

Prefacio

Actualmente el volumen de aguas represadas en todo el planeta es de aproximadamente 7.500 km³. Las represas artificiales son utilizadas para diversas finalidades: abastecimiento de agua, producción de energía eléctrica, irrigación, navegación, pesca, agricultura y recreación. Muchos de estos usos múltiples pueden ser identificados en el embalse de YACYRETA, cuya fase inicial de construcción y manejo de impactos pude acompañar como consultor del panel de expertos del Banco Mundial.

El presente volumen es una contribución fundamental a la biología de la flora y la fauna acuáticas de la Represa de Yacyretá. Contiene contribuciones relevantes sobre la estructura y la dinámica poblacional de la fauna íctica, ciclos reproductivos y crecimiento de importantes especies de peces y sobre la composición y distribución espacial del fitoplancton, zooplacton y bentos.

Estos estudios, posibilitarán una caracterización biológica de la represa de Yacyretá. No son únicamente trabajos descriptivos, sino que aportan información fundamental sobre la dinámica del sistema y para la comprensión de los mecanismos de funcionamiento de las represas y del efecto de éstas sobre la composición, sucesión, diversidad y productividad de la biota regional.

En un período de explotación intensa de los recursos hídricos, en la que la presión para los usos múltiples es cada vez mayor, estos estudios tienen una importancia capital: ellos constituyen una base, un fundamento para futuras aplicaciones y, por lo tanto, este volumen de la *Revista de Ictiología*, será sin duda utilizado como paradigma, por la excelencia de los trabajos y por la importante contribución a la Limnología y la Ecología de represas y ríos regulados. La diversidad de los problemas abordados en este volumen muestra también la complejidad de las represas y la necesidad de profundizar en estudios de este tipo, con investigaciones de larga duración como las que se llevan a cabo en Yacyretá, y de los cuales estos trabajos son un excelente ejemplo.

Prof. José Galizia Tundisi
Presidente
Instituto Internacional de Ecología
Sao Carlos, S.P. – BRASIL

Se agradece especialmente el puntilloso trabajo del Comité de Redacción, constituido por Sebastián Sánchez, Cristina Jorge, Juan Pablo Roux, Juan Carlos Sampietro y Lucrecia Felquer, ya que su revisión permitió eliminar numerosos errores de distinta naturaleza y darle a los trabajos la necesaria coherencia. La supervisión general del manejo de la documentación, edición, revisión e imprenta estuvo a cargo de Lucrecia Felquer, cuya experimentada contribución resultó fundamental para la publicación de este número.

Finalmente, se agradece particularmente el espacio de trabajo brindado por el Director de la *Revista de Ictiología*, Hugo A. Domitrovic, que ofreció todos los recursos editoriales disponibles para elaborar este número especial.

José A. BECHARA
Editor Responsable

REFERENCIAS

- CECOAL. 1977. *Estudios Ecológicos en el Area de Yacyretá*. Informe de Avance N° 2. Centro de Ecología Aplicada del Litoral, Corrientes. 204 p.
- MURPHY, B.R. & D. WILLIS. 1996. *Fisheries Techniques*. Second Edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 732 p.
- WELCOMME, R.L. 1992. *Pesca fluvial*. FAO Documento Técnico de Pesca 262. 303 p.

tween 3–7 days. The physical closure/dividing wall is composed by a system of dams with a total length of 66 km. The dam has two gated spillways that ensure $95.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ of maximum water spillage, and 20 Kaplan turbines, which have a generation capacity of $1.620 \text{ MW year}^{-1}$. At both sides of the powerhouse, there are elevators to allow fish migration upstream. The climate of the region is subtropical without dry season, with an average rain precipitation of 1.800 mm and a mean annual temperature of $21,5^\circ\text{C}$. From the phytogeographic standpoint, the region is within the Paranaense Province, Amazonic Domain, Neotropical Region, where two main Districts can be distinguished: De los Campos (prairies) y De las Selvas Mixtas (rainforests). The Yacyretá Binational Power Utility (EBY) concluded in 1992 its Environmental Management Plan (PMMA), establishing the main guidelines and policies to prevent, control, mitigate and compensate the impacts produced on the ecosystems and the human populations. Concerning the ichthyofauna, to achieve these objectives an intensive survey program is carried out to study fish communities, taking into account the present situation as well as the past and future modifications in the system, in both time and space. Those studies include diversity, community composition and environmental factors, estimation of population parameters, fisheries biology of the main species, efficiency of the fish passage systems, and drift of fish eggs and larvae.

KEY-WORDS: dam – reservoir – survey studies – fish – Yacyretá Dam – Paraná River – Argentina

INTRODUCCION

La represa Hidroeléctrica Yacyretá se emplazó sobre el río Alto Paraná con el fin de explotar el potencial de los rápidos del Apipé, al norte de la provincia de Corrientes (Argentina). El eje de la represa se ubica en los $27^\circ 28' \text{ S}$ y $56^\circ 44' \text{ O}$, cubriendo una superficie aproximada de 1200 km^2 a cota de 76 m s.n.m.

El principal objetivo del emprendimiento es el de proveer energía hidroeléctrica para el sistema energético de la Argentina y Paraguay, considerando además beneficios secundarios como la construcción de esclusas para mejorar la navegación, el riego, entre otros.

El proyecto original, y gran parte de su construcción, no contó con estudios previos o evaluaciones sobre temas ambientales, efectuándose relevamientos puntuales y recopilaciones bibliográficas. En el año 1992 se elaboró el Plan de Manejo de Medio Ambiente (PMMA), cuando la obra civil se encontraba construida casi en su totalidad (EBY, 1992).

Desde el punto de vista ambiental, actualmente se considera un desacierto la construcción de esta obra en el área, aunque cabe destacar que fue pro-

yectada en la década del '70 cuando los aspectos ecológicos y fundamentalmente el mantenimiento de la biodiversidad y el desarrollo sustentable, eran consideradas una utopía.

El principal objetivo del presente trabajo es brindar un panorama amplio de las características de la Central Hidroeléctrica de Yacyretá y del ambiente de su zona de influencia, de modo que sirva de referencia para ubicar adecuadamente los trabajos que se realizan con relación a la fauna íctica. Adicionalmente, se brinda una breve descripción del Programa de Manejo de Medio Ambiente, con particular mención a los programas de monitoreo de la ictiofauna.

APROXIMACION HISTORICA

Breve reseña sobre centrales hidroeléctricas en Argentina

La historia del desarrollo hidroeléctrico en la República Argentina se inicia a fines del siglo pasado. En efecto, es la provincia de San Juan la primera en contar con una modesta usina inaugurada en 1896 en la Quebrada del Zonda. En poco más de un siglo el país llegó a tener 99 obras hidroeléctricas de uso múltiple, en su mayoría de reducidas dimensiones. Sus lagos o embalses ocupan apenas el 0,1% del territorio nacional aunque de esa superficie, que totaliza unos 3.000 km^2 , el 80% correspondía a cuatro cierres antes de la construcción de Yacyretá: Mari Menuco y Los Barreales en Cerros Colorados (provincia del Neuquén), el lago Ramos Mexía de El Chocón (provincia del Neuquén), la presa frontal de Río Hondo (provincia de Santiago del Estero) y Salto Grande (provincia de Entre Ríos). En 1983 se inician las obras de la presa de Yacyretá en el río Paraná (provincia de Corrientes).

El Proyecto Yacyretá

Los primeros antecedentes sobre estudios relativos al aprovechamiento del río Paraná, en la República Argentina, se remontan a la década de 1920, en que la Dirección General de Navegación y Puertos realiza un análisis sobre la potencialidad de usos energéticos que ofrecía el tramo comprendido entre los saltos del Apipé y Corpus.

Sin embargo, el antecedente formal más importante data del 15 de septiembre de 1926, en que el embajador argentino en Washington, doctor Honorio Pueyrredón, suscribe en esa ciudad un convenio con el ministro plenipotenciario del Paraguay, doctor Eusebio Ayala, el cual no llegó a tener vigencia efectiva.

Treinta años más tarde se rubrica un nuevo convenio donde se constituye una comisión mixta destinada a confeccionar el informe, sobre navegabilidad y usos energéticos del río Paraná, que en realidad se materializó ocho años más tarde.

emplazada en tierra firme en la ribera correntina; 2- presa Principal Izquierda sobre el brazo mayor del río Paraná, de 1,8 km de longitud y 31 metros de altura máxima; 3- presa de Cierre del Brazo Principal, de 1,9 km de longitud y 42 metros de altura máxima; 4- presa sobre la isla Yacyretá de 18,4 km de longitud, con una altura máxima de 26 metros; 5- presa de Cierre del Brazo Aña Cuá con una longitud de 3,6 km y una altura máxima de 24 metros y 6- presa Lateral Derecha sobre tierra firme de la ribera paraguaya, de 27 km de longitud y 16 metros de altura máxima. La represa cuenta con dos vertederos. El vertedero del Brazo Principal está equipado con 18 compuertas radiales de 15 m de ancho (Figura 2). La pileta de aquietamiento tiene un ancho de 343 m y una longitud total de 100 m,

megavatios cada una. Cada una de estas máquinas está capacitada para funcionar con el turbinado de un caudal promedio de $730 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. La velocidad de rotación o giro de las turbinas es de 71,4 rpm. Los generadores que se encuentran acoplados a las citadas máquinas, tienen una potencia nominal continua de 172,5 MVA. Su generación es de 13,2 kv en una frecuencia de 50 Hz (Harza & Consorciados, 1994).

Al hacer un corte transversal de la central o casa de máquinas, en valores de cota sobre el nivel del mar, podemos describir la cota 86 m s.n.m. o ruta internacional como cota de referencia (Figura 3). En cota 70 m s.n.m. se ubican los transformadores y equipos de protección de sobretensiones. En la cota 63 m s.n.m. se ubica la sala de generadores y

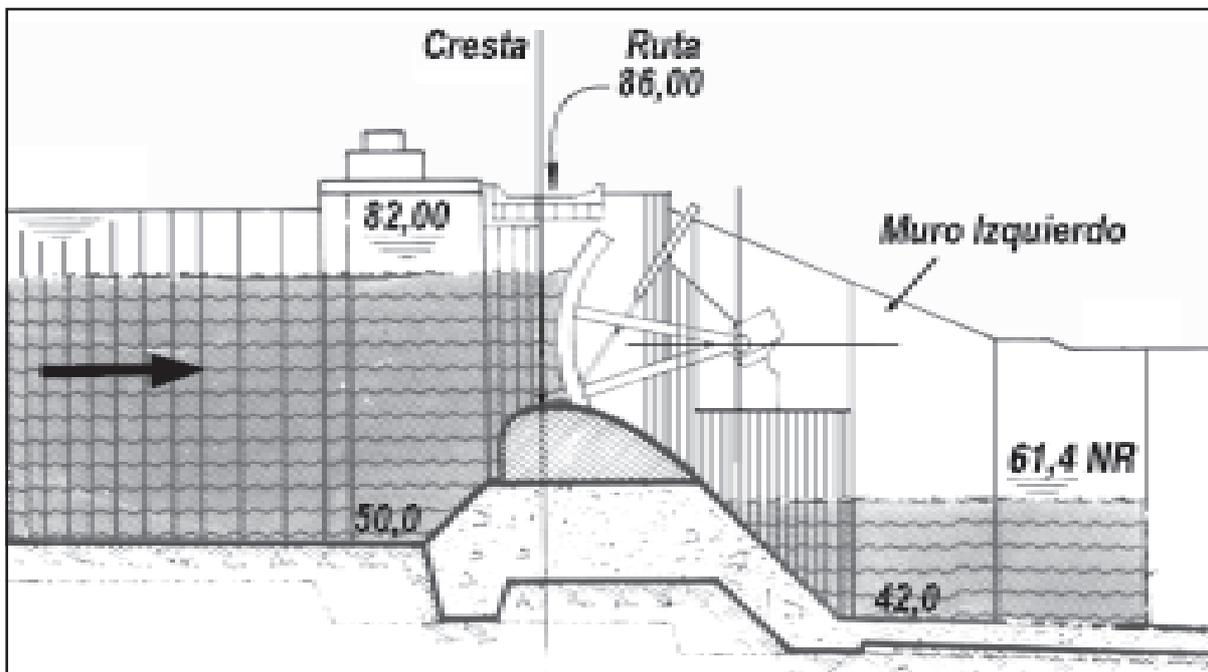


Figura 2. Sección transversal del vertedero del Brazo Principal. Los números representan cotas sobre el nivel del mar.

el conjunto tiene una capacidad de evacuación de hasta $55.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. En la presa de Cierre del Brazo Aña Cuá, se encuentra un vertedero dotado de 16 compuertas radiales de 15 m de ancho, la pileta de aquietamiento tiene un ancho de 307 m y una longitud total de 90 m. El vertedero tiene una capacidad de evacuación de hasta $40.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. La apertura de los vertederos produce sobresaturación gaseosa en el río aguas abajo (Domitrovic *et al.*, 1994) por lo que su operación está sujeta a estrictos procedimientos destinados a reducir al mínimo la sobresaturación.

La central o casa de máquinas se encuentra adyacente al Vertedero del Brazo Principal, en cuyo edificio se encuentran las 20 turbinas Kaplan con una potencia nominal de generación de 135

todo el conjunto de la galería eléctrica y las instalaciones de comando. En cota 58 m s.n.m. se encuentran la galería de acceso a los equipos auxiliares de las turbinas. Sobre cota 50 m s.n.m. se encuentran los equipos de agua y los sistemas de enfriamiento de las máquinas. En la galería a cota 42 m s.n.m. se encuentran los accesos al tubo de aspiración de las turbinas, túneles de inspección y de mantenimiento de los rodetes de las turbinas. Se cuenta además, con otros accesos y galerías de inspección en distintas cotas. Del lado del embalse, la entrada de agua está cubierta por una reja de 20 m de malla que impide el pasaje de objetos de gran tamaño, incluyendo peces.

En los extremos de la casa de máquina se ubican las instalaciones para el ascenso de los peces. Al pre-

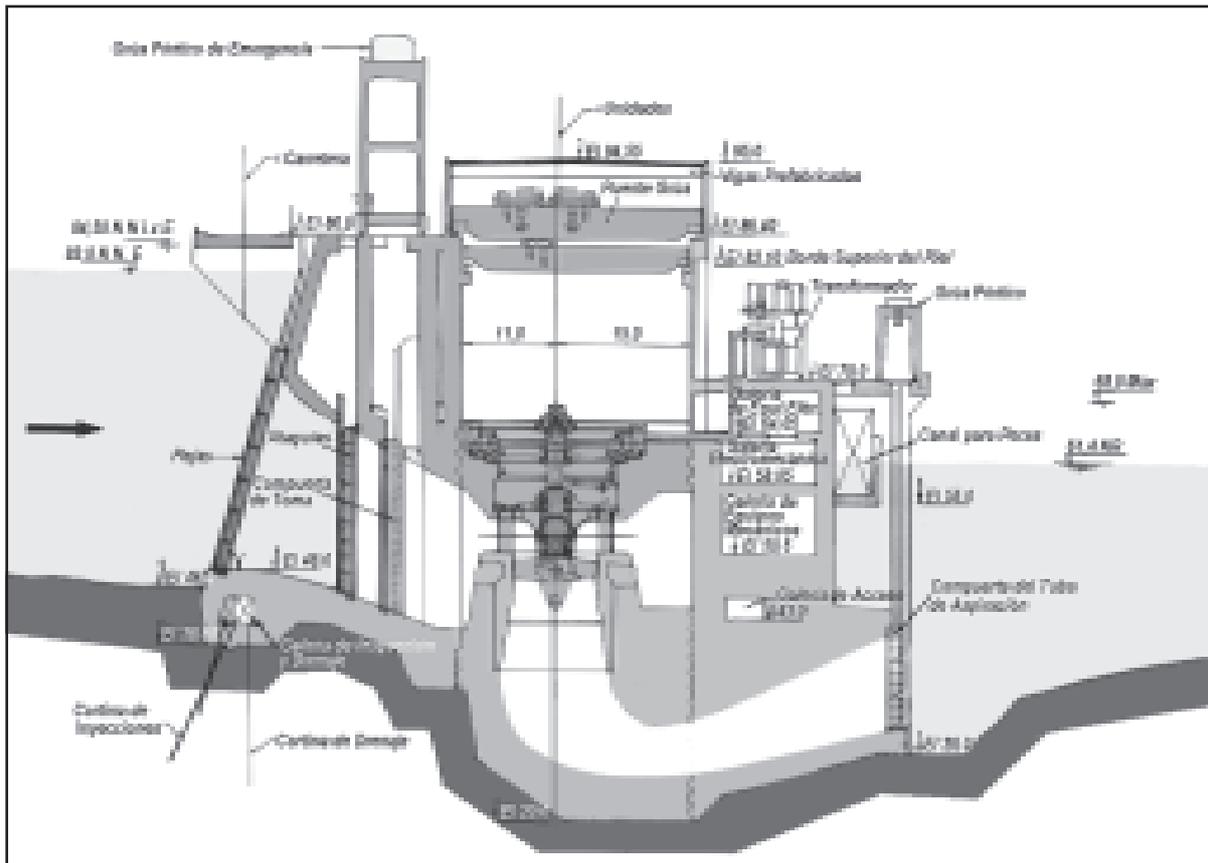


Figura 3. Sección transversal a lo largo del eje principal del río, de una turbina tipo Kaplan con sus elementos accesorios.

desde la desembocadura del arroyo Yábebiry (provincia de Misiones), progresiva km 1.624, hasta Puerto Abra (provincia de Corrientes) progresiva km 1.320. En dicho tramo se establecieron ocho estaciones de monitoreo para la fauna íctica sobre la margen izquierda (Figura 4, Tabla 1).

Estación de muestreo (área)	Ubicación (en WGS84)
1- Arroyo Yabebiry	S 27° 18' 41" W 55° 35' 03"
2- Nemesio Parma	S 27° 20' 34" W 56° 00' 03"
3- Puerto Garaphé	S 27° 36' 26" W 56° 23' 12"
4- Puerto Valle	S 27° 36' 09" W 56° 25' 41"
5- Puerto Loma Negra	S 27° 28' 34" W 56° 42' 00"
6- Itá Ibaté	S 27° 25' 18" W 57° 20' 02"
7- Puerto Yahapé	S 27° 22' 59" W 57° 39' 15"
8- Puerto Abra	S 27° 18' 47" W 57° 53' 29"

Tabla 1. Denominación y ubicación de las estaciones de muestreo para el monitoreo de la fauna íctica de la margen izquierda. Corresponden a los símbolos gris claro en la Figura 4 en sentido aguas abajo.

A continuación se realiza una descripción más detallada y actualizada de dicha área tanto desde el punto de vista climatológico y geológico, como fitogeográfico. Si bien climáticamente la región se define como subtropical sin estación seca, el carácter transicional con la Región Chaqueña es evidente, siendo los límites fluctuantes debido a la interacción de masas de aire de diferentes orígenes y estado higrométrico. El promedio de lluvias en el área de la presa es de 1.818 mm año⁻¹ (Datos de la Estación Meteorológica Ituzaingó, período 1984–98) y su distribución en el tiempo admite una corta estación seca en invierno. La temperatura ambiente promedio anual es de 21,5° C, con una máxima absoluta de 41° C y una mínima absoluta de –1° C (período 1984–98) (Cornazzani, 1999). Tales temperaturas definen anualmente un rango térmico del agua del río que varía cíclicamente entre un mínimo de 17° C y un máximo de 30° C, con una media de 20° C.

Desde el punto de vista geológico, a la zona de estudios se la incluye en la unidad conocida como mesopotamia (Gentili & Rimoldi, 1976) que puede considerarse como el extremo austral de la denominada cuenca del Paraná, de amplio desarrollo en el Brasil. El área que involucra el paisaje y las condiciones geomorfológicas, se inicia aguas arriba de



Figura 4. Foto satelital del río Paraná en la zona de influencia de la represa de Yacyretá, con la localización de los sitios de muestreo de la fauna íctica. En gris oscuro: margen derecha. En gris claro: margen izquierda (ver Tabla 1). En blanco: sitios de muestreo de huevos y larvas.

FAUNA ICTICA – LOS MONITOREOS Y SUS OBJETIVOS

Las dimensiones de la represa de Yacyretá la sitúan entre las más grandes de Latinoamérica y, consecuentemente, la amplitud de los impactos producidos sobre los medios físico, biótico y socioeconómico, motivaron una serie de estudios, realizados por organismos gubernamentales y no gubernamentales, que se iniciaron en 1976 (CECOAL, 1977, 1979, 1981). En agosto de 1992 se concluyó el informe de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) y el Plan de Manejo Ambiental (EBY, 1992). Estos dos trabajos detallan y agrupan las medidas de mitigación, compensación, control y monitoreo ambiental a llevarse a cabo en la zona de influencia de la represa.

A partir de estos informes la Entidad Binacional Yacyretá elaboró en 1992 el Plan de Manejo de Medio Ambiente – PMMA, donde se establecen los lineamientos y las políticas a aplicar en diferentes etapas de la obra, a los fines de prevenir, controlar, mitigar o compensar los distintos impactos que se producen a los ecosistemas y a las comunidades por la construcción de la obra y la operación de la usina hidroeléctrica. Además, se buscó proteger áreas de alto valor ecológico, social y cultural en la zona de influencia de la represa de Yacyretá.

Sin embargo, situaciones creadas por el retraso en la programación del llenado a cota definitiva y la permanencia actual a cota 76 m s.n.m. indujeron al Sector Medio Ambiente del Departamento de Obras Complementarias de la EBY a promover modificaciones en el PMMA.

El PMMA se compone de cuatro grandes programas: (i) Recuperación y Protección de los Recursos Naturales, (ii) Control de Calidad de Agua, (iii) Recuperación de Areas de Valor Económico, Social, y Cultural y (iv) Compensación a Poblaciones Afectadas. Todos están incluidos en el Plan de Garantía de Calidad Ambiental, el cual tiene como objetivo asegurar que los impactos previstos se mantengan en sus niveles mínimos.

Los impactos de la construcción de usinas hidroeléctricas sobre la fauna íctica han sido objeto de numerosos estudios y revisiones (Welcomme, 1992; Petts, 1982). Se relacionan, básicamente, con los cambios del régimen hídrico del río, de lótico a lenítico, o semilenítico como es el caso de este embalse a cota 76 m s.n.m., la interrupción de la migración de peces, con la pérdida de los ecosistemas necesarios para la preservación de la ictiofauna. Sin embargo, teniendo en cuenta las características tan particulares de Yacyretá, es de prever que ocurran ciertos impactos con características no detectadas en otros ambientes.

El relevamiento de los datos es una actividad relacionada con el diagnóstico ambiental y la evaluación del recurso íctico, consistente en la colección de informaciones cualicuantitativas a través de procedimientos estandarizados de observaciones y/o muestreos y sin un preconcepto de lo que será descubierto. Tales tareas se desarrollan de forma sistemática a lo largo del tiempo para contemplar las variaciones cíclicas de media duración (EBY, 1998).

Los programas previstos en el Estudio de Impacto Ambiental para la mitigación de los impactos

- el alerta hidrológico de la cuenca del Río de la Plata. (Primera Etapa: Diagnóstico y Prediseño – Informe Final). 312 p. y Anexos.*
- CORNAZZANI, A. 1999. *Síntesis de registros meteorológicos*. Informe Interno EBY (inédito). 8 p.
- DOMITROVIC, H.A.; J.A. BECHARA; R. JACOBO; C.I. FLORES QUINTANA & J.P. ROUX. 1994. Mortandad de peces en el río Paraná provocada por sobresaturación de gases: causas y lesiones. *Revista de Ictiología* 23:49–54.
- EBY. 1992. PMMA. *Informe de evaluación ambiental*. Proyecto Hidroeléctrico Yacyretá. Informe Interno EBY, p.
- EBY. 1998. *Octavo panel de expertos medio ambiente y reasentamiento*. Informe Interno de la EBY. 38 p.
- GENTILI, C.A. & H.V. RIMOLDI. 1976. *Mesopotamia*. p. 185–223. *Actas del segundo simposio de geología regional Argentina*. Academia Nacional de Ciencias de Córdoba, Argentina. 8 al 11 de septiembre de 1976.
- HARZA & CONSORCIADOS. 1994. *Proyecto Yacyretá. Manual de operación del embalse*. Tomos I y II. 200 p.
- HONFI, A.; G. SEIJO; I. LIRUSSI & R. GUILLEN. 1994. *Inventario florístico preliminar de la vegetación de dos localidades afectadas por emprendimiento binacional Yacyretá*. V Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral.
- INSAURRALDE I.; M. RODRIGUEZ; R. GUILLEN; A. CARDOZO; A. HONFI & G. SEIJO. 1997. *Inventario florístico de una localidad con pajonales naturales del sur de Misiones*. Resúmenes VI Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral. p. 5.
- MARTINEZ–CROVETTO, R. 1963. Esquema fitogeográfico de la provincia de Misiones (Rep. Arg.). *Bonplandia* 1(3):171–223.
- NEIFF, J.J. 1986. Las grandes unidades de vegetación y ambiente insular del río Paraná en el tramo Candalaria–Itá Ibaté. *Rev. Asoc. Ciencias Naturales del Litoral* 17(1):7–30.
- NEIFF, J.J. 1994. *Ambientes protegidos y áreas compensatorias del embalse de Yacyretá en Corrientes*. Convenio Subsecretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente – Entidad Binacional Yacyretá, Corrientes. 104 p. Anexos (fotos, figuras y tablas).
- PETTS, G.E. 1984. *Impounded Rivers: perspectives for ecological management*. John Wiley & Sons, Chichester, 325 p.
- 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.
- ROA, B.H.; E.D. PERMINGEAT; L.M. HIRT; P. ARAYA & S. FLORES. 1998. *Informe final sobre las campañas de pesca experimental en el río Paraná entre las progresivas km.1510 (Puerto Valle) y km.1570 (Puerto Nemesio Par ma)*. Argentina. Convenio EBY – U.Na.M. 92 p. y Anexos.
- WELCOMME, R.L. 1992. *Pesca fluvial*. FAO, Documento Técnico de Pesca 262. Roma. 303 p.

Recibido para su publicación: Febrero de 1999.
 Aceptado para su publicación: Julio de 2000.

the river hydrological cycle and its related factors, because of the high rate of water renewal of the reservoir.

KEY-WORDS: phytoplankton – biodiversity – reservoir – Yacyretá – Paraná River – Argentina

INTRODUCCION

En las últimas décadas, las principales cuencas hidrográficas de América del Sur fueron considerablemente modificadas por la construcción de numerosas represas. El tramo superior del río Paraná y sus principales tributarios en territorio brasileño, se represaron intensamente, con la consecuente alteración en su régimen hidrológico y limnológico (Tundisi, 1981; Paiva, 1982; Agostinho *et al.*, 1994). La construcción de una presa implica en lo inmediato la reducción del flujo y el aumento del tiempo de residencia del agua. Esta transformación inicial, es la principal responsable de una serie de modificaciones en las características físicas, químicas y biológicas observadas en las áreas represadas y aguas abajo de las mismas (Tundisi, 1988; Junk *et al.*, 1989; Petts, 1992; Agostinho *et al.*, 1992, 1994; Thomaz *et al.*, 1997).

