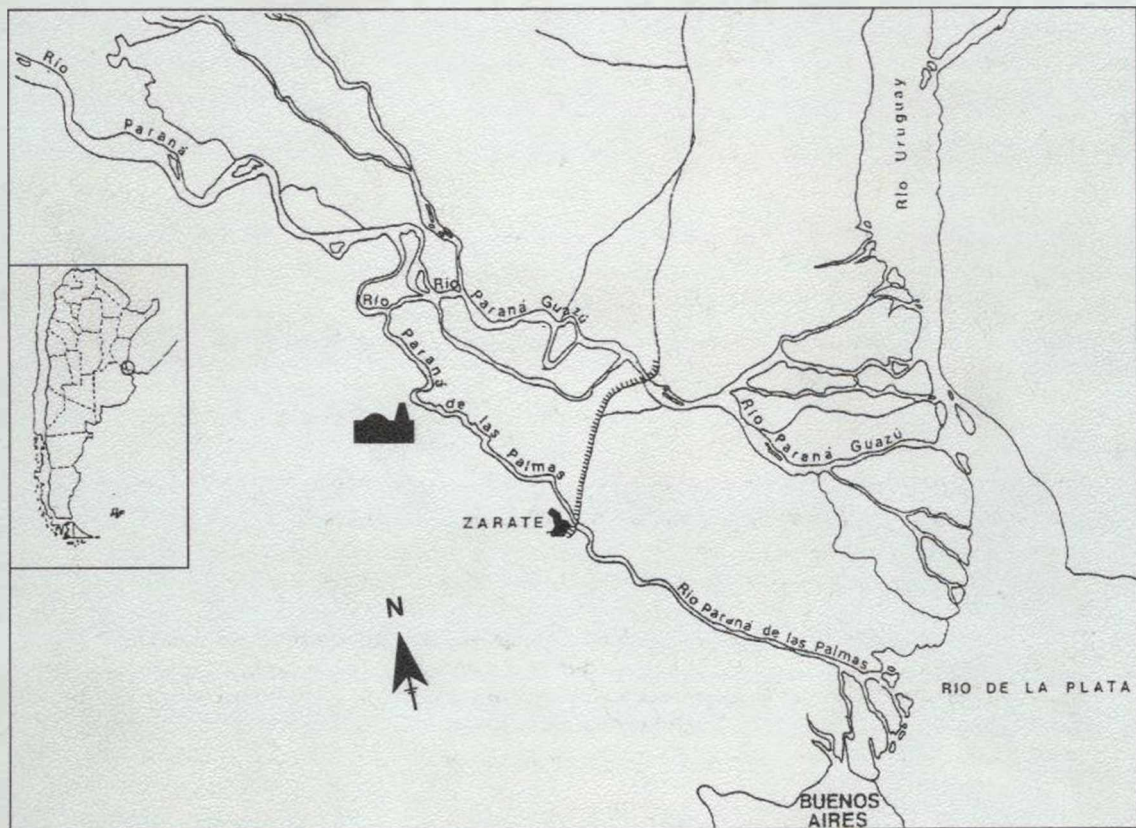


Aquatec

Boletín Técnico Número 5, 1998

ISSN N° 0327-7755

ESTUDIO LIMNOLOGICO DEL RIO PARANA EN LA ZONA DE ATUCHA



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE LIMNOLOGIA
"Dr. RAÚL A. RINGUELET"

INSTITUTO DE LIMNOLOGIA

"Dr. Raúl A. Ringuelet"

CONICET - UNLP

INDICE

Introducción

Caracterización física y química del Bajo Paraná. Efecto de la Central Nuclear Atucha

CARLOS A. VILLAR & CARLOS A. BONETTO 1-13

Concentración de metales pesados en el Bajo Paraná en la zona de Atucha

CARLOS A. VILLAR, MABEL TUDINO, JORGE STRIPEIKIS, LILIANA D'HUICQUE, OSVALDO TROCCOLI & CARLOS A. BONETTO 14-20

Fitoplancton del río Paraná de las Palmas y efectos ocasionados por la Central Nuclear Atucha (Bs. As., Argentina)

