <sup>3</sup> IIB-INTECH-UNLP-CONICET

## ABSTRACT

Knowledge about ictiofaunal spatial distribution and composition of the lotic environment pampean plain is scarce. The purpose of this paper is to characterize fish community living in the Rodríguez Stream, located in the urban northeastern area of the province of Buenos Aires in Argentina. Limnological data was collected and analyzed along the stream. Ichthyological samples were taken using different methods to determine the quali-quantitative composition of the fish and their changes tendency to change in relation to related to some different variables. The low oxygen concentration in the middle course caused by the highest anthropic pressure, was the key factor which was responsible for the largest changes in the composition and species abundance of the fauna. This contribution, besides considering biological aspects of the ichthyofauna of this stream for the first time provides a diagnosis how this is affected by the growing urban impact within the metropolitan area of Buenos Aires.

**Key words:** fish, stream, biodiversity, anthropic impact, Buenos Aires, Argentina.

## INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la información sobre la ictiofauna continental argentina se ha acrecentado significativamente (ver López *et al.*, 2003). Una compilación acerca de los datos disponibles sobre la provincia de Buenos Aires puede verse en López *et al.* (1996 y 2002.) y Menni (2004). Esta región zoogeográficamente, comprende los dominios subtropical y pampásico los cuales incluyen el denominado ecotono subtropical pampásico (Ringuelet, 1961) que constituye un área de transición y cambio de fauna subtropical pauperizada, y el límite sur para numerosas especies de peces continentales de amplia distribución (Ringuelet, 1975).

López *et al.*, (2002) la ubican en la ecorregión Salado-Vallimanca y Gómez & Toresani (1998), la dividen en seis zonas dentro de la Región Pampas

dónde reconocen quince tipos de humedales (ver Canevari *et al.*, 1998). A pesar de su importancia, características hidrográficas y el gran número de cuerpos de agua (Toresani *et al.*, 1994) carecemos en general, de listas depuradas de las especies de peces presentes en estos ambientes; lo que impide contar con la información necesaria para su conservación, manejo y posible aprovechamiento.

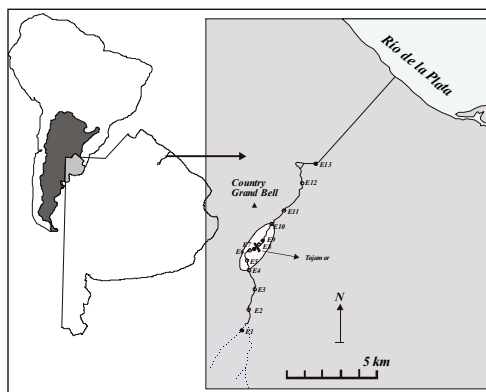
El arroyo Rodríguez se encuentra en el área metropolitana de Buenos Aires en el sentido de Gómez Insausti (1988) y dentro de ésta, en la pampa ondulada que «es la porción de la llanura pampeana comprendida entre los ríos Paraná y Salado de la provincia de Buenos Aires» (Matteucci *et al.*, 1999). En cuanto a los datos ictiofaunísticos de los ambientes lóticos comprendidos en el área de este trabajo, además de los trabajos de Almirón &

García (1992) y Almirón *et al.* (2000), encontramos registros puntuales, en Ringuelet *et al.* (1967), Ringuelet (1975), Ringuelet *et al.* (1978); López (1990); Almirón *et al.* (1992), Di Marzio, (2000) y Voglino *et al.* (2000).

En el presente trabajo se caracteriza la composición de la ictiofauna de un arroyo periurbano de la llanura pampeana y se interpreta la relación existente entre las variables ambientales y las especies presentes en diferentes sectores de su curso.

## DESCRIPCIÓN DEL AMBIENTE

El arroyo Rodríguez es un arroyo suburbano, ubicado en el partido de La Plata al nordeste de la provincia de Buenos Aires. Este curso tiene una extensión aproximada de 16 km, ancho máximo de 10m y una profundidad media de aproximadamente 50 cm. En su recorrido atraviesa las localidades Melchor Romero, Colonia Urquiza, Gorina, Manuel B. Gonnet, City Bell y Villa Elisa, recibiendo tres tributarios y desembocando en el Río de La Plata a través del Canal Villa Elisa dentro del área denominada «Franja Costera Sur», la cual es una de las regiones de mayor contaminación de la Argentina (A. A. y otras, 1997 y López, 2001). Este curso de agua fue caracterizado por Fernández & Schnack (1977) como un ambiente de elevada turbidez y de escasa profundidad y corriente. Los antecedentes sobre su biota acuática sólo se refieren a estudios preliminares de estos últimos autores y a informes inéditos sobre bentos y fitoplancton (Rodríguez Capítulo, *com. pers.*). El impacto antrópico sobre sus aguas es importante, ya que en la zona de la cabecera existe un fuerte desarrollo de la agricultura intensiva y en sus tramos medio y bajo atraviesa una zona moderadamente poblada. Actualmente, con excepción de sus nacientes, el cauce se halla dragado en casi todo



**Figura 1.** Distribución espacial de los puntos de muestreo, Círculos llenos, sitios donde se realizó muestreo de peces, círculos vacíos, sitios donde se efectuó medición de parámetros.

su recorrido y dentro de los límites de un barrio privado, sufriendo importantes modificaciones, ya que ha sido profundizado y modificado el recorrido natural mediante la construcción de un dique de contención con el propósito de embalsar sus aguas para crear un lago artificial (Figura 1).

## METODOLOGÍA

Con el objeto de obtener una aproximación de las características limnológicas del arroyo se establecieron trece estaciones de muestreo distribuidas desde las cabeceras hasta su desembocadura (Figura 1). En cada estación se tomó la posición geográfica con un GPS (Garmin III), se midió oxígeno disuelto (OD) mediante el empleo de un oxímetro Lutrón DO 5508, el pH (peachímetro Hannna HI 4851), la profundidad con un escandallo, el ancho del curso y la presencia de vegetación acuática.

Los muestreos de peces se realizaron en cuatro estaciones de muestreo.

1 – *La cabecera*; 34° 56.813´ S 58° 05,201´ W, localidad de Colonia Urquiza.

2 – *Tramo medio; aguas arriba del tajamar*, 34° 54.254´ S 58° 03,787´ W, localidad de City Bell.



3 – *Tramo medio; aguas abajo del tajamar*, 34° 54.254' S 58° 03.787' W, localidad de City Bell

4 – *Aguas abajo*, 34° 52.068' S 58° 01.602' W, localidad de Villa Gonnet-Bell.

En cada una de las estaciones de muestreo ictiológico se utilizaron sistemáticamente cinco artes de pesca diferentes, durante tres días consecutivos (unidad de esfuerzo), desde el 10 de marzo al 3 de abril de 1999. Los artes de pesca empleados y el modo en que fueron utilizados se detallan a continuación:

– **Dos espineles** de 30 anzuelos Mustand, serie, 92641 N°5 y 2/0, que se dispusieron en forma oblicua a la dirección del curso de agua. Como carnada se utilizó lombrices de tierra, mojarras y filetes de pescado. Este arte fue utilizado desde el atardecer hasta la mañana del día siguiente.

– **Red de arrastre** construida con malla de 1,5 mm, y con una longitud de 5m y bolsa central de 1,5 m de profundidad, que fue utilizada en sentido paralelo al eje principal del cauce, traccionando desde ambos márgenes y desplazándola diez metros aguas arriba. Los lances se efectuaron en horarios diurnos y crepusculares.

– **Tres trampas tipo garlito** de 8m de longitud y 4 o 2m de perímetro con aberturas de boca de 2m. Malla de 1 x 0,5 cm de abertura. (Colautti, 1998). Las mismas se colocaron en forma simultánea, con su eje mayor paralelo al curso de agua. La boca de una estuvo orientada aguas arriba y las otras dos hacia aguas abajo. El tiempo de pesca varió entre 12 y 24 horas dependiendo del sitio de tendido. Durante el lapso de tiempo en que estuvieron tendidas, siempre se abarcó el día y la noche.

– **Dos redes izadas** de 0,30 m<sup>2</sup> de abertura de boca y mallas de 1,5 x 1,5 mm y 5 x 5 mm de abertura respectivamente. Con estos se efectuaron al menos quince lances en cada estación de muestreo, en horarios diurnos y

crepusculares.

– **Líneas de mano** construidas con monofilamento de Nylon, y anzuelos de diversos tamaños que fueron colocadas en distintos puntos del curso en sitios seleccionados por sus características particulares. Dada su versatilidad funcionaron como un complemento de los espineles, por ello se utilizaron en el mismo horario.

Los ejemplares capturados fueron determinados taxonómicamente hasta género o especie, adoptando para la macrosistemática el criterio de Nelson (1994) con modificaciones. Se elaboró una matriz de presencias y ausencias por estación de muestreo.

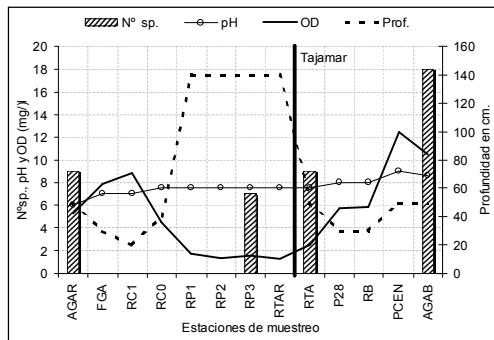
Se cuantificó el número de especies para cada estación de muestreo y se estableció una escala de abundancias relativas con cinco categorías a las cuales se les asignó un valor: ausente (AU=0), baja (B=0,25), moderada (M=0,50), alta (A=0,75), muy alta (MA=1). Estos valores se corresponden a la abundancia de cada especie con respecto a su valor máximo de captura por unidad de esfuerzo en alguna de las estaciones de muestreo.

Se calculó una matriz de correlación entre la profundidad y ancho del arroyo con las mediciones de oxígeno disuelto y pH observados en cada una de las estaciones de muestreo.

Considerando las características ambientales y la biología de los grupos de especies de peces hallados en cada estación de muestreo ictiológico se efectuó una interpretación acerca de las razones que explicarían la distribución espacial de la ictiofauna del arroyo Rodríguez.

## RESULTADOS

Los parámetros limnológicos pusieron en evidencia gradientes y cambios importantes en las propiedades del agua a lo largo del arroyo, parte de estas diferencias estarían relacionadas a gradientes naturales y otras por impacto antrópico sobre el sistema. La



**Figura 2.** Valores de oxígeno disuelto OD, pH y profundidad medidos en cada estación de muestreo y número de especies (*N° sp.*) de peces en cada sitio donde se utilizaron artes de pesca.

distribución espacial de los puntos de muestreo y los valores asumidos por las variables medidas en cada una se detallan en la Figura 2. Las mediciones permitieron establecer que el pH presenta paulatino incremento en el sentido del escurrimiento del agua lo cual se corresponde con un patrón de cambio natural. También se detectó una correlación significativa e inversa entre el oxígeno disuelto y la profundidad ( $r_p = -0,71$   $p < 0,05$ ) que estaría inducida por las obras hidráulicas realizadas en el curso de agua.

En el muestreo ictiológico se capturó un total de 19 especies cuyas abundancias y presencias por estación de muestreo resultaron diferentes. En este sentido la biomasa capturada por unidad de esfuerzo fue máxima en la estación 13 y en sentido descendente le siguieron la 9, 1 y 7. en términos de número de individuos la CPUE fue máxima en la estación 1 y mínima en la estación 7.

Las presencias y abundancias relativas de cada especie discriminadas por estación de pesca se detallan en la Tabla 1, en la cual puede observarse que el menor número de especies se corresponde con la estación 7 y el máximo a la 13.