En abril de 1990, el flujo del río Paraná sufrió una nueva alteración debido al cierre de la represa Yacyretá, que introdujo una modificación en las

condiciones normales de escurrimiento. En agosto de 1994, se completó el llenado del embalse a cota 76 m s.n.m. y como consecuencia de ello, es de esperar se produzcan importantes alteraciones de los recursos bióticos. En tal sentido, además de las variaciones estacionales en la calidad del agua, se esperan modificaciones en las comunidades acuáticas existentes debido a los procesos de estabilización y maduración del embalse (Biswas, 1972; Beadle, 1974; Tundisi, 1988; Julio Jr. *et al.*, 1997).

De los estudios previos sobre el fitoplancton de éste tramo del río podemos citar los trabajos realizados por Bonetto (1976), CECOAL (1977, 1981), EBY (1979), Zalocar de Domitrovic & Vallejos (1982), Bonetto *et al.* (1983), Absi & Meichtry de Zaburlín (1987), Meichtry de Zaburlín (1989, 1993, 1994), COMIP (1994), Meichtry de Zaburlín *et al.* (1994, 1995), Roa & Permingeat (1995).

El objetivo de este trabajo es describir y analizar los principales atributos del fitoplancton y sus variaciones temporales en relación con factores ambientales, durante el primer año del llenado del embalse Yacyretá, a fin de proporcionar información de base de las primeras etapas de la sucesión fitoplanctónica de este nuevo cuerpo hídrico. El trabajo forma parte complementaria de un estudio sobre la fauna íctica en el área de influencia de la represa Yacyretá, en el marco del convenio Univer-

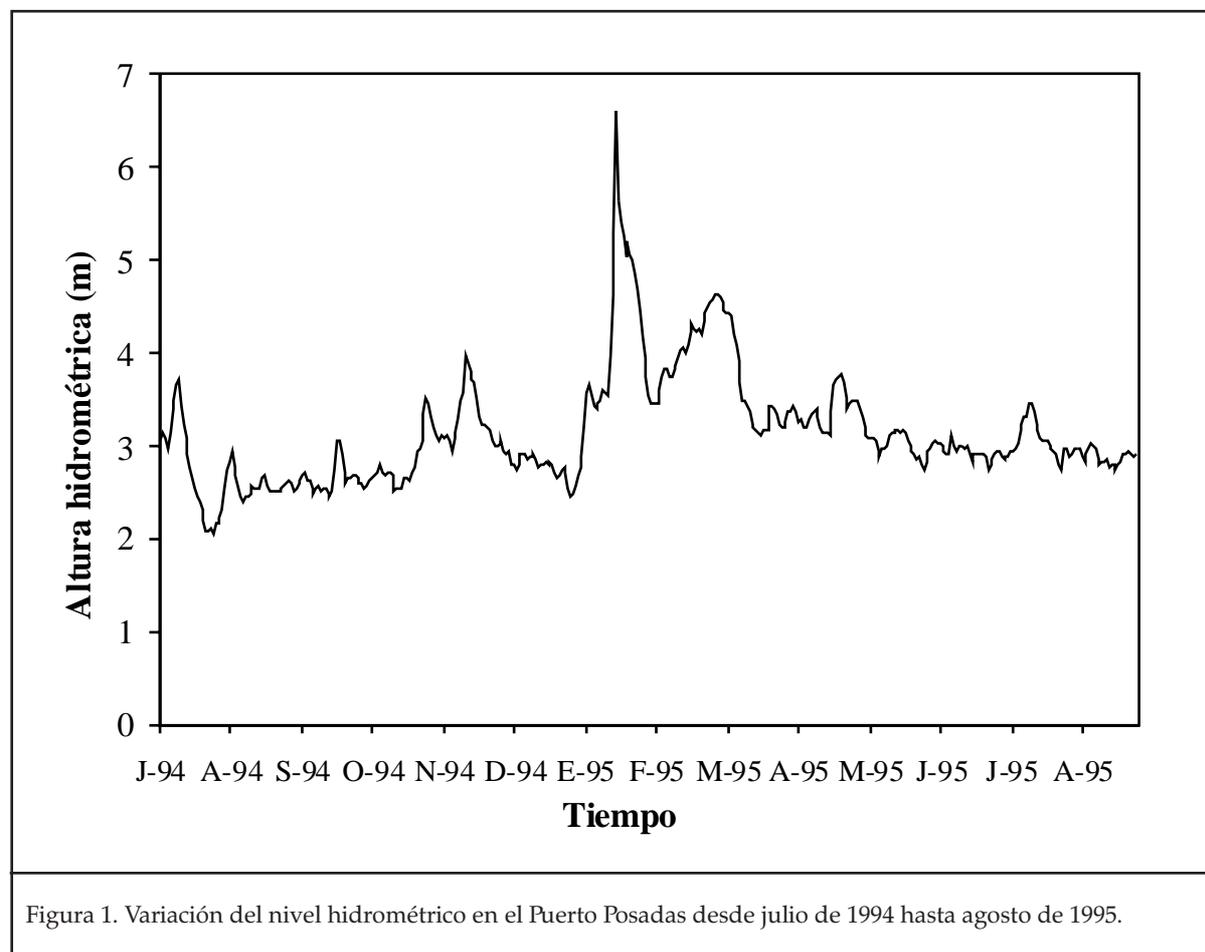


Figura 1. Variación del nivel hidrométrico en el Puerto Posadas desde julio de 1994 hasta agosto de 1995.

Tabla 2. Lista de los taxones de algas hallados en las muestras sedimentadas de plancton en Puerto Valle y Nemesio Parma. (julio de 1994 – agosto de 1995). n.i.: No identificado.

CYANOPHYCEAE*Anabaena circinalis* Rabenh.*A. spiroides* Kleb.*Anabaena* sp.*Chroococcus limneticus* Lemm.*Ch. minutus* (Kütz.) Näg.*Chroococcus* sp.*Lyngbya* sp.*Merismopedia elegans* A. Braun*M. tenuissima* Lemm.*Merismopedia* sp.*Microcystis aeruginosa* Kütz.*M. aeruginosa* f. *major* (Wittr.) Smith*M. minutissima* W. West*Microcystis* sp.*Oscillatoria* spp. (2)*Raphidiopsis mediterranea* Skuja**CHLOROPHYCEAE***Actinastrum hantzschii* Lagerh.*Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs*A. gracilis* (Reinsch.) Kors.*Ankistrodesmus* sp.*Botryococcus braunii* Kütz.*Chlamydomonas* sp.*Chlorella* sp.

Chlorococcal n. i. (2)

Coelastrum cambricum Archer*Coelastrum* sp.*Coenochloris* sp.*Crucigenia fenestrata* Schmidle*C. quadrata* Morr.*C. tetrapedia* (Kirch.) W. & W.*Crucigenia* sp.*Dictyosphaerium ehrenbergianum* Näg.*D. pulchellum* Wood*Elakatothrix gelatinosa* Wille*Eudorina elegans* Ehr.*Gloeocystis gigas* (Kütz.) Lagerh.*Gloeocystis* sp.*Golenkinia radiata* (Chod.) Wille*Golenkinia* sp.*Gonium sociale* (Duj.) Warming*Kirchneriella contorta* (Schmidle) Bohlin*K. obesa* (W. West) Schmidle*Kirchneriella* sp.*Micractinium bornhemiensis* (Conr.) Kors.*M. pusillum* Fres.*Monoraphidium arcuatum* (Kors.) Hindák*M. braunii* (Näg.) Kom.-Legn.*M. contortum* (Thurp.) Kom.-Legn.*M. convolutum* (Corda) Kom.-Legn.*M. irregulare* (Smith) Kom.-Legn.*M. minutum* (Näg.) Kom.-Legn.*M. setiforme* (Nyg.) Kom.-Legn.*M. tortile* (W. & W.) Kom.-Legn.*Monoraphidium* spp. (2)*Nephrocytium agardhianum* Näg.*N. lunatum* W. & W.*Nephrocytium* sp.*Oedogonium* sp.*Oocystis lacustris* Chod.*O. pusilla* Hansg.*Oocystis* sp.*Pandorina morum* (Müll.) Bory*Paradoxia multisetata* Swir.*Pediastrum biradiatum* Meyen*P. duplex* Meyen*P. simplex* (Meyen) Lemm.*P. tetras* (Ehr.) Ralfs*Planctonema lauterbornii* Schmidle*Pleodorina* sp.*Scenedesmus acuminatus* (Lagerh.) Chod.*S. acutus* Meyen*S. bicaudatus* (Hansg.) Chod.*S. denticulatus* Lagerh.*S. ecornis* (Ehr.) Chod.*S. opoliensis* Ritcht.*S. ovalternus* Chod.*S. quadricauda* (Turp.) Bréb.*Scenedesmus* spp. (4)*Schroederia setigera* (Schroed.) Lemm.*S. spiralis* (Printz) Kors.*Sphaerocystis schroeteri* Chod.*Tetraedron caudatum* (Corda) Hansg.*T. minimum* (A. Braun) Hansg.*T. trigonum* (Näg.) Hansg.*T. trigonum* var. *gracile* (Reinsch.) DeToni*Tetrallantos lagerheimii* Teil*Tetrastrum heteracanthum* (Nordst.) Chod.*Treubaria triappendiculata* Bernard

Volvocal n. i.

Westella botryoides (W. West) De Wild.*W. linearis* Smith

Tabla 3. Media aritmética (\bar{x}) y coeficiente de variación (CV) de los porcentajes de composición de los principales grupos del fitoplancton total, densidad (ind. ml⁻¹), riqueza de especies, diversidad (bits) y uniformidad. Período julio de 1994 a agosto de 1995 (n=16).

días). El embalse tiene una superficie de 1140 km², con un volumen estimado de 7000 hm³ y una profundidad máxima de 23 m (Gavilán, com. pers.).

MATERIAL Y METODOS

Los estudios se realizaron sobre muestras cualitativas y cuantitativas colectadas a nivel subsuperficial durante el período julio de 1994 a agosto de 1995, con frecuencia mensual. En los meses de octubre y noviembre de 1994 y febrero y marzo de 1995 los muestreos tuvieron una frecuencia quincenal. Las estaciones de muestreo se encuentran ubicadas en Puerto Valle, a la altura de la progresiva km 1510 del río Paraná y en las cercanías del destacamento Nemesio Parma de la Prefectura Naval Argentina (progresiva km 1570 del río).

La estación Puerto Valle se halla ubicada en la zona lacustre o del embalse propiamente dicho, en tanto que Nemesio Parma se sitúa en la zona de transición río–embalse. En cada estación se establecieron dos puntos de muestreo, uno ubicado en la margen izquierda (MI), aproximadamente a 50 m de la costa y con una profundidad media de 3 a 4 m y otro en el centro (C) a 500 m de la costa (sobre el canal principal) con una profundidad mayor a 15 m en Puerto Valle y de 8 a 10 m en Nemesio Parma.

El material fitoplanctónico para el estudio sistemático se concentró mediante una red de 20 μ m de abertura de malla y se fijó con formol al 5%. Para el análisis cuantitativo las muestras se recolectaron manualmente en frascos de 250 ml de capacidad y

se fijaron “in situ” con solución de Lugol y ácido acético.

El análisis cuantitativo se realizó siguiendo la técnica de Utermöhl (1958) con un microscopio invertido a 400 aumentos. Los resultados se refirieron a individuos (células, cenobios, colonias y/o filamentos) por mililitro, es decir, en la forma en que se presentan en la naturaleza.

Se analizó riqueza de especies, densidad, diversidad de especies (Shannon & Weaver, 1963) y uniformidad (Lloyd & Ghelardi, 1964) de la comunidad fitoplanctónica.

Paralelamente a los muestreos, se realizaron mediciones de algunas variables físicas y químicas del agua a nivel subsuperficial, tales como transparencia (disco de Secchi), temperatura, pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto (analizador de agua Cole Parmer). En la región del embalse se realizaron perfiles verticales de temperatura y oxígeno disuelto en diferentes épocas del año. La Prefectura Naval Argentina proporcionó los datos de nivel hidrométrico en Puerto Posadas.

RESULTADOS

Características ambientales

La variación del nivel hidrométrico (Figura 1) durante el período de estudio, en la escala del puerto de Posadas, osciló entre 2,06 m (24/07/94) y 6,70 m (16/01/95), y en términos generales fue comparativamente superior al registrado en el período 1993–1994. Se observó una creciente mayor en los meses de verano y una de menor intensidad en primavera.

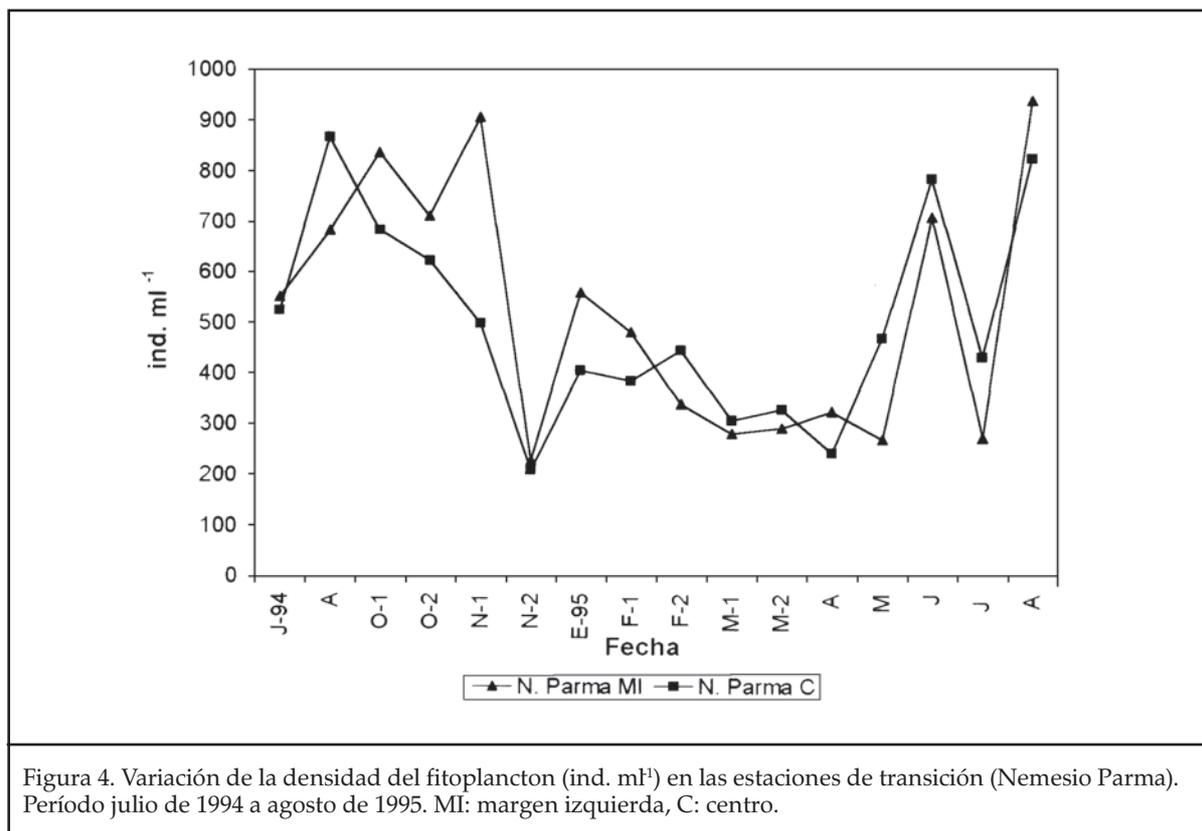


Figura 4. Variación de la densidad del fitoplancton (ind. ml⁻¹) en las estaciones de transición (Nemesio Parma). Período julio de 1994 a agosto de 1995. MI: margen izquierda, C: centro.

La transparencia del agua (Tabla 1) varió entre 0,30 m (noviembre, 1994) y 1,95 m (octubre, 1995). Los valores promedio en la estación del embalse (Puerto Valle) fueron superiores a los registrados en la de transición (Nemesio Parma).

La temperatura del agua fluctuó entre 18,5 °C (julio, 1995) y 31,4 °C (febrero, 1995), siendo ligeramente más elevada en Puerto Valle, donde no se registró estratificación térmica.

Los valores de pH oscilaron entre 6,61 y 7,36 UpH, con un valor medio que superó ligeramente el punto neutro.

La conductividad del agua fue baja, con un máximo de 59,9 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y un mínimo de 39,9 $\mu\text{S cm}^{-1}$, con valores medios similares en ambas estaciones y bajos coeficientes de variación.

La concentración de oxígeno disuelto presentó una en los distintos puntos entre 4,8 y 11,1 mg l⁻¹, con valores medios semejantes en ambas estaciones (Tabla 1) y con porcentajes de saturación elevados (\bar{x} =89%). Los valores más bajos se detectaron en el mes de agosto (1994), con un valor de saturación del 66% en la zona del embalse y del 54% en la zona de transición, y los más elevados en octubre (1994) y febrero (1995) con un registro máximo del 141%.

Comunidad fitoplanctónica

a) Análisis cuali-cuantitativo

Durante el estudio se identificaron 222 entidades específicas distribuidas en 8 Clases de algas

(Tabla 2). Aproximadamente el 70% de los taxa hallados fueron comunes a ambos ambientes. Las Clases mejor representadas en cuanto al número de especies fueron las Chlorophyceae (36%) y Bacillariophyceae (23%).

En las estaciones del embalse la densidad del fitoplancton (Figura 2) osciló entre 305 (julio, 1995, C) y 6032 ind. ml⁻¹ (agosto, 1995, C) con un valor medio de 1549 ind. ml⁻¹ (CV=101%). La densidad media (Tabla 3) fue ligeramente mayor en las muestras de la margen izquierda (\bar{x} =1654 ind. ml⁻¹) que en las del centro del cauce (\bar{x} =1443 ind. ml⁻¹). En las estaciones del embalse las mayores abundancias se registraron a fines de febrero y marzo y en el mes de agosto (1995), correspondiendo los dos primeros meses a altos niveles hidrométricos, baja transparencia y períodos de inestabilidad del nivel de las aguas, mientras que en el mes de agosto el río estuvo estabilizado (alrededor de 3 m), con escasas precipitaciones y transparencia un poco más elevada. Las Cryptophyceae fueron las dominantes numéricas en la mayoría de las muestras de la región del embalse, tanto de la margen izquierda como del centro, con porcentajes de composición total que oscilaron entre el 12,4 y 84,3% (Figura 3) con un valor medio anual del 48,5% (CV=43%). Por su constancia y abundancia se destacaron *Cryptomonas erosa*, *Chroomonas acuta*, *Chroomonas* sp. y *Cryptomonas caudata*. Las Bacillariophyceae (2,9–71,8%) fueron predominantes en algunos muestreos y se comportaron en los restantes como

Los taxa más importantes por su constancia y abundancia en la zona de transición (Nemesio Parma) fueron las diatomeas céntricas, *Aulacoseira granulata* y sus variedades, *A. distans*, *Aulacoseira* sp., *Cyclotella meneghiniana* y *Cyclotella* sp. En cambio, en la zona del embalse (Puerto Valle) las Cryptophyceae, *Cryptomonas erosa*, *Chroomonas acuta*, *Chroomonas* sp. y *Cryptomonas caudata* fueron las mejor representadas.

El número de especies por muestra ($\bar{x}=41$ especies) fue más elevado que el observado en el ciclo anterior (Meichtry de Zaburlín, 1994), especialmente en las estaciones del embalse con numerosas especies esporádicas. La riqueza de especies por muestra fue similar entre las localidades de muestreo.

La diversidad de especies presentó valores elevados ($\bar{x}=4,25$ bits) y homogéneos en ambas localidades. Los valores medios fueron ligeramente más elevados que los registrados en el ciclo anterior (1993–1994), mientras que el componente de uniformidad mostró valores similares en la zona de transición y más bajos en la zona del embalse (Meichtry de Zaburlín, op. cit.).

La densidad del fitoplancton en la región de transición fue levemente más elevada que la hallada antes del llenado del embalse, con un valor medio de 515 ind. ml⁻¹ y un coeficiente de variación del 43%. En las estaciones del embalse, en cambio, se observó un notable incremento de la concentración algal en comparación con el período 1993–1994 (Meichtry de Zaburlín, op. cit.) registrándose un máximo de 6032 ind. ml⁻¹ y un valor medio para el período considerado de 1549 ind. ml⁻¹. Esta zona del río, totalmente inundada en la actualidad, muestra un cambio en la velocidad y dirección de las aguas que se asemeja más a la de un ámbito lacustre (Scheusow, com. pers.) y constituye un ambiente más favorable para el desarrollo del fitoplancton.

También se detectó un cambio en la estructura de dominancia a nivel de Clases. En estudios anteriores, las Bacillariophyceae fueron siempre el grupo más importante en el fitoplancton del río Alto Paraná, seguido en general por las Chlorophyceae y Cyanophyceae (CECOAL, 1977, 1981; EBY, 1979; Zalocar de Domitrovic & Vallejos, 1982; Bonetto *et al.*, 1983; García de Emiliani, 1990; Meichtry de Zaburlín, 1994). En las nuevas condiciones, en la zona de transición, las Bacillariophyceae permanecen dominantes con porcentajes medios de composición del 51%. En cambio las Cryptophyceae ($\bar{x}=23\%$) reemplazaron a las Chlorophyceae en la subdominancia. Esta estructura se mantuvo durante el tiempo de muestreo con ligeras variaciones estacionales. Las Chlorophyceae ocuparon el tercer lugar en abundancia y las Cyanophyceae se hallaron presentes en todos los inventarios en ba-

jos porcentajes, con un incremento en la abundancia relativa durante el mes de febrero.

En la estación del embalse las Cryptophyceae constituyeron el grupo dominante ($\bar{x}=48,5\%$) tanto en las muestras de la margen izquierda como del centro y sólo ocasionalmente las diatomeas fueron más importantes. La dominancia de esta fracción del fitoplancton de pequeño tamaño, es característica de embalses con alta tasa de renovación (Hynes, 1970; Petts, 1992). La importancia de este grupo también fue señalada por Lewis & Riehl (1982) en ecosistemas tropicales de sudamérica y por Tundisi *et al.* (1991) para embalses de Brasil. Las Bacillariophyceae fueron en general el grupo subdominante, con porcentajes de participación promedio del 27,5%, a excepción de los meses de verano y principios del otoño cuando las Chlorophyceae fueron más abundantes, especialmente en las muestras de la margen izquierda. El predominio de las Cryptophyceae y Bacillariophyceae también se observó en el embalse de Segredo, Brasil, en los años posteriores al llenado de la represa (Julio Jr. *et al.*, 1997). En cambio, las Bacillariophyceae fueron dominantes en el embalse de Salto Grande, Argentina, durante los primeros años (Quirós & Luchini, 1982).

La mayor densidad algal en la localidad Nemesio Parma se registró en momentos en que el río se hallaba estabilizado y en los meses de menores precipitaciones. Esta situación es semejante a lo que se observa generalmente para el fitoplancton de aguas lóxicas del río Alto Paraná (Zalocar de Domitrovic & Vallejos, 1982; Bonetto *et al.*, 1983). En esta localidad las diatomeas céntricas son las especies predominantes probablemente porque son más tolerantes a disturbios físicos del ambiente, generalmente dependen de altos coeficientes de mezcla por turbulencia que impiden su hundimiento y son especies R-estrategas (Reynolds, 1988).

En la localidad Puerto Valle, el cambio en las características ambientales durante este período influyó en la composición de especies del fitoplancton, donde pequeños flagelados de la Clase Cryptophyceae consideradas especies oportunistas o competidoras, C-estrategas (Reynolds, op. cit.) reemplazaron en la dominancia a las diatomeas. En ésta estación se observó un incremento de la densidad del fitoplancton con los aumentos del nivel del agua y disminución de la transparencia, lo que podría explicarse por la capacidad que tienen estas especies de desarrollarse bien con bajas intensidades de luz. La alta tasa de renovación acentúa la ventaja competitiva de especies oportunistas cuyo potencial reproductivo es mayor (Reynolds & Walsby, 1975).

Durante el período de estudio no se observó un gran incremento de la transparencia en la estación del embalse, aunque los valores hallados fueron

- LEWIS, W.M. & W. RIEHL. 1982. Phytoplankton composition and morphology in Lake Valencia, Venezuela. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 67:297–322.
- LLOYD, M. & R.J. GHELARDI. 1964. A table for calculating the "equitability" component of species diversity. *J. Anim. Ecol.* 33:217–225.
- MEICHTRY de ZABURLIN, N. 1989. *Estudios de la comunidad fitoplanctónica en una sección transversal del Río Paraná I. Candelaria–Campichuelo*. En: Resúmenes XIV Reunión Argentina de Ecología. S.S. de Jujuy.
- MEICHTRY de ZABURLIN, N. 1993. *Fitoplancton del río Alto Paraná II. Sección Candelaria–Campichuelo*. En: Resúmenes XVI Reunión Argentina de Ecología. Puerto Madryn. Chubut.
- MEICHTRY de ZABURLIN, N. 1994. Fitoplancton. En: *Informe Final sobre las campañas de pesca experimental en el río Paraná entre las progresivas km 1610 (Puerto Valle) y km 1670 (Puerto Nemesio Parma)*. p. 55–66. Convenio Entidad Binacional Yacyretá – Universidad Nacional de Misiones, Argentina.
- MEICHTRY de ZABURLIN, N.; G. GARRIDO & E. PERMINGEAT. 1994. *Informe de avance. Evaluación preliminar de los parámetros biológicos. Primer semestre. Estaciones índices*. Convenio Entidad Binacional Yacyretá – Universidad Nacional de Misiones. Misiones, Argentina. 51 p.
- MEICHTRY de ZABURLIN N.; G. GARRIDO & E. PERMINGEAT. 1995. *Informe Final. Evaluación de los Parámetros Biológicos. Estaciones Índices. Agosto 1994–Julio 1995*. Convenio Entidad Binacional Yacyretá – Universidad Nacional de Misiones. Misiones, Argentina. 65 p.
- PAIVA, M.P. 1982. *Grandes Represas do Brasil*. Editerra. Brasília. 292 p.
- PETTS, G.E. 1992. *Impounded Rivers*. John Wiley & Sons. Chichester, U. K. 326 p.
- QUIROS, R. & L. LUCHINI. 1982. Características limnológicas del embalse de Salto Grande, III: Fitoplancton y su relación con parámetros ambientales. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 13: 49–66.
- REYNOLDS, C.S. & A.E. WALSBY. 1975. Water blooms. *Biol. Rev.* 50:437–481.
- REYNOLDS, C.S. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. p. 388–433. IN: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. C.D. Sandgren (ed.). Cambridge University Press. Cambridge.
- ROA, B.H. & E.D. PERMINGEAT. 1995. *Informe Final sobre las campañas de pesca experimental en el río Alto Paraná entre las progresivas km 1510 (Puerto Valle) y km 1570 (Nemesio Parma)*. Convenio Entidad Binacional Yacyretá – Universidad Nacional de Misiones. Misiones, Argentina. 50 p.
- RYDING, S.O. & W. RAST. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Pirámide, Madrid. 375 p.
- SCHMIDT, G.W. 1973. Primary production of phytoplankton in the three types of Amazonian waters. III: primary productivity of phytoplankton in a tropical flood–plain lake of Central– Amazonia, Lago do Castanho, Amazonas, Brasil. *Amazoniana* 4(2):379–404.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER. 1963. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana. 177 p.
- THOMAZ, M.S.; L.M. BINI & S.M. ALBERTE. 1997. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. p. 19–37. IN: *Reservatório de Segredo, bases ecológicas para o manejo*. Agostinho, A.A. & L.C. Gomes (eds.). EDUEM, Maringá, Brasil.
- TUNDISI, J.G. 1981. Typology of reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21:1031–1039.
- TUNDISI, J.G. 1988. *Limnologia e Manejo de Represas*. Série: Monografias em Limnologia. ed. Tundisi, J.G. 1(1):506 p.
- TUNDISI, J.G.; T. MATSUMURA–TUNDISI; M.C. CALIJURI & E.M.L. NOVO. 1991. Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê River, S. Paulo State. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24(3):1489–1496.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt. Int. Verein Limnol.* 9:1–38.
- WELCOMME, R.L. 1979. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. Longman, London. 317 p.
- ZALOCAR de DOMITROVIC, Y. & E.R. VALLEJOS. 1982. Fitoplancton del río Alto Paraná. Variación estacional y distribución en relación a factores ambientales. *ECOSUR* 9(17):1–28.