LILIANA M. MERCADO & NORA GÓMEZ 21-33

Efecto de la Central Nuclear Atucha sobre la producción primaria del fitoplancton y la producción bacteriana del río Paraná

JORGE DONADELLI & MIGUEL DI SIERVI 34-36

Ichtiofauna del río Paraná de las Palmas en la zona de influencia de la Central Nuclear Atucha

LILIANA M. MERCADO, AMALIA M. MIQUELARENA & LUCILA C. PROTOGINO ... 37-45

Impacto de la Central Nuclear Atucha sobre el molusco invasor *Limnoperna fortunei*

CARLOS A. VILLAR, LILIANA M. MERCADO, JORGE STRIPEIKIS, LILIANA D'HUICQUE, MABEL TUDINO, OSVALDO TROCCOLI & CARLOS A. BONETTO 46-52

Belostomatidae (Heteroptera) en el área de influencia de la Central Nuclear Atucha. Inventario y estudio poblacional

JUAN A. SCHNACK, JAVIER MUZÓN & PABLO J. PEREZ GOODWYN 53-57

Impacto de la Central Nuclear Atucha sobre el Paraná de las Palmas: síntesis y conclusiones

CARLOS A. VILLAR, SERGIO E. GÓMEZ & CARLOS A. BONETTO 58-60

CONTENTS

Physical and chemical characterization of the Lower Paraná River. Effect of Atucha Nuclear Power Plant CARLOS A. VILLAR & CARLOS A. BONETTO	1-13
Heavy metal concentrations in the Lower Paraná River near Atucha CARLOS A. VILLAR, MABEL TUDIN , JORGE STRIPEIKIS, LILIANA D'HUIQUE, OSVALDO TROCCOLI & CARLOS A. BONETTO	14-20
Phytoplankton of the Parana de las Palmas River and the effects of Atucha Nuclear Power Plant (Bs. As., Argentina) LILIANA M. MERCADO & NORA GÓMEZ	21-33
Effects of the Atucha Nuclear Power Plant on phytoplankton primary production and bacterial production of the Paraná River JORGE DONADELLI & MIGUEL DI SIERVI	34-36
Ichthyofauna of the Paraná de las Palmas River in the influence zone of the Nuclear Plant Atucha LILIANA M. MERCADO, AMALIA M. MIQUELARENA & LUCILA C. PROTOGINO	37-45
Impact of the Atucha Nuclear Plant on the invasive mollusk <i>Limnoperna fortunei</i> CARLOS A. VILLAR, LILIANA MERCADO, JORGE STRIPEIKIS, LILIANA D'HUIQUE, MABEL TUDINO, OSVALDO TROCCOLI & CARLOS BONETTO	46-52
Belostomatidae (Heteroptera) in the area influenced by the Atucha Nuclear Plant. Inventory and population study JUAN A. SCHNACK, JAVIER MUZÓN & PABLO J. PEREZ GOODWYN	53-57
Impact of Atucha Nuclear Plant on the Paraná de las Palmas River: synthesis and conclusions CARLOS A. VILLAR, SERGIO E. GÓMEZ & CARLOS A. BONETTO	58-60

***Aquatec*, 5, 98. Número de Contribución Técnica: 0005.**

Esta Serie es editada por el ILPLA para la difusión de las transferencias tecnológicas y de las actividades sobre Limnología que realizan sus integrantes.

Para la adquisición de los ejemplares de esta Serie o para establecer canje con publicaciones similares, dirigirse a la Dra. Analía Paggi, *Revista Aquatec*, Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuete", CC 712 (1900) La Plata. Tel: (54 1) 275-8564 / Fax: (54 1) 275-7799 / E-mail: postmaster@ilpla.edu.ar