Comparando los valores de *N°* de especies y los respectivos a las variables ambientales medidas se observa que en la estación de muestreo 7 ubicada inmediatamente aguas arriba del embalsado se registra el menor número de especies y los valores de OD más bajos (Figura 2). El índice de correlación de Pearson entre el oxígeno disuelto y *N°* de especies capturados en las estaciones de muestreo ictiológico, delató una estrecha vinculación entre ambas variables ( $r_p = 0,96$   $p < 0,05$ ).

**Tabla 1.** Especies capturadas en cada estación de muestreo. (Abundancias relativas: M.E: muy escaso; E: escaso; A: abundante; M.A: muy abundante).

Nombre Específico	Nombre vulgar	Abreviat	E1	E7	E9	E13
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacépède, 1803)	Bagre amarillo	P.clar	0	0	0	0.75
<i>Parapimelodus valenciennis</i> (Kröyer, 1874)	Bagarito	P.val	0	0	0	0.75
<i>Pimelodus albicans</i> (Valenciennes, 1840)	Bagre blanco	P.albi	0	0	0	0.75
<i>Hoplosternum</i> sp.	Cascarudo	H.hop	0	0.75	1	1
<i>Callichthys callichthys</i> (Linné, 1758)	Cascarudo	Callic	0.75	0.5	0	0.5
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	Tachuela	Coryd	0	0.75	1	1
<i>Hypostomus commersoni</i> (Valenciennes, 1840)	Vieja de agua	Hypos	0	0	0	0.5
<i>Hypoptopoma inexpectata</i> (Holmberg, 1893)	Viejita	Hypop	1	0	1	1
<i>Cyphocharax voga</i> (Günther, 1874)	Sabalito plateado	Cypho	0	0	1	1
<i>Prochilodus lineatus</i> (Holmberg, 1889)	Sábalo	Proch	0	0	1	1
<i>Mugil</i> sp. (Günther, 1880)	Lisa	Mugil	0	0	0	0.75
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	Anguila	Synbr	1	0.75	1	1
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Mojarra	A.fasc	1	0	0	1
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linné, 1758)	Mojarra pacusa	A.bim	0	0	0	0.25
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	Moja. Colita negra	Cheir	0.75	0.25	0.75	0.75
<i>Pseudocorynopoma doriai</i> (Perugia, 1819)	Mojarra de velos	Pseud	0.75	0	0	0
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns, 1842)	Panzudo	Cnest	1	0.25	0.5	1
<i>Characidium rachowi</i> (Travassos, 1952)	Tritolo	Jobe	0.5	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Tararira	H.mal	1	0	0.5	0

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las especies halladas en el arroyo Rodríguez son representantes de la Provincia Parano Platense, algunas de ellas con su límite sur de distribución en el Río de la Plata y la cuenca del Salado de la provincia de Buenos Aires (Ringuelet, 1975; Gómez, 1996; y López *et al.*, 2001). No obstante, la composición de la ictiofauna así como la representación de las especies en los diferentes sitios de muestreo manifestó claras discontinuidades que serían producto del fuerte impacto antrópico que posee el ambiente. En este sentido, el tajamar funciona como una barrera física que modifica la hidrodinámica del arroyo, interrumpe la circulación de los peces, y condiciona la presencia de las especies con hábitos migratorios más allá de su posición. Las obras de dragado realizadas inmediatamente aguas arriba del embalsado favorecen la sedimentación, acumulación y descomposición *in situ* de la materia orgánica transportada desde las nacientes y como resultado de esto se producen cambios y restricciones puntuales de la dinámica biológica, física y química del arroyo, entre las cuales la baja concentración de oxígeno disuelto es otra de las variables condicionantes para la comunidad de peces en este sector del curso de agua.

Teniendo en cuenta la distribución y representatividad de la fauna íctica a lo largo del arroyo, podría establecerse una división de ella en dos componentes principales; uno «migratorio» y otro «típico». El primer grupo de peces fue dominante en el área de desembocadura y aguas abajo del tajamar. Estuvo constituido exclusivamente por especies con hábitos migratorios marcados (*Prochilodus lineatus*, *Mugil* sp., *Pimelodus albicans*, *P. maculatus*, *Parapimelodus valenciensis*, *Cyphocharax voga*, *Hypostomus commersoni*, *Astyanax bimaculatus*),

las cuales realizarían incursiones desde el Río de la Plata hacia el arroyo y viceversa. El alcance de estos desplazamientos estaría condicionado por el caudal del curso de agua y la temperatura, de manera que la presencia así como la abundancia de cada una de estas especies estaría determinada por el nivel hidrométrico del arroyo y la época del año. Aunque no se efectuaron muestreos en series de tiempo, el comportamiento descrito es propio de la comunidad íctica de la cuenca del Plata (Bonetto & Castello, 1985; Bayley, 1973; Sverlij *et al.*, 1993; Boschi, 1988; Remes Lenicov, 1997; Acha, 1990; Sivansudar *et al.*, 2001; etc.) que si bien penetran y pasan parte de su vida en arroyos, utiliza los cursos principales (grandes ríos) para desplazarse hacia el sur durante los meses cálidos y hacia el norte en los períodos de bajas temperaturas.

El segundo grupo estaría conformado por especies que pueden considerarse habitantes típicos del arroyo o moradores permanentes por haber sido capturadas en tres o más estaciones de muestreo, tanto aguas arriba como aguas abajo del tajamar, o bien solamente aguas arriba del tajamar. Este conjunto resultó heterogéneo debido a que la presencia y abundancia de cada especie en las estaciones de muestreo se manifestaron con características que permiten separarlas en tres subgrupos.

**1-**Aquellos tolerantes a muy bajos tenores de oxígeno disuelto; *Synbranchus marmoratus*, *Callichthys callichthys*, *Hoplosternum* sp., *Corydoras paleatus*, que tuvieron abundancias moderadas o altas en la estación 7 donde se registraron los menores valores de OD. Estas especies presentan y utilizan diferentes órganos para la respiración aérea (Graham, 1997).

**2-**El segundo subgrupo representado por *Cnesterodon decemmaculatus*, *Cheirodon interruptus*, *Astyanax fasciatus*, *Hypoptopoma inexpectata*, *Hoplias malabaricus* son especies

euritópicas (Menni *et al.*, 1996), con una elevada tolerancia a valores extremos de diferentes factores abióticos, y que si bien admiten bajos tenores de OD no lo hacen en forma permanente.

**3-** Finalmente, *Characidium rachowi* y *Pseudocorimbopoma doriai* fueron especies cuya presencia estuvo restringida a las nacientes del arroyo, donde el cauce se encuentra menos modificado y existe abundante vegetación marginal y sumergida, lo cual sugiere que estos peces estarían asociados a una mejor calidad ambiental.

Almirón *et al.* (2000) en su trabajo sobre la comunidad íctica del tramo inferior del arroyo El Pescado, curso con bajo impacto antrópico ubicado aproximadamente a 30 km del Rodríguez, hallaron 39 especies de peces durante un programa de muestreos periódicos. Estos autores demostraron que la presencia de especies se halla muy influenciada por el momento del año, los eventos hídricos de la cuenca y por el régimen de mareas. Si bien las muestras del arroyo Rodríguez fueron tomadas de manera intensiva en un único momento del año, el número de especies resultó muy inferior, y en términos generales puede decirse que la comunidad de peces se encuentra empobrecida. Según Menni (2004) en ambientes de climas templados el número de especies de peces suele ser cercano a un tercio de las presentes en limnótopos relacionados de mayor envergadura. Esta situación sería uno de los síntomas del stress ambiental que soporta el A° Rodríguez.

Una generalización de los factores antrópicos que actúan sobre los peces continentales del planeta puede verse en Cambray & Bianco (1998). López (2001), menciona para la Argentina el aumento de la actividad agropecuaria y el crecimiento urbano entre los principales impactos sobre las regiones ictiogeográficas propuestas por Arratia *et al.* (1983).

Otro aspecto que merece resaltarse

de la comparación entre los resultados obtenidos en este estudio con los de Almirón *et al.* (2000) es el número de especies compartidas y exclusivas de cada arroyo. El A° Rodríguez, comparte con el A° El Pescado 14 especies de las 19 registradas y las mismas se corresponden con los taxa más abundantes de la región. De las 5 especies que fueron exclusivas del A° Rodríguez 3 (*P. doriai*, *C. rachowi* y *H. inexpectata*) aparecieron en baja frecuencia por lo que pueden considerarse raras pero el rasgo distintivo de la ictiofauna del arroyo fue la abundancia de calíctidos (*C. callichthys*, *Hoplosternum* sp).

Las diferencias halladas entre los arroyos Rodríguez y El Pescado apoyan la idea de que la comunidad de peces, o algunos de sus componentes, podrían utilizarse como bioindicadores de impacto antrópico de distinta naturaleza en arroyos de la región. Estos ayudarían, por ejemplo, a determinar zonas de bajo tenor de oxígeno con abundante materia orgánica en descomposición. Por otra parte, la desaparición repentina de las especies que se han colocado en el grupo de las migratorias, indicaría la existencia de barreras físicas o ambientales severas que interrumpen su normal desplazamiento a lo largo del curso. Estos indicadores en un futuro podrían ser utilizados para lograr una calibración regional del índice de integridad biótica (Karr, 1981), que es una herramienta de evaluación usual en países del hemisferio norte.

En este estudio de caso, estaría claramente evidenciado el concepto de «huella de paisaje» (Matteucci *et al.*, 1999) que describe el fenómeno de deterioro ambiental que ocurre en el entorno contiguo a la ciudad como parte del avance de la frontera urbana. Además esta contribución permite visualizar la acción del impacto urbano en el área metropolitana del territorio bonaerense y provee elementos de diagnóstico a partir de los cuales pueden surgir pautas para atenuar los

efectos del avance de la frontera urbana sobre los ambientes naturales y de esta manera lograr el uso armónico del medio natural (Naiman & Decamps, 1990).