Recibido para su publicación: Noviembre de 1998.
Aceptado para su publicación: Febrero de 1999.

duciendo cambios drásticos en las características de los ríos y afectando la diversidad de las comunidades (Petts, 1984; Ward & Stanford, 1995).

A nivel mundial, los estudios realizados en represas muestran cambios en la diversidad y abundancia del zooplancton lóxico como respuesta a las nuevas condiciones ambientales (Pinel-Alloul *et al.*, 1989; Campbell *et al.*, 1998).

Los antecedentes sobre la comunidad zooplancónica en la zona de influencia de la represa de Yacyretá se refieren básicamente a los realizados por el CECOAL, 1977, 1981; EBY, 1979; Corrales, 1979; COMIP 1994; Garrido, 1989; Roa & Permingeat 1995; Roa *et al.* 1995; Meichtry *et al.*, 1994, 1995.

El objetivo de este trabajo es analizar la composición y los cambios en la abundancia del zooplancton durante el primer año posterior al llenado del embalse de Yacyretá, en relación a las principales variables ambientales. El mismo es complementario a las investigaciones sobre fauna ícticas que se vienen realizando en el marco del convenio Universidad Nacional de Misiones – Entidad Binacional Yacyretá (Convenio EBY-UNaM).

Area de estudio

La represa Yacyretá está localizada al norte de la Provincia de Corrientes (27° 28' N y 56° 44' O) sobre el río Paraná en el inicio de su tramo de llanu-

ra, a 80 km aguas abajo de la ciudad de Posadas, Misiones. Es una represa de llanura caracterizada por un corto tiempo de residencia del agua (media de 6 días). El embalse tiene una superficie de 1140 km² con un volumen estimado de 7000 hm³, y una profundidad máxima de 23 m (Gavilán, com.pers.). El área de estudio se ubica fitogeográficamente en la región Neotropical, Dominio Amazónico, Provincia Paranaense (Cabrera, 1971). El clima es subtropical, cálido y húmedo, sin estación seca, con una precipitación promedio de 1650 mm anuales y una temperatura media de 21°C.

MATERIAL Y METODOS

Las muestras para el análisis del zooplancton se obtuvieron en dos estaciones denominadas Nemesio Parma, ubicada en la zona de transición y Puerto Valle, en la zona de embalse. Las mismas fueron colectadas durante el período comprendido entre julio de 1994 y agosto de 1995. La frecuencia de muestreo fue quincenal en noviembre de 1994 y febrero y marzo de 1995 y mensual el resto del tiempo.

Las muestras cuali-cuantitativas fueron extraídas de niveles subsuperficiales, filtrándose el volumen de agua obtenido mediante una red de 48 mm de abertura de malla.

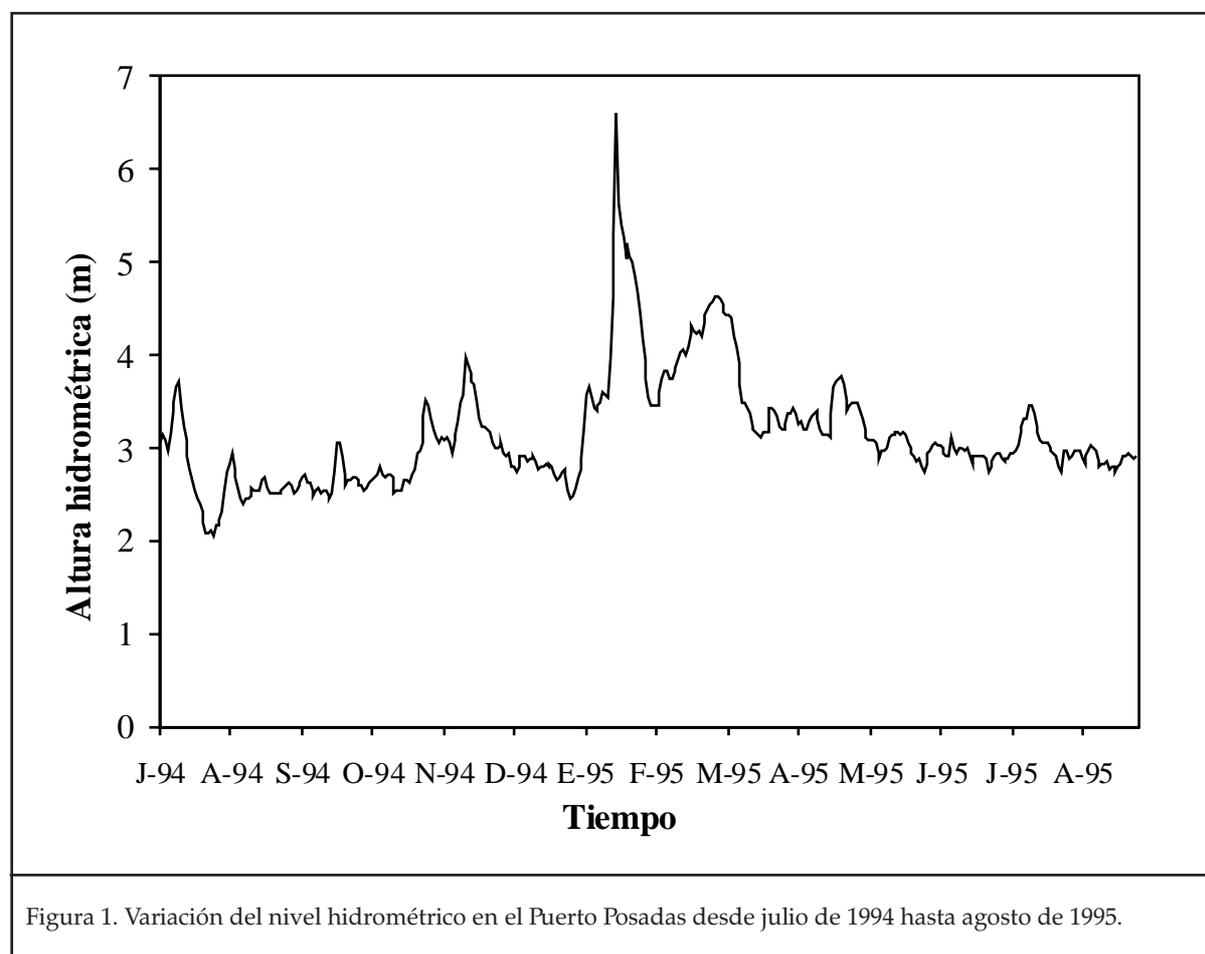


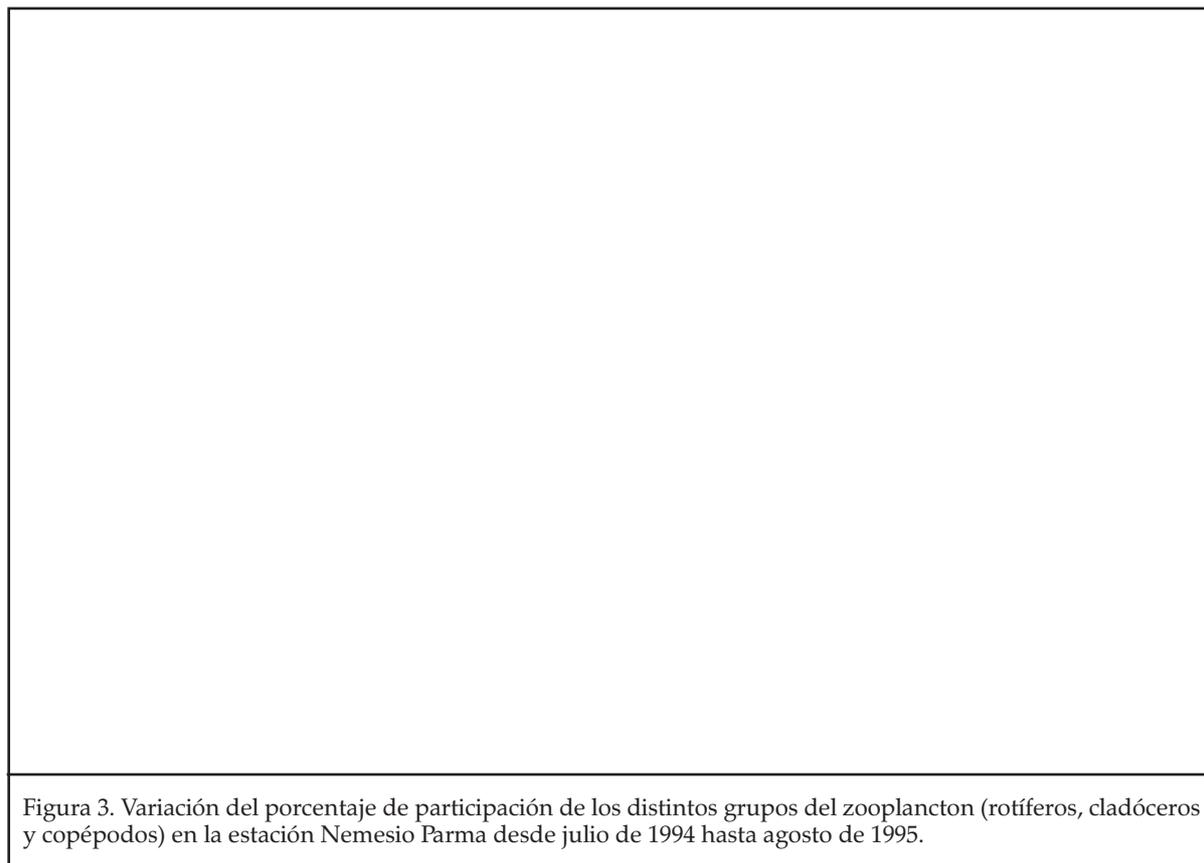
Tabla 2. Lista de las especies del zooplancton registradas en las estaciones Nemesio Parma y Puerto Valle durante el período julio 1994 - agosto 1995.

TAXA	Nemesio Parma	Puerto Valle
ROTIFERA		
<i>Ascomorpha</i> sp.		X
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Herman)		X
<i>B. mirabilis</i> (Daday)	X	
<i>B. caudatus</i> (Barrois & Daday)	X	
<i>B. falcatus</i> (Zacharias)	X	
<i>Brachionus</i> sp.	X	
<i>Cephalodella</i> sp.		X
<i>Colurella</i> sp.	X	X
<i>Dipleuchlanis</i> sp.	X	
<i>Euchlanis</i> sp.	X	X
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)	X	X
<i>Keratella americana</i> (Carlín)	X	X
<i>K. cochlearis</i> (Gosse)	X	X
<i>K. quadrata</i> (Apstein)	X	X
<i>K. tropica</i> (Apstein)	X	X
<i>Lecane</i> sp.	X	X
<i>Monostyla</i> sp.	X	X
<i>Platylabus patulus macracanthus</i> (Daday)	X	X
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrb.)	X	X
<i>Platylabus</i> sp.1		X
<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander)	X	X
<i>Ploesoma</i> sp.1	X	X
<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlín)	X	X
<i>Polyarthra</i> sp.1	X	X
<i>Synchaeta</i> sp.1		X
<i>Testudinella</i> sp.1		X
<i>Trichocerca capucina</i> (Wierz)	X	X
<i>T. ruttneri</i> (O.F. Muller)	X	X
<i>Trichocerca</i> sp. 1	X	X
<i>Trichotria</i> sp. 1	X	X
CLADOCERA		
<i>Alona</i> sp.	X	X
<i>Bosmina hagmanni</i> (Stingelin)	X	X
<i>Bosminopsis deitersi</i> (Richard)	X	X
<i>Ceriodaphnia</i> sp. 1	X	
<i>Macrothrix</i> sp.		X
<i>Moina</i> sp.	X	
COPEPODA		
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars)		X
<i>Notodiptomus amazonicus</i> (Wright)		X
<i>Notodiptomus</i> sp.	X	
nauplius	X	X
copepodito	X	X

& Weaver, 1963), frecuencia y densidad. Paralelamente se efectuaron determinaciones de las principales variables físicas y químicas de las aguas, tales como transparencia, pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad mediante un analizador de agua Cole-Parmer modelo 5566-15. Las variaciones diarias del nivel del río fueron suministradas por la Prefectura Naval Argentina, Puerto Po-

sadas, Misiones. Se calculó el coeficiente de correlación lineal de Pearson, para analizar las relaciones entre las variables biológicas y ambientales consideradas.

Las muestras se hallan depositadas en el Laboratorio del Programa de Estudios Limnológicos Regionales (Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Misiones).



Los rotíferos fueron dominantes en la mayoría de los meses considerados, con abundancias relativas que fluctuaron entre 34,6% y 75,0% del total de cada muestra (una media de 53,0%). Los copépodos fueron en general subdominantes, con valores que fluctuaron entre 4,6% y 63,0% (una media de 33,8%). Los cladóceros fueron los más abundantes en el mes de junio, (Figura 3), siendo *Bosminopsis deitersi* la especie dominante, presente con elevadas concentraciones.

Estación Puerto Valle

Se registraron 33 taxa, de los cuales 25 correspondieron a rotíferos, 4 a cladóceros y 4 a copépodos. La clase mejor representada cualitativamente fue Rotífera, constituyendo el 76% del total de taxa registrado (Tabla 2).

Las especies que se destacan por su mayor constancia y numerosidad fueron *Keratella cochlearis*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra sp.* y *Ploesoma truncatum*. Otros representantes del mismo grupo como *Keratella americana* y *Monostyla sp.* fueron menos constantes (halladas en el 50% de los inventarios) y presentes en general en bajas concentraciones.

Entre los Cladóceros, *Bosminopsis deitersi* estuvo presente a lo largo de todo el período con altas concentraciones mientras que *Bosmina hagmanni*, *Alona sp.* y *Macrothrix sp.* tuvieron presencia ocasional y bajas concentraciones.

Los copépodos adultos fueron poco abundantes, presentándose estadíos larvales y juveniles en mayores densidades. Las especies *Notodiptomus amazonicus* y *Argyrodiaptomus furcatus*, fueron de presencia esporádica y en general en bajas concentraciones. La riqueza de especies por muestra osciló entre 3 y 18 entidades, con una media de 10 especies y un C.V. del 39% (Tabla 4).

La diversidad específica fluctuó entre 1,44 y 3,49 bits, con una media de 2,8 bits y un C.V. del 18% (Tabla 4).

La mayor abundancia se registró en el mes de marzo con 8350 ind. m⁻³ y el mínimo en el mes de mayo con 610 ind. m⁻³. El valor promedio obtenido durante el ciclo fue de 3251 ind. m⁻³ y con altos C.V. (81%) (Figura 2).

Los rotíferos y copépodos fueron en general los grupos dominantes. Los porcentajes de participación de los rotíferos oscilaron entre el 29,6 y 73,5% ($x = 45,5$ y C.V. = 27%) y el de los copépodos entre el 19,5% y 61,4% ($x = 40,8$ y C.V. = 36%) (Figura 4).

Los cladóceros estuvieron presentes durante todo el período de estudio (excepto en febrero y mayo) en bajas densidades ($x = 13,5\%$ y C.V. = 67,0%) (Figura 4).

DISCUSION

Los nuevos ambientes formados a partir del represamiento de un río poseen características fisi-

centraciones de los estadíos larvales, nauplius y copepodito. Los taxa hallados fueron reportados previamente en varias represas del estado de Sao Paulo (Rocha & Matsumura–Tundisi, 1984; Matsumura–Tundisi, 1986) y en la represa de Itaipú (Tomm *et al.*, 1992).

Con respecto a la relación entre los parámetros biológicos y ambientales se observó que el número de especies por muestra, así como la abundancia de organismos, se correlacionó positivamente con la temperatura ($r=0,68$, $p<0,05$, $n=14$ y $r=0,60$, $p<0,05$, $n=14$ respectivamente), es decir en los meses cálidos se presentaron los mayores registros de riqueza y abundancia de especies.

Los resultados obtenidos en las mismas estaciones durante el ciclo anterior (pre–represamiento) indican que los cambios más importantes en la comunidad zooplanctónica se registraron en la estación Puerto Valle. En el primer año del llenado, la densidad del zooplancton se duplicó y el número de especies evidenció un incremento del 38 %. Una respuesta similar se observó en la represa de Segredo (Brasil), en la que se observó un nítido aumento de la densidad de todos los grupos zooplanctónicos en los ciclos siguientes al cierre de la represa (López *et al.*, 1997).

Si bien la densidad del zooplancton en la estación Puerto Valle es mayor respecto del ciclo anterior, estos valores no superan los máximos registros de abundancia señalado por Corrales (1979), en el tramo del Alto Paraná (desde Corpus hasta Itá Ibaté), en el período 1976–1978, ni a los valores medios comunicados por Bonetto & Corrales de Jacobo (1985/86) en la estación Itá Ibaté en el período 1978–1979.

En la estación Nemesio Parma las condiciones se asemejan a los tramos lóticos y la composición específica y el número total de especies del zooplancton registrados fueron semejantes a los períodos previos al llenado.

La diversidad específica fue ligeramente más elevada en la estación Nemesio Parma que en Puerto Valle, y los valores medios fueron similares al ciclo anterior.

Aunque no fueron empleadas técnicas estadísticas inferenciales (Ej., análisis de la varianza), para determinar la significación de las variaciones de la abundancia de la comunidad zooplanctónica entre las estaciones de muestreo, se pudo apreciar que como resultado del represamiento del río en la zona de transición, la estructura y densidad del zooplancton se mantuvo similar al del período previo al llenado del embalse y las variaciones se registraron principalmente en la zona del embalse. Si bien las condiciones de represamiento permitieron el aumento de la densidad del zooplancton, la variación temporal de la misma estaría influenciada es-

trechamente por la alta tasa de renovación del agua en el embalse.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi gratitud a la Profesora Norma Meichtry de Zaburlín y al Lic. Blas H. Roa por su enriquecedora colaboración y constante ayuda. A la Entidad Binacional Yacyretá, por el apoyo financiero. Arbitros anónimos aportaron valiosas sugerencias que contribuyeron a mejorar la calidad de este artículo. Deseo agradecer además a todos mis colegas del Programa Estudios Limnológicos Regionales por su apoyo desinteresado.

REFERENCIAS

- BONETTO A. A. & M. A. CORRALES de JACOBO. 1985/6. Zooplancton del río Paraná Medio: variaciones temporales y distribucionales en el área de confluencia con el río Paraguay. *ECOSUR* 12 (23–24): 1–23.
- CABRERA, A. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Bol. Soc. Arg. de Bot.* 14 (1–2), 1–42.
- CAMPBELL, C.; R. KNOECHEL & D. COPEMAN. 1998. Evaluation of factors related to increased zooplankton biomass and altered species composition following impoundment of a Newfoundland reservoir. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:230–238.
- CECOAL. 1977. *Estudios ecológicos en el área Yacyretá*. Informe de avance N°2. Corrientes, Argentina. 152 p.
- CECOAL. 1981. *Estudios ecológicos en el área Yacyretá*. Informe de avance N°4. Corrientes, Argentina. 152 p.
- COMIP 1994. *La fauna íctica del río Paraná*. Comisión Mixta Argentino Paraguayo– Argentina del río Paraná. Buenos Aires, Argentina. 255 p.
- CORRALES, M.A. 1979. Contribución al conocimiento del zooplancton del río Alto Paraná. *ECOSUR* 6 (12): 185–205.
- EBY 1979. *Estudios Ecológicos en el área de Yacyretá*. Informe de Avance N° 3. Entidad Binacional Yacyretá. Buenos Aires. Argentina. 153 p.
- GARRIDO, G. 1989. *Distribución transversal del zooplancton del río Paraná: sección Candelaria–Campichuelo*. Período 1986–1987. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales. UNaM. Inéd. 30 p.
- KOSTE, W. 1978. *Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas*. Vol. 2. Borntreager, Berlín. 673 p.
- LOPES, R.E; F. LANSAC–TOHA; R. DO VALE & M.S. JUNIOR. 1997. Comunidade zooplanctonica do Reservatório de Segredo. Cap. 3. p.39–60. IN: *Reservatório de Segredo, bases ecológicas para o manejo*. A.A. Agostinho & L.C. Gomes (eds.). EDUEM, Maringá.
- MARZOLF, G.R. 1990. Reservoirs as environments for zooplankton. p.195–208. IN: *Reservoir limnology: ecological perspectives*. Thornton, K.W, Kimmel B. & Payne F. (eds.), John Wiley & Sons, Inc.
- MATSUMURA–TUNDISI, T. 1986. Latitudinal distribution of Calanoida copepod in freshwater aquatic systems of Brazil. *Rev. Bras. Biol.* 46(3):527–553.

the transition site, while 53 of them were found at the reservoir site (total of 69 taxa). After the filling of the reservoir, diversity decreased and density remained constant at the transition site. The contrary occurred at the reservoir site. At both sites, the most frequent and abundant species were *Pristina americana*, *Aulodrilus pigueti* and *Bothrioneurum americanus* (Oligochaeta), *Polypedilum* sp., *Cryptochironomus* sp. (Chironomidae, Diptera) and an exotic bivalve, *Corbicula fluminea*. A correspondence analysis showed a clear difference between transition and reservoir sites before the filling of the reservoir, with the presence of many species typical of lotic habitats. In a few months, the benthic community structure changed and was very similar in both sampling sites, with dominance of Oligochaeta and Chironomidae, being also less variable in time. Some of the possible causes of the observed changes are discussed, including the joint effects of water velocity decrease, the settlement of fine particles, and the reduction of bottom granulometry in the sampling areas.

KEY-WORDS: benthos – Oligochaeta – Chironomidae – *Corbicula* – species diversity – correspondence analysis – Yacyretá Dam – Paraná River – Argentina

INTRODUCCION

El río Paraná es uno de los más represados de Sudamérica (Bonetto *et al.*, 1989). A partir de abril de 1990, una nueva interrupción en el cauce fue originada por el cierre de la represa de Yacyretá. Esto produjo un impacto en las comunidades acuáticas allí existentes, como consecuencia del cambio en el flujo de agua impuesto por el embalse, que comenzó a modificar las condiciones normales de escurrimiento del río. A partir de julio-agosto de 1994, cuando se inició la generación de energía eléctrica, se alcanzó la cota 76, s.n.m., situación en la que se encuentra actualmente. Finalmente, a partir de marzo de 1998, entraron en funcionamiento las 20 turbinas instaladas en la sala de maquinas.

El cierre de un río es una intervención que produce un desajuste y se espera que en la búsqueda de un nuevo equilibrio el ecosistema se comporte como rejuvenecido (Junk *et al.* 1989; Bonetto, 1975, 1976, 1986, Bonetto *et al.*, 1989), lo que implica un cambio en las proporciones de las especies existentes y la colonización de especies nuevas para el ambiente hasta alcanzar una nueva organización espacio-temporal.

Los antecedentes sobre el estudio de la comunidad bentónica en el tramo del Alto Paraná, previos al emplazamiento de la represa de Yacyretá, son en general escasos, pudiéndose citar, por ejemplo a Bonetto & Drago (1968), Bonetto (1976) y Varela *et al.* (1983). Asimismo, existe una numerosa infor-

mación presentada en informes técnicos no publicados, realizados con motivo del emplazamiento de la represa.

En los estudios de biología pesquera en el embalse de Yacyretá, el conocimiento de las comunidades bentónicas cobra marcada importancia por la presencia de numerosas especies ícticas, que en un momento u otro de su ciclo vital se alimentan de organismos del fondo, tales como bagres (*Pimelodus* spp.), armados (Doradidae), bogas (*Leporinus* spp.), entre otros (Ringuelet *et al.*, 1967; Roa & Permingeat, 1999, este número). Por lo tanto, un cambio en la composición y abundancia del bentos, puede tener repercusiones no despreciables sobre la estructura y dinámica de las redes tróficas del embalse, que deberán ajustarse, en el largo plazo, a los cambios impuestos por el represamiento (Petts, 1984).

Los objetivos del presente trabajo son: 1) determinar la composición cuali-cuantitativa de la comunidad bentónica y sus variaciones de abundancia proporcionando información sobre las primeras etapas de la sucesión del embalse luego del llenado; 2) comparar la estructura de la comunidad antes y después del llenado en dos sitios de muestreo con variable influencia del represamiento.

Área de estudio

El lugar de muestreo se ubica fitogeográficamente en la región Neotropical, Dominio Amazónico, Provincia Paranaense, Distrito de los Campos (Cabrera, 1971). El clima es subtropical, cálido y húmedo, sin estación seca, con una precipitación anual promedio de 1.650 mm y una temperatura media del aire de 21°C.

A – Estación de Puerto Nemesio Parma

La estación de muestreo de Nemesio Parma, se encuentra en proximidades de la progresiva km 1.570 del río Paraná (progresiva = distancia a la desembocadura). Fitogeográficamente, esta zona está situada en un área colindante con un paisaje característico del Subdistrito de las sabanas secas (Carnevali, 1994). Se observa en el lugar un marcado efecto de la acción antrópica, principalmente por las actividades agropecuarias, forestales y de fabricación de ladrillos.

La zona ribereña es baja, ocupada por bañados y lagunas de aguas transparentes, con abundante vegetación acuática, atravesada por el cauce del Aº Carpincho, antes de su desembocadura al Paraná. Este tributario tiene una fuerte influencia sobre las características de la zona de muestreo, la cual posee una profundidad media de 3 a 4 m. En esta porción de la cuenca los arroyos tributarios tienen rasgos hidrológicos similares: con recorridos cortos, de primer a tercer orden, fuerte pendiente hasta

Tabla 1. Media aritmética y valores máximos y mínimos (entre paréntesis) de las variables físicas y químicas de las aguas registradas en Puerto Nemesio Parma (transición) y Puerto Valle (embalse), en las etapas de pre y post-recrecimiento. El nivel hidrométrico corresponde a la escala del puerto de Posadas (Misiones). El nivel hidrométrico de Puerto Valle es aproximado, y se estimó tomando los datos del día anterior para el puerto de Posadas.

etapas de pre y post-recrecimiento. El nivel hidrométrico se incrementó, en promedio, un metro durante el período de post-recrecimiento en ambas estaciones de muestreo. Asimismo, tanto la temperatura del agua como la conductividad fueron más elevadas en el período correspondiente al post-recrecimiento. Por el contrario, la transparencia del agua tuvo una respuesta distinta en ambas

estaciones de muestreo, siendo levemente inferior luego del recrecimiento en Puerto Nemesio Parma (transición) y superior en Puerto Valle (embalse).