ESTUDIO LIMNOLOGICO DEL RIO PARANA EN LA ZONA DE ATUCHA

Editores

CARLOS A. VILLAR & CARLOS A. BONETTO

Diseño y Composición

CLAUDIO DELLA CROCE

INSTITUTO DE LIMNOLOGIA "Dr. Raúl A. Ringuelet"
CONICET-UNLP

INTRODUCCION

Los artículos que se reseñan a continuación son el resultado de los estudios llevados a cabo por personal del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" en el entorno de la Central Nuclear Atucha por encargo de las autoridades de la misma. El objetivo inicial de los referidos estudios fue evaluar el impacto térmico de la central sobre el río Paraná de las Palmas. Tal objetivo implica contar con una adecuada caracterización limnológica del ambiente objeto de estudio. Idealmente el enfoque más adecuado sería comparar las principales características físicas, químicas y biológicas del ambiente con anterioridad y posterioridad al funcionamiento de la central. No obstante, la falta de información previa al funcionamiento determinó que el estudio del impacto térmico se realizara simultáneamente con la caracterización ambiental mediante la comparación de características físicas, químicas y biológicas aguas arriba y aguas abajo de la central. El calentamiento artificial de aguas de lagos o ríos, también llamada polución térmica, es el resultado de muchos procesos industriales, pero en gran medida de la producción de electricidad por parte de las centrales termonucleares, que requieren grandes volúmenes de agua para disipar el calor de sus condensadores. El pasaje de agua a través del circuito de refrigeración no solo produce un daño a los organismos que son arrastrados por el mismo sino que la temperatura del cuerpo de agua receptor sufre a menudo aumentos importantes. Tal incremento implica, a su vez, el aumento de la actividad biológica general y modifica la solubilidad de los gases en el agua, cuyo efecto combinado puede aparejar el aumento del grado de trofismo del cuerpo de agua y, en casos extremos, la desoxigenación parcial con el consiguiente deterioro en su calidad de aguas. Dado que cada especie tiene rangos de tolerancia y óptimos diferentes para las distintas características del ambiente físico y químico que las rodea, a menudo el cuerpo de agua receptor sufre modificaciones en su composición específica y en su biodiversidad. Si bien existe una abundante bibliografía sobre el tema, la misma se refiere casi con exclusividad a estudios llevados a cabo en el cinturón de países con gran adelanto tecnológico, que se caracterizan geográficamente por situarse en climas templados y poseer recursos naturales distintos del caso que nos ocupa. La Central Nuclear Atucha está situada sobre la margen del río Paraná, que representa por su extensión la segunda cuenca hídrica en América, después de la del Amazonas, y la sexta en el mundo. El río Paraná posee la característica distintiva de que su cauce tiene una dirección predominante norte-sud, lo que redundará en el transporte de grandes volúmenes de agua de zonas tropicales a zonas templadas, observándose en cada localidad una temperatura del agua más alta que la que corresponde a su latitud, representando un extenso gradiente biológico que resulta en una elevada diversidad específica. Cuenta también como característica distintiva la presencia de un extenso valle de inundación. La interacción con lagunas, madrejones, bajos inundables cubiertos de macrófitas emergentes, y selva en galería, le confieren una notable complejidad estructural, características físicas y químicas del agua distintivas, y contribuyen también a su marcada riqueza específica. A modo de ejemplo puede consignarse que mientras la fauna ictícola holártica, que abarca grandes extensiones del hemisferio norte incluyendo Estados Unidos y Canadá, cuenta con 700 especies de peces, la de América Neotrópica, donde se encuentra la cuenca del Paraná, cuenta con 2.500 especies descritas.

Contribuye a la originalidad del presente trabajo no solo la peculiaridad del ambiente involucrado sino también la muy escasa experiencia con que se cuenta en nuestro medio sobre el estudio de la contaminación térmica, hallándose limitada casi exclusivamente a los trabajos pioneros llevados a cabo por personal del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", bajo la dirección del Dr. Aldo Mariuzzi, en el Embalse del Río Tercero (Córdoba), donde funciona la Central Nuclear Embalse. Los trabajos que se detallan a continuación fueron también iniciados bajo la dirección del Dr. Aldo Mariuzzi, quien lamentablemente falleciera durante el curso de los mismos. Los editores del presente trabajo queremos rendirle homenaje dedicando a su memoria el presente volumen.