## BIBLIOGRAFÍA

- A.A.; AGOSBA; ILPLA; SHN.** 1997. Calidad de las aguas de la franja costera sur del Río de la Plata (San Fernando - Magdalena). Consejo permanente para el monitoreo de la calidad de aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (Ed.). Secretaría de Obras Públicas, Dirección Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos, Bs. As. 157p, anexos I y II.
- A.A.; AGOSBA; ILPLA; SHN.** 1997. Calidad de las aguas de la franja costera sur del Río de la Plata (San Fernando - Magdalena). Visión institucional. *Ibid*, 30p.
- Acha, E. M.** 1990. Estudio anatómico-ecológico de la lisa (*Mugil liza*) durante su primer año de vida. *Frente marítimo* 7: 37-43.
- Almirón, A. E. & M. L. García.** 1992. Ictiofauna del arroyo El Pescado. *Neotropica* 38(100): 103-104.
- Almirón, A. E.; S. E. Gómez & N. I. Toresani.** 1992. Peces de agua dulce de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Situación Ambiental de la Provincia de Buenos Aires, CIC: 1-29p.
- Almirón, A. E.; M. L. García; R. C. Menni; L. C. Protogino & L. C. Solari.** 2000. Fish ecology of a seasonal lowland stream in temperate South America. *Mar. Freshwater Res.* 51: 265-274.
- Arratia, G.; M. B. Peñafort & S. Menu-Marque.** 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7: 48-107.
- Bayley, P. B.** 1973. Studies on the migratory characin, *Prochilodus platensis*, Holmberg 1888 (Pisces; Characoidei) in the river Pilcomayo, South América. *J.Fish.Biol.* 5: 25-40.
- Bonetto, A. A. & H. P. Castello.** 1985. Pesca y piscicultura en aguas continentales de América Latina. Ser. Monogr. OEA (Ser. Biol.) 31: 1-118.
- Boschi, E. E.** 1988. El ecosistema estuarial del Río de la Plata (Argentina y Uruguay). *An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol.* 15(2): 159-182.
- Cambray, J. A. & P. G. Bianco.** 1998. Freshwater fish in crisis, a Blue Planet perspective. *Ital. J. Zool.* 65 (suppl.): 345-356.
- Canevari, P.; D.E. Blanco; E.H. Bucher; G. Castro & I. Davidson.** 1998. Los humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación. Wetlands International Publicación N°46, Buenos Aires. 208 p.
- Colautti, D.** 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. *Revista de ictiología* 6 (1/2): 17- 23.
- Di Marzio, W.** 2000. Estudio de los efectos de sustancias contaminantes sobre peces de agua dulce. Tesis Doctoral n° 727, FCNyM-UNLP.
- Fernández, L. & J. A. Schnack.** 1977. Estudio preliminar de la meiofauna bentónica en tramos poluidos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur* 4 (8): 103-115.
- Graham, J. B.** 1997. Air Breathing fishes. Evolution, diversity, and adaptation. Academic Press, San Diego, USA. 299p.
- Gómez, S. E.** 1996. Resistencia alla temperatura e salinitá in pesci della provincia di Buenos Aires (Argentina), con implicazioni zoogeografiche. En: Atti 4 Convegno Nazionale Assoc. Ital. Ittiol. Acque Dolci, Trento, Italy: 171-192.
- Gómez, S. E. & N. I. Toresani.** 1998. Pampas: 99-114. En: Los humedales de la Argentina - Clasificación, situación actual, conservación y legislación, Canevari *et al.* Eds., Wetlands International 46. 208p.
- Gómez Insausti, R.** 1988. La región metropolitana de Buenos Aires: una desproporcionada concentración. En: J.A. Roccatagliata (Comp.). La Argentina. Geografía general y los marcos regionales. Ed. Planeta, Buenos Aires. 443-467.
- Karr J .R.** 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- López, H. L.** 1990. Apuntes ictiológicos del río Reconquista (Pcia. de Buenos Aires). *Bol. Asoc. Arg. Limnol.* 5: 15-16.
- López, H. L.** 2001. Estudio y uso sustentable de la biota austral: Ictiofauna continental argentina. *Rev. Cubana Invest. Pesq.* (supl. especial, ver. Electr.).
- López, H. L.; C. Baigun; J.M. Iwaszkiw; R. Delfino & O.H. Padín.** 2001. La cuenca del salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. Univ. Nac. de La Plata, La Plata. 60p.
- López, H. L.; A. M. Miquelarena & R. C. Menni.** 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. Serie Técnica y Didáctica, N°5, ProBiotA: 1- 85.

- López, H. L.; C. C. Morgan & M. Montenegro.** 2002. Ichthyological ecoregions of Argentina. Documents Series, ProBiota, on line version.
- López, H. L.; L. C. Protogino & A. E. Aquino.** 1996. Ictiología continental de la Argentina: San Luis, La Pampa, y Buenos Aires. Aquatec 3.
- Matteucci, S. D.; J. Morello; A. Rodríguez; G. D. Buzai & C. Baxendale.** 1999. El crecimiento de la metrópoli y los cambios de biodiversidad: el caso de Buenos Aires: En: Matteucci, S.D.; O.T. Solbrig; J. Morello y G. Halffter (Eds.). Biodiversidad y uso de la tierra - Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. Ed. EUDEBA, Buenos Aires. 249-580p.
- Menni, R. C.; S. E. Gómez & F. López Armengol.** 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America. *Hydrobiologia* 328: 173-187.
- Menni, R. C.** 2004 Peces y ambientes en la argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales 5: 1-314.
- Naiman, R. J. & H. Decamps.** 1990. Aquatic terrestrial ecotones: summary and recommendations. En: Naiman, R. J. & H. Decamps (eds.). Ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones, Man and the biosphere series 4, UNESCO, París. 295-301p.
- Nelson, J. S.** 1994. Fishes of the world. Wiley-Interscience Publ. 416p.
- Remes Lenicov, M.** 1997. Aspectos relevantes de la ictiofauna rioplatense. Ed. Consejo Permanente para el Monitoreo de la Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. AGOSBA, ILPLA, A.A. y SIHN. (San Fernando – Magdalena)14: 143-148.
- Ringuelet, R. A.** 1961. Rasgos fundamentales de la zoogeografía argentina. *Physis*, 22: 151-170.
- Ringuelet, R. A.; A. Alonso de Arámburu & R. H. Arámburu.** 1967. Los peces de agua dulce de la República Argentina. CIC, La Plata. 602p.
- Ringuelet, R. A.** 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2, (3): 1-122.
- Ringuelet, R. A.; A. M. Miquelarena & R. C. Menni.** 1978. Presencia en los alrededores de La Plata de *Characidium (Jobertina) rachowi* y de *Hyphessobrycon meridionalis* sp. nov. (Osteichthyes, Tetragonopteridae). *Limnobiología* 1(7): 242-257.
- Sivansudar, A.; E. Bermingham & G. Orti.** 2001. Population structure and biogeography of migratory freshwater fishes (*Prochilodus*: Characiformes) in major South American rivers. *Molecular Ecology* 10: 407-417.
- Sverlij, S. B. A.; A. Espinach Ros & G. Orti.** 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo *Prochilodus platensis*. FAO Sinopsis sobre la pesca 154: 1-64.
- Toresani, N.; H. López & S. E. Gómez.** 1994. Lagunas de la Provincia de Buenos Aires. Ministerio de la Producción de la Provincia de Buenos Aires, La Plata. 108p.
- Voglino, D.; M. Montenegro; R. Herrera & G. Maugeri.** 2000. Los bosques nativos del espinal y bajíos ribereños del partido de Ramallo (Pcia. de Buenos Aires) Inf. Técnico, FCNyM, UNLP. 79p.



# ESTUDIO PRELIMINAR DE LAS RELACIONES TRÓFICAS EN EL PLANCTON DE UNA LAGUNA ARREICA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES: EXPERIMENTACIÓN «*IN SITU*»<sup>1</sup>

G. RUIZ<sup>2</sup>; L. SOLARI<sup>3</sup> & N. GABELLONE<sup>4</sup>

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"

Av. Calchaquí Km. 23,5 (1888) Florencio Varela, Buenos Aires. gonzalo@ilpla.edu.ar

## ABSTRACT

Shallow lakes can present two alternative stable states with or without submerged macrophytes that produce significant structural changes in plankton and nutrient dynamics. The aim of this study is to analyse the changes in the phytoplankton structure related to different conditions of zooplankton predation in an arreic lake. Four cylindrical pvc enclosures of 700 L of capacity were placed in the lake, two of them in free-vegetation waters and the other two in an area dominated by emerged and submerged macrophytes (*Scirpus californicus* and *Potamogeton striatus* respectively) with and without predation conditions on the grazer zooplankton. Samples were taken every eight hours for three days during the 2003/2004 summer period. Temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity, turbidity and transparency were measured *in situ*. Water samples were taken to determine the different phosphorus and nitrogen forms and to analyse the phytoplankton. In all treatments, the conductivity oscillated between 1.520 and 1.550  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Turbidity varied from 48 to 54 NTU and the pH was slightly alkaline (8,48-8,81). Chlorophytes and cyanophytes increased in free-vegetation-water enclosures with fish while no changes were found in the vegetated area. Preliminarily, we can say that the predation effect on zooplankton was more important in the enclosure placed in free-vegetation waters with fish. It was there that the biggest densities of eatable chlorophyte algae (*Crucigenia quadrata*, *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minor*, *Chlamydomonas* sp. and *Oocystis parva*) were found towards the end of the experiment.

**Key words:** phytoplankton, enclosures, trophic relations, arreic lake.

## INTRODUCCIÓN

El estudio de los lagos salinos en la República Argentina es importante ya que cubren un área importante en las regiones pampásica y patagónica (Williams, 1996). Los lagos someros pueden sufrir dos estados alternativos de equilibrio debido a la presencia o ausencia de macrófitas sumergidas que determinan importantes cambios estructurales en el plancton tanto a nivel de productores como de herbívoros y en consecuencia producir una

variación en la dinámica de nutrientes. La presencia de macrófitas disminuye la biomasa fitoplanctónica en lagos de agua dulce (Søndergaard, M. & B. Moss, 1998). En lagunas de la cuenca del río Salado la alternancia entre períodos con macrófitas o sin macrófitas ha sido observado así como también los cambios producidos en el fitoplancton (Mac Donagh *et al.*, 2000; Solari *et al.*, 2002) pero sin comprobar las relaciones tróficas que ocurren en la columna de agua analizando el impacto de los pastoreadores sobre el

<sup>1</sup> Contribución Científica N° 792 del Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet"; <sup>2</sup> Becario del CONICET;

<sup>3</sup> UNLP; <sup>4</sup> Investigador del CONICET.

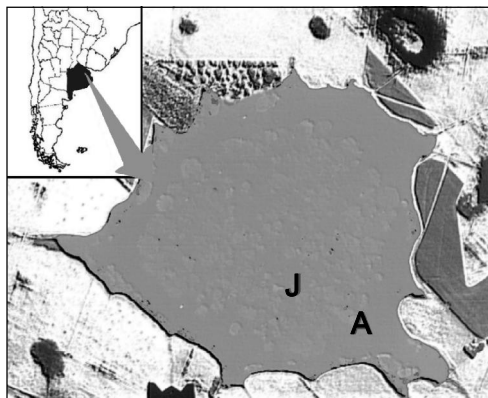
fitoplancton de acuerdo a su eficiencia en dicho pastoreo. Desde un punto de vista funcional se deben tomar en cuenta interacciones de tipo «bottom up» y «top-down» que actúan como agentes estructurantes en la comunidad planctónica y que recientemente han comenzado a ser analizadas en ciertas lagunas de la provincia de Buenos Aires (Boveri & Quirós, 2002; González Sagrario & Balseiro, 2002). Se han realizado estudios con experiencias «*in situ*» como una metodología muy adecuada para estudiar las fuerzas que controlan las cadenas tróficas en lagos someros (peces, nutrientes) e incluso están realizándose comparaciones entre varios países de Europa (Moss et al., 2004).

El objetivo de este trabajo es conocer los cambios en la estructura y dinámica del fitoplancton y en los parámetros físico-químicos por efecto de la depredación en una laguna arreica en presencia y ausencia de macrófitas. Por otra parte se intenta demostrar que las unidades de muestreo (clausuras) desarrolladas son adecuadas para la experimentación «*in situ*».

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

La laguna Lacombe está ubicada en el sector centro-este de la provincia de Buenos Aires en el Partido de Chascomús (35° 55' S y 58° 65' O) (Figura 1). Presenta una superficie aproximada de 130 ha, una longitud máxima de 1.750 m (sentido N-S) y un ancho máximo de 1.500 m. Su profundidad máxima es de 2 m y su perímetro es de 5,6 km. Se trata de una laguna somera de características arreicas que suele presentar gran desarrollo de macrófitas tanto emergentes como sumergidas. El agua de la laguna se incorpora fundamentalmente por escorrentía superficial o por el aporte de agua subterránea. No presenta condiciones geomorfológicas o hidro-



**Figura 1.** Foto aérea de la laguna Lacombe con la ubicación de los sitios de muestreo: aguas libres (A) y juncal (J).

lógicas similares a otras lagunas relacionadas al cauce principal de río Salado como las situadas sobre la margen izquierda de este río y que suelen representar complejos lagunares denominados lagunas encadenadas, como los sistemas de Monte, Chascomús y Lobos entre otros (Guarrera, 1962; Dangavs, 1973; Dangavs & Merlo, 1980; Boltovskoy et al., 1990; Izaguirre & Vinocur, 1994a; 1994b). Cabe destacar que la pesca es probablemente la mayor atracción y el principal uso de la laguna.