El pH y el oxígeno disuelto tuvieron una respuesta inversa a la de la transparencia.

El sustrato cambió de areno-limoso a limo-arenoso en la estación de transición y de grava-canto

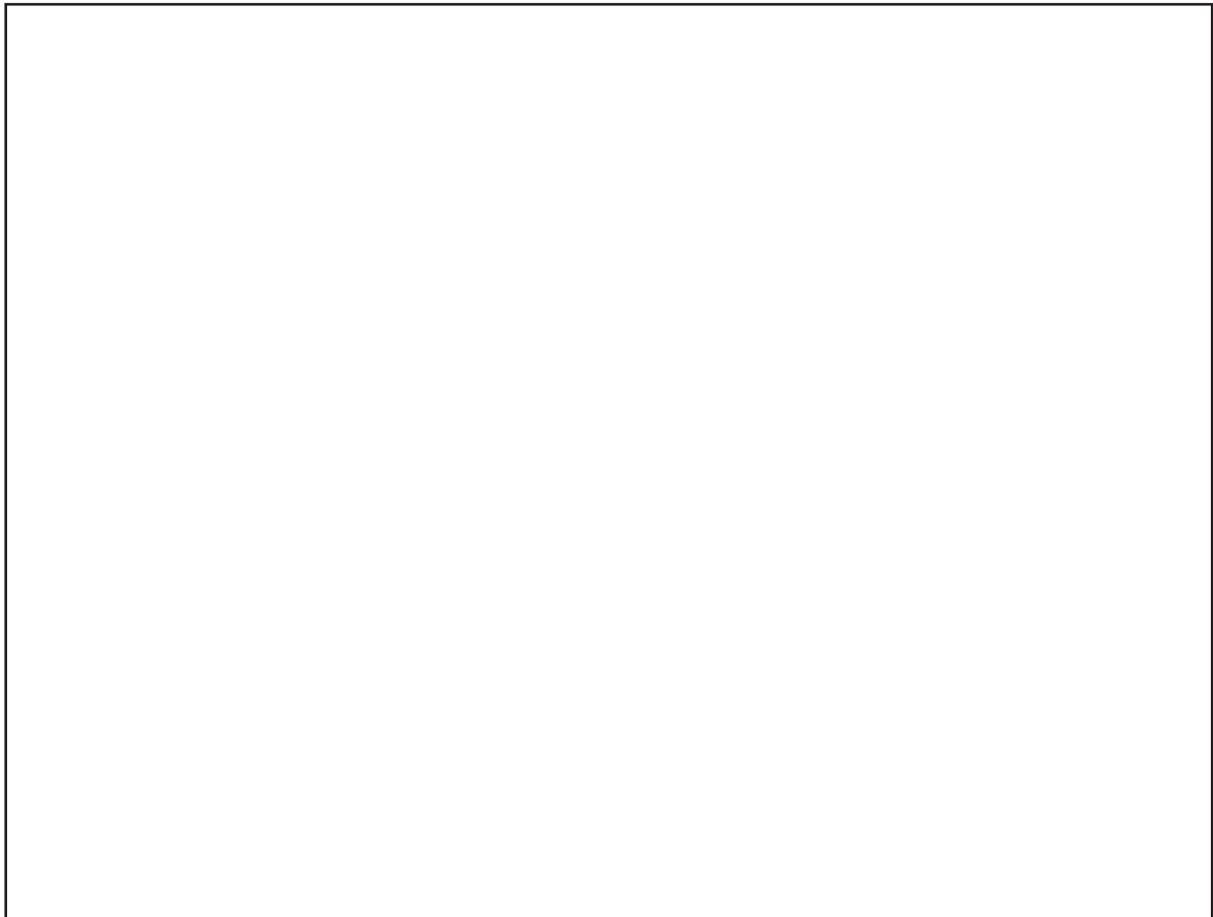


Figura 1. Variaciones mensuales de la densidad (ind.m⁻²) en las dos estaciones de muestreo.

Tabla 2. Lista de los taxa registrados en el área de estudios. La “x” denota la presencia del taxa en al menos una muestras de las 66 obtenidas.

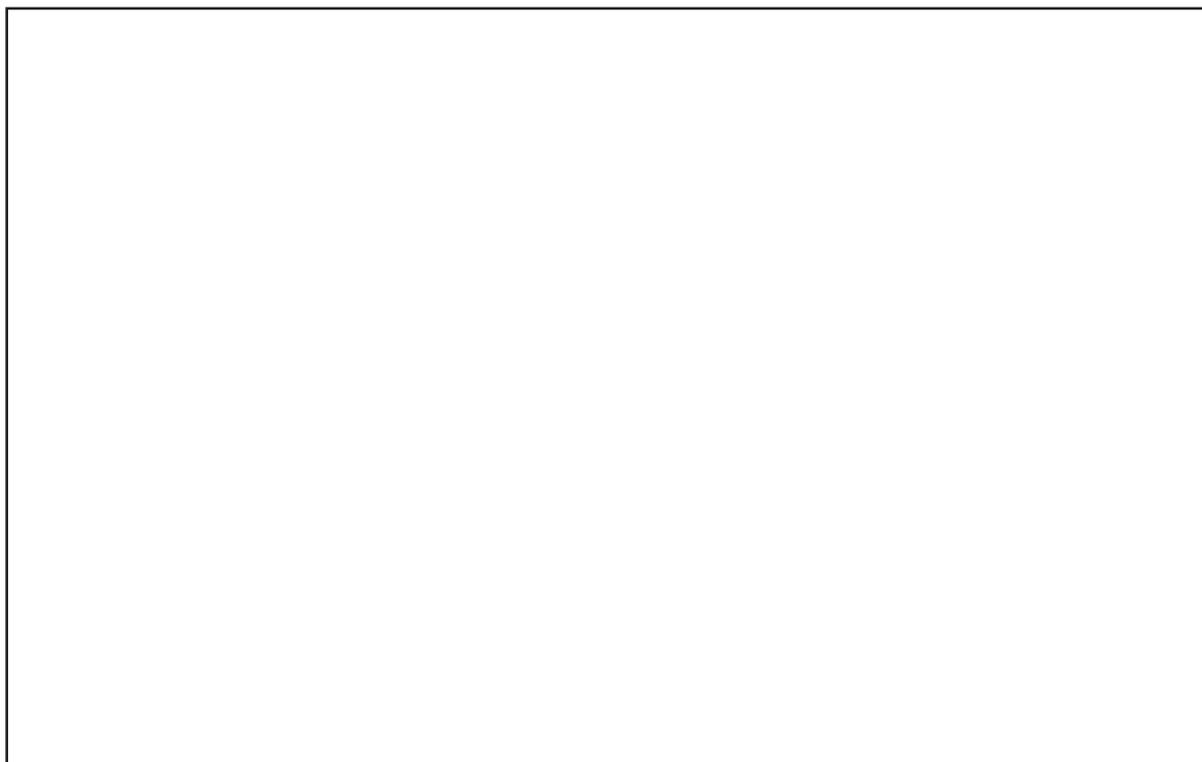


Figura 3. Variaciones mensuales de la diversidad (H) en las dos estaciones de muestreo.

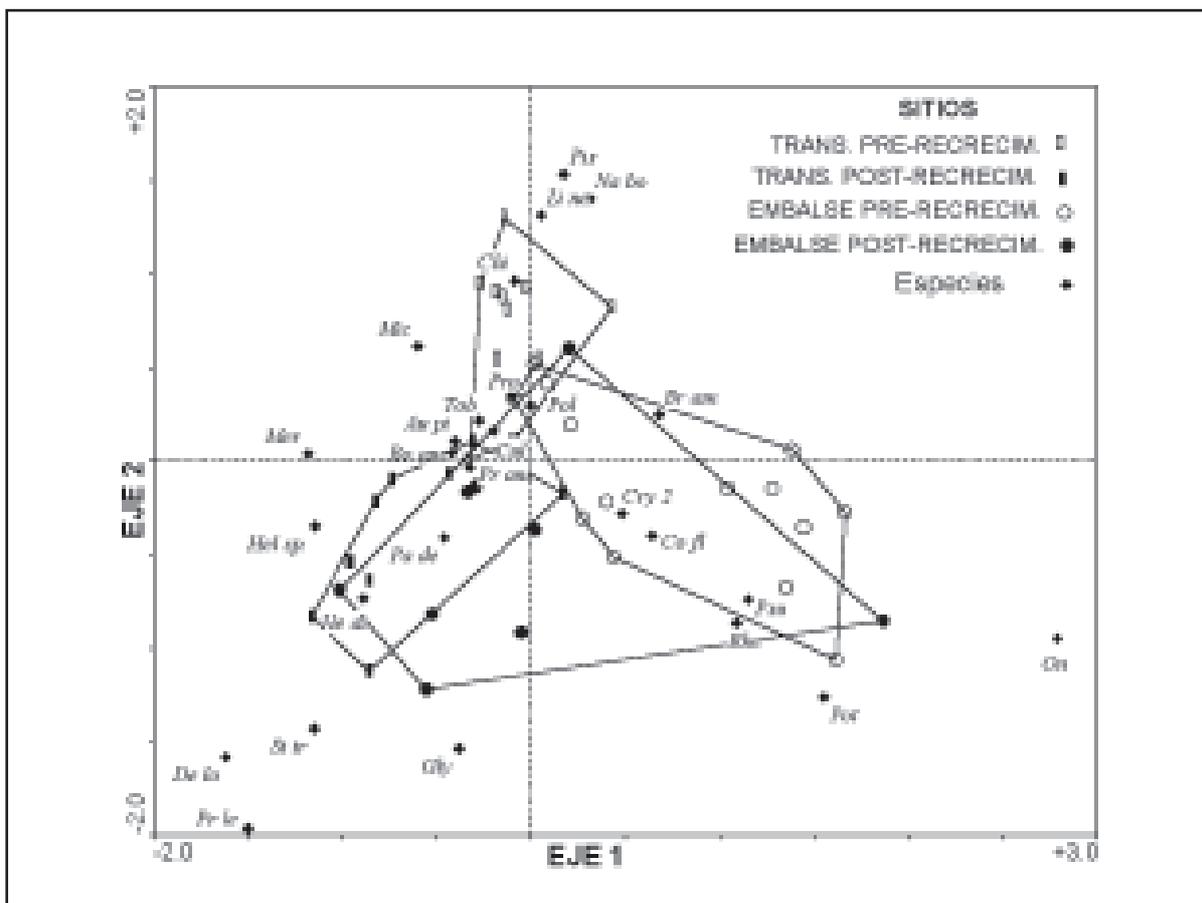


Figura 4. Representación gráfica de las especies y las muestras en el espacio reducido de los dos primeros ejes ortogonales del análisis de correspondencias. Las letras en cursiva representan los nombres abreviados de los taxa según se consignan en la Tabla 2.

Bechara, 1996), donde predominan sustratos de textura más fina y menores velocidades de corriente, pero que periódicamente, están sujetos a las inundaciones causadas por las crecientes del río.

Otra característica particular del embalse de Yacyretá es su relativamente estable nivel hidrométrico, dado que la represa funciona con régimen de explotación en régimen de «paso». Este hecho tiene mayor importancia cuando se consideran las zonas costeras, que sufren con mayor intensidad las oscilaciones causadas en el nivel hidrométrico en aquellos embalses que operan con regímenes de explotación en régimen de «punta». En tal sentido, pudo observarse que la estructura de la comunidad bentónica, en las dos estaciones de muestreo consideradas, no mostró una variación estacional definida en la etapa de post-recrecimiento, lo cual sugiere que el embalse produce una atenuación de los efectos causados por los pulsos de inundación. En otros embalses, el aumento del nivel luego del llenado, acompañado de fuertes oscilaciones hidrométricas, produce profundos cambios en la calidad del agua y la composición faunística, como ocurriera en el lago Kariba (Mclachlan, 1968), donde se observó un fuerte aumento de la densidad de una única especie del género *Chironomus*, acompañado de la desaparición de otras seis especies que estaban presentes en las zonas no expuestas a las oscilaciones del nivel del agua.

En lo que respecta a la abundancia total, el recrecimiento afectó negativamente a la estación ubicada en el embalse (Puerto Valle), donde el bentos disminuyó a aproximadamente la mitad de la abundancia anteriormente detectada. Por el contrario, la tendencia en la estación de transición (Nemesio Parma) fue a continuar con igual abundancia o incluso a aumentar moderadamente. La riqueza específica y la diversidad presentaron patrones de variación similares. Ambas experimentaron una fuerte disminución en abril y noviembre de 1994 en la estación del embalse y posteriormente volvieron a tener valores muy similares a los de la etapa de pre-recrecimiento. La estación del embalse también marcó una tendencia distinta en la diversidad específica en el período de post-recrecimiento, siendo siempre superior con respecto a la estación de transición a partir de febrero de 1995. Es de remarcar que este resultado coincide con la mayor abundancia en esta última estación, lo cual refleja la dominancia de unas pocas especies en mayor número, particularmente oligoquetos. Por el contrario, la diversidad fue superior en la estación del embalse debido a un mayor número de especies presentes en menor abundancia. En esta estación se observó un fuerte efecto del oleaje, y una mayor diversidad de sustratos como consecuencia del diferente grado de exposición del lecho basáltico, mezclado con el sedimento limo-are-

noso. Por lo tanto, la mayor heterogeneidad del sustrato podría explicar las diferencias observadas en la diversidad y abundancia.

Finalmente, debe considerarse que el proceso de cambio que tiene lugar en el embalse continúa operando y que el período considerado es representativo de los estados iniciales de la sucesión faunística que se produce con las modificaciones introducidas en el río.

AGRADECIMIENTOS

A la profesora Norma M. de Zaburlín y al Lic. Blas Roa, por sus valiosas sugerencias y lectura crítica del manuscrito. A la Prof. Inés E. de Drago y a Mercedes Marchese, por la identificación de los poríferos y la confirmación de algunas especies de oligoquetos respectivamente y a mis compañeros de trabajo del Programa “Estudios Limnológicos Regionales” por su colaboración en las tareas de campaña y laboratorio. Arbitros anónimos aportaron valiosas sugerencias que contribuyeron a mejorar la calidad de este artículo.

REFERENCIAS

- ANGRISANO, E. B. 1995. Insecta trichoptera. p.1199–1238. IN: *Ecosistemas de aguas continentales*. Lopretto E. y G. Tell (eds). Ediciones Sur, La Plata.
- BECHARA, J. A. 1996. The relative importance of water quality, sediment composition and floating vegetation in explaining the macrobenthic community structure of floodplain lakes (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia* 333:95–109.
- BONETTO, A. A. & E. de DRAGO. 1968. Consideraciones faunísticas en torno a la delimitación de los tramos superiores del río Paraná. *Physis* 27:437–444.
- BONETTO, A. A. 1975. Hydrological regime of the Paraná River and its influence on ecosystem. p. 175–198. IN: *Coupling of land and water systems*. Hasler A.D. (ed.) Springer-Verlag, New York.
- BONETTO, A.A. 1976. *Calidad de las aguas del río Paraná. Introducción a su estudio ecológico*. Dir. Nac. Const. Por. y Vías Naveg. INCYTH-PNUD-ONU. 202p.
- BONETTO, A. A. 1986. The Paraná River System. p. 541–556. IN: *The ecology of river system*. DAVIS, B. & K. F. WALKER, (eds.). Dr Junk Pub. The Netherlands.
- BONETTO, A.A.; I. WAIS & H.P. CASTELLO. 1989. The increasing damming of the Paraná basin and its effects on the lower reaches. *Regulated Rivers: research and management* 4:333–346.
- BRINKHURST, R. O. & M. R. MARCHESE. 1989. Guía para la identificación de los oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. *Climax* 6: p. 179.
- CABRERA, A. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Bol. Soc. Arg. de Bot.* 14:1–42.
- CARNEVALI, R. 1994. *Fitogeografía de la Provincia de Corrientes*. Gobierno de la Provincia de Corrientes e Ins-

INTRODUCCION

La represa de Yacyretá condujo a una modificación del flujo hídrico del río Alto Paraná. El embalse está emplazado en el Distrito fitogeográfico de los Campos (Cabrera, 1971; Martínez Crovetto, 1963), conforma un mosaico de paisajes vegetales, selva marginal, embalsados, carpetas de macrófitas, etc., que sirven de alimento y abrigo a la fauna íctica en distintas etapas de su ontogenia y/o situaciones ambientales (crecientes, estiajes).

En este marco, la zona de estudio ofrece la existencia de variadas oportunidades de hábitat y nichos ecológicos. No obstante, los estudios previos sobre la composición de la ictiofauna propia de la Provincia Alto Paraná son escasos y en general incluidos en objetivos más abarcativos, a escala subcontinental (Ringuelet, 1975), con otros objetivos (Ringuelet *et al.*, 1967) o menos abarcativos (Azpelicueta & Braga, 1991; Azpelicueta *et al.*, 1985; Azpelicueta & García, 1993–1994; Braga, 1993; Géry, 1977; Géry *et al.*, 1987; López & Miquelarena, 1991).

Este trabajo incluye la información obtenida en una fase de transición, desde el cierre del río y el llenado del embalse a cota 76 m s.n.m. (1994) hasta el inicio del proceso de estabilización de las nuevas condiciones (1995).

Este trabajo tiene como objetivo exponer parte de los resultados obtenidos en campañas de pesca experimental en el embalse de Yacyretá, presentando: el inventario de especies, la riqueza y diversidad específica, los rendimientos y las oscilaciones de las capturas por unidad de esfuerzo en dos estaciones de muestreo, entre julio de 1994 y agosto de 1995. Las estaciones de trabajo seleccionadas se consideran buenas para detectar variaciones en la composición específica de peces y sus movimientos dentro del área de influencia de la Central Hidroeléctrica Yacyretá, dadas sus ubicaciones cercanas al canal principal de río, antigua ruta de tránsito de los peces, con substratos diferenciados y actividad pesquera comercial esporádica (Puerto Nemesio Parma). Definiendo las capturas como asociaciones, se utilizan distintos índices de diversidad, de uso común en este tipo de estudios, para su descripción.

MATERIAL Y METODOS

Puntos de muestreo

a) Estación Puerto Valle, ubicada en la progresiva Km 1510 del Río Paraná (Provincia de Corrientes) que presenta condiciones de embalse (flujo lentificado). b) Estación Destacamento Nemesio Parma, de la Prefectura Naval Argentina, progresiva Km 1570 (Provincia de Misiones). Condiciones transicionales entre río y embalse.

Secuencia de muestreo

Las tareas de campo se desarrollaron entre el 25 de julio de 1994 y el 18 de agosto de 1995, en ese lapso se realizaron 16 campañas. Cada 24 días en los períodos julio – octubre de 1994 y abril – agosto de 1995, y cada 17 días entre octubre de 1994 y marzo de 1995. La diferencia en la intensidad del muestreo estuvo vinculada con la época en que se espera que la mayoría de las especies de peces desarrollen un comportamiento reproductivo (primavera y verano). En todos los casos las redes caladas fueron revisadas con intervalos máximos de 8 horas y mínimos de 6 horas (primavera y verano).

Artes de pesca

Como artes de pesca se utilizaron redes de "espera" (agalleras de monofilamento, con un coeficiente de armado del 50 %) de las siguientes medidas de malla: 20 cm, 16 cm, 14 cm, 12 cm, 8 cm, 7 cm, 6 cm, 5 cm y 4 cm entre nudos opuestos, totalizando una superficie de 636 metros cuadrados. Las mismas fueron caladas perpendiculares a la línea de costa. Estas redes son eficaces para capturar peces en movimiento. También se han utilizado artes de pesca complementarias, de uso común en la región, como por ejemplo tarrafas, red de arrastre costera, espineles con anzuelos de diversos tamaños intercalados, a efectos de perfeccionar el listado del elenco de especies existente.

Datos biológicos

El material biológico recogido en cada recorrida fue adecuadamente distinguido por red de origen y si bien la mayor parte del mismo fue identificado en campo, los ejemplares que presentaron inconvenientes en su determinación sistemática fueron conservados en freezer o en fomol al 4 %, para su posterior identificación o confirmación en laboratorio (Universidad Nacional de Misiones, Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet" y/o Museo de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de La Plata).

Además, se conservaron ejemplares en soluciones de formaldehído al 4 % o alcohol etílico al 75 % para incorporarlos a la colección de referencia.

Para la agrupación de las especies se siguieron los criterios propuestos por López *et al.* (1987), aún sabiendo de las modificaciones y adiciones a la ictiofauna ocurridas en la última década.

Los datos de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) fueron referidos a gramos cada 12 horas ($g\ 12\ hs^{-1}$) y calculados únicamente sobre las capturas de las redes.

Para la comparación de la composición de especies (inventarios) entre ambos puntos de muestreo se utilizó el Índice de Jaccard (En Margalef, 1980). Como indicadores de la diversidad se usaron los

Tabla 1. Listado de las especies registradas durante el período de estudio.

1-Acestrorhynchus pantaneiro (Menezes, 1992)	59-Loricariichthys platymetopon
2-Ageneiosus brevifilis (Valenciennes, 1840)	60-Loricariichthys sp.
3-Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)	61-Loricariichthys typus (Bleeker, 1862)
4-Astyanax (P) abramis (Jenyns, 1892)	62-Lycengraulis olidus Günther, 1874
5-Astyanax (P) bimaculatus (Linné, 1758)	63-Megalancistrus aculeatus (Perugia, 1891)
6-Astyanax sp.	64-Moenkhausia dichroua (Kner, 1858)
7-Auchenipterus nuchalis (Spix, 1829)	65-Myleus tiete (Eigenmann y Norris, 1900)
8-Brycon orbignyanus (Valenciennes, 1849)	66-Myloplus asterias (Müller y Troschel, 1845)
9-Bujurquina vittata (Heckel, 1840)	67-Odontesthes bonariensis (Cuvier y Valenciennes, 1835)
10-Catathyridium jenynsi (Günther, 1802)	68-Oxydoras kneri (Bleeker, 1862)
11-Charax gibbosus (Linné, 1758)	69-Pachyurus bonariensis Steindachner, 1879
12-Cichlasoma dimerus (Jenyns, 1842)	70-Paraloricaria vetula (Valenciennes, 1840)
13-Cochliodon cochliodon (Kner, 1854)	71-Paulicea luetkeni (Steindachner, 1876)
14-Crenicichla lacustris Castelnau, 1855	72-Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1840)
15-Crenicichla lepidota Heckel, 1840	73-Pimelodella laticeps Eigenmann, 1917
16-Crenicichla niederleini (Holmberg, 1891)	74-Pimelodus albicans (Valenciennes, 1840)
17-Crenicichla sp.	75-Pimelodus clarias (Lacépède, 1803)
18-Curimatella dorsalis (Eigenmann y Eigenmann, 1889)	76-Pimelodus ornatus Kner, 1857
19-Cynopotamus argenteus (Valenciennes, 1847)	77-Pimelodus sp.
20-Cynopotamus kincaidi (Schultz, 1950)	78-Plagioscion ternetzi Boulenger, 1891
21-Cyphocharax platanus (Günther, 1880)	79-Platydoras costatus (Linné, 1766)
22-Doras eigenmanni (Boulenger, 1895)	80-Poptella orbicularis Cuvier, 1849
23-Eigenmania virescens (Valenciennes, 1847)	81-Potamorhina squamoralevis Braga y Azpelicueta, 1983
24-Galeocharax humeralis (Valenciennes, 1847)	82-Potamotrygon brumi Devincenzi, 1942
25-Galeocharax kneri	83-Potamotrygon motoro (Müller y Henle, 1841)
26-Gymnogeophagus balzanii (Perugia, 1891)	84-Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1847)
27-Gymnotus carapo Linné, 1758	85-Psectrogaster curviventris Eigenmann y Kennedy, 1903
28-Hemiodus orthonops (Eigenmann y Kennedy, 1903)	86-Pseudoplatystoma coruscans (Agassiz, 1829)
29-Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)	87-Pseudoplatystoma fasciatum f. (Linné, 1766)
30-Hoplerythrinus unitaeniatus (Spix, 1829)	88-Pterodoras granulatus (Valenciennes, 1833)
31-Hoplias malabaricus malabar (Bloch, 1794)	89-Pterygoplichthys anisitsi Eigenmann y Kennedy, 1903
32-Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)	90-Rhamdia hilairei (Valenciennes, 1840)
33-Hypophthalmus edentatus Spix, 1829	91-Rhamdia microps (Eigenmann y Fisher, 1917)
34-Hypophthalmus oreomaculatus Nari y Fuster de Plaza, 1947	92-Rhamdia sapo (Valenciennes, 1840)
35-Hypostomus aff. Commersoni Valenciennes, 1840	93-Rhamphichthys rostratus (Linné, 1766)
36-Hypostomus alatus Castelnau, 1855	94-Rhaphiodon vulpinus Agassiz, 1829
37-Hypostomus commersoni Valenciennes, 1840	95-Rhinelepis aspera (Spix, 1829)
38-Hypostomus derbyi (Haseman, 1911)	96-Rhinodoras d'orbignyi (Kröyer, 1875)
39-Hypostomus francisci	97-Rineloricaria latirostris (Boulenger, 1900)
40-Hypostomus gr. Alatus Castelnau, 1855	98-Rineloricaria phoxocephala Eigenmann y Eigenmann, 1889
41-Hypostomus latirostris	99-Rineloricaria sp.
42-Hypostomus luetkeni (Steindachner, 1877)	100-Roebooides bonariensis (Steindachner, 1879)
43-Hypostomus luteomaculatus (Devincenzi y Teague, 1942)	101-Roebooides prognathus Nani y Fuster de Plaza, 1947
44-Hypostomus macrops	102-Salminus maxillosus Valenciennes, 1840
45-Hypostomus microstomus Weber, 1987	103-Schizodon boelli (Boulenger, 1900)
46-Hypostomus piratatu Weber, 1986	104-Schizodon nasutus Kner, 1859
47-Hypostomus punctatus Valenciennes, 1840	105-Schizodon platae (Garman, 1890)
48-Hypostomus sp.	106-Serrasalmus marginatus (Valenciennes, 1847)
49-Pimelodus labrosus (Reinhardt, 1874)	107-Serrasalmus nattereri (Kner, 1860)
50-Leporellus pictus (Kner, 1859)	108-Serrasalmus spilopleura Kner, 1860
51-Leporinus acutidens (Valenciennes, 1847)	109-Sorubim lima (Schneider, 1801)
52-Leporinus lacustris Campos, 1945	110-Spatuloricaria nudiventris (Val.in Cuvier et Val., 1840)
53-Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1847)	111-Steindachnerina brevipinna (Eigenmann y Eigenmann, 1889)
54-Leporinus striatus Kner, 1859	112-Sternopygus macrurus (Bloch y Schneider, 1801)
55-Loricaria simillima Regan, 1904	113-Tetragonopterus argenteus Cuvier, 1817
56-Loricaria sp.	114-Trachelyopterus striatulus (Steindachner, 1876)
57-Loricariichthys labialis (Boulenger, 1895)	115-Trachydoras paraguayensis (Eigenmann y Ward, 1907)
58-Loricariichthys maculata (Bloch, 1794)	116-Triporthesus paranensis (Günther, 1874)