CARACTERIZACION FISICA Y QUIMICA DEL BAJO PARANA. EFECTO DE LA CENTRAL NUCLEAR ATUCHA

CARLOS A. VILLAR* & CARLOS A. BONETTO

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CC 712 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina

RESUMEN. Se determinó la composición física y química del agua del río Paraná de las Palmas aguas arriba y abajo de la Central Nuclear Atucha, como así también en los canales de ingreso y de salida del circuito de refrigeración de la misma. La temperatura del agua resultó 8-12°C mayor en el canal de salida, produciendo una pluma térmica sobre la margen derecha del río de unos 1.000 m de longitud, 60 m de ancho y 2-3 m de profundidad. No se observaron diferencias significativas en ninguno de los otros parámetros determinados entre las distintas estaciones de muestreo.

En el cauce principal se observaron variaciones temporales y espaciales en la composición química del agua. La conductividad resultó mayor en la margen derecha del río, denotando probablemente la influencia de los afluentes de dicha margen. Las concentraciones de sólidos suspendidos, fósforo reactivo soluble (PRS) y carbono orgánico particulado (COP) se correlacionaron positivamente con la altura hidrométrica. Se sugiere que los sólidos suspendidos son aportados por el río Bermejo mientras que los dos últimos se originan en el valle aluvial y por tal motivo aumentan con la creciente. Se sugiere que el PRS se origina en la disolución parcial de la fracción particulada en respuesta al ambiente ácido y anóxico del valle aluvial. La concentración de oxígeno disuelto mostró correlación inversa con el carbono orgánico total (COT), sugiriendo que la materia orgánica generada por la elevada producción primaria en el valle aluvial determina la principal demanda de oxígeno y regula su concentración en el cauce.

Physical and chemical characterization of the Lower Paraná River. Effect of Atucha Nuclear Power Plant

ABSTRACT. The main physical and chemical water features were compared between sampling sites located along the Paraná River upstream and downstream Atucha Power Plant, as well as within the input and output channels of the cooling system. Water temperature was 8-12°C higher in the output channel, developing a thermal plume downstream the Plant of roughly 1.000 m length, 60 m wide and 2-3 m depth. No significant differences were determined in any other measured parameter among the sampling sites.

Significant spatial and temporal variations in water composition within the river channel were observed. Conductivity was higher in the right margin of the river, because of the high salinity of the right margin tributaries. Suspended matter, soluble reactive phosphorus (SRP) and particulate organic carbon (POC) were correlated to water level. It is suggested that suspended matter is contributed by the Bermejo River, while the laterals are provided by the floodplain, and therefore increase during floods. It is suggested that SRP is mainly originated from partial dissolution of suspended matter settled in the acid and anoxic floodplain environment, and returns to the river because of the large water exchange between them. Dissolved oxygen was inversely correlated to total organic carbon (TOC), suggesting that the mineralization of the organic matter contributed by macrophytic growth within the floodplain regulates the oxygen content within the river.

* Becario CIC.

INTRODUCCION

Con una longitud de 4.000 km, un área de $3,1 \times 10^6$ km² compartida por cuatro países (Brasil, Paraguay, Bolivia y Argentina), y un caudal medio de 23.000 m³ s⁻¹ en la desembocadura, la cuenca del río Paraná es la segunda más extensa en América, después de la del Amazonas, y la sexta en importancia en el mundo. Aguas abajo de Rosario el Paraná Inferior se divide en dos brazos principales: el Paraná Guazú y el Paraná de las Palmas, delimitando un vasto delta de 15.000 km². Un río tan extenso cuenta, no obstante, con un número relativamente reducido de sitios estudiados en detalle. En nuestro medio, la distribución geográfica de las zonas del río que han sido estudiadas corresponde con el mapa de la infraestructura científica del país, contándose con numerosos trabajos publicados sobre el Alto Paraná, y sobre la zona de la confluencia con el río Paraguay, en Corrientes, donde se localiza el Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL), y en la zona de Santa Fe, donde se localiza el Instituto Nacional de Limnología (INALI), ambos dependientes del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Contrastando con esta situación, las referencias editadas sobre la composición física y química del agua en el Bajo Paraná son en general escasas y referidas al Paraná Guazú (Bonetto *et al.* 1994), mientras que en la zona de Atucha, hasta donde llega nuestro conocimiento, no existe información previa sobre el tema. Aun si se contara con un detallado registro anterior para la zona, igualmente sería necesaria una caracterización actualizada toda vez que la composición química del agua es modificada por la actividad humana en la cuenca, representada en lo fundamental por la construcción de numerosos represamientos y por el incremento de la actividad agropecuaria. Dichos represamientos han sido cada vez de mayor envergadura hasta culminar con Itaipú, una de las mayores represas del mundo, finalizada en 1982, y más recientemente, Yacyretá, la mayor de las represas Argentinas, finalizada en 1994. En la alta cuenca, la migración de la frontera agropecuaria acompañada por el proceso de deforestación seguido de agricultura intensiva produjo el aumento de la erosión y el explosivo incremen-