### Experimentación «*in situ*»

Se construyeron cuatro clausuras cilíndricas abiertas en la superficie y cerradas en su base, de 700 l de volumen y de 0,70 m de diámetro por 1,80 m de alto. El material utilizado fue pvc «cristal» de un grosor superior a los 500  $\mu\text{m}$ , apto por su transparencia como por su resistencia y durabilidad. Las clausuras fueron sustentadas por boyas para asegurar su estabilidad en la columna de agua y evitar la deriva. Se colocaron dentro de un armazón rectangular de madera flotante de 2 x 1 m anclado al fondo. Las clausuras se ubicaron de a pares en un sector de aguas libres (A) (Figura

1) y en un sector dominado por macrofitas emergentes y sumergidas (J) (*Scirpus californicus* y *Potamogeton pectinatus*, respectivamente) representando la condición sin depredación (A y J) y con depredación por peces (AP y JP) sobre el zooplancton pastoreador. En las clausuras con depredación se colocó una biomasa de 50 mg.l<sup>-1</sup> de mojarra (*Cheirodon interruptus interruptus*). Para el análisis del fitoplancton se extrajeron cuatro réplicas de muestras de agua integradas, cada ocho horas durante 3 días (Ti a T5) para cada tratamiento, tanto en las clausuras como en la laguna (e) en el período estival 2003/2004. Se midieron «*in situ*» temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad y turbidez con un multímetro Horiba U-10 y transparencia con disco de Secchi. También se tomaron muestras de agua integradas en cada tratamiento para determinar las distintas fracciones de fósforo y de nitrógeno. Para las formas disueltas las muestras fueron filtradas con filtros Sartorius GF13400/47. Para la determinación de la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) se utilizó el método del molibdato amónico y

para la del fósforo total (PT) una digestión previa con persulfato de potasio y ácido sulfúrico (APHA, 1995). Nitratos más nitritos (N+N) fueron determinados por reducción con sulfato de hidrazina y el nitrógeno total (NT) con digestión con persulfato de potasio y ácido sulfúrico (APHA, 1995). El análisis cuali-cuantitativo del fitoplancton se realizó utilizando la técnica de Utermöhl (1958) y la bibliografía específica para cada uno de los grupos taxonómicos presentes.

## RESULTADOS

En las clausuras en aguas libres y en el juncal el pH fue levemente alcalino y osciló dentro de un rango estrecho (8,48 - 8,81). Se observó que fue levemente mayor en las clausuras sin peces y menor en el exterior. La temperatura osciló entre 22 y 25 °C excepto en el tratamiento inicial (Ti) cuando la temperatura ambiente fue de 34 °C. La conductividad varió en un rango estrecho entre 1.520 y 1.550  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . El nivel de saturación de oxígeno fue siempre elevado tanto en las clausuras como en la laguna. Se

**Tabla 1.** Parámetros físico-químicos medidos en las clausuras en aguas libres y en la laguna durante el período de muestreo.

	Ti	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5
<i>Clausura con peces (AP)</i>						
Temperatura (° C)	27,90	24	24,2	24,3	22,5	23,6
pH	8,65	8,75	8,72	8,68	8,55	8,55
Conductividad ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	1530	1550	1520	1520	1540	1540
Turbidez (NTU)	62	50	57	64	50	61
OD (mg.l <sup>-1</sup> )	9,4	7,3	8,16	8,76	7,09	8,12
Transparencia (m)	55	40	45	40	38	40
<i>Clausura sin peces (A)</i>						
Temperatura (° C)	28,1	24,1	24,2	24,2	22,7	23,3
pH	8,68	8,81	8,71	8,78	8,74	8,62
Conductividad ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	1540	1540	1540	1540	1550	1550
Turbidez (NTU)	58	49	58	60	52	58
OD (mg.l <sup>-1</sup> )	8,9	7,21	8,45	9,02	7,62	7,6
Transparencia (m)	55	40	40	40	40	40
<i>Aguas libres (Ae)</i>						
Temperatura (° C)	28	24,1	24,6	24,8	21,9	23
pH	8,81	8,59	8,64	8,68	8,48	8,53
Conductividad ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	1480	1540	1540	1530	1545	1540
Turbidez (NTU)	58	46	56	58	49	55
OD (mg.l <sup>-1</sup> )	8,55	5,04	8,23	9,58	6,97	8,2
Transparencia (m)	55	45	40	45	38	45

**Tabla 2.** Parámetros físico-químicos medidos en las clausuras en juncal y en la laguna durante el período de muestreo.

	Ti	T 1	T 2	T 3	T 4	T 5
<i>Clausura con peces (JP)</i>						
Temperatura (° C)	25,9	23,7	24,1	24,3	22,8	23
pH	8,71	8,71	8,77	8,76	8,71	8,72
Conductividad ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	1530	1540	1540	1520	1550	1540
Turbidez (NTU)	58	49	62	60	55	64
OD ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	9,69	7,56	9,04	9,18	8,1	7,35
Transparencia (m)	50	40	45	40	40	45
<i>Clausura sin peces (J)</i>						
Temperatura (° C)	27,1	23,5	24,3	24,4	22,8	23,2
pH	8,75	8,77	8,79	8,76	8,74	8,69
Conductividad ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	1530	1550	1540	1540	1540	1555
Turbidez (NTU)	58	48	57	57	53	60
OD ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	9,21	7,98	8,85	8,7	7,7	7
Transparencia (m)	50	40	40	40	40	40
<i>Juncal (Je)</i>						
Temperatura (°C)	27,1	23,4	24,7	24	22,5	23,4
pH	8,65	8,65	8,72	8,64	8,56	8,63
Conductividad ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	1530	1550	1540	1540	1540	1540
Turbidez (NTU)	57	49	57	60	47	57
OD ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	8,69	5,17	8,26	9,53	6,84	7,07
Transparencia (m)	50	40	40	40	40	40

observó anoxia en los sedimentos de la laguna (Ae y Je) pero no en el fondo de las clausuras. La turbidez no mostró diferencias entre los tratamientos. Los valores más bajos correspondieron a mediciones realizadas al amanecer y aumentaron hacia el mediodía y el atardecer. La transparencia no presentó variaciones marcadas durante el período de muestreo y no hubo diferencias en las mediciones obtenidas dentro y fuera de las clausuras (Tablas 1 y 2).

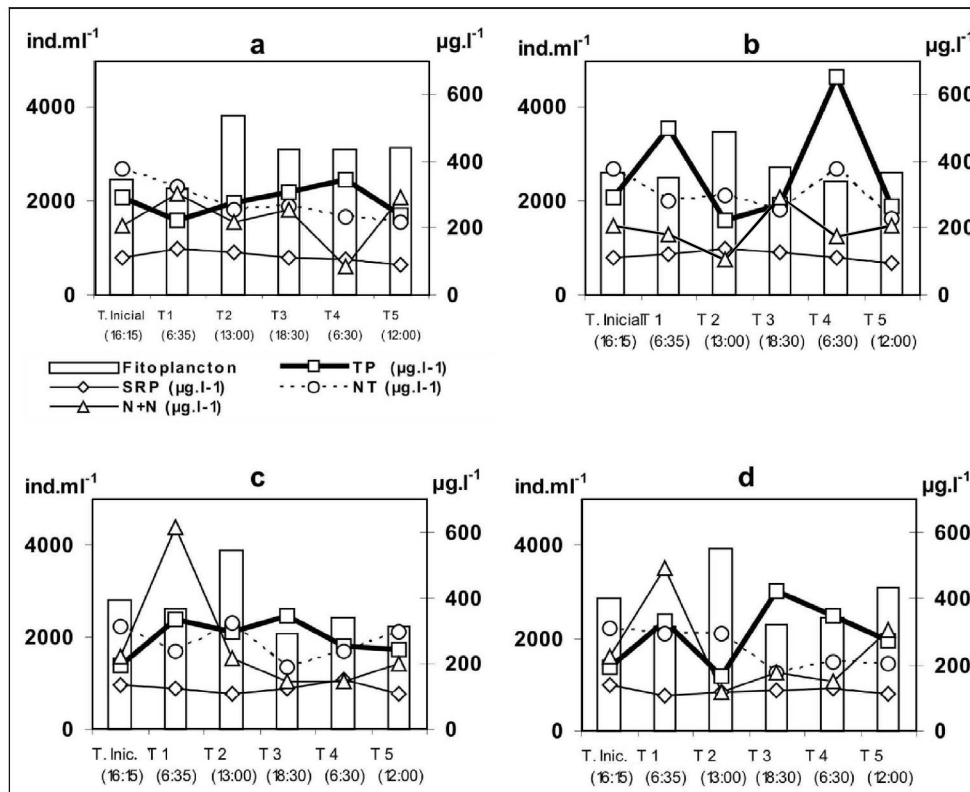
En el fitoplancton se registraron 74 especies pertenecientes a los siguientes grupos algales: 19 cianofitas, 43 clorofitas, 7 diatomeas, 3 pirrofitas y 2 euglenofitas. La cianofita dominante fue *Gloeocapsa dermochroa*. Las clorofitas estuvieron mejor representadas por *Tetraedron minimum*, *Oocystis parva*, *Monoraphidium braunii* y *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minor*. La diatomea mejor representada fue *Cyclotella meneghiniana*, y entre las criptofitas *Cryptomonas erosa* var. *reflexa*.

En el sector de aguas libres la clausura con peces (AP) fue la que presentó la mayor densidad de fitoplancton (Figura 2a). *Gloeocapsa dermochroa* fue

la especie más abundante en AP y en A. En Ti se registraron densidades similares y a partir de T1 aumentó en la clausura con peces disminuyendo hacia T5 (Figura 3). Las especies de clorofitas mejor representadas, pero con densidades muy inferiores a *Gloeocapsa dermochroa*, fueron *Oocystis parva* y *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minor*.

En A se manifestaron dos picos de fósforo total (TP) con valores de 500 y 653  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Los mismos ocurrieron al amanecer durante el período de menor actividad algal (T1 y T4 respectivamente) (Figura 2b).

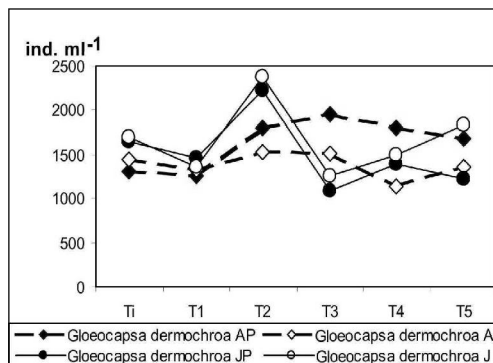
En el sector Juncal la clausura con peces (JP) es la que registró la menor densidad de fitoplancton (Figura 2c). *Gloeocapsa dermochroa* fue la dominante, pero a diferencia de las clausuras en aguas abiertas, mostró la misma tendencia en los tratamientos con y sin peces (Figura 3). Se observó un pico de nitritos y nitratos en T1 y el fósforo total varió entre 194 y 347  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Figuras 2c y d). En la clausura sin peces (J) los valores de fósforo reactivo soluble (SRP) variaron entre 89 y 137  $\mu\text{g.l}^{-1}$  mientras que el PT entre 194 y 423  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Los valores máximos se



**Figura 2.** Variación de la densidad fitoplanctónica, del fósforo reactivo soluble (PRS), del fósforo total (PT), de nitratos y nitritos (N+N) y de nitrógeno total (NT) en a: clausura en aguas libres con peces; b: clausura en aguas libres sin peces; c: clausura en juncal con peces; d: clausura en juncal sin peces.