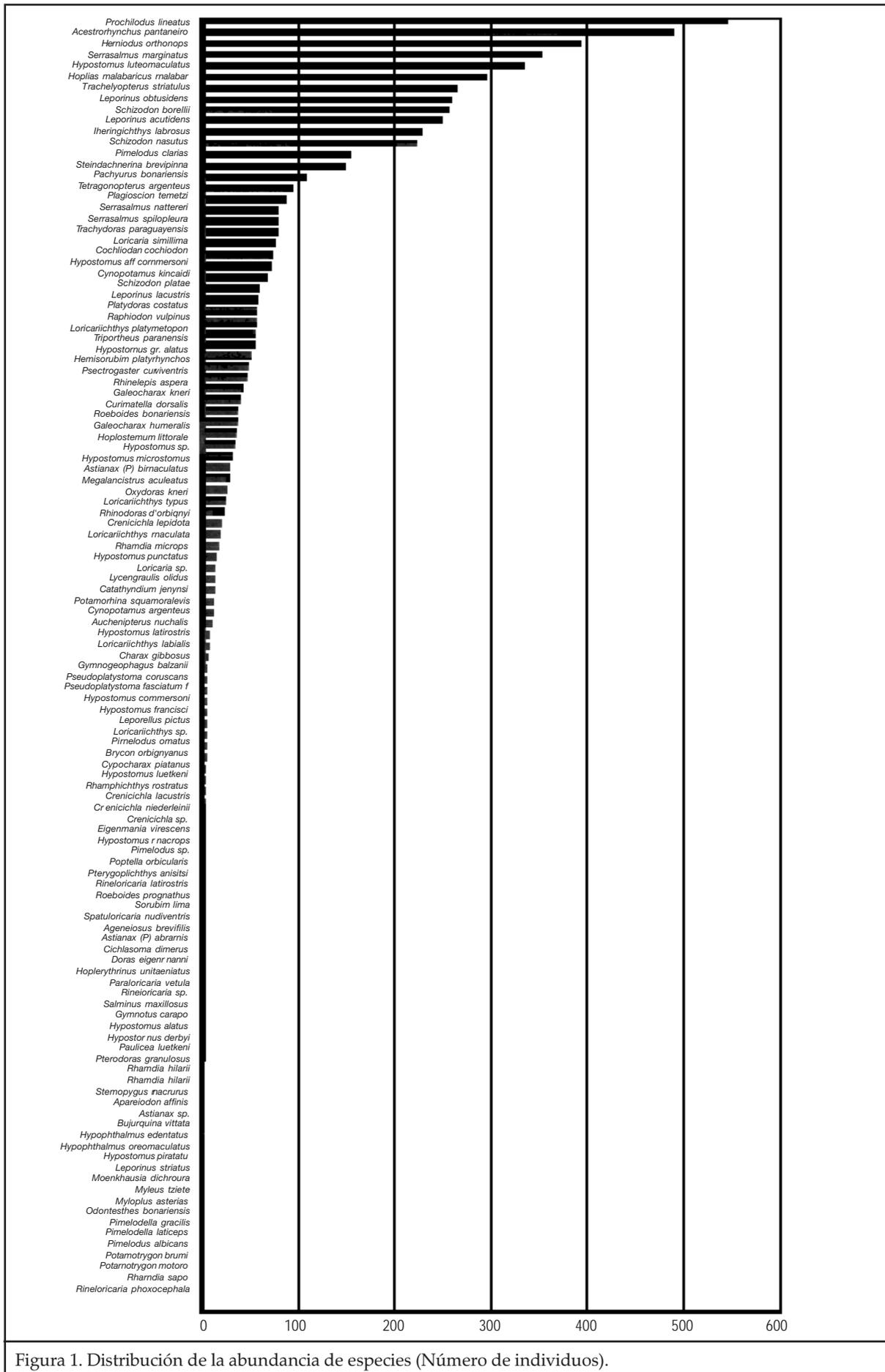


Figura 1. Distribución de la abundancia de especies (Número de individuos).

La última opción que aquí se considera tiende a ser ecológica, ya que pretende ponderar los índices de diversidad teniendo en cuenta la especie (el "oficio") y a la cantidad de individuos de esa profesión que participan, por ejemplo del reparto de los recursos disponibles, lo que reflejaría la supuesta proporción de cada tipo en la comunidad, aunque aquí sólo se refleja el inventario disponible por medio de redes de pesca que básicamente son pasivas.

El estudio de las propiedades aditivas y no aditivas hasta ahora presentadas nos permiten contar con elementos descriptivos de las asociaciones de peces. Sin embargo, al buscar definir y valorar

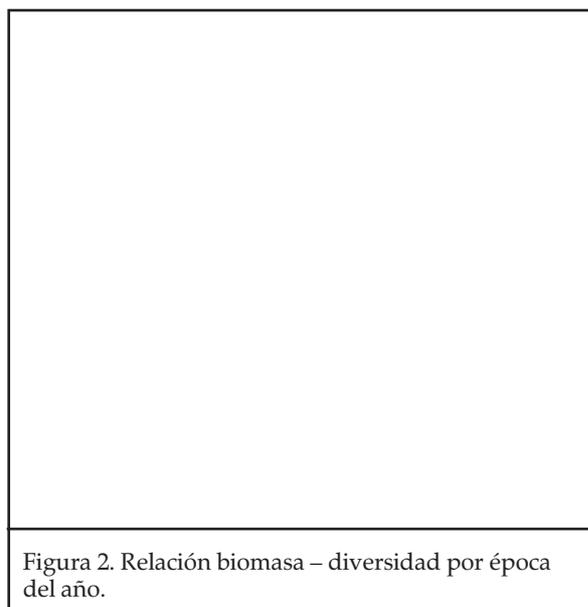


Figura 2. Relación biomasa – diversidad por época del año.

tales asociaciones desde el punto de vista pesquero multiespecífico, en un tramo del río Alto Paraná, nos estamos refiriendo a un conjunto de individuos de varias especies, los cuales se mueven al mismo tiempo y en ese momento pueden ser capturados por redes de espera.

Esto permite suponer que aunque son conjuntos instantáneos, la reorganización no ocurriría al azar, sino que siguen ciertos patrones de modo que en la composición esperada (para cada operación de captura), hay mayor probabilidad de atrapar algunas especies sobre otras. Estas últimas aparecen y desaparecen de las listas de especies capturadas y la valoración de las "poblaciones" cobran sentidos especiales en tanto la ponderación se haga desde la óptica pesquera y tiene que ver con el peso o la proporción con que "participa" cada especie (valor relativo), lo cual le da un valor económico a la captura como totalidad. De tal calidad es el problema de la valoración que ésta puede significar cosas diferentes, por ejemplo:

a) El resultado de la acción de pesca produce buenos rendimientos (biomasa y/o económicos) de

especies tradicionales (dorado, surubí, boga, sábalo, etc.);

b) El resultado de la acción de pesca pone en valor otras especies (dientudos, sardinas, bagres, etc.) como totalidad.

Estos conjuntos no pueden ser descriptos como poblaciones en sentido estricto (biológico), ni como comunidades o asociaciones (ecológicas), aunque ambos niveles conceptuales los incluyen. Margalef propuso el término isocias (Ringuelet, 1962) para referirse a situaciones semejantes, no obstante esto merecería una discusión más acabada.

El estudio de la relación biomasa – diversidad permite sugerir un comportamiento cíclico. La relación biomasa – diversidad, que se exhibe en la Fig. 2, deriva del procesamiento de los datos agrupados por época del año. Se observa una tendencia estacional de aumento en los rendimientos pesqueros y en el mantenimiento de los valores de diversidad de invierno a primavera, seguido de un aumento en la diversidad de primavera a verano con rendimientos semejantes, disminución de ambos en otoño y por último, en el siguiente invierno se mantiene similar la biomasa capturada pero disminuyen los valores de diversidad.

CONCLUSIONES

Las conclusiones que se ofrecen corresponden al período julio de 1994 – agosto de 1995. Los datos ambientales siguen dos configuraciones, la primera referida a la altura del río, temperatura y conductividad, es de tipo oscilante, casi estacional, y alcanza valores máximos en verano. La segunda es menos predecible (oxígeno disuelto, pH y transparencia), oscilando dentro de los valores esperables para esta situación del río Alto Paraná.

Se puede sostener que la capacidad hídrica del río/embalse tiene un funcionamiento en pulsos ligado a la recepción del régimen de lluvias a nivel de cuenca (creciente/estiaje), dentro de la cual se aprecian oscilaciones menores vinculadas a precipitaciones pluviales locales, donde el límite inferior parece acomodarse a 3 m en el hidrómetro de Puerto Posadas (76 m s.n.m.).

En ese marco, los rendimientos pesqueros acompañaron al patrón hidrológico (mayores valores en primavera – verano), al igual que el número promedio de especies por estación del año, siendo las especies dominantes *Prochilodus lineatus*, *Acestrorhynchus pantaneiro* y *Hemiodus orthonops*. Lo que sugiere el mantenimiento del esquema general anual de los rindes.

La riqueza específica en el intervalo referido fue de 116 entidades, 11 de ellas aparecen con alta frecuencia (más del 75 % de los muestreos).

La similitud entre los dos inventarios (Puerto Nemesio Parma y Puerto Valle) siguiendo a Jaccard

dentarias o la reducción y hasta eliminación de las migradoras, constituye un hecho común a todos los embalses (Agostinho, 1995).

El estudio de la composición por edad y crecimiento en peces ocupa un lugar importante en el análisis de la dinámica de poblaciones, tanto por su interés científico como práctico ya que permite sugerir directivas de aplicación administrativa y de protección de los recursos (Beverton & Holt, 1957).

Por este motivo, se hace necesario profundizar en el conocimiento de la biología de la fauna íctica que habita el área de influencia del embalse de Yacyretá.

La disminución temporal de la tasa de crecimiento en algunas especies de peces queda registrada como marcas (anillos de crecimiento) en estructuras de aposición tales como escamas, espinas, otolitos y vértebras. Las variaciones en el crecimiento de los peces se ven influenciadas por factores endógenos (genotipo y condición fisiológica del pez) y exógenos (temperatura, nivel hidrométrico, disponibilidad de alimento, oxígeno, etc.) (Wootton, 1991).

La alteración del flujo del río por la construcción de la presa producirá cambios en el ciclo de vida de las especies, especialmente de aquellas con hábitos migratorios (Delfino & Baigún, 1985; Bonetto *et al.*, 1981; Agostinho *et al.*, 1994), como es el caso de la boga *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847). Esta especie registra una amplia distribución en la Cuenca del Plata y en especial en el río Paraná (Riguelet *et al.*, 1967; Bonetto *et al.*, 1978; Oldani & Oliveros, 1984; del Barco & Panattieri, 1986) y es considerada de interés comercial por la calidad de su carne (lo que le da aceptación en el mercado) (Mastarrigo, 1950; Cannon Verón, 1992).

Antecedentes sobre la biología pesquera de la boga en el área de estudio, se registran únicamente en los informes producidos por el grupo de investigación "Proyecto de Biología Pesquera Regional" en el marco del convenio entre la Fundación Facultad Ciencias Exactas Químicas y Naturales-Entidad Binacional Yacyretá (Roa *et al.*, 1991, 1994, 1996), y convenios entre la Facultad de Cs. Ex. Qcas. y Nat. y la Comisión Mixta Argentino-Paraguaya del Río Paraná (COMIP, 1987).

Con el presente trabajo se pretende contribuir al conocimiento de la biología de la boga *Leporinus obtusidens* en la zona de influencia del embalse de Yacyretá, a través del estudio de la edad: época de formación de los anillos de crecimiento y estructura por edad de la muestra poblacional; como así también determinar la relación longitud-peso y el factor de condición. Este estudio forma parte de un proyecto general de evaluación del impacto sobre la ictiofauna aguas arriba de la represa, llevado a cabo por el grupo de trabajo antes mencionado.

MATERIALES Y METODOS

Los ejemplares se capturaron durante los períodos mayo 1993 – abril 1994 y julio 1994 – agosto 1995 y provienen de la pesca experimental en aguas del Alto Paraná en la zona de influencia de la presa Yacyretá (provincias de Misiones y Corrientes).

Las estaciones de muestreo se ubicaron en Puerto Valle (progresiva km 1510) y Nemesio Parma (progresiva km 1570). La primera, próxima a la presa, podría considerarse como ambiente léntico (a partir del llenado del embalse a cota 76 m snm, en el año 1995), y la otra como zona intermedia o fluvial, ya que sigue manteniendo muchas características de río, como ser el predominio de transporte horizontal (Margalef *et al.*, 1976).

Se totalizaron 32 campañas de pesca, con frecuencia mensual en los meses de abril a septiembre y cada veinte días de octubre a marzo. Las capturas se hicieron con una batería de redes agalleras de 20, 16, 14, 12, 8, 7, 6, 5 y 4 cm de malla estirada (entre nudos opuestos). En cada estación de muestreo las redes estuvieron caladas durante aproximadamente 48 horas.

De todos los ejemplares capturados se consignaron los siguientes datos: longitud estándar en mm, peso total en g y sexo. Se extrajeron escamas de la zona ubicada debajo de la aleta pectoral.

Las escamas se utilizaron como estructuras de aposición útiles en la determinación de la edad. A tal efecto, se las sumergió en hipoclorito de sodio al 10% y limpió con cepillo. Luego de secarlas y descartar aquellas regeneradas o con bordes rotos, se montaron (entre portaobjetos) en número de cinco por ejemplar.

Para la lectura de los anillos de crecimiento se utilizó un microscopio estereoscópico (6 aumentos). Con ocular micrométrico se midieron las distancias al borde de la escama y a cada uno de los anillos, sobre el eje antero-posterior derecho. Las medidas se expresaron en divisiones del ocular micrométrico (10 divisiones equivalen a 1 mm).

Las escamas de la boga son de tipo ctenoide. Las marcas de crecimiento se evidencian por la interrupción de los círculos en toda la escama; se consideraron marcas verdaderas aquellas que recorrían toda la escama, y en caso de registrarse marcas dobles o de difícil interpretación, se descartaba la muestra. El número asignado a cada clase de edad se corresponde con el número de marcas.

A fin de estimar la época en que se forma la marca de crecimiento, se calculó el incremento marginal de las escamas (IM) (Matsuura, 1961 en Bastos Santos & Barbieri, 1991) para cada individuo mediante la siguiente ecuación:

$$IM = (R - R_n) / (R_n - R_{n-1}) \quad [1]$$

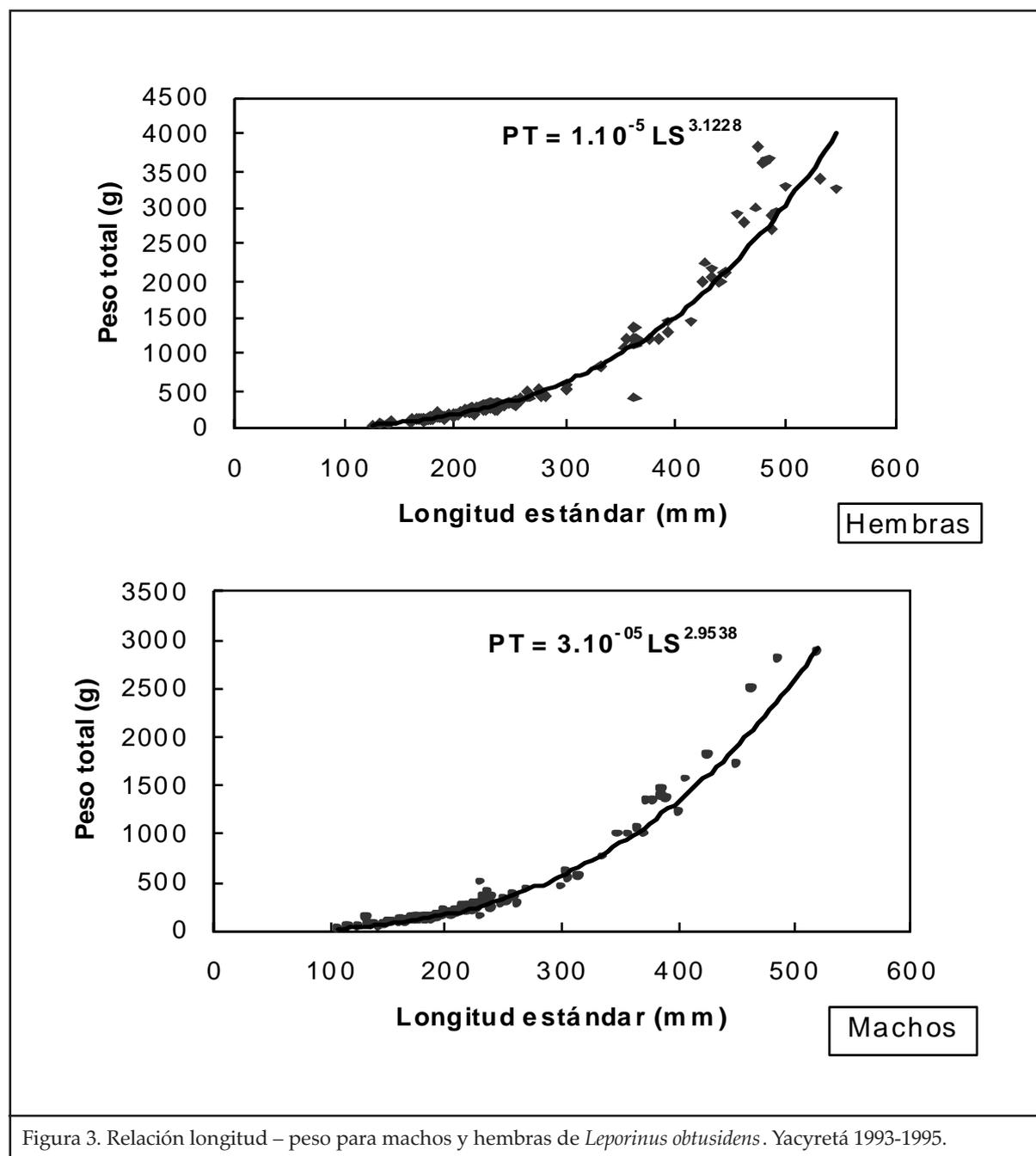


Figura 3. Relación longitud – peso para machos y hembras de *Leporinus obtusidens*. Yacretá 1993-1995.

Los resultados del factor de condición se presentan en la Tabla 1. Del análisis de varianza, se desprende que no hay diferencias significativas en las condiciones entre los individuos capturados en Nemesio Parma y Puerto Valle ($P > 0,05$), como tampoco a lo largo del año ($P > 0,05$).

DISCUSION

Los embalses son ambientes heterogéneos y complejos. En ellos las comunidades de peces son el resultado de procesos de reestructuración de aquellas comunidades existentes, previo al represamiento (Araujo Lima *et al.*, 1995). En tal sentido las especies que se establezcan en un área represada

serán aquellas que estén preadaptadas a las nuevas condiciones.

Como se comentó en un principio las especies migradoras tienden a desaparecer de los embalses; pero esto no ha sucedido con *L. obtusidens* en la represa de Itaipú (Agostinho *et al.*, 1994) ni tampoco con *L. friderici* en la represa de Lobo (Brasil) (Barbieri & Pereira dos Santos, 1988), las que por el contrario presentaron una capacidad relativamente buena de adaptación.

En nuestro caso los análisis de los resultados se deben hacer considerando que los muestreos corresponden a los años inmediatos posteriores al cierre de la presa y funcionamiento de las turbinas, lo que implica una etapa de acomodamiento

sión crítica del artículo. A los compañeros del Proyecto Biología Pesquera Regional que realizaron los muestreos. Arbitros anónimos aportaron valiosas sugerencias que contribuyeron a mejorar la calidad de este artículo.

REFERENCIAS

- AGOSTINHO, A.A. 1995. Considerações sobre atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. Caderno 4. p. 8–19. *Estudos e levantamentos. Seminário sobre fauna aquática e o setor elétrico brasileiro*. COMASE/ELETRORBRAS/MME.
- AGOSTINHO, A.; H.J. JULIO JR & M. PETRERE, JR 1994. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. p. 171–184. IN: *Rehabilitation of freshwater fisheries*. I. G. Cowx (ed.), Oxford.
- AGOSTINHO, C.S. & E.E. MARQUES. 1994. Influência do nível fluviométrico, temperatura e fotoperíodo na época de formação dos anéis de crescimento em piranhas do alto rio Paraná. *UNIMAR*. 146 (suplemento 3):145–154.
- ARAUJO LIMA, C.A.R.; A. AGOSTINHO & N. FABRÉ. 1995. Trophics aspects of fish communities in Brazilian Rivers and Reservoirs. p. 105–136. IN: *Limnology in Brazil*. Tundisi, J.G; C. Bicudo & T. Matsumura Tundisi (ed.), Rio de Janeiro.
- BARBIERI, G. & J. GARAVELLO. 1981. Sobre a dinâmica da reprodução e da nutrição de *Leporinus friderici* (Bloch, 1794) na represa do Lobo, Brotas–Itirapina, SP (Pisces, Anostomidae). *II Seminário Nacional de Ecologia (Anais)*. UFSCar. DCB:347–387.
- BARBIERI, G. & E. PEREIRA DOS SANTOS. 1988. Análise comparativa do crescimento e de aspectos reprodutivos da piava, *Leporinus friderici* (Blach, 1794) (Osteichthyes, Anostomidae) da represa do Lobo e do rio Mogi–Guaçu, Estado de São Paulo. *Ciência e Cultura* 40(7):693–697.
- BASTOS SANTOS, G & BARBIERI, G. 1991. Idade e Crecimento de *Prochilodus marggravii* (Walbaum, 1972) (Characiformes, Prochilodontidae) do rio São Francisco, Minas Gerais. *Ceres* 38(215):5–16.
- BEVERTON, R.I. & S. HOLT. 1957. *On the dynamics of exploited fish populations*. Fish. Investig. Series II, 9. London. 535 p.
- BONETTO, A.A.; D. ROLDAN & M. ESTEBAN OLIVER. 1978. Estudio limnológico en la cuenca del Riachuelo (Corrientes, Argentina) I. Poblaciones de peces en ambientes leníticos y lóticos. *ECOSUR* 5 (9):1–15.
- BONETTO, A.A.; M. CANON VERON & D. ROLDAN. 1981. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en el río Paraná. *ECOSUR* 8(16):29–40.
- BROWN, N. 1957. The relation between feed and growth. p. 1:380–390. IN: *The physiology of fishes*. M.E. Brown (ed.), New York.
- CANNON VERON, M. 1992. Pesca comercial en el río Paraná (Corrientes, Argentina) durante el período 1985–1988. *Ambiente Subtropical* 2:103–123.
- CAROZZA, C. & E. CORDIVIOLA DE YUAN. 1991. Estudios ictiológicos en la laguna La Cuarentena (Isla Carabajal), río Paraná, Argentina: edad y crecimiento del sábalo *Prochilodus lineatus* (Val.), período 1984–1985 (Pisces, Curimatidae). *Rev. Hydrobiol. Trop.* 24(2):119–129.
- COMIP 1987. *Estudios Ambientales: comunidades icticas, biología pesquera, migraciones de peces del río Alto Paraná, entre progresivas km 1595 y km 1924*. Universidad Nacional de Misiones. 93 p. y Anexos.
- DEL BARCO, D.M. & A. PANATTIERI. 1986. Variaciones de la densidad relativa de peces en el Paraná medio en relación con factores ambientales. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 17(1):127–136.
- DELFINO, R. & C. BAIGUN. 1985. Marcaciones de peces en el embalse de Salto Grande, río Uruguay (Argentina–Uruguay). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 16(1):85–93.
- FUEM/NUPELIA. 1987. *Relatório do projeto Ictiofauna e biología pesqueira – marco/85–fevereiro/86*. Reservoir de Itaipú FUEM, Maringá. 2. 638 p.
- GODOY, M. de P. 1959. Age, growth, sexual, maturity, behavior, migraton, tagging and transplantation of the curimbatá (*Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881) of the Mogi Guaçu River, São Paulo State, Brasil). *An. da Acad. Brasileira de Ciencias* 31(3):447–477.
- MARGALEF, R.; D. PLANAS MONT; J. ARMENGOL BACHERO; C. VIDAL; N. PRAT FORNELLES; A. GUISET SERRA; J. TOJA SANTILLANA & M. ESTRADA MIYARES. 1976. *Limnología de los embalses Españoles*. Servicio de publicaciones Secretaría Gral. Técnica Ministerio Obras Públicas, Madrid. 123:325 p.
- MASTARRIGO, V. 1950. La boga: contribución a su conocimiento biológico. *Almanaque del Ministerio de Agricultura y Ganadería, Santa Fe*. p. 417–426.
- OLDANI, N. & O. OLIVEROS. 1984. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná. 12. Dinámica temporal de peces de importancia económica. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 15(2):175–183.
- PARMA, J. 1980. Crecimiento de *Leporinus obtusidens* (Valenciennes) (Pisces, Anostomidae): bajo diferentes dietas artificiales. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 11:1–11.
- RICKER, W. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Boar. Can.*, Ottawa. 191:382 p.
- RINGUELET, R.; R. ARAMBURU. & A. ALONSO de ARAMBRURU. 1967. *Los peces argentinos de Agua Dulce*. Com. Inv. Cient. Prov. Buenos Aires. 602 p.
- ROA, H. B.; E. R. PERMINGEAT; L. M. HIRT; S. FLORES & P. ARAYA. 1996. *Informe anual sobre las campañas de pesca experimental en el río Paraná entre las progresivas km 1510 (Pto. Valle) y km 1570 (Pto. Nemesio Parma) Argentina*. Convenio EBY–FCEQyN, UNaM. 60 p.
- ROA, H. B. & H. SCHWIETER. 1991. *Informe final sobre las campañas de pesca experimental en el río Paraná entre los arroyos Yabebiry e Itaembé, Argentina*. Convenio EBY–FCEQyN, UNaM. 95 p. y Anexo.
- ROA, H. B.; E. R. PERMINGEAT; L. M. HIRT; S. FLORES & P. ARAYA. 1994. *Informe anual sobre las campañas de pesca experimental en el río Paraná entre las progresivas km*

El objetivo del presente trabajo fue caracterizar los ovarios teniendo en cuenta los cambios macro y microscópicos que ocurren cíclicamente en los mismos a fin de proponer una escala de maduración y determinar la época y modalidad reproductiva de la especie en el recientemente creado Embalse de Yacyretá.

MATERIALES Y METODOS

Fueron analizados 192 ejemplares hembras de *Acestrorhynchus pantaneiro* provenientes de muestreos mensuales realizados en dos estaciones sobre el río Paraná (km 1570 Puerto Nemesio Parma y km 1510 Puerto Valle), en el marco del Convenio de Pesca Experimental firmado entre la Entidad Binacional Yacyretá y la Facultad de Ciencias Exactas Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Misiones.