to de la utilización de fertilizantes parte de los cuales son lavados por las lluvias a los cuerpos de agua.

El objeto del presente trabajo es aportar al conocimiento básico sobre la composición física y química del río Paraná de las Palmas en la zona de la Central Nuclear Atucha y evaluar el eventual impacto de la central sobre la calidad del agua a través de la comparación entre las determinaciones llevadas a cabo en estaciones de muestreo situadas sobre el río aguas arriba y abajo de la central, como así también en los canales de ingreso y egreso del circuito de enfriamiento.

MATERIALES Y METODOS

Sitio de estudio

La Central Nuclear Atucha se halla localizada sobre la margen derecha del río Paraná de las Palmas, en la localidad de Lima, provincia de Buenos Aires, unos 120 km aguas arriba de su desembocadura en el Río de la Plata. El caudal medio del río Paraná de las Palmas es de 5.100 m³ s⁻¹, el ancho del río en la zona es de aproximadamente 425 m, y la profundidad en el centro del cauce es de 30 m. La central cuenta con un circuito refrigerante por el que circulan 69.600 m³ h⁻¹, que son vertidos nuevamente al río a una temperatura más elevada. El tiempo de residencia del agua dentro de la central es de 6 minutos. El canal de entrada al circuito es perpendicular a la costa y sus dimensiones son de aproximadamente 140 m de largo y 40 m de ancho. A final de este canal se encuentra una sala de bombeo. El ingreso a las bombas está protegido por una reja que retiene objetos de gran dimensión (árboles, ramas, etc.), seguido por un dispositivo cilíndrico con tamices donde se retienen partículas de menor tamaño. Dichos tamices se colmatan con el tiempo y son limpiados recurrentemente. Luego de su paso por el sistema de intercambio de calor el agua es devuelta al río por un canal de salida de aproximadamente 400 m de largo por 17 de ancho.

Se realizaron once muestreos entre marzo de 1995 y agosto de 1996, estableciéndose cuatro sitios de muestreo ubicados en el río Paraná, aproximadamente unos 1.000 m aguas

arriba de la Central Nuclear Atucha (estación I), en el canal de toma del circuito de enfriamiento (estación II), en el canal de salida del mencionado circuito (estación III), y sobre el río Paraná, unos 1.500 m aguas abajo de la central (estación IV). En las estaciones I y IV las muestras se colectaron desde una embarcación provista por la sección Monitoraje Ambiental de la Central Nuclear, mientras que en las estaciones II y III las muestras se tomaron desde el borde del canal.