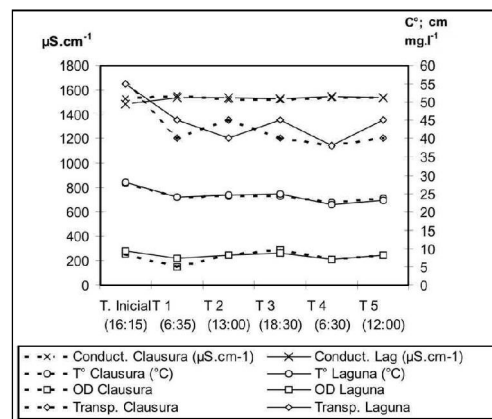
observaron al amanecer y al atardecer coincidiendo con una menor actividad fotosintética. Hubo un incremento en la densidad algal hacia el final del muestreo (Figura 2d).

En las experiencias «in situ» el diseño de las clausuras resultó adecuado tanto con respecto a la resisten-



**Figura 3.** Densidad de *Gloeocapsa dermochroa* durante el experimento «in situ».

cia al oleaje y al viento como al mantenimiento de las condiciones de temperatura y conductividad que fueron similares en las clausuras y en la laguna (Figura 4).



**Figura 4.** Variación de la conductividad, la transparencia, el pH y del oxígeno disuelto en la laguna y en las clausuras.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La menor biomasa fitoplanctónica en presencia de macrófitas sumergidas puede deberse a mecanismos como la presión de pastoreo por parte de peces sobre el zooplancton y a cambios en el ciclo de nutrientes. Las macrófitas al disminuir la disponibilidad del fósforo y del nitrógeno afectan potencialmente a la biomasa de fitoplancton y al crecimiento y la competencia dentro del mismo (Søndergaard & Moss, 1998). En las clausuras en aguas libres con peces el efecto de la depredación sobre el zooplancton fue más marcado que en el juncal. Esto coincide con que el zooplancton de mayor tamaño es abundante en las zonas con macrófitas sumergidas donde encuentra su refugio diurno contra la depredación por peces (Søndergaard & Moss, 1998). En estas clausuras se hallaron las mayores densidades de algas clorofitas palatables hacia el final del experimento.

En el juncal no se observaron diferencias en la densidad fitoplanctónica entre las clausuras con y sin peces. Esto puede deberse a que la densidad de macrófitas debe alcanzar cierto umbral antes de tener un efecto significativo sobre el fitoplancton (Søndergaard & Moss, 1998).

Los valores de temperatura, transparencia y conductividad fueron semejantes dentro y fuera de las clausuras demostrando que el diseño de las mismas resultó ser el adecuado para esta experimentación. El fósforo total presentó los valores máximos en las clausuras sin depredación en aguas libres al amanecer y en juncal al amanecer y al atardecer. Esto coincidió con una disminución en la densidad algal, una menor actividad fotosintética y a un bajo consumo por parte del fitoplancton. Este aumento en la concentración de fósforo total puede atribuirse al efecto del pastoreo sobre el fitoplancton pero el hecho que coincida

con los períodos de baja actividad fotosintética podría indicar que esas variaciones se deben más al metabolismo de las algas que a una disminución en su densidad.

Los resultados obtenidos en este estudio preliminar evidencian la importancia de los ciclos diarios en la actividad metabólica de las algas como factor de control en la disponibilidad de nutrientes. La realización de nuevos experimentos durante períodos más prolongados, para poder evaluar mejor los factores que regulan las relaciones tróficas en la laguna, deberán considerar este factor como relevante para los diseños de muestreo y en el análisis de los resultados.

### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Marcelo Martínez Leanes por permitirnos el acceso a la laguna y a Roberto Aranda por su apoyo para la realización de los muestreos. Este trabajo fue subvencionado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) (PIP N° 2216).

### BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed. APHA, Washington, D.C. 1550p.
- Boltovskoy, A.; A. Dipolitto; M. Foggetta; N. Gomez & G. Alvarez.** 1990. La laguna Lobos y su afluente: limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática* 14: 1-38.
- Boveri, M. & R. Quirós.** 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosm experiments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1274-1278.
- Dangavs, N.** 1973. Estudios geológicos en la laguna de San Miguel del Monte, prov. Bs. As., Rep. Argentina. *Rev. Museo La Plata* 8: 281-313.
- Dangavs, N & D. Merlo.** 1980. Recursos acuáticos superficiales del partido de General Paz, prov. de Bs. As. Ministerio de Economía de la Prov. Bs. As. 90p.
- González Sagrario, M. A. & E. Balseiro.** 2002. Phytoplankton biomass control by



- zooplankton in a shallow lake of Argentine Pampa. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 1588-1592.
- Guarrera, S.** 1962. Estudios limnológicos en la laguna San Miguel del Monte, con especial referencia al fitoplancton. *Rev. Museo La Plata* 9 (Bot.): 125-164.
- Izaguirre, I. & A. Vinocur.** 1994a. Algal assemblages from shallow lakes of the Salado River Basin. *Hydrobiologia* 289: 57-64.
- Izaguirre, I. & A. Vinocur.** 1994b. Typology of shallow lakes of the Salado River Basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia* 277: 49-62.
- Mac Donagh, M. E.; G. Ruiz; L. Solari & N. A. Gabellone.** 2000. Fitoplancton de una laguna de moderada eutrofia en la provincia de Buenos Aires. *Diversidad y Ambiente* 1: 37-43.
- Moss, B.; D. Stephen; D. Balayla; E. Becarés; S. Collings; C. Fernandez-Alaez; M. Fernandez-Alaez; C. Ferriol; P. García; J. Gomá; M. Gyllstrom; L. Hansson; J. Hietala; T. Kairesalo; M. Miracle; S. Romo; J. Rueda; V. Russell; A. Stahl-Delbanco; M. Svensson; K. Vakkilainen; M. Valentin; W. Van-De Bund; E. Van Donk; E. Vicente & M. Villena.** 2004. Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Fresh. Biol.* 49: 1633-1649.
- Solari, L.; M. E. Mac Donagh & G. Ruiz.** 2002. Vertical distribution of phytoplankton in a pampean shallow lake. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 28: 1362-1365.
- Søndergaard, M. & B. Moss.** 1998. Impact of submerged macrophytes of phytoplankton in shallow freshwater lakes. En: E. Jeppesen; M. Søndergaard; M. Søndergaard & K. Christoffersen (eds.). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer-Verlag, New York, USA. 115-132p.
- Utermöhl, H.** 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitt. Internat. Ver. Limnol.* 9: 1-38.
- Williams, W. D.** 1996. The largest, highest and lowest lakes of the world: saline lakes. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 26: 61-81.

# RELACIÓN ENTRE LA CARGA PARASITARIA TOTAL Y ALGUNOS PARÁMETROS HEMATOLÓGICOS DE *Rhamdia sapo* Val. (PISCES) EN CONDICIONES NATURALES

M. D. VANOTTI; R. D. TANZOLA

Laboratorio de Patología de Organismos Acuáticos. Universidad Nacional del Sur  
San Juan 670 (8000), Bahía Blanca, Argentina. danielavanotti@hotmail.com

## ABSTRACT

The purpose of the present research is to evaluate the degree of the statistical association between the total burden of parasites in the South American Catfish, *Rhamdia sapo*, and hematological variables studied under natural conditions. The following 12 parasite species were identified: 2 ciliate protozoans, 1 flagellate, 1 monogenean, 3 digeneans, 1 cestode, 2 nematodes, and 2 crustaceans. Of the parasite species collected from the tegument, branchias, body cavity, and digestive tube, some of them (namely, *Argulus violaceus*, *Urocleidoides mastigatus*, *Hysterothylacium rhamdiae*, *Acanthostomun gnerii*, *Proteocephalus jamdiae*, *Trichodina* sp. and *Cucullanus* sp.) have been previously cited. However, *Ichthyophthirius multifiliis*, *Spironucleus* sp., *Lernaea cyprinacea*, and *Thometrema* sp. are cited for the first time in Argentina as a parasite of this fish. The non-parametrical Spearman's rank correlation test indicated that the total burden of parasites in the South American Catfish, *Rhamdia sapo*, exerts no significant action under the hematological variables studied in this research, namely, red blood cell count, white blood cell count, thrombocyte count, hemoglobin concentration, hematocrit, mean corpuscular volume, mean corpuscular hemoglobin, and mean corpuscular hemoglobin concentration.

## INTRODUCCIÓN

En las poblaciones naturales de peces teleósteos, tanto marinos como de agua dulce, las variables hematólogicas se ven afectadas por múltiples factores, extrínsecos, como la época del año, calidad del agua, dieta, presencia de agentes infecciosos y/o parasitarios, e intrínsecos, por ejemplo el sexo, la edad, el peso, los antecedentes genéticos y el estrés, así como las características fisiológicas particulares de los distintos grupos de peces (Filho *et al.*, 1992; Tavares-Dias *et al.*, 1999 b, c; Pérez *et al.*, 1984). El «bagre sapo», *Rhamdia sapo*, es uno de los peces

típicos de la ictiofauna parano-platenense, constituyendo las sierras del sudoeste de la provincia de Buenos Aires su límite austral de dispersión (Ringuelet, 1975). A pesar de su importancia económica potencial y del interés que reviste su status de predador no-selectivo en niveles altos de las redes tróficas, su fauna parasitaria ha sido estudiada en forma parcial y hasta el presente no se conocen estudios acerca de su efecto probable sobre ciertos parámetros hemáticos. El presente trabajo tiene como objetivo evaluar si existe alguna relación entre la carga parasitaria del bagre sapo y las variables hematólogicas estudiadas en con-

diciones naturales y en qué grado se manifiesta.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La muestra estudiada consistió en 35 ejemplares de bagre sapo, *Rhamdia sapo* Valenciennes, 1840 (Siluriformes: Pimelodidae), capturados en cuatro cuerpos de aguas ubicados en el partido de Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires (38°64' S 62°16' O). El período de muestreo abarcó los meses de febrero a junio de 2003. Los bagres fueron mantenidos en acuarios hasta el momento de su procesamiento. La extracción de sangre y toma de muestras parasitológicas se llevaron a cabo en animales previamente anestesiados con benzocaína (solución de 1 g de benzocaína en 30 ml de alcohol etílico 96°, disueltos en 5 l de agua declorinada). Los peces fueron sexados y medidos en su longitud total (LT), peso total (PT) y peso eviscerado (PE). La extracción de sangre se realizó con ayuda de jeringas plásticas de 5 ml de volumen empleando EDTA como anticoagulante. El sitio elegido para la colecta sanguínea fue el vaso dorsal posterior del pedúnculo caudal. Las mediciones y descripciones celulares se realizaron a partir de extendidos sanguíneos coloreados con Giemsa. La fórmula leucocitaria se llevó a cabo en frotis sanguíneos a los que se les practicó la prueba de bencidina-peroxidasa (Dacie & Lewis, 2001). La determinación del hematocrito (Hto) se realizó en tubos capilares heparinizados centrifugados durante 5 minutos a 10.000 rpm. Para el recuento de eritrocitos, leucocitos y trombocitos se utilizó una cámara de Neubauer y la sangre se diluyó 1:100 en pipeta de Thoma para glóbulos rojos, con el líquido de dilución de Natt & Herrick (Campbell & Murru, 1990). La estimación de la concentración de hemoglobina (Hb) se llevó a cabo mediante el método fotocolorimétrico de la cian-

metahemoglobina utilizando el reactivo de Drabkin y como testigo la solución patrón de concentración 15,4 g/dl. El volumen corpuscular medio (VCM), la hemoglobina corpuscular media (HCM) y la concentración de hemoglobina corpuscular media (CHCM), se estimaron según las siguientes fórmulas: VCM (fl) = hematocrito (l/l) / eritrocitos ( $\times 10^{12}$  / l); HCM (pg) = hemoglobina (g / l) / eritrocitos ( $\times 10^{12}$  / l) y CHCM (g/l) = hemoglobina (g/l) / hematocrito (l / l).