Se utilizaron redes de espera de 20, 16, 14, 12, 8, 7, 6, 5 y 4 cm de distancia entre nudos opuestos. El muestreo se realizó durante el período comprendido entre julio de 1994 y agosto de 1996.

De cada ejemplar se registraron los siguientes datos biométricos: longitud estándar, altura, peso total y peso gonadal. Se realizó la determinación macroscópica del estado de maduración gonadal, considerando aspectos como: color, transparencia, vascularización superficial, flacidez, tamaño, visualización de ovocitos y espesor de la cápsula ovariana; determinándose los siguientes estados: reposo, en reproducción y en recuperación. Los ovarios fueron retirados y pesados siendo posteriormente fijados y sometidos a técnicas de rutina de deshidratación, diafanización e inclusión en parafina (Vazzoler, 1996). Los cortes obtenidos fueron coloreados con hematoxilina–eosina. La caracterización de cada estado gonadal microscópico fue establecida sobre la base de los elementos celulares presentes, afinidad por los colorantes, presencia de vitelo, desarrollo de membranas, caracterización del núcleo (presencia y tamaño).

Se midieron bajo ocular micrométrico 150 ovocitos de cada ejemplar analizado y posteriormente se calculó la frecuencia relativa, determinándose los siguientes estados: previtelogénesis, vitelogénesis y postdesove. El desarrollo ovariano se cuantificó según el indicador relación gonadosomática (Isaac–Nahum & Vazzoler, 1987 *apud* Vazzoler, 1996).

Para determinar la época de reproducción se utilizó el análisis de la curva de maduración basada en la variación mensual de los valores medios de la relación gonadosomática y la frecuencia relativa de estados de maduración gonadal.

RESULTADOS

En base a las observaciones microscópicas, el ciclo reproductivo fue dividido en estadios de previtelogénesis, vitelogénesis y posdesove.

Estadio de previtelogénesis

Las gónadas son pequeñas, sin irrigación evidente macroscópicamente, no se observan ovocitos. Desde el punto de vista microscópico presentan una organización en lamelas, sobre las que se encuentran tres tipos celulares: ovogonias, ovocitos I y ovocitos II (Figura 1–A).

Las ovogonias forman grupos, son las células menores de la línea germinativa y su tamaño promedio fue de $40 \mu\text{m} \pm 5$ (media y DE). El núcleo es esférico y de escasa afinidad por los colorantes empleados; generalmente no se observan nucleolos.

Los ovocitos I son células poligonales con diámetro medio de $75 \mu\text{m} \pm 10$ (media y DE). El núcleo es grande con relación al diámetro celular con varios nucleolos voluminosos. El citoplasma es intensamente basófilo.

Los ovocitos II son más redondeados y la razón núcleo/citoplasma disminuye por aumento del diámetro celular, que registró $161 \mu\text{m} \pm 60$ (media y DE). En el núcleo se observan numerosos nucleolos de ubicación periférica y en torno al ovocito se hace visible una delgada capa de células foliculares. Estos constituyen el stock de reserva a partir del cual se originarían las poblaciones celulares que van a iniciar la vitelogénesis (Bazzoli & Godinho, 1991).

El diámetro de los ovocitos previtelogénicos osciló entre 30 y $360 \mu\text{m}$, siendo el promedio de 116 ± 62 (media y DE) (Figura 2–A) y la relación gonadosomática media de $0,62 \% \pm 0,20$ (media y DE) (Figura 3–A).

Estadio de vitelogénesis

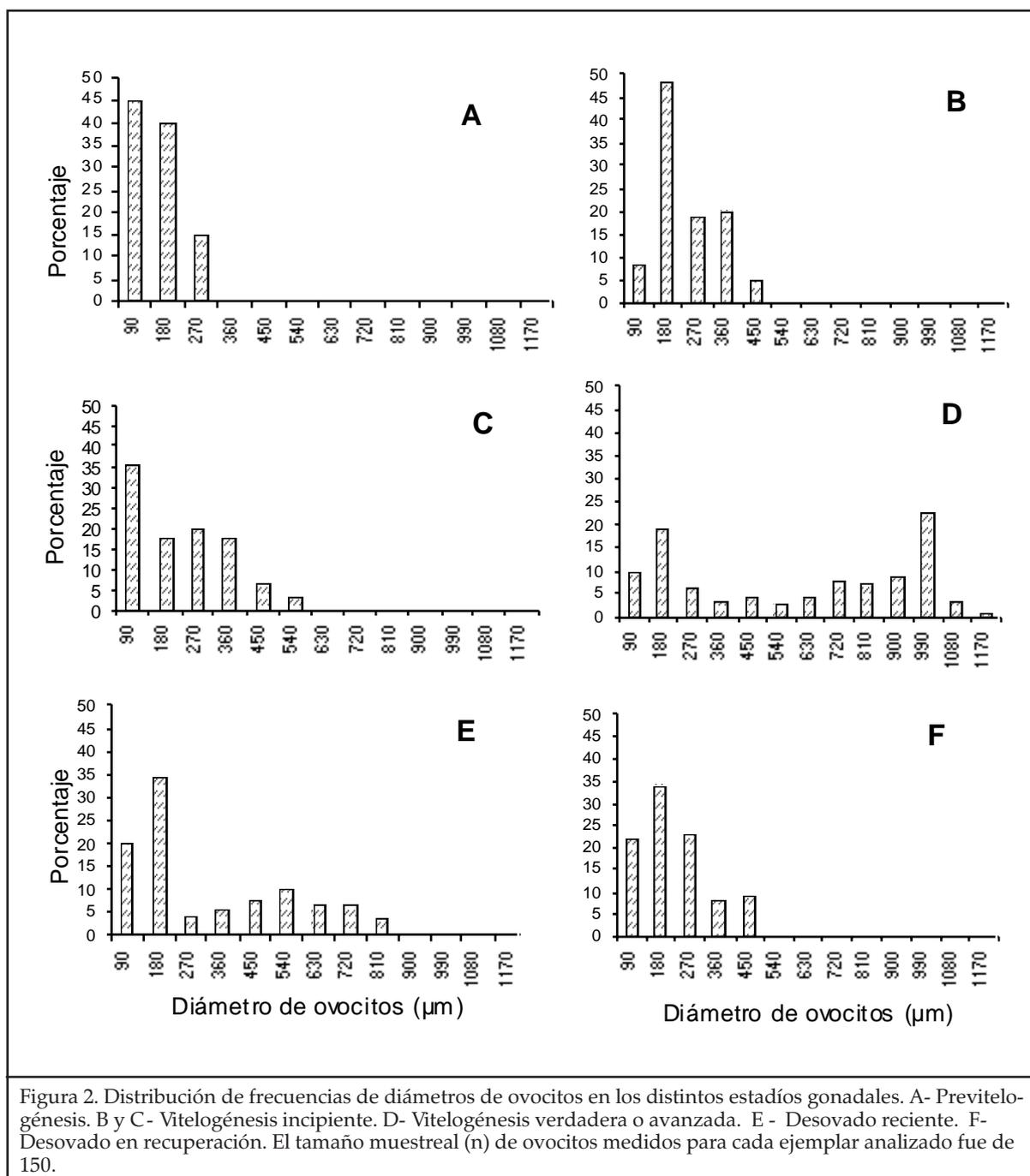
Macroscópicamente, los ovarios son más voluminosos que en el estado anterior, la irrigación es más abundante y los ovocitos comienzan a ser visibles.

Disminuye la frecuencia de las células características del estado de previtelogénesis, mientras que los ovocitos vitelogénicos (ovocitos III y IV) ocupan la mayor parte de la gónada.

El proceso de vitelogénesis se dividió en dos etapas: vitelogénesis incipiente y vitelogénesis verdadera o avanzada.

1. Vitelogénesis incipiente

Se manifiesta por la acumulación de sustancias de reserva que serán utilizadas para la alimentación del embrión. Ésta se inicia en el citoplasma cortical con la aparición de vesículas que aumentan de tamaño a medida que la vitelogénesis avan-



za hasta formar una estructura denominada alvéolo cortical.

Se distingue, la formación de la membrana ovocitaria. Esta se compone de una capa continua denominada zona radiata, de características acidófilas y acelular localizada junto a la membrana celular, y de una membrana folicular que la rodea externamente. De esta forma, ovocito y membranas conforman el folículo ovocitario. A la célula con estas características se la denomina ovocito III (Figura 1-B, C y E).

En vitelogenésis incipiente, se observan ovocitos previtelogénicos (entre 30 y 360 μm) y aquellos que se encuentran en proceso de vitelogenésis, cuyo diá-

metro oscila entre 450–540 μm (504 ± 24 , media y DE), los que aún no han alcanzado la vitelogenésis completa (Figura 2-B y C).

2. Vitelogenésis verdadera o avanzada

Comienza con la deposición de proteínas en forma de gránulos acidófilos denominados vitelínicos, proceso que ocurre desde el citoplasma perinuclear hacia la periferia, desplazando a las vesículas que conforman el alveolo cortical.

La zona radiata se hace más evidente al igual que la capa folicular. En el citoplasma se alcanza la vitelogenésis completa, lo que lleva a un aumento

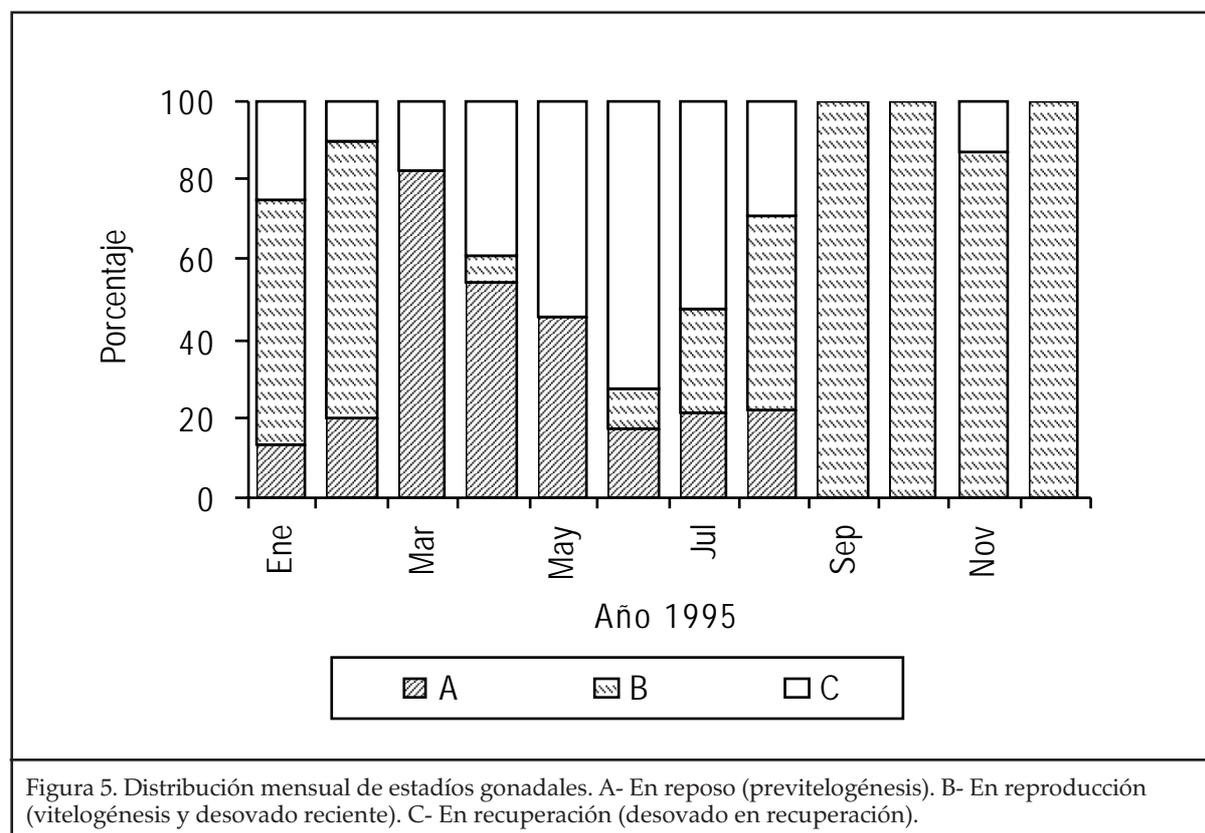


Figura 5. Distribución mensual de estadios gonadales. A- En reposo (previtelogénesis). B- En reproducción (vitelogénesis y desovado reciente). C- En recuperación (desovado en recuperación).

Reinhardt, 1874 y *Pygocentrus nattereri* Kner, 1860 respectivamente.

Se observó la reabsorción de los ovocitos que no alcanzaron la maduración al momento del desove y de aquellos que no fueron eliminados. Estos procesos involucraron la proliferación de células foliculares que invadían el ovocito, observaciones coincidentes con las de Barbieri *et al.* (1981); Cecilio & Agostinho (1991); Cotrina & Christiansen (1994).

Al igual que para la mayoría de los Teleósteos, en los ovocitos de *Acestrorhynchus pantaneiro* se verificó durante la vitelogénesis incipiente la presencia de vesículas corticales (Pelizaro *et al.*, 1981; Narahara *et al.*, 1988; Selman *et al.*, 1986; Kjesbu & Kryvi, 1989; Lopes *et al.*, 1991), siendo éstas de distribución uniforme y ocupando gran parte del citoplasma. De acuerdo con Guraya (1986); Nagahama (1983); Makeyeva & Yemel Yanova (1989) y Bassoli & Rizzo (1990), la composición química de las vesículas corticales es de mucopolisacáridos. En vitelogénesis avanzada se observaron abundantes gránulos vitelínicos acidófilos y la zona radiata con estrías muy evidentes al microscopio óptico.

La distribución polimodal del diámetro de los ovocitos en los estadios más avanzados de maduración sugieren desove de tipo parcelado. Este tipo de desove, definido por Vazzoler (1996) como la eliminación sucesiva de lotes de ovocitos maduros durante un período de desove, se registró para muchas otras especies tropicales (Godinho, 1972; Pelizaro *et al.*, 1981; Caramaschi *et al.*, 1982; Barbieri

et al., 1983; Romagosa *et al.*, 1985; Narahara *et al.*, 1988; Barbieri & Barbieri, 1988; Hirt de Kunkel & Flores, 1996).

Los desoves prolongados a lo largo de un ciclo reproductivo representan una táctica utilizada por algunas especies para asegurar la supervivencia de huevos y larvas cuando las condiciones ambientales (físicas, químicas y biológicas) no son las adecuadas, incrementándose así su presencia numérica (Roa *et al.*, 1998). Esta situación se está produciendo actualmente en el embalse de Yacyretá, en especies de mediano porte y hábito alimentario iliofago como *Hemiodus orthonops* (Eingemann & Kennedy, 1903) y carnívoro ictiofago como *Acestrorhynchus pantaneiro* (Menezes, 1969) y *S. marginatus* (Roa *et al. op., cit.*). Hechos similares fueron relatados por Agostinho *et al.* (1992) para el embalse de Itaipú.

CONCLUSIONES

Podemos concluir que esta especie posee un ciclo prolongado de actividad reproductiva, con un período máximo entre septiembre y diciembre.

El mecanismo de desarrollo ovocitario según la clasificación de Marza, 1938 (*apud Vazzoler*, 1996) responde al tipo sincrónico en más de dos grupos. Junto al lote de reserva (ovocitos previtelogénicos 30–360 mm) se observan otros en diferentes etapas de desarrollo y los ovocitos que integran cada lote se desarrollan sincrónicamente y son desovados a

- SELMAN, K.; R. WALLACE & V. BARR. 1986. Oogenesis in *Fundulus heteroclitus* IV. Yolk. Vesicle formation. *The Journal of Experimental Zoology* 239: 277–288.
- VAZZOLER, A.E.A.de M. 1996. Biología da reprodução de peixes Teleósteos: teoria e prática. *Nupelia*. Maringá PR. 169 p.

Recibido para su publicación: Diciembre de 1998.
Aceptado para su publicación: Febrero de 1999.

located 90 km downriver (low impact site). Fish were sampled every 20–30 days during a period of three years, from March 1995 to March 1998, employing a varied array of fishnets. Twenty-one representative species of the Paraná River were retained for subsequent analyses and classified in trophic groups to facilitate the interpretation. For every species, length–weight regression coefficients were fitted, being all the relationships highly significant. Regression parameters were employed to calculate a relative condition factor for every sampled fish. Results were evaluated by applying to each species a factorial ANCOVA, with sampling sites (low impact and high impact), annual cycles (1995/96, 1996/97, 1997/98), and sex (male and female) as factors, and water temperature as covariable. Results showed that species placed at the lowest levels of the trophic chain (detritivorous/algivorous), such as *Prochilodus lineatus* and *Hemiodus orthonops*, had significantly lower condition factors at the impact site in a high proportion of comparisons (42%). Omnivorous and invertebrate–eaters, such as *Leporinus obtusidens*, *Pterodoras granulosus*, *Pachyurus bonariensis* and *Pimelodus clarias*, had also low condition factors at the high impact site, but in a lower proportion compared with detritivorous fish (21%). Condition factor was never significantly lower in the low impact site within the above mentioned feeding groups. The piscivorous fish *Galeocharax humeralis*, *Cynopotamus kincaidi* and *Rhaphiodon vulpinus* had significantly higher values close to the dam in many occasions (22%). Finally, other piscivorous such as *Hemisorubim platyrhynchos*, *Pseudoplatystoma coruscans* and *Salminus maxillosus* never showed significant differences between sampling sites. Results suggest that species placed at the bottom of the food chain were affected in its condition factor at site close to the dam, while some piscivorous fish seem to profit of the prey abundance. The many causes that could have originated the observed spatial and temporal variations in relative condition factor are discussed.

KEY–WORDS: fish fauna – relative condition factor – length–weight relationships – impact analysis – Paraná River – Yacyretá Dam – Argentina

INTRODUCCION

La generación de electricidad a partir de la instalación de represas en los ríos tropicales de gran caudal plantea una serie de problemas ambientales entre los que tienen primera importancia los recursos ícticos (Petrere, 1996). La represa de Yacyretá, que comenzó a generar electricidad a partir del llenado del embalse en 1994, constituye un ejemplo de tal situación. En todos los casos existe una urgente necesidad de evaluar tales inconvenientes para efectuar las modificaciones necesarias que permitan corregirlos o mitigarlos.

nientes para efectuar las modificaciones necesarias que permitan corregirlos o mitigarlos.

La obtención de datos de campo de las poblaciones de peces, tales como densidad y biomasa, es una tarea que requiere de un considerable esfuerzo cuando se trabaja en grandes ríos, resultando en ocasiones, imposible de llevar a cabo. Por lo tanto, es necesario emplear variables alternativas, que no sean de tan difícil obtención, pero que al mismo tiempo permitan una evaluación rápida y confiable del estado del recurso pesquero. En este contexto, el factor de condición relativo, junto con otros índices de características similares, ha sido propuesto y empleado como indicador del estado de bienestar general de los peces en numerosos trabajos científicos (Bolger & Connolly, 1989; Anderson & Neumann, 1996). Dicho factor puede ser una herramienta útil para explorar el impacto que pueden producir determinadas acciones de origen antrópico sobre la fauna íctica, si bien no resulta sencillo establecer las causas reales que pueden ocasionar las variaciones observadas (Liao *et al.*, 1995). En efecto, bajo determinadas circunstancias, el factor de condición puede ser una variable concomitante fácil de obtener, que a la vez está correlacionada positivamente con la fecundidad, la reproducción, la tasa de crecimiento, o la tasa de mortalidad (Anderson & Neumann, *op. cit.*). Por otra parte, algunos estudios demuestran que en ciertos peces una disminución del factor de condición se asocia con cambios cualitativos en la composición de los tejidos, como por ejemplo una reducción del contenido de grasa visceral (Anderson & Neumann, *op. cit.*).

De tal modo, puede suponerse que si existen circunstancias desfavorables para los peces en cercanías de la represa, éstas deberían reflejarse en un plazo relativamente corto en el factor de condición. Entre los inconvenientes que pueden ser causados por las represas podemos citar la concentración de cardúmenes de peces frente al dique de contención intentando continuar su migración, la mortandad causada por las turbinas y las modificaciones en la calidad del agua y en el régimen hídrico impuestas por el represamiento (Petts, 1984). Es de esperar asimismo que a partir de una cierta distancia a la represa, las condiciones del hábitat se acerquen gradualmente a las normales para el tramo del río estudiado. Un claro ejemplo se documentó al evaluar la sobresaturación gaseosa generada por los vertederos de la represa de Yacyretá, cuyos tenores decrecen aguas abajo en forma gradual, al tiempo que disminuye su efecto sobre el estado sanitario de los peces (Domitrovic *et al.*, 1994; Bechara *et al.*, 1996).

Por otra parte, los peces están sujetos a las oscilaciones naturales de los factores ambientales operantes en el corredor fluvial, como ser el caudal, la

es de roca basáltica, con ausencia total de corriente fluvial, a excepción de los períodos de funcionamiento de la esclusa. La vegetación natural del área corresponde a la selva marginal o ribereña, con islotes remanentes de dicha formación vegetal en cercanías del área de muestreo. Las zonas más bajas y anegadizas están colonizadas por sarandí blanco (*Phyllanthus sellowianus* Müll.), carrizales en manchones aislados y otras gramíneas acuáticas. Las áreas rocosas pueden estar cubiertas por plantas sumergidas adaptadas a la corriente rápida (Podostemonaceae), como lo sugieren los contenidos estomacales de algunos peces capturados (*Pterodoras granulatus* y *Leporinus obtusidens*; José Bechara, datos inéditos).

MATERIAL Y METODOS

Tareas de campo

El período de estudios se extendió desde marzo de 1995 hasta marzo de 1998, durante el cual se llevaron a cabo 38 muestreos de campo en cada sitio, con una periodicidad de 20–30 días. El arte de pesca principal consistió en una batería de nueve redes enmalladoras, de nylon monofilamento. Las aberturas de malla de tales redes fueron de 20, 25, 30, 35, 40, 60, 70, 80 y 100 mm de nudo a nudo contiguo, siendo idénticas a las empleadas en estudios comparables llevados a cabo en el embalse por Roa & Permingeat (1999, este número). Cada red se colocó en forma perpendicular a la costa o formando un ángulo aguas abajo, dependiendo de la velocidad de la corriente. Adicionalmente, se emplearon artes complementarias de pesca tales como red tres telas (“trasmallo”); nasa metálica simple; caña con anzuelo encarnado con pez vivo, fileteado o señuelo; espineles con diversos tamaños de anzuelo; tarrafas y redes de arrastre costeras de distinta abertura de malla (5 a 20 mm de malla de nudo a nudo intercalado) y redes con mango. Para el presente estudio, se emplearon los ejemplares capturados con todas las artes de pesca mencionadas.

La batería de redes fue colocada en la mayoría de los casos entre las 07:00 y las 10:00, permaneciendo calada durante 43–48 horas, a menos que condiciones meteorológicas adversas obligaran a retirarla antes de lo previsto. Las recorridas para la recolección de las capturas se realizaron a intervalos de seis a ocho horas, sumando un total de seis por sitio en cada fecha de muestreo. Las horas de recorrida correspondieron generalmente a las 14:00, 22:00 y 06:00. En la mayoría de los casos el muestreo se iniciaba en el sitio de bajo impacto y finalizaba en el de alto impacto.

Los peces recolectados en cada sitio y fecha de muestreo se clasificaron por red de origen, y se identificaron a especie, registrándose, entre otras, las siguientes variables: peso total, longitud

estándar, altura máxima del cuerpo, sexo y fase de desarrollo gonadal macroscópico. Se estimó el contenido de grasa visceral para cada ejemplar según una escala visual variando de 0 a 3 de acuerdo con la siguiente clasificación: 0= sin grasa visceral visible; 1= grasa entre las vísceras apenas visible; 2= abundante grasa visceral que no cubre totalmente los órganos; 3= abundante grasa visceral que cubre totalmente los órganos internos.

Análisis de datos

A efectos de llevar a cabo el estudio se seleccionaron un total de 21 especies ícticas sobre la base de su abundancia en las capturas y su importancia económica en la región del río Alto Paraná. Este conjunto ascendió a 20.572 individuos, representando aproximadamente un 60% de todos los peces capturados durante el período de estudios, siendo el número total de especies identificadas superior a 100. De las especies seleccionadas, la única que puede estar constituida por un conjunto de especies estrechamente emparentadas es *Hypostomus* gp. *alatus*, el cual podría estar integrado por *H. luteomaculatus*, *H. alatus*, *H. regani* y *H. piratatu*. No fue posible separar con claridad en el terreno todas estas supuestas especies, por lo que debieron ser fusionadas en un solo grupo.

Cada especie se clasificó dentro de una determinada categoría o grupo trófico empleando datos no publicados de análisis de contenidos estomacales y otros obtenidos de la literatura (Ringuelet *et al.*, 1967; Agostinho *et al.*, 1997; Hahn *et al.*, 1997). Los grupos tróficos empleados fueron: detritívoros/ alguívoros; omnívoros; consumidores de invertebrados; pequeños ictiófagos (talla máxima menor de 30 cm de longitud estándar); medianos ictiófagos (talla máxima de 30 a 70 cm de longitud estándar); grandes ictiófagos (talla máxima mayor de 70 cm de longitud estándar). Las especies clasificadas por su correspondiente grupo o categoría trófica se presentan en la Tabla 1.

Como variable dependiente para realizar los análisis se eligió el factor de condición relativo K_n por presentar una serie de ventajas con respecto al ya clásico factor de condición, K , de Fulton (Anderson & Neumann, 1996). En primer lugar, K_n no varía generalmente con el crecimiento alométrico que impone una modificación de la forma con la edad del pez e impide comparaciones en individuos con distinto tamaño. Además, K_n permite cotejar diferentes sexos y especies en un mismo análisis, ya que toma un valor medio para todas las edades, sexos y especies, el cual se aproxima a la unidad. La principal desventaja es que puede variar de una localidad geográfica a otra y de un año a otro, por lo que no deben efectuarse comparaciones fuera del marco espacio-temporal establecido para cada estudio.

excluir el análisis por sexos, años o sitios, según el caso. Cada individuo capturado y retenido luego del análisis de regresión se consideró como una réplica. El mismo proceso se repitió para las 21 especies seleccionadas. Se consideró a cada año como independiente del siguiente, por lo que no se llevó a cabo el ANCOVA con medidas repetidas. Cuando al menos un efecto principal o una interacción resultaron significativos, se aplicó un test de comparaciones múltiples de Newman–Keuls, empleando un nivel de probabilidad $P < 0,05$. Todos los tests estadísticos se llevaron a cabo empleando el programa STATISTICA for Windows, Versión 5.5.

Cabe destacar que se obtuvo un bajo número de ejemplares en algunas fechas para muchas especies, volviendo incierta o imposible la realización de comparaciones inferenciales, por lo que se prefirió no trabajar con este tipo de análisis para describir las variaciones mensuales. Esta misma limitación también impidió un análisis por separado de machos y hembras. De todos modos, la significación de la covariable temperatura del agua en los ANCOVA permitió estimar la importancia relativa

de las variaciones estacionales con respecto a las anuales.

RESULTADOS

Relaciones longitud–peso

Todos los coeficientes de regresión obtenidos arrojaron valores altamente significativos, siendo el r^2 ajustado por el tamaño de la muestra, igual o superior a 0,90 en 18 casos (Tabla 1). Los valores calculados de r^2 habrían sido más elevados si el ajuste se hubiese efectuado por separado para machos y hembras, ya que los sexos pueden tener considerables diferencias en sus tasas de crecimiento. Para los ejemplares de mayor importancia económica como el dorado (*S. maxillosus*), el surubí (*P. coruscans*) o la boga (*L. obtusidens*), el coeficiente no incluye el rango de mayores tamaños presentes en el río, debido en parte a las restricciones de las redes, inherentes a su lugar de colocación y abertura de malla. Para el resto de las especies el rango cubierto es razonablemente amplio y puede considerarse como más representativo de las poblaciones

Tabla 1. Coeficientes de regresión empleados para el cálculo del factor de condición relativo, K_n , de las especies seleccionadas, agrupadas por categorías tróficas. Los datos corresponden a todos los ejemplares sin discriminar por sexo ni estación de muestreo. Los juveniles cuyo sexo no pudo ser determinado macroscópicamente fueron excluidos del análisis. Todos los coeficientes son estadísticamente significativos a niveles de probabilidad $P < 0,01$ (test t).

Tabla 2. Resultados del análisis de la covarianza de los factores de condición relativos, K_n , para las especies analizadas. Se presentan los valores de F para cada efecto principal e interacciones. Los resultados significativos se representan con asteriscos de la siguiente manera: * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$. En algunas especies, por insuficiente número de réplicas, no se verificaron todos los efectos simples y sus interacciones. Los grados de libertad para los efectos principales son Ciclo anual: 2; Localidad: 1 y Sexo: 1.

de las que se obtuvieron muestras. A excepción del surubí, el número de ejemplares utilizado para realizar los ajustes fue superior a 200, y en algunos casos llegó incluso a más de 2.000. La mayoría de los exponentes de la función que describe la relación longitud–peso son cercanos a 3,0. Por todo lo expuesto, puede considerarse que los coeficientes de regresión utilizados reúnen las condiciones necesarias y suficientes como para realizar el cálculo del factor de condición relativo.

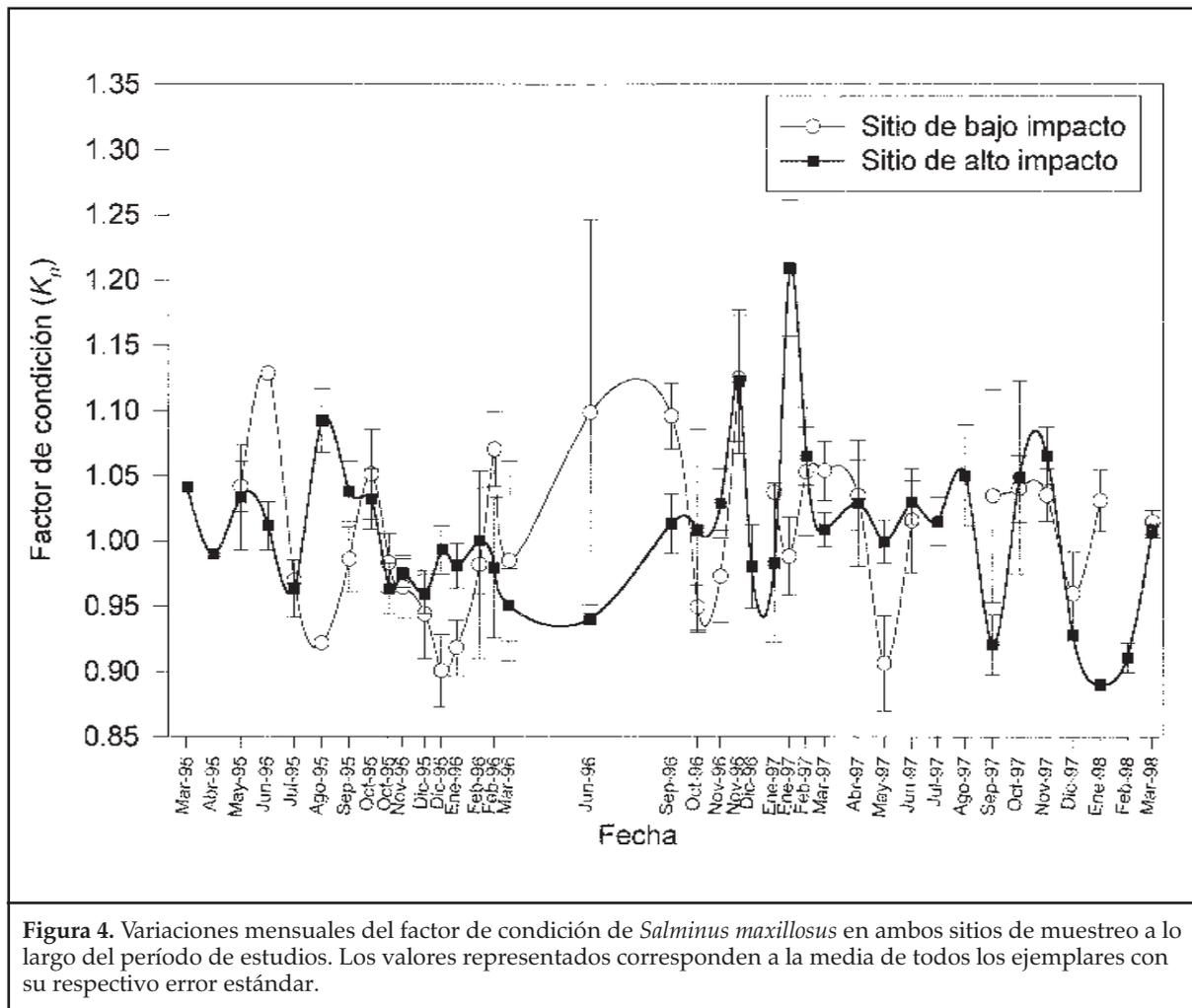
Variaciones mensuales en el factor de condición

Entre las especies más comunes, en las que se contó con un número suficiente de muestras, se efectuó un estudio de las variaciones mensuales del factor de condición relativo, K_n . Las especies seleccionadas fueron: *H. orthonops*, *P. lineatus* (detritívoros/algúvoros), *P. clarias* (consumidor de invertebrados) y *S. maxillosus* (ictiófago) (Figuras 1 a 4). En todos los casos el factor de condición presentó marcadas oscilaciones, sin que exista una tendencia definida al aumento o la disminución durante los tres años de estudios en ninguna de las estaciones de muestreo. En el caso de *P. lineatus* (Figura 1), puede apreciarse que tales oscilaciones son más marcadas en el sitio de bajo impacto (Itá Ibaté) comparado con el de alto impacto (Ituzaingó). Para esta especie se observó en el sitio de bajo impacto una fuer-

te caída de K_n en la época post–reproductiva (enero–febrero) de los ciclos 1995/96 y 1996/97, y una disminución menos marcada en 1997/98 (noviembre). Otra característica apreciable es la gradual recuperación de K_n con posterioridad a la disminución originada luego de la reproducción, alcanzando su máximo en agosto–septiembre. Estas oscilaciones estacionales se evidencian en la alta significación de la covariable temperatura (Tabla 2). Por otra parte, los valores tienden a ser más elevados en el sitio de bajo impacto, a excepción del último ciclo anual, lo cual se refleja en los resultados de los análisis de la covarianza realizados más adelante.

H. orthonops mostró un comportamiento similar a *P. lineatus* en lo que respecta a las variaciones estacionales, con excepción de la temporada 1997/98 en la que la disminución post–reproductiva se mantuvo similar a la descrita para los dos ciclos previos. Las diferencias entre ambos sitios de muestreo tendieron a desaparecer en 1997/98 y durante la fase reproductiva de 1995/96 (Figura 2), períodos en los cuales las oscilaciones fueron muy similares en ambas estaciones de muestreo. La covariable temperatura también resultó significativa en esta especie (Tabla 2).

En *P. clarias*, con pocas excepciones el K_n fue más elevado en el sitio de bajo impacto, lo cual también



se refleja en los ANCOVA descriptos más adelante. Las tendencias estacionales fueron también marcadas como en las otras especies, resultando en una alta significación de la covariable temperatura (Tabla 2). Los valores más altos se aprecian casi siempre en primavera y los más bajos en invierno (Figura 3). Paralelamente, a partir de enero de 1997, se aprecian oscilaciones cíclicas concordantes en ambos sitios de estudio.

Finalmente, en *S. maxillosus* no se observaron diferencias netas entre ambos sitios de muestreo. Las variaciones estacionales en sus patrones más generales fueron similares a las observadas para las otras especies, con disminuciones marcadas en los meses más fríos y en la estación post-reproductiva (Figura 4). No obstante, la covariable temperatura no fue significativa (Tabla 2).

Variaciones anuales del factor de condición

En las Tablas 2 y 3 se resumen los resultados de los distintos ANCOVA, así como los valores medios del factor de condición relativo, K_n , para las 21 especies estudiadas. En la interpretación de los resultados, se tuvieron en cuenta principalmente la significación estadística de las interacciones de pri-

mer y segundo orden y del efecto localidad (distinto grado de cercanía a la represa). En siete especies no se detectaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos o éstas estuvieron asociadas únicamente a los sexos o ciclos anuales, como fue el caso de *H. platyrhynchos*, *I. labrosus*, *O. kneri*, *P. coruscans*, *P. ternetzi*, *S. maxillosus* y *S. lima* (Tabla 2).

De las 14 especies restantes, ocho presentaron efectos significativos de localidad pero no interacciones, correspondiendo a *A. nuchalis*, *C. kincaidi*, *H. gp. alatus*, *L. obtusidens*, *P. bonariensis*, *P. clarias*, *P. curvoventris* y *P. granulatus* (Tabla 2). Ello sugiere una consistente diferenciación en el K_n a lo largo del período de estudios, el cual tendió a ser siempre superior en el sitio de bajo impacto (Itá Ibaté), a excepción de *C. kincaidi* y *H. gp. alatus*, que tuvieron un factor de condición superior en el sitio de alto impacto (Ituzaingó).

En las seis especies restantes, las interacciones de segundo orden fueron significativas únicamente en el sábalo (*P. lineatus*). Para esta especie el K_n mostró una bien definida tendencia a ser superior en el sitio de bajo impacto en casi todos los años y considerando ambos sexos (Tabla 3, Figura 2); el K_n

especies según el nivel que ocupan dentro de las cadenas tróficas. De este modo, si consideramos al conjunto de peces de alimentación detritívora/ alguívora (especialmente *H. orthonops*, *P. lineatus* y *P. curviventris*), las cuales constituyen el grueso de la biomasa de los consumidores primarios y son el alimento fundamental para las comunidades de ictiófagos, se puede observar que hubo diferencias significativas de K_n entre sitios en el 41,7% de las comparaciones *a posteriori* efectuadas (4/12 y 6/12 para machos y hembras, respectivamente), correspondiendo siempre los valores superiores al sitio de bajo impacto (Tabla 3). *H. gp. alatus* tuvo en promedio un mejor coeficiente de condición en el sitio de alto impacto, pero no se detectó significación estadística en ningún año en particular. Cabe destacar que esta última especie es una de las más comunes en el sitio de alto impacto, siendo mucho menos importante en el de bajo impacto (Bechara *et al.*, 1997, 1998), lo cual sugiere que, por sus adaptaciones anatómicas, el fondo rocoso con crecimiento de algas le resulta más adecuado para su desarrollo (Ringuelet, 1975). Este tipo de hábitat es mucho menos frecuente en el sitio de bajo impacto.

Para los grupos que podrían ocupar el lugar inmediato superior en la cadena trófica como los omnívoros (*L. acutidens*, *L. obtusidens* y *P. granulosus*) y los comedores de invertebrados (*A. nuchalis*, *I. labrosus*, *O. kneri*, *P. bonariensis* y *P. clarias*), los resultados fueron similares ya que en todos los casos en que se observaron diferencias significativas de K_n entre sitios de muestreo, éste fue superior en el sitio de bajo impacto (Itá Ibaté). Cabe destacar que dichas diferencias aparecieron en un porcentaje inferior al observado para los detritívoros/alguívora, correspondiendo al 20,9% de las comparaciones (9/43), lo que podría indicar que estas especies sufrirían en menor medida el efecto negativo ocasionado por las condiciones adversas generadas por la represa de Yacyretá.

Son muchas y complejas las causas posibles de la disminución del factor de condición en las especies no piscívoras. En primer lugar, existe la posibilidad de que dicha disminución se deba a la aglomeración de los cardúmenes frente a los muros de la represa, creando condiciones de limitación de recursos, estrés y competición por el espacio. En tal sentido, cabe destacar la presencia de gigantes poblaciones de un reciente invasor asiático, el mitílido *Limnoper na fortunei* (Dunker) en la zona de Ituzaingó, cuyo potencial aporte energético para los peces de nuestra región fuera destacado por Bonetto (1998) y Montalto *et al.* (1999). Los ejemplares de esta especie son encontrados en grandes cantidades en los contenidos estomacales de varias especies de los consumidores de invertebrados y omnívoros analizadas en el presente estudio, a veces como único alimento (Bechara, datos no publi-

cados) y podrían ser en parte responsables de la mejor condición que dichos peces presentan con respecto a los detritívoros/alguívora en Ituzaingó. No obstante, esta condición sería únicamente aplicable al último ciclo de muestreos, cuando se apreció el inicio de la colonización masiva de *L. fortunei* en la zona de la represa.

Las distancias recorridas aguas arriba, podrían explicar en parte el factor de condición inferior en el sitio de alto impacto, dado que los peces migratorios deben desplazarse 90 Km más por el río para llegar a la represa, lo cual demanda un gasto energético que puede ocasionar un descenso de peso. Sin embargo, un efecto del mismo orden o más marcado debería observarse en tal caso para las especies que migran mayores distancias, como la boga, el sábalo, el dorado o el surubí, respecto de las de pequeño porte que se desplazan distancias más cortas. Este efecto debería por otra parte ser más acentuado en la época reproductiva, cuando precisamente ocurre la migración aguas arriba. Dado que ninguna de estas dos situaciones fue detectada con los datos obtenidos, la distinta distancia migratoria es una explicación que puede ser descartada hasta obtener evidencias que demuestren lo contrario.

Las oscilaciones anormales del nivel del río observadas en cercanías de la represa, las cuales son un resultado de las operaciones de cierre y apertura de compuertas de los vertederos y de las turbinas, también podrían afectar negativamente a las especies no piscívoras. En efecto, los aumentos súbitos de caudal pueden inducir a movimientos masivos de peces aguas arriba (Petreter, 1996), que luego serían interrumpidos por nuevos descensos de las aguas. La repetición frecuente de este fenómeno podría inducir a un elevado gasto energético y a una deficiente actividad alimenticia que podría tener como consecuencia una disminución del factor de condición.

Por otra parte, puede tener importancia la sobresaturación gaseosa aguas abajo, que fuera estudiada en la zona de Yacyretá (Domitrovic *et al.*, 1994; Bechara *et al.*, 1996). En tal sentido, es notable la marcada tendencia de la mayoría de las especies a aumentar su factor de condición relativo, K_n , en el segundo ciclo anual de muestreos, independientemente del sexo. Este aumento es coincidente con una disminución de la sobresaturación gaseosa en el mismo ciclo. En los otros dos años los valores de sobresaturación fueron en promedio muy elevados en cercanías de la represa como consecuencia del escaso número de turbinas funcionando en el primer año, y las extraordinarias crecidas del río en el tercer año. Todos estos acontecimientos obligaron a una prolongada apertura de los vertederos que determinaron el incremento de los niveles de sobresaturación. Los factores enumerados podrían

cies como *H. orthonops* y *P. lineatus* pudo demostrarse que si bien tal selectividad existe, el grado de superposición de las distribuciones de tallas es lo suficientemente elevado (>50%) como para sugerir que su influencia en el presente estudio no es muy destacada (Bechara *et al.*, 1998). También el tamaño y la composición de las muestras son de tal naturaleza que tienden a hacer oscilar los datos de manera poco predecible, particularmente en el análisis de las variaciones estacionales. Por esta razón no se efectuaron comparaciones estadísticas entre meses, dado que la influencia de los sesgos de muestreo es demasiado grande como para arrojar valores interpretables.

Aunque no puede dudarse que la presencia del embalse de Yacyretá en el río Paraná representa un fuerte impacto para las comunidades de peces ubicadas aguas abajo, resulta difícil evaluar científicamente su verdadera magnitud. Esto es así por numerosas razones, incluyendo la imposibilidad de contar con réplicas y aleatorización en el muestreo, la ausencia de estudios previos al represamiento que permitan comparaciones válidas con las situaciones actuales, la extrema complejidad del ecosistema fluvial, la gran diversidad de la fauna íctica, el efecto del impacto producido por la pesca comercial y deportiva, entre otros. Por lo tanto, estrictamente hablando, todas las comparaciones estadísticas efectuadas representan un caso de pseudoreplicación (Hurlbert, 1984), en el cual se están confrontando dos sitios distintos y no necesariamente dos condiciones distintas de impacto de la represa.

Dada esta situación, se impone una metodología de análisis no convencional que permita encontrar relaciones causa–efecto. La estadística inferencial, sin dejar de ser una herramienta indispensable para demostrar la existencia de cambios entre una zona de alto impacto y otra de bajo impacto, pasa a ser una pieza crítica dentro de un conjunto más amplio de evidencias. En tal sentido, la ciencia epidemiológica se halla confrontada a una problemática similar a los estudios de impacto, por su inherente condición de fenómeno único e irrepetible (Beyers, 1998). Como alternativa se han propuesto una serie de reglas que, cuidadosamente estructuradas y aplicadas con rigor, permitirían establecer con alto grado de certeza, las causas que produjeron un determinado fenómeno. Este conjunto de reglas fue compilado por Beyers (1998) y comprende, entre otras, las que se enumeran a continuación. 1) fuerza: gran proporción de individuos afectados con relación a las zonas de referencia; 2) consistencia: las mismas asociaciones fueron halladas por otros investigadores en otros momentos y lugares; 3) especificidad: el efecto permite diagnosticar la exposición al agente de estrés; 4) temporalidad: la exposición debe preceder al efecto en el

tiempo; 5) gradiente biológico: el riesgo del efecto es una función del grado de exposición; 6) plausibilidad biológica: un mecanismo de acción plausible relaciona la causa con el efecto; 7) coherencia: los resultados no se hallan en conflicto con el conocimiento de la biología de la especie.

Un análisis de impacto comprendiendo numerosas especies y muestras en distintos ciclos hidrológicos como el presente se presta naturalmente a la búsqueda de algunos de los criterios antes mencionados. Los resultados del presente estudio permiten rescatar evidencias tales como la fuerza, la consistencia, el gradiente biológico, la plausibilidad biológica y la coherencia. La especificidad es más difícil de demostrar con el factor de condición, pues múltiples causas pueden originar un decrecimiento de esta variable. Asimismo, la temporalidad tampoco puede ser aplicada pues no se cuenta con datos comparables anteriores al emplazamiento de la represa. De acuerdo a Beyers, (1998) 5 o 6 requerimientos representan el mínimo indispensable para establecer argumentos causales, por lo que según este criterio se estaría en presencia de un efecto real de la represa sobre el factor de condición. De todos modos, esta es solamente una elaboración preliminar a manera de ensayo, ya que la aplicación rigurosa del conjunto de reglas de la epidemiología requiere ser tratada en un trabajo más detallado.

AGRADECIMIENTOS

La Entidad Binacional Yacyretá (EBY) contribuyó financieramente para la realización de este estudio a través del Convenio EBY–Universidad Nacional del Nordeste, Actas Complementarias Nº 2, 3 y 5. Arbitros anónimos aportaron valiosas sugerencias que contribuyeron a mejorar la calidad de este artículo. Los autores agradecen también la colaboración del personal de la EBY en Ituzaingó (Provincia de Corrientes), particularmente a Omar García y Antonio Soto.

REFERENCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; N. S. HAHN; L. C. GOMES & L. M. BINI. 1997. Estrutura trófica. IN: *A planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Vazzoler, A.E.A.M.; A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds.). Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil: 229–248.
- ANDERSON, R. O. & R. M. NEUMANN. 1996. Length, weight, and associated structural indices. p. 447–482. IN: *Fisheries Techniques*. Murphy, B. R. & D. W. Willis (ed.). 2nd. ed. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.
- ARAYA, P. 1999. Estudio preliminar de edad y crecimiento de la boga *Leporinus obtusidens* (Pisces, Anostomidae) en un tramo del río Alto Paraná, Argentina. *Revista de Ictiología* 7: 59–65.

The reproductive biology of fish could be affected downriver by Yacyretá Dam, located in the Upper Paraná River, due to the partial blockage of reproductive. Detritivorous/herbivorous fish such as *Hemiodus orthonops* ("sardina de río") and *Prochilodus lineatus* ("sábalo") are among the main food sources of large piscivorous, which in turn support commercial and sport fisheries. The main objectives of the present study were: i) to describe some aspects of the reproductive biology of the three above mentioned species, related to the potential impact of Yacyretá Dam, and ii) to provide basic information for helping in fisheries management decisions. The study area included a fixed sampling site representative of the high impact area (Ituzaingó, one km below the dam) and other fixed point functioning as a low impact site (Itá Ibaté, 90 km below). Samples were obtained with a battery of nine monofilament gill nets in 38 different occasions from Mars 1995 to Mars 1998. Sex ratio showed a significantly higher proportion of females for the two species in the impact site and a more equilibrated distribution or even a higher proportion of males in the low impact site. The development of gonads begun in August – September and finished in December – January, with peaks of activity in November – December, lasting on average from 4 to 5 months. A significantly higher proportion of males and females in reproduction was found in the low impact site compared with the impact site, in most years and species. The reproductive period was short and with a low number of individuals in reproduction during the extraordinary floods of 1997–1998. The gonadosomatic index (GSI) of *P. lineatus* was significantly higher in the low impact site during the two last years of sampling. Data confirm the hypothesis that the reproduction of the main detritivorous/herbivorous fishes is negatively affected by Yacyretá Dam in the area close to the reservoir. Climatic and hydrological conditions related with the El Niño Southern Oscillation (ENSO) could also have negative consequences on the reproductive success of the studied fishes.

KEY-WORDS: reproductive cycles – gonadosomatic index – sex ratio – *Hemiodus orthonops* – *Prochilodus lineatus* – Yacyretá Dam – Paraná River – Argentina

INTRODUCCION

La construcción de una represa en un gran río impone una serie de restricciones en el ciclo biológico normal de los peces, relacionadas principalmente con la interrupción de las vías migratorias, la modificación del hábitat y los cambios en la calidad del agua (Petrere, 1996). Además, el comportamiento anormal y a veces poco predecible del ni-

vel hídrico derivado de la operación de la represa (apertura y cierre de vertederos y funcionamiento de las turbinas) pueden ocasionar cambios de caudal de una magnitud que habitualmente no ocurre en condiciones naturales y afectan principalmente la biología de las poblaciones costeras y migratorias (Petts, 1984).

La represa de Yacyretá inició sus operaciones de generación hidroeléctrica en septiembre de 1994, incrementando gradualmente el número de generadores hasta completar la cifra de 20 turbinas en marzo de 1998. Es muy poca la información que se tiene de la biología de las principales especies del Alto Paraná, en particular con anterioridad a la construcción de dicha obra. Por otra parte, la escasa información disponible pone de manifiesto métodos de muestreo muy disímiles, que hacen difícil la evaluación del impacto (Oldani *et al.*, 1992). Además, existe una necesidad imperiosa de información básica sobre la biología reproductiva de las principales especies, a los fines prácticos de definir estrategias de manejo de los recursos pesqueros. Como contrapartida, un considerable cúmulo de informes técnicos ha sido elaborado en los últimos años, tanto para la fauna íctica aguas arriba como aguas abajo de la represa (Jacobó *et al.*, 1996; Bechara *et al.*, 1997, 1998, 1999), los cuales resumen los resultados de trabajos de monitoreo que viene sosteniendo la Entidad Binacional Yacyretá a través de convenios con diversas instituciones académicas. Dicha información es analizada en detalle y en forma comparativa en el presente estudio, en lo concerniente al río Paraná aguas abajo de la represa. Estudios de la misma naturaleza han sido publicados para el río aguas arriba como por ejemplo los de Roa & Permingeat (1995) y Roa *et al.* (1997), entre otros.

Existen numerosas variables indicadoras de la marcha de los procesos reproductivos que han sido ampliamente utilizadas en estudios previos. Estas variables constituyen parte del vasto repertorio de estrategias y tácticas reproductivas que aseguran la perpetuidad de cada especie (Vazzoler, 1996). La proporción por sexos es uno de los aspectos que varían entre las distintas especies de peces teleosteos, pudiendo influir sobre dicha relación la mortalidad y el crecimiento diferencial entre ambos sexos, entre otros factores (Welcomme, 1992; Vazzoler, 1996). Los estados de desarrollo gonadal macroscópico permiten delimitar los momentos de inicio y final de la actividad reproductiva durante el año, así como el tipo de desove (parcial o total) y el éxito reproductivo de una especie en un tiempo y lugar determinados. Otra variable ampliamente utilizada para determinar la intensidad y época de maduración es la relación gonadosomática (RGS), siendo también un indicador de la fertilidad potencial de los reproductores. Estas dos últimas va-

se constata la presencia de tributarios importantes, existiendo únicamente pequeños arroyos de reducido caudal. Descripciones más detalladas de las características de los sitios de muestreo pueden ser encontradas en García (1999, este número).

El período de estudio se extendió desde marzo de 1995 hasta marzo de 1998, durante el cual se llevaron a cabo 38 muestreos de campo en cada sitio, con una periodicidad de 20 días en primavera-verano y de 30 días el resto del año. En el mes de junio de 1995 no fue posible efectuar los muestreos en el sitio de alto impacto, al igual que en los meses de abril, mayo, julio y agosto de 1996 en todos los sitios. A los efectos de mejorar la representación gráfica, en tales casos los datos fueron estimados por interpolación lineal entre los meses anteriores y posteriores a los faltantes, pero dicha interpolación no fue incluida en los análisis estadísticos.

El arte de pesca principal consistió en una batería de nueve redes enmalladoras, de nylon monofilamento. Las aberturas de malla de tales redes fueron de 20, 25, 30, 35, 40, 60, 70, 80 y 100 mm de nudo a nudo. Cada red se colocó en forma perpendicular a la costa o formando un ángulo oblicuo aguas abajo, dependiendo de la velocidad de la corriente. Adicionalmente, se emplearon artes complementarias de pesca tales como red tres telas ("trasmallo"), nasa metálica simple, caña con anzuelo encarado con pez vivo, fileteado o señuelo, espineles con diversos tamaños de anzuelo, tarrafas y redes de arrastre costeras de distinta abertura de malla (0,5 a 2,0 cm de malla estirada) y redes con mango. Para el presente estudio, se emplearon los ejemplares capturados con todas las artes de pesca mencionadas.