Los parásitos externos así como los endoparásitos fueron contados e identificados hasta el nivel taxonómico más preciso posible (género, especie). Todo el material parasitario obtenido fue fijado en formaldehído 10%. A cada pez se le calculó la carga parasitaria total y la riqueza específica, así mismo para cada especie parásita, la prevalencia, la intensidad de infección y la abundancia (Margolis *et al.*, 1982). Para evaluar las posibles diferencias biométricas y hematológicas debidas al sexo, se utilizó el test estadístico de Student, con un nivel de significación  $\alpha = 0,05$ . La carga parasitaria total del bagre sapo fue correlacionada con las variables biométricas (PT, LT, PE) y hematológicas: recuento de eritrocitos (RE), recuento de leucocitos (RL), recuento de trombocitos (RT), (Hb), (Hto), (VCM), (HCM) y (CHCM) usando el test no paramétrico de correlación por rangos de Spearman.

## RESULTADOS

Los peces estudiados fueron 12 hembras adultas, 17 machos adultos y 6 juveniles de *Rhamdia sapo* Valenciennes, 1840 (Siluriformes: Pimelodidae), de longitud total 28,6 (12,8-41) cm. El peso total y peso eviscerado fueron de 288,3 (15,3-652) g y 250,9 (12,8-559) g respectivamente. El bagre sapo presentó 12 especies parásitas de acuerdo al siguiente detalle: dos protozoos ciliados, un flagelado, un monogoneo, tres digeneos, un cestode, dos

**Tabla 1.** Lista de especies parásitas de *Rhamdia sapo* según su localización, estado del desarrollo ontogénico e índices parasitológicos.

Especies	Localización	Estado de desarrollo	Nºtotal	Prevalencia (%)	Intensidad media de infección	Abundancia
<b>CILIOPHORA</b>						
<b>Peritrichia</b>						
<i>Trichodina</i> sp.	Branquias	Trofozoito	5	5.7 (5.88/0) <sup>1</sup>	2.5 (1.0/0)	0.14 (5.88/0)
<i>Hymenostomata Ichthyophthirius multifiliis</i>	Branquias y Tegumento	Trofonte	180	31.4 <sup>2</sup> (47.06/16.67)	16.36 <sup>2</sup> (20.0/20.0)	5.14 <sup>2</sup> (9.41/3.33)
<b>ZOOMASTIGOPHORA</b>						
<b>Hexamitidae</b>						
<i>Spironucleus</i> sp.	Vesícula biliar	Trofozoito	- <sup>3</sup>	- <sup>3</sup>	- <sup>3</sup>	- <sup>3</sup>
<b>MONOGENEA</b>						
<b>Ancyrocephalidae</b>						
<i>Urocleidoides mastigatus</i>	Branquias	Adultos	503	97.1 <sup>2</sup> (100/100)	14.79 <sup>2</sup> (17.82/12.92)	14.37 <sup>2</sup> (17.82/12.92)
<b>DIGENEA</b>						
<b>Acanthostomidae</b>						
<i>Acanthostomum gnerii</i>	Tubo digestivo	Adultos	13	14.3 (17.65/16.67)	2.6 (3.67/1.0)	0.37 (0.65/0.17)
<b>Derogenidae</b>						
<i>Thometrema</i> sp.	Tubo digestivo	Adultos y juveniles	133	31.4 <sup>2</sup> (35.29/41.67)	12.09 <sup>2</sup> (9.5/15.2)	3.8 <sup>2</sup> (3.35/6.33)
Digenea indeterminada	Cavidad celómica	Metacercaria	640	68.6 <sup>2</sup> (70.58/83.33)	26.66 <sup>2</sup> (23.33/30.0)	18.29 <sup>2</sup> (16.47/25.0)
<b>CESTODA</b>						
<b>Preteocephalidae</b>						
<i>Proteocephalus jamdiae</i>	Tubo digestivo	Adultos y juveniles	229	62.9 <sup>2</sup> (52.94/75)	10.41 <sup>2</sup> (11.44/13.33)	6.54 <sup>2</sup> (6.06/10.0)
<b>NEMATODA</b>						
<b>Cucullanidae</b>						
<i>Cucullanus</i> sp.	Tubo digestivo	Adultos	10	14.3 (0/8.33)	2.0 (0/1.0)	0.29 (0/8.33)
<b>Anisakidae</b>						
<i>Hysterothylacium rhamdiae</i>	T. digestivo y cavidad celómica	Adultos y L3	166	68.6 (52.94/83.33)	6.92 (4.66/9.5)	4.74 (2.47/7.92)
<b>CRUSTACEA</b>						
<b>Branchiura</b>						
<i>Argulus violaceus</i>	Tegumento	Adultos	15	5.7 (0/16.67)	7.5 (0/7.5)	0.28 (0/1.25)
<b>Copepoda</b>						
<i>Lernaea cyprinacea</i>	Tegumento	Adultos (hembra)	2	5.7 (0/16.67)	1.0 (0/1.0)	0.06 (0/0.17)

<sup>(1)</sup>-Paréntesis: (Macho/Hembra); <sup>(2)</sup>- estimados por cobertura; <sup>(3)</sup> no estimados

nematodos y dos crustáceos. Todos los peces muestreados se encontraron parasitados por un promedio de 4,13 especies por hospedador, variando el rango entre 1 y 7. La menor carga parasitaria fue de 8 especímenes,

siendo la mayor carga de 123 parásitos por hospedador, con una abundancia parasitaria de 61,24 parásitos por hospedador. Todas las especies parasitarias fueron obtenidas de 5 compartimientos anatómicos, a saber: tegu-

**Tabla II.** Características morfométricas de las células sanguíneas de la sangre periférica de *Rhombia sapo*. Las medidas son indicadas en  $\mu\text{m}$ . N: número total de células medidas.

	Media $\pm$ D.S.	Rango
<b>Eritrocitos</b>	(N = 175)	
Eje mayor	13,2 $\pm$ 1,7	(8,4 - 18,2)
Eje menor	9,7 $\pm$ 1,6	(5,6 - 15,4)
<b>Núcleo de Eritrocitos</b>	(N = 175)	
Eje mayor	4,6 $\pm$ 0,9	(2,8 - 7)
Eje menor	3,2 $\pm$ 0,7	(2,8 - 5,6)
<b>Linfocitos</b>	(N = 175)	
Diámetro	5,6 $\pm$ 1,5	(2,8 - 11,2)
<b>Neutrófilos</b>	(N = 175)	
Diámetro	9,1 $\pm$ 1,9	(5,6 - 14)
<b>C.G.E.</b>	(N = 165)	
Diámetro	9,9 $\pm$ 1,8	(5,6 - 15,4)
<b>Trombocitos Tipo 1</b>	(N = 129)	
Eje mayor	12,1 $\pm$ 2,03	(7 - 18,2)
Eje menor	3,7 $\pm$ 0,9	(2,8 - 7)
<b>Trombocito Tipo 2</b>	(N = 170)	
Eje mayor	8,9 $\pm$ 1,8	(5,6 - 15,4)
Eje menor	4,3 $\pm$ 1,0	(2,8 - 7)

mento, branquias, cavidad celómica, vesícula biliar y lumen de tubo digestivo. En la Tabla I se resume la información acerca de la localización, estado ontogénico e índices poblacionales de cada una de las especies parásitas.

Se reconocieron en la sangre periférica de *R. sapo* seis morfotipos celulares: eritrocitos, linfocitos, neutrófilos, células granulocíticas especiales, mo-

nocitos y trombocitos tipo 1 y 2. De ellos, los eritrocitos son las células más abundantes y de mayor tamaño, en tanto los linfocitos son las células más pequeñas. La fórmula leucocitaria muestra un mayor porcentaje de linfocitos (56,06%), seguido de los neutrófilos (40,55%) y células granulocíticas especiales (3,37%). La Tabla II sintetiza las características morfométricas de todos los tipos celulares identificados

**Tabla III.** Valores determinados en 11 parámetros hematológicos de *R. sapo* (N=35) y de la correlación no paramétrica (Spearman) de cada uno de ellos versus la carga parasitaria total ( $p$ = probabilidad).

Parámetros	Media $\pm$ D.S.	Rango	Coefficiente ( $r_s$ ) de Spearman ( $\alpha$ = 0,05)
<b>RE</b> ( $\times 10^6$ cél/mm <sup>3</sup> )	1,24 $\pm$ 0,58	0,57 - 2,9	-0,04 (p= 0,83)
<b>RL</b> (cél/mm <sup>3</sup> )	6.986 $\pm$ 3.989	1000 - 15.500	-0,02 (p= 0,48)
<b>Linfocitos</b> (%)	56.06 $\pm$ 23.12	14 - 96	No estimado
<b>Neutrófilos</b> (%)	40.55 $\pm$ 21.63	4 - 84	No estimado
<b>CGE</b> (%)	3.37 $\pm$ 2.93	0 - 10	No estimado
<b>RT</b> (cél/mm <sup>3</sup> )	69.654 $\pm$ 48.814	15.000 - 210.000	-0,23 (p= 0,25)
<b>Hto</b> (%)	32,2 $\pm$ 6,1	21,5 - 49	-0,09 (p= 0,64)
<b>Hb</b> (g/dl)	7,1 $\pm$ 2,5	3,5 - 16,9	-0,12 (p= 0,53)
<b>VCM</b> (fl)	0,29 $\pm$ 0,09	0,13 - 0,53	0,25 (p= 0,24)
<b>HCM</b> (pg)	57,9 $\pm$ 18,1	24,2 - 98,8	0,09 (p= 0,66)
<b>CHCM</b> (g/l)	225,5 $\pm$ 70,8	108 - 381,3	0,05 (p= 0,81)

en la sangre periférica, en tanto la Tabla III resume los valores hematológicos de 11 parámetros estudiados.

En relación al grado de asociación estadística entre la carga parasitaria total del bagre sapo y sus parámetros hematológicos (Tabla III), el test no paramétrico de correlación por rangos de Spearman reveló que la misma no ejerce efectos significativos frente a ninguna de las variables estudiadas: recuento de eritrocitos (RE), recuento de leucocitos (RL), recuento de trombocitos (RT), concentración de hemoglobina (Hb), hematocrito (Hto), volumen corpuscular media (VCM), hemoglobina corpuscular media (HCM) y concentración de hemoglobina corpuscular media (CHCM).