La batería de redes fue colocada en la mayoría de los casos entre las 07:00 y las 10:00, permaneciendo calada durante 43–48 horas. Las recorridas para la recolección de las capturas se realizaron a intervalos de seis a ocho horas, sumando un total de seis por sitio en cada fecha de muestreo. Las horas de recorrida correspondieron generalmente a las 14:00, 22:00 y 06:00. En la mayoría de los casos el muestreo se iniciaba en el sitio de bajo impacto y finalizaba en el de alto impacto. Con estos datos se calculó la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) para cada especie, la cual se expresa en número de individuos capturados en 8 horas y 100 m² de superficie de red.

Los peces recolectados en cada sitio y fecha de muestreo se clasificaron por red de origen, y se identificaron a nivel taxonómico de especie, registrándose, entre otras, las siguientes variables: peso total, longitud estándar, altura máxima del cuerpo, sexo, y estado de desarrollo gonadal macroscópico. Adicionalmente, se registró el peso total de las gónadas en las hembras de *P. lineatus* que se halla-

ban en estado de maduración, desove o post-desove.

La determinación del sexo se llevó a cabo por observación macroscópica de las gónadas, clasificándose los ejemplares en tres categorías: machos, hembras e indefinidos, correspondiendo esta última a ejemplares juveniles que no fueron incluidos en presente estudio.

Las gónadas se caracterizaron macroscópicamente según su forma, volumen, grado de turgencia o flacidez, peso, irrigación y color, tomando como base los criterios de diversos autores (Iwaszkiw, 1990; Sverlij *et al.*, 1993; Vazzoler, 1996). Los estados de desarrollo ovariano fueron clasificados en: virginal (i); inicio de maduración (iii); maduración (iv); desove (v); post-desove (vi); reposo (ii). A su vez los estados de desarrollo testicular fueron clasificados en virginal (i); inicio de actividad (iii); actividad (iv); espermiación (v); post-espermiación (vi) y reposo (ii). Los estados de desove y espermiación fueron establecidos observando la eliminación de óvulos o esperma por simple presión abdominal. Se consideró como ciclo reproductivo al período comprendido entre la aparición de al menos un individuo con signos incipientes de maduración o actividad, seguido de un progresivo aumento en el tiempo de los individuos maduros, para concluir con todos los individuos en reposo.

La relación gonadosomática (RGS%) se calculó para las hembras de *P. lineatus* empleando la siguiente fórmula:

$$\text{RGS\%} = \frac{\text{Peso total del ovario (g)}}{\text{Peso total del pez (g)}} \cdot 100 \quad [1]$$

Análisis estadístico de los datos

Los estudios se llevaron a cabo empleando 2.418 ejemplares de *P. lineatus* y 3.678 de *H. orthonops*.

Se efectuaron una serie de análisis a partir de tablas de contingencia empleando modelos log-lineales (Sokal & Rohlf, 1995) para determinar la significancia estadística de las diferencias entre proporciones por sexos y su interacción con los diferentes ciclos de muestreo, para cada sitio, tanto de ejemplares con algún grado de maduración gonadal (estados iii, iv, v y vi), como en reposo (estado ii). El estadístico empleado para determinar la significación fue el X² de Pearson, con un nivel de rechazo de la hipótesis nula de P < 0,01. Siguiendo el criterio de mínima sugerido por Tabachnick & Fidell (1989), se empleó este nivel más bajo dado que se efectuaron numerosas comparaciones con la misma especie muestreada, reduciéndose de esta manera las chances de cometer un error de Tipo I.

Para estudiar los estados de desarrollo gonadal se empleó el mismo método de análisis estadístico que con la proporción por sexos. A los fines de simplificar el análisis, se comparó la proporción de in-

Tabla 2. Porcentaje del total de individuos capturados en cada año que se hallaron en reproducción (estados iii, iv y v), discriminados por sexo, ciclo anual y sitio de estudios. Para facilitar la lectura, los valores subrayados corresponden a proporciones superiores al 5%, en la comparación de sitio de alto impacto-sitio de bajo impacto. N.S.= no significativo.

En *H. orthonops* también se observaron proporciones significativamente mayores de machos al tener en cuenta solo los ejemplares en reproducción (1,1–2,6), en tanto que dicha relación se invirtió al considerar por separado los individuos en reposo (1,2–1,5). En esta especie la interacción sexo x ciclo anual fue significativa al considerar todos los estados, lo cual sugiere una cierta variabilidad en las proporciones de machos y hembras en el tiempo (Tabla 1).

Estados de maduración gonadal

Las dos especies seleccionadas completaron su ciclo gonadal durante el período de estudios, habiéndose detectado ejemplares en todas las etapas de la escala de madurez (Figuras 1 y 2).

En el caso de *P. lineatus* el comienzo de la maduración gonadal fluctuó entre el mes de agosto (ciclo 1995–96, sitio de alto impacto, machos) y el mes de octubre (ciclo 1996–97, sitio de alto impacto, hembras). En el ciclo 1997–98, pudo apreciarse una tendencia al adelantamiento del inicio de la reproducción con respecto a los años anteriores (Figura 1). Tanto para machos como para hembras, se observó un máximo de ejemplares en los estados iii, iv y v (“en reproducción”) durante el mes de noviembre para los dos primeros ciclos reproductivos en ambos sitios de muestreo (Figura 1). En el último ciclo estudiado (1997–98), se detectó un adelantamiento del máximo hacia el mes de septiembre, a excepción de los machos en la estación de bajo impacto (Itá Ibaté).

El período reproductivo tuvo una duración total que varió entre 4 y 7 meses para las hembras y 3 y 8 meses para los machos. En promedio, la duración de dicho período fue de 5,5 meses, considerando todos los ciclos anuales y los sitios de muestreo, así como los machos y las hembras. Con respecto a estas variables (inicio, máximo y duración del ciclo reproductivo) no pudieron apreciarse tendencias definidas en relación a uno u otro sitio de muestreo.

En líneas generales, existió una simultaneidad en la ocurrencia de valores relativamente elevados de CPUE de *P. lineatus* y las épocas en que se hallaron mayores proporciones de peces en reproducción, tanto para machos como para hembras en ambos sitios de estudio (Figura 1). Las excepciones se observaron en el ciclo 1997–98, en el cual ocurrió un retraso en el pico máximo de las capturas de machos y hembras en el sitio de bajo impacto, así como de machos en el sitio de alto impacto. En este último sitio las hembras mostraron un adelantamiento en su abundancia con respecto al máximo de actividad reproductiva, habiéndose apreciado además marcadas fluctuaciones de abundancia durante el año 1995. También se observaron picos de CPUE durante marzo de 1997 para machos y hembras en el sitio de alto impacto. Los peces habrían abandonado los sitios de muestreo luego del período reproductivo, ya que en la mayoría de los casos se observó una marcada disminución de las capturas una vez concluido el mismo (Figura 1).

En el caso de *H. orthonops*, el comienzo de la maduración gonadal fluctuó entre el mes de agosto

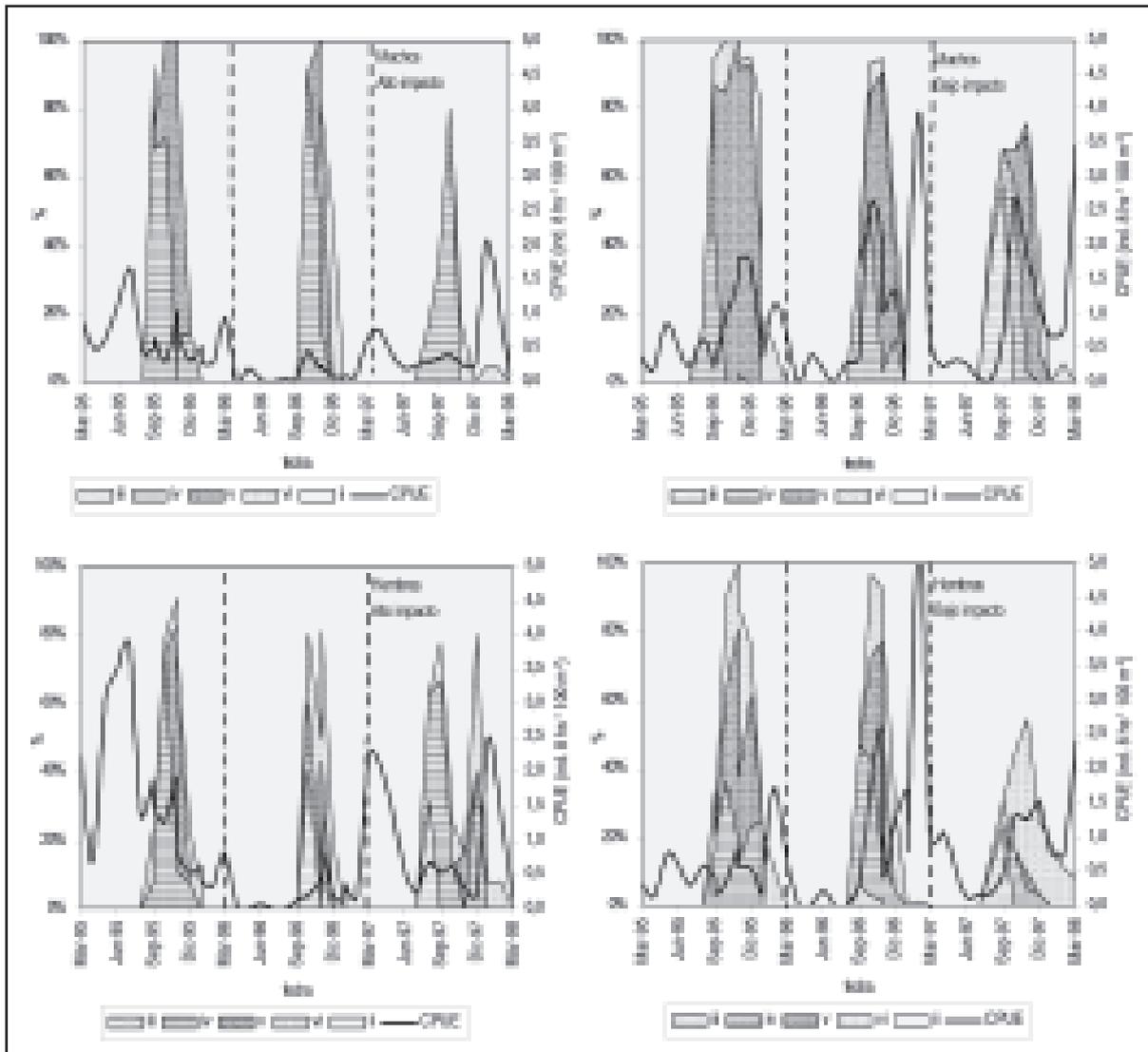


Figura 2. Variación porcentual de los estados gonadales y de la CPUE para machos y hembras de *H. orthonops* en los dos sitios de muestreo. Las líneas punteadas verticales delimitan los distintos ciclos estudiados (1995–96, 1996–97 y 1997–98)

para machos como para hembras. Dichos incrementos fueron generalmente de menor magnitud en el sitio de alto impacto (Figura 2). Al igual que en *P. lineatus*, también se apreció una disminución de abundancia luego de concluida la actividad reproductiva.

En *P. lineatus*, la proporción de individuos en reproducción fue superior en el sitio de bajo impacto, aumentando tal diferencia en los dos últimos ciclos anuales (Tabla 2). Esto se refleja en una interacción de segundo orden significativa en los machos (Tabla 2). También hubo una menor proporción de individuos en reproducción en ambos sitios en el último ciclo de estudios. En las hembras de esta especie el resultado fue similar, pero no hubo interacción de segundo orden significativa. La proporción de individuos en reproducción fue siempre superior en la estación de bajo impacto (23 a 27%), pero con una disminución a través de los

ciclos anuales, para registrar valores mínimos el último año de muestreos en ambos sitios de estudio.

En el caso de los machos de *H. orthonops* no se observaron interacciones de segundo orden, y la proporción de individuos en reproducción fue siempre superior en el sitio de bajo impacto (14,6–24,0%), con una disminución progresiva de los mismos con el tiempo, aunque en todos los casos más pronunciada en la estación de alto impacto (Tabla 2). Con respecto a las hembras, se apreció una interacción de segundo orden significativa, alterándose la mayor proporción de individuos en reproducción de un año a otro en los distintos sitios.

En ambas especies, los individuos juveniles estuvieron ausentes la mayor parte del tiempo, apareciendo en proporciones comparativamente bajas respecto de los adultos pero sin seguir un patrón claramente definido. En *P. lineatus*, las mayores fre-

ción de la RGS% máxima promedio a lo largo del período de estudios (Figura 3).

Los valores máximos promedio de la RGS% se observaron entre los meses de noviembre (1997–98) y enero (1995–96), coincidiendo siempre en ambos sitios de muestreo. Los valores máximos absolutos de la RGS% fueron de 23,2 en el sitio de bajo impacto (diciembre 1996) y de 23,9 en el sitio de alto impacto (febrero 1996), para hembras de 1364,0 y 2202,0 g, respectivamente. En el último ciclo de muestreos estos valores máximos disminuyeron a 14,1 en el sitio de bajo impacto y a 5,9 en el sitio de alto impacto.

DISCUSION

Los peces de los grandes ríos de llanura tropical poseen ciclos vitales que están condicionados por la alternancia de períodos de crecientes y estiajes, dentro de los cuales efectúan migraciones reproductivas y alimenticias, colonizan diferentes hábitats y ocupan los refugios para hacer frente a diferentes tipos de estrés ambiental (Welcomme, 1992). Generalmente aquellos peces que llevan a cabo grandes migraciones, son desovadores totales, es decir, descargan la mayor parte de su contenido gonadal en un corto período, iniciando su maduración antes de la migración reproductiva. Dicha maduración es estimulada por una serie de factores ambientales tales como la temperatura y el fotoperíodo (gatillos iniciadores), en tanto que las inundaciones del verano inducen al desove (gatillos sincronizadores) (Vazzoler, 1996). Los peces que se adaptan a los ambientes lacustres adoptan generalmente una estrategia de desovadores parciales, ya que durante la época de reproducción vuelcan el contenido de sus gónadas en varios eventos reproductivos menores. Los resultados del presente estudio permiten suponer que las dos especies estudiadas se comportaron como desovadores totales aguas abajo de la represa, afirmación avalada por un período bien acotado de actividad reproductiva, un máximo claramente delimitado de maduración y una rápida pérdida del peso gonadal al final del período reproductivo.

Para el caso particular de *Prochilodus*, arribaron a similares conclusiones Oldani *et al.* (1992) en la zona de Ituzaingó, previo al cierre definitivo del muro de contención de la represa de Yacyretá (1988–89), así como Hirt de Kunkel & Flores (1994) en la zona de Posadas, ubicada a unos 100 km aguas arriba (período 1990–91). En el embalse formado por dicha represa, Flores & Hirt (1999) habrían hallado entre 1997 y 1999, dos poblaciones de sábalo (*Prochilodus scrofa*) con tácticas distintas de reproducción. Una de ellas sería desovadora total, como la observada en el presente estudio y otra desovaría en varios lotes a lo largo del período reproductivo.

De igual modo, en lo que respecta a *H. orthonops*, Flores & Hirt (en prensa) establecieron a partir de estudios histológicos de ejemplares de la zona del embalse de Yacyretá, que esta especie presenta también un desove parcelado, eliminándose dos lotes de ovocitos por ciclo reproductivo. Dado que en el presente estudio no se realizaron cortes histológicos, no puede descartarse que este último tipo de desove haya estado presente en una cierta proporción de las muestras obtenidas.

A pesar de las estructuras construidas para el pasaje de los peces en la represa de Yacyretá, el muro de contención produce un acortamiento o retardo en las migraciones de algunas especies, las que podrían tener alterado su ciclo reproductivo aguas abajo como consecuencia de tal obstrucción. Al interrumpirse el ciclo migratorio normal, las especies sufren estrés, derivando nutrientes y reservas energéticas que podrían haber destinado a la reproducción (Wootton, 1990). Por tal razón, las alteraciones impuestas por las represas afectan principalmente a las especies migratorias y típicamente reofílicas (Vazzoler, 1996). El encadenamiento de represas a lo largo de los tramos fluviales conduce inevitablemente a la desaparición de hábitats lóticos y a un reemplazo de grandes especies migratorias de importancia comercial y deportiva por otras menos dependientes del ciclo estiaje–creciente (Agostinho *et al.*, 1992). Los resultados del presente estudio permiten suponer que al menos durante los tres primeros años posteriores al inicio de la generación de electricidad, la actividad reproductiva de los dos principales detritívoros se vio disminuida o de algún modo alterada inmediatamente aguas abajo de la represa. A esta conclusión se pudo llegar analizando separadamente la proporción por sexos, los estados de desarrollo gonadal y la relación gonadosomática.

Los datos de CPUE confirman que en ambos sitios de muestreo se produce una concentración de ejemplares migrantes de *P. linetaus* durante la época reproductiva, sugiriendo que tales sitios se hallan en cercanías de áreas de desove. Este hecho es reforzado por la disminución de la CPUE luego de concluida la reproducción. Sin embargo, durante el período 1997–98, pudo observarse en todos los casos una asincronía entre el pico máximo de abundancia y el de madurez sexual, hecho coincidente con las alteraciones climáticas e hidrológicas producidas por el fenómeno de El Niño. Dado que los procesos migratorios y de maduración sexual están fuertemente relacionados con los factores ambientales que actúan como desencadenantes (Redding & Patiño, 1993), cabe esperar que los cambios inducidos por el mencionado fenómeno climático produzcan respuestas diferentes en los cardúmenes. Por ejemplo puede especularse en que la reducción de la insolación promedio modifique

100% para hembras y 70–100% para machos. En el río Alto Paraná en Brasil, Vazzoler *et al.* (1997) hallaron también una baja frecuencia de individuos en reproducción (<10%) desde octubre a febrero, cuando esta especie permaneció sexualmente activa. Cabe destacar que este tramo del río Paraná se halla aguas abajo de la represa Porto Primavera y aguas arriba de la represa de Itaipú.

H. orthonops no presentó diferencias tan marcadas en la proporción de individuos en actividad reproductiva entre sitios de muestreo, a excepción del último ciclo anual. Lamentablemente, existen muy pocos estudios sobre esta especie que permitan comparar los resultados obtenidos. Flores & Hirt (1999) observaron en la zona Posadas, un período de desove comprendido entre septiembre y diciembre con máximos en noviembre para el período 1993–1995, lo cual es coincidente con los datos del presente trabajo.

El último ciclo anual (1997–98) coincidió con el fenómeno climático de El Niño, durante el cual los caudales del río Paraná se presentaron muy por encima de los valores normales. La proporción de individuos en reproducción fue sumamente baja, sugiriendo una asociación negativa entre dicho fenómeno climático y la actividad reproductiva de los peces. Esta disminución fue mucho más acentuada en la estación de alto impacto, alcanzando valores 3,8–3,9% de la muestra total obtenida durante el año. Cabe destacar que al año siguiente (1998–99) se observó una clara recuperación de la actividad reproductiva en dicho sitio, alcanzando valores máximos de individuos activos de 40% para los machos y 50% en las hembras (Bechara *et al.*, 1999a). Tendencias similares se apreciaron en *H. orthonops*.

El RGS% expresa el porcentaje que las gónadas representan del peso total del individuo y se considera un indicador eficiente del estado funcional de los ovarios (Wootton, 1990). En las fases finales del desarrollo del ovocito, se verifica un marcado aumento del volumen y consecuentemente del peso de los ovarios, lo cual se refleja con un aumento del valor de este indicador. Vazzoler (1996) señala que el valor máximo de RGS% detectado para el sábalo en el Alto Paraná en Brasil fue de 20,0. En el Paraná Medio, se mencionan valores máximos de 28,1 (Sverlij *et al.*, 1993). Los valores hallados en el presente estudio son intermedios entre ambos (23,8).

Los valores máximos promedio del RGS% fluctuaron entre 6,9 y 2,0 en el sitio de alto impacto y entre 12,6 y 8,6 en el sitio de bajo impacto, con una tendencia generalizada a la disminución con el paso de los años. En el Paraná Medio se detectaron máximos promedio de 18,7 en enero (Sverlij *et al.*, 1993). Por su parte, Oldani *et al.* (1992) detectaron máximos promedio de la RGS% de 19,4 en diciembre en el sitio de alto impacto antes del cierre definiti-

vo de la represa de Yacyretá en 1989. Estos resultados sugieren que la fecundidad del sábalo habría sufrido una disminución durante el período de estudios, en relación a las condiciones previas al cierre de la represa.

No obstante, numerosos factores aparecen confundidos con el efecto potencial de la represa, tales como la pesca comercial, las variaciones climáticas e hidrológicas, las diferentes respuesta de las especies a las condiciones ambientales a lo largo de los años, entre otros. La opinión generalizada entre los pescadores (comerciales o deportivos), reflejada a través de los medios masivos de comunicación, es que el número y el porte de los ejemplares capturados tiende a disminuir con los años. Sin embargo, no se halla disponible una evaluación rigurosa y continua que pruebe científicamente la ocurrencia del fenómeno y que explore las causas posibles de tal aparente alteración de las poblaciones. No es menos cierto que con el aumento de la población humana y el desarrollo de las zonas ribereñas, la presión ejercida sobre los peces de interés económico aumenta y cabe esperar entonces que los mismos respondan a tales presiones. También es cierto que los pescadores evalúan en forma subjetiva sus rendimientos pesqueros, sin tener en cuenta las capturas totales del conjunto de la pesquería. Por lo tanto, al considerar el impacto posible de la represa, éste aparece muy mezclado con los resultados de la explotación, así como con diversas alteraciones del hábitat que pueden haberse originado en las tres últimas décadas (Quirós, 1990).

A la luz de los resultados obtenidos, cabe preguntarse entonces si es posible discernir con certeza los efectos de la represa de aquellos originados en la intensa pesca comercial y deportiva, así como de los atribuibles a las variaciones naturales a la que están sometidas los peces en los ambientes fluviales. Es de esperar que todos estos factores interactúen en diferente grado dando distinto resultado final en cada ciclo y lugar. Por ejemplo, el particularmente intenso evento de El Niño, ocurrido durante el último ciclo de muestreos, determinó altos niveles hidrométricos promedio, con picos de creciente marcados, temperaturas del agua más elevadas en invierno y reducción de la insolación (Bechara *et al.*, 1999a). Se ha mencionado que tales cambios inducen una notable merma en el potencial reproductivo y patrones migratorios de los peces, tanto en ríos como en ambiente marino (American Fisheries Society, 1998). Los resultados para el caso de *P. lineatus* y *H. orthonops* corroboran lo observado en otras especies. Si bien la disminución fue general, estos efectos fueron mucho más acentuados en cercanías de la represa que en el sitio de bajo impacto.

- ROA, B. H.; L. M. PERMINGEAT; L. M. HIRT; S. FLORES & P. ARAYA. 1997. *Informe anual sobre las campañas de pesca experimental en el río Paraná entre las progresivas km 1510 (Pto. Villeta) y km 1570 (Pto. Nemesio Parma), Argentina*. Convenio EBY–FCEQyN, UNAM. Posadas.
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd Edition. W. H. Freeman, New York. 887 p.
- SVERLIJ, S. B.; A. ESPINACH ROS & G. ORTI. 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847). *FAO Sinopsis sobre la pesca* 154, Roma. 64 p.
- TABACHNICK, B. G. & L. S. FIDELL 1989. *Using multivariate statistics*. 2nd ed. Harper Collins Publishers, Inc., New York. 746 p.
- VAZZOLER, A. E. A. 1996. *Biología da reprodução de peixes teleostéos: teoria e prática*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil. 169 p.
- VAZZOLER, A. E.; A. I. SUZUKI; E. E. MARQUES & M. A. PERES LIZAMA. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. p.249–265. IN: *A planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socio econômicos*. Vazzoler, A. E., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (ed.). Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- WELCOMME, R. L. 1992. Pesca Fluvial. *FAO Documento Técnico de Pesca* 262. 303 p.
- WOOTTON, R. J. 1990. *Ecology of teleost fishes: fish and fisheries*. Series 1. Chapman & Hall, New York. 404 p.

Recibido para su publicación: Noviembre de 1999.
Aceptado para su publicación: Marzo de 2000.

REFERENCIAS: las citas se ordenarán alfabéticamente por el primer autor, incluyendo sólo la bibliografía mencionada en el trabajo.

Se dan ejemplos de acuerdo al tipo de repertorios consultados:

(Autor corporativo)

ARGENTINA. MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES. 1933. *Pesca del pejerrey y trucha*. Decreto febrero 24 de 1926. Anuario Rural 1(1):344-349.

(Analítica de libro)

ASHLEY, L.M. 1975. Comparative fish histology. p. 3-30. IN: *The pathology of fishes*. Ribelin, W.E. & G. Migaki (ed.), Univ. Wisconsin Press, Madison.

(Tesis doctoral)

BECHARA, J.A. 1992. *Etude expérimentale de l'impact de la prédation par l'Omble de Fontaine (Salvelinus fontinalis) sur la communauté benthique en système lotique*. Ph.D. Thesis. Laval University, Quebec, Canadá. XII, 187p.

(Informe Técnico)

FAO. Informe de la tercera reunión del Grupo de Trabajo sobre Tecnología Pesquera de la Comisión de Pesca Continental para América Latina, Santiago Chile, 7-11 de mayo de 1990. *FAO Inf. Pesca* 438. 22p.

(Artículo de Publicación Periódica)

FERNANDEZ SANTOS, J.O.; I.R. WAIS; A. PUIG & R. LARREA. 1982. Observaciones sobre la ictiofauna del Parque Nacional El Palmar. *An. Parq. Nac.* 15:77-105.

(Libro)

HUTCHINSON, G.E. 1975. *A Treatise on Limnology*. 3. Wiley & Sons, New York. 660p.

Los trabajos de más de dos autores deberán colocarse en el "texto" con el apellido del primer autor seguido de *et al.* en caracteres itálicos. Las tablas y figuras se enviarán separadas del texto y adaptadas al tamaño de caja de la revista (22x15cm).

Las figuras (dibujos, mapas, gráficos, fotografías originales) se numerarán en forma consecutiva.

Las tablas (listados numéricos, de géneros, etc.) llevarán referencias que expliquen claramente el contenido sin necesidad de recurrir al texto del manuscrito, y estarán numeradas consecutivamente con números arábigos.

En cada trabajo se aceptarán como máximo 4 cajas (22x15cm) de tablas y/o figuras. Sólo se aceptarán 2 cajas de fotografías por trabajo.

CORRESPONDENCIA

Los manuscritos deberán enviarse al Editor responsable:

Dr Hugo A. Domitrovic
c/o Coordinadora responsable
Lic. Lucrecia V. Felquer
Instituto de Ictiología
Facultad de Ciencias Veterinarias
Universidad Nacional del Nordeste
3400 Corrientes
Argentina
E-Mail: inicne@vet.unne.edu.ar

A través de estas Instrucciones a los Autores, les damos la muy grata bienvenida a todos los integrantes de la comunidad de ictiólogos y simpatizantes.

Revista de Ictiología