## DISCUSIÓN

Las células identificadas en los frotis sanguíneos de *R. sapo*, presentaron características morfológicas similares a las descritas en *Piaractus mesopotamicus* Holmberg (*Characidae*) (Tavares-Dias *et al.*, 1999c) y en *Colossoma macropomum* Cuvier (*Characidae*) (Tavares-Dias *et al.*, 1999b). Moura *et al.* (1994) distinguieron tres tipos de granulocitos (neutrófilos, eosinófilos y células reticulares) y tres agranulocitos (linfocitos, trombocitos y monocitos) en *Colossoma macropomum* y en *Hoplosternum littorale* Hancock. Al igual que en *R. sapo*, estos autores observaron que los pseudopodios de los linfocitos estaban presentes en pocas células. Los eosinófilos y las células reticulares presentes en *C. macropomum* y en *H. littorale* no fueron hallados en el presente trabajo, así como tampoco el núcleo trilobulado de los neutrófilos. Guitang (1998) reconoció en *Takifugu rubripes* Temminck & Schlegel cinco clases de leucocitos. Entre ellos dos tipos de basófilos, no hallados en el *R. sapo*. Ellis (1976) describió en *Pleuronectes platessa* L. cuatro tipos de trombocitos (designados como «*spiked*

*form*», «*spindle cell*», «*ovoid form*» y «*lone-nucleus*»). Además reconoció linfocitos, monocitos y sólo una clase de leucocito granular tentativamente denominado «neutrófilo». Adoptó esta denominación debido a la similitud con los neutrófilos humanos respecto a su ultraestructura y propiedades histoquímicas. En *R. sapo* se encontraron dos subtipos de trombocitos, designados de acuerdo a Ellis (1976) como tipos 1 y 2, cuyas características morfológicas son asimilables a las «células en forma de clava» (*spiked cells*) y «células fusiformes» (*spindle cells*) de *P. platessa*. Los eritrocitos de *R. sapo* presentan similitudes morfológicas y tintoriales con los estudiados en *Rhamdia hilarii* Val. por Kavamoto *et al.* (1983). Los trombocitos de éste último pez presentan sólo formato ovoide y se los encuentra casi siempre agrupados. En cuanto a la serie celular blanca, Kavamoto *et al.* (*op. cit.*), identificó además de los linfocitos, a los neutrófilos, monocitos y células basófilas. A diferencia de *Rhamdia hilarii*, *R. sapo* presenta células granulocíticas especiales (CGE), pero no células basófilas.

Tavares-Dias *et al.* (1999a) encontraron que juveniles de *Piaractus mesopotamicus* de un centro acuícola de Brasil, parasitados naturalmente con *Argulus* sp., presentaban disminuido el número de trombocitos y aumentado el número de monocitos y de CGE, respecto de peces no parasitados. En el presente trabajo se encontraron dos hembras parasitadas con *Argulus violaceus*, las cuales no evidenciaron los efectos anteriormente señalados. En tal sentido, por ejemplo los trombocitos en ambos especímenes muestran valores ligeramente superiores al promedio, en tanto las CGE no muestran desvíos marcados del promedio y los monocitos constituyeron un tipo celular esporádico.

La información basada en el recuento de eritrocitos varía dentro de amplios márgenes, siendo afectada por



la edad, sexo, estacionalidad y determinantes ambientales (Glomski *et al.*, 1992). El número de eritrocitos en los peces, es relativamente bajo cuando se lo compara con los mamíferos. Según Wintrobe (1934) el tamaño y número de eritrocitos refleja la posición de la especie en la escala evolutiva. Los vertebrados inferiores presentan eritrocitos de mayor tamaño pero en menor número (Kavamoto *et al.*, 1983). *Piaractus mesopotamicus* tiene un valor medio de  $1,7 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup> (Tavares-Dias *et al.* 1999c); para *Cyprinus carpio* L. se han determinado valores de  $1,4-2 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup> y para *Salmo gairdneri* Richardson  $1,02-1,37 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup> (Reichenbach-Klinke, 1982); para *Astyanax bimaculatus* L.  $1,7 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup>, para *Petenia kraussii* Steindachner  $2,43 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup>, *Hoplias malabaricus* Bloch  $1,76 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup>, *Hemicetopsis minutus* Eigenmann  $1,50 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup> y *Hoplosternum littoral*  $1,17 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup> (Pérez *et al.*, 1984). El número de eritrocitos hallados en *Rhamdia sapo*  $1,24 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup>, es apenas inferior al reportado para *Rhamdia hilarii*,  $1,58 \times 10^6$  cél./mm<sup>3</sup> (Kavamoto *et al.*, 1983).

El conteo diferencial de los leucocitos tiene gran aplicación en los estudios clínicos de los animales, dando indicación de anormalidades metabólicas, condiciones de enfermedad, estado de adaptación, cambios inmunológicos o procesos de defensa fisiológicas. Sin embargo, en los peces, el significado de este grupo de células y su función biológica no están claramente comprendidas (Kavamoto *et al.*, 1983). Los linfocitos son el tipo de leucocitos más comunmente observados en la sangre de peces y podrían constituir casi el 85% del total de la población de leucocitos (Rowley *et al.*, 1988). De los leucocitos hallados en *Rhamdia sapo*, los linfocitos fueron las células más abundantes, al igual que para *R. hilarii* (Kavamoto *et al.*, 1983), *Colossoma macropomum* y *Hoplosternum littorale* (Moura *et al.*, 1994). En

relación al número de leucocitos, los rangos establecidos para *R. hilarii* y *R. sapo* se encuentran solapados, aunque éste último manifiesta una amplitud mucho mayor ( $1.000-15.500$  cél./mm<sup>3</sup> en *R. sapo* y  $3.600-8.800$  cél./mm<sup>3</sup> en *R. hilarii*).

Los trombocitos de los animales superiores están involucrados en varios procesos fisiológicos y patológicos, como la homeostasis, el taponamiento y bloqueo de los vasos sanguíneos, funcionando como células del sistema inmune. Sin embargo en los peces, su participación en procesos de defensa es prácticamente desconocida (Kozinińska *et al.*, 1999). Mediante un estudio experimental Kozinińska *et al.* (*op. cit.*) evaluaron el número de trombocitos, así como también algunas funciones trombocitarias en relación a la susceptibilidad de la carpa, *Cyprinus carpio*, frente a la bacteria Gram negativa *Aeromonas hydrophila*. Los peces que evidenciaron valores bajos de actividad trombocitaria fueron más sensibles a la infección y revelaron una alta tasa de mortalidad. Por otra parte el conteo de trombocitos evidenció un sensible incremento durante el período de aclimatación en acuarios a temperaturas inferiores y superiores a las de cría, cayendo luego a valores más bajos que el grupo control durante el mantenimiento en períodos prolongados a las temperaturas de ensayo. Esto demostraría que el número de trombocitos fluctúa en relación a variables térmicas y al tiempo de permanencia en acuarios a diferentes temperaturas. Estudios previos concernientes al número de trombocitos en los peces, revelaron que éste parámetro varía en amplios rangos tanto a niveles inter como intraespecíficos (Ellis, 1976; Dick & Dixon, 1985; Rijkers *et al.*, 1980; Stosik, 1993). En tal sentido, el número de trombocitos determinados para *Rhamdia sapo*,  $15.000-210.000$  cél./mm<sup>3</sup>, corrobora esta característica respecto al rango de variación intraespecífico.

Los valores obtenidos de las distintas variables hematológicas evidencian una amplia variación interindividual, en la muestra de peces estudiada. No se observaron diferencias entre peces agrupados en dos estratos, según sus tallas y pesos: **I**) inferiores a 30,5 cm LT y 258 g PE, y **II**) superiores a esos valores. No obstante se hallaron diferencias estadísticamente significativas en los siguientes valores entre hembras y machos: RE ( $t = -5,18^{**}$ ), RL ( $t = -2,95^*$ ), Hb ( $t = -2,71^*$ ), Hto ( $t = -6,12^{**}$ ) y VCM ( $t = -27,15^{**}$ ). En el resto de los parámetros (RT, HCM y CHCM) no se registraron diferencias debidas al sexo. Sin embargo en *Rhamdia hilarii*, el sexo no demostró ser un factor influyente en las diferentes medias de las variables hematológicas mencionadas (Kavamoto *et al.*, 1983).

Pérez *et al.* (1984) correlacionaron ciertos parámetros sanguíneos de peces de agua dulce venezolanos, de acuerdo al grado de actividad y tipo de respiración que llevan a cabo. Los parámetros hematológicos considerados fueron el hematocrito, el recuento de eritrocitos y la concentración de hemoglobina. Los peces de mayor actividad tienen mayor hematocrito, mayor número de eritrocitos y de tamaño más pequeño, con menor contenido de hemoglobina respecto de los peces menos activos. Los peces con algún tipo de respiración aérea tienen menor hematocrito, menor número de eritrocitos, pero más grandes y con mayor cantidad de hemoglobina que los peces que sólo respiran en forma branquial. En este contexto, *R. sapo* se aproxima a los valores estimados para las especies menos activas y con algún tipo de respiración mixta, aérea-branquial.

Según Migliano (1967) la concentración de hemoglobina corpuscular media es la constante que se presenta de manera más uniforme en los vertebrados, con valores en torno a 300 g/l. Para *R. hilarii* esta constante adopta un valor medio de 247,5 g/l y para *R.*

*sapo* la misma fue de 225,5 g/l. En el bagre *Silurus glanis* L., Molnar & Tamassy (1970) indicaron que ésta constante podría relacionarse al hábito alimenticio del pez, siendo que las especies herbívoras poseen valores más elevados.

La concentración de hemoglobina, constituye uno de los métodos de rutina para la detección de anemias (Kavamoto *et al.*, 1983). Según Hall & Gray (1929) y Filho *et al.* (1992), en los peces marinos parece haber una relación directa entre la concentración de hemoglobina y la actividad del pez, siendo que las especies pelágicas y migratorias, presentan valores mayores que las especies bentónicas. En los peces de agua dulce también puede verse afectada tanto por el grado de actividad, siendo mayor en las especies migratorias, como por el estado de maduración gonadal y por la concentración de oxígeno disuelto en el agua (Kavamoto *et al.* 1983). En este contexto, los valores medios de hemoglobina hallados en *Rhamdia sapo*, 7,1 g/dl, fueron inferiores a los hallados para *R. hilarii* 11,43 g/dl (Kavamoto *et al.*, 1983), sugiriendo un comportamiento de menor actividad del bagre estudiado respecto de otras especies con hábitos migratorios.

De las siete especies de agua dulce estudiadas por Pérez *et al.* (1984), *Lasiancistrus maracaiboensis* Schultz, fue la especie menos activa y presentó el valor medio de hemoglobina más bajo (7,5 g/dl). Sin embargo, *Astyanax bimaculatus*, la especie más activa del grupo, registró un valor de 8,6 g/dl, teniendo el valor más alto, de 9,6 g/dl, la especie de actividad intermedia *Hoplosternum littorale*. El pacú, *Piaractus mesopotamicus* evidenció valores similares, 6,6 g/dl, a los hallados en el presente trabajo (Tavares-Dias *et al.*, 1999c). En ésta especie, peces sanos y parasitados por el crustáceo plasmófago *Argulus* sp. mostraron, en ambos casos, valores medios de hemoglobina, 10,4 y 9,4 g/dl, respectivamente, su-

periores a los determinados en los dos especímenes de *R. sapo* parasitados por *A. violaceus* (Tavares-Dias *et al.*, 1999a).

Höglund *et al.* (1992) registraron cambios hematológicos en la anguila europea, *Anguilla anguilla* L., infectada naturalmente por el nematode hematófago *Anguillicola crassus*. Estos cambios se refieren a la CHCM, al VCM, y a la Hb, indicativos de un tipo de anemia hipocrómica y macrocítica. Sin embargo, estos autores observaron que en las condiciones de campo puede ocurrir enmascaramiento de los efectos perjudiciales, debido a que los peces afectados en condiciones naturales, se alimentan de manera adecuada como para contrarrestar tales perjuicios.

Guitang (1998) registra que el recuento de eritrocitos y leucocitos disminuye al incrementar la intensidad de infección del monogeneo branquial, *Heterobothrium okamotoi*, en el pez *Takifugu rubripes*, tetrodontiforme marino del Japón, cultivados en jaulas flotantes. Adicionalmente los peces altamente infectados con parásitos adultos, evidenciaron anemia. Sin embargo estudios de Ogawa & Inouye (1997), en infecciones experimentales empleando el mismo sistema parásito-hospedador, demostraron un aumento de leucocitos y linfocitos, probablemente por la respuesta inmune que induce el parásito en el pez. La síntesis de anticuerpos específicos contra monogéneos, había sido demostrada previamente por Guitang *et al.* (1997). En el presente trabajo *Urocleidoides mastigatus* no evidenció correlación significativa con ningún parámetro hematológico.

Silva-Souza *et al.* (2000) llevaron a cabo conteos diferenciales de leucocitos de *Schizodon intermedius* Garavelló & Britski (Anostomidae) mantenidos en cautiverio, infestados con *Lernaea cyprinacea* en una intensidad que varió entre 16 a 77 parásitos adultos por pez. En esos hospedadores fue observada una intensa neutrofilia y linfocito-

penia, así como un aumento considerable de los valores porcentuales de monocitos y leucocitos inmaduros. En el presente trabajo sólo fueron halladas dos hembras de *R. sapo* parasitadas con un solo ejemplar de *Lernaea cyprinacea* cada una. Si bien, en el presente estudio, los monocitos y los leucocitos inmaduros no se tuvieron en cuenta para el recuento, en ambos hospedadores no se registraron valores porcentuales de linfocitos (55-66 %), de neutrófilos (34-42 %) ni de CGE (0-3 %) que difieran sustancialmente del promedio muestral. Este efecto inaparente podría deberse a la escasa representatividad de ésta especie de copépodo parásito en la muestra estudiada o a algún estado fisiológico particular de las hembras. Tanto la neutrofilia como la linfocitopenia pueden presentarse frente a distintas situaciones tanto parasitarias (Nair & Nair, 1983) como en relación al período de desove (McCarthy *et al.*, 1975; Ranzani-Paiva & Godinho, 1983; Kavamoto *et al.*, 1985; Pickering, 1986) o al estrés debido a bajas temperaturas del agua (Bennet & Neville, 1975; Pickering, 1986). Por otra parte, el número de leucocitos inmaduros se incrementa con la aparición de procesos infecciosos o inflamatorios (Enomato, 1969).

La mayoría de las especies parásitas encontradas en el presente trabajo fueron citadas previamente por Tanzola *et al.* (1993) y Brizzola & Tanzola (1995). Sin embargo, en el material estudiado se citan por primera vez como parásitos del *R. sapo* a *Ichthyophthirius multifiliis*, *Spironucleus* sp., *Thometrema* sp. y *Lernaea cyprinacea* constituyendo una ampliación del rango de hospedadores para estas especies. En el caso del flagelado hexamítido *Spironucleus* sp. la presente constituye también la primera cita de un representante del género en peces de agua dulce sudamericanos. Así mismo, a diferencia de los antecedentes nombrados, ninguno de los especímenes presentó parasitismo por el mix-

osporidio branquial *Henneguya linearis* ni por el acantocéfalo *Pomphorhynchus patagonicus* citados previamente por Tanzola *et al.* (1993). Una explicación probable de esta discrepancia se deba a que los referidos estudios se realizaron con una muestra más numerosa de hospedadores y entre los meses de septiembre y diciembre, en tanto, el estudio actual se llevo a cabo con muestras obtenidas entre fines del verano y durante el otoño.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bennet, M.F. & C.G. Neville.** 1975. Effects of cold shock on the distribution of leucocytes in goldfish, *Carassius auratus*. *Journal of Comparative Physiology* 98: 213-216.
- Brizzola, S.M. & R.D. Tanzola.** 1995. *Hysterothylacium rhamdiae* sp. n., (Ascariroidea: Anisakidae) from a Neotropical catfish, *Rhamdia sapo* (Pisces: Pimelodidae). *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz* 90 (3): 349 - 352.
- Campbell, T. & F. Murru.** 1990. An Introduction to Fish Hematology. *The Compendium Small Animal* 12(4): 526-532.
- Dacie, J. V. & S. M. Lewis.** 2001. *Practical Haematology*. Ed. Churchill Livingstone, 9th ed., London. 633p.
- Dick, P. T. & D. G. Dixon.** 1985. Changes in circulating blood cell levels of rainbow trout *Salmo gairdneri* Richardson, following acute and chronic exposure to copper. *Journal of Fish Biology* 26: 475-481.
- Ellis, A. E.** 1976. Leucocytes and related cells in the plaice *Pleuronectes platessa*. *J. of Fish Biology* 8: 143-156.
- Enomato, Y.** 1969. On some notes about the fluctuations of the blood leucocyte numbers of the cultured fish. *Bull. of the Tokai Regional Fisheries Research Lab.* 57: 137-177.
- Filho, D. W.; G. J. Eble; G. Kassner, F. X. Caprario; A. L. Dafre & M. Ohira.** 1992. Comparative haematology in marine fish. *Comparative Biochemistry and Physiology* 102 A (2): 311-321.
- Glomski, C. A.; J. Tambuelin & M. Chainani.** 1992. The phylogenetic odyssey of the erythrocyte. III. Fish, the lower vertebrate experience. *Histology and Histopathology*, 7: 501-528.
- Guitang, W.** 1998. Changes in blood cells of tiger puffer, *Takifugu rubripes* caused by the infection with the monogenean *Heterobothrium okamotoi*. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 22: 83-88.
- Guitang, W.; K. Jeong-ho; S. Mamuro & O. Kazuo.** 1997. Detection of antibodies against the monogenean *Heterobothrium okamotoi* in tiger puffer. *Fish Pathology* 32 (3): 179-180.
- Hall, F. G. & I. E. Gray.** 1929. The hemoglobin concentration of the blood of marine fishes. *Journal of Biological Chemistry* 81: 589-94.
- Höglund, J.; J. Andersson & J. Härdig** 1992. Haematological responses in the European eel, *Anguilla anguilla* L., to sublethal infestation by *Anguillicola crassus* in a thermal effluent of the Swedish Baltic. *J. of Fish Diseases* 15: 507-514.
- Kavamoto, E. T.; M. Tavares Ranzani-Paiva & M. Tokumaru.** 1983. Estudos hematólogicos em «bagre» *Rhamdia hilarii* (Val. 1840), teleósteo, no estágio de desenvolvimento gonadal maduro. *Boletim do Instituto de Pesca*, Sao Paulo 10: 53-60.
- Kozińska, A. K.; J. Antychowicz & P. Kostrzewa.** 1999. Influence of thrombocyte activity on the susceptibility of the carp (*Cyprinus carpio* L.) to *Aeromonas hydrophila* infection at different temperatures. *Bull. of the Veterinary Inst. Pulawy* 43: 53-62.
- Margolis, L.; G. W. Esch; J. C. Holmes; A. M. Kuris & G. A. Schad.** 1982. The use of ecological terms in parasitology (Report of an ad hoc Committee of the American Society of Parasitologists). *J. of Parasitology* 61(1): 131-133.
- McCarthy, D.H.; J.P. Stevenson & M.S. Roberts.** 1975. Some blood parameters of the rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). II. The Shasta variety. *J. of Fish Biology*, 7: 215-219.
- Migliano, M. F.** 1967. *Curso de hematología clínica veterinária*. 179p. (mimeo.).
- Molnar, G. & E. Tamassy.** 1970. Study of haemoglobina content of a single erythrocyte (M index) in various cultured fish species. *J. of Fish Biology* 2: 167-71.
- Moura, M. A. F.; I. P. Farias & A. L. Val.** 1994. Effects of temperature on leucocytes of *Colossoma macropomum* and *Hoplosternum littorale*. *Brazilian J. of Medical and Biological Research* 27: 1589-1598.
- Nair, G. A. & N. B. Nair.** 1983. Effect of infestation with isopod *Alitropus typus* M. Edwards (Crustacea: Flabellifera: Aegidae) on the haematological parameters of the host fish *Channa striatus* (Bloch.). *Aquaculture* 30: 11-19.
- Ogawa, K. & K. Inouye.** 1997. *Heterobo-*

- thrium* infection of cultured tiger puffer, *Takifugu rubripes*- A field observation. Fish Pathology 32: 15-27.
- Pérez, J. E.; A. Boada & G. Ojeda.** 1984. Blood parameter in fishes. III. Hemoglobin concentration, hematocrit and the number of red blood cells in some freshwater fishes of eastern Venezuela. Boletín del Instituto de Oceanografía de Venezuela 23 (1-2): 43-47.
- Pickering, A. D.** 1986. Changes in blood cell composition of the brown trout, *Salmo trutta* L., during the spawning season. J. of Fish Biology 29: 335-347.
- Ranzani-Paiva, M. J. T. & H. M. Godinho.** 1983. Sobre células sanguíneas e contagem diferencial de leucócitos e eritroblastos em curimbatá, *Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881 (Osteichthyes, Characiformes, Prochilodontidae). Revista Brasileira de Biología 43: 331-338.
- Reichenbach Klinke, H.H.** 1980. Enfermedades de los peces. Ed. Acribia, Zaragoza. 507p.
- Rijkers, G. T.; A. G. Teunissen; R. Van Oosterom. & W. B. Van Muiswinkel.** 1980. The immune system of cyprinid fish. The immunosuppressive effect of the antibiotic oxytetracycline in carp (*Cyprinus carpio* L.). Aquaculture 19: 177-189.
- Ringuelet, R. A.** 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas en América del Sur. Ecosur 2 (3): 1-122.
- Rowley, A. F.; T. C. Hunt; M. Page & G. Mainwaring.** 1988. Vertebrate blood cells. Fish.
- Silva-Souza, A. T.; S. C. Almeida & P. M. Machado.** 2000. Effect of the infestation by *Lernaea cyprinacea* Linnaeus, 1758 (Copepoda, Lernaeidae) on the leucocytes of *Schizodon intermedius* Garavello & Britski, 1990 (Osteichthyes, Anostomidae). Revista Brasileira de Biología 60 (2): 217-220.
- Stosik, M.** 1993. Morfologia i aktywność fagocytarna trombocytów karpia, *Cyprinus carpio*. L. Medycyna Weterinaria 49: 184-186.
- Tanzola, R. D.; S. M. Brizzola; M. Arias & C. M. Grassini.** 1993. Estudio preliminar de la parasitofauna de *Rhamdia sapo* (Siluriformes: Pimelodidae) en el sistema hidrográfico de Ventania. V Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. Noviembre de 1993. Santa Rosa, La Pampa.
- Tavares-Dias, M.; M. Laterça Martins & S. do Nascimento Kronka.** 1999a. Evaluation of the haematological parameters in *Piaractus mesopotamicus* Holmberg (Osteichthyes, Characidae) whit *Argulus* sp. (Crustacea, Branchiura) infestation and treatment whit organophosphate. Revista Brasileira de Zoologia 16 (2): 553-555.
- Tavares-Dias, M.; E. F. Silva Sandrim & E. de Campo-Filho.** 1999b. Características hematológicas de tambaqui *Colossoma macropomum* Cuvier (Osteichthyes, Characidae) em sistema de monocultivo intensivo. II. Leucócitos. Revista Brasileira de Zoologia 16 (1): 175-184.
- Tavares-Dias, M.; R.A. Tenani; L. D. Gioli & C. D. Faustino.** 1999c. Características hematológicas de teleósteos brasileiros. II. Parâmetros sanguíneos do *Piaractus mesopotamicus* Holmberg (Osteichthyes, Characidae) em policultivo intensivo. Revista Brasileira de Zoologia 16 (2): 423-431.
- Wintrobe, M. M.** 1934. Variations in the size and hemoglobin content of erythrocytes in the blood of various vertebrates. Folia Haematologica 51: 32-49.