Determinaciones analíticas

La temperatura, pH y oxígeno disuelto se determinaron *in situ* con un oxímetro YSI 51B y con un pHmetro ORION 250. La transparencia del agua se determinó con disco de Secchi y la conductividad con un conductímetro Luftman. Las determinaciones de nutrientes se realizaron sobre muestras de agua filtradas de inmediato a través de filtros Whatman GF/C y trasladadas en hielo y oscuridad al laboratorio: amonio (azul de indofenol), nitratos (reducción con columna de cadmio), y fósforo reactivo soluble (PRS, molibdato-ascórbico), se determinaron siguiendo los métodos propuestos por Strickland y Parsons (1972) y Mackereth *et al.* (1978). Fósforo total (PT) y carbono orgánico total (COT) se determinaron en muestras de agua sin filtrar conservadas en medio ácido, siguiendo los métodos preconizados por Golterman *et al.* (1978). Alcalinidad (titulación de Gran), calcio y magnesio (titulación con EDTA), sodio y potasio (fotometría de llama), sulfatos (turbidimetría) y cloruros (titulación con nitrato de plata) fueron determinados en muestras de agua sin filtrar siguiendo los métodos preconizados por APHA (1985). Los sólidos suspendidos (seston) fueron determinados por diferencia de peso de los filtros GF/C utilizados para filtrar el agua que se utilizó para los análisis de nutrientes. Los filtros, previamente tarados y calentados a 550°C durante dos horas, fueron posteriormente utilizados para la determinación de carbono orgánico particulado (COP), siguiendo la metodología propuesta por Golterman *et al.* (1978).

Se determinó en cada muestreo el alcance de la zona de mayor temperatura aguas abajo de la central, denominada "pluma térmica", registrando la temperatura y el oxígeno disuelto

a través de sucesivas transectas aguas abajo de la confluencia del canal de salida del circuito de enfriamiento en el Paraná de las Palmas. En mayo y agosto de 1995 se llevó a cabo una transecta sobre el Paraná de las Palmas aguas arriba de la central, en la estación I, determinándose la conductividad a intervalos regulares en la sección.

Análisis estadístico

Con el objeto de detectar y evaluar estadísticamente diferencias en los parámetros medidos entre las distintas estaciones de muestreo se realizaron ANOVA con diseño de bloques al azar previa comprobación del supuesto de aditividad del modelo ($p < 0,05$). Se calculó una matriz de correlación de Pearson ($p < 0,05$) para estudiar la interrelación entre las distintas variables determinadas (Sokal y Rohlf 1980).

RESULTADOS

En la Tabla 1 se resume el conjunto de determinaciones físicas y químicas realizadas en la zona. No se observaron diferencias significativas en las concentraciones de los parámetros determinados entre las distintas estaciones de muestreo. El conjunto de determinaciones analíticas de los principales aniones y cationes, cuya concentración en el agua se encuentra en el orden de los miligramos por litro (bicarbonatos, sulfatos, cloruros, calcio, magnesio, sodio, potasio) registró una diferencia menor al 10% entre las determinaciones realizadas en el canal de entrada y el canal de salida en la inmensa mayoría de los casos. Los nutrientes, cuya concentración en el agua se encuentra en el orden de los microgramos por litro registraron una variabilidad mayor: el 90% de las determinaciones de nitratos y PRS registró una diferencia menor o igual al 15% entre los canales de entrada y salida, mientras que el amonio registró diferencias menores al 35% en el 80% de los muestreos.

La temperatura del agua en el Paraná de las Palmas y en el canal de captación para el circuito de refrigeración registró un rango de variación comprendido entre 14 y 28°C, mientras que a la salida del circuito de enfriamiento registró un rango de variación comprendi-

Tabla I. Parámetros físicos y químicos medidos en las cuatro estaciones de muestreo para las fechas consignadas.

Fecha		T (°C)	O ₂ (mg l ⁻¹)	Secchi (cm)	Cond (µS cm ⁻¹)	pH	N-NH ₄ ⁺ (µg l ⁻¹)	N-NO ₃ (µg l ⁻¹)	PRS (µg l ⁻¹)	PT (µg l ⁻¹)	Seston (mg l ⁻¹)	COP (mg l ⁻¹)	COT (mg l ⁻¹)	HCO ₃ (mg l ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	Na ⁺ (mg l ⁻¹)	K ⁺ (mg l ⁻¹)	Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	h río (m)
21/3/95	I	26	5,0	28	121	7,3	8	116	39	143	57	0,94	9	37	4,0	5,7	4,5	15,7	2,7	10,5	2,24
	II	26	5,1	33	123	7,3	10	124	37	165	35	0,59	8	39	4,0	6,4	3,9	15,2	2,8	10,8	
	III	37	5,2	21	123	7,2	8	116	41	154	61	0,91	9	41	4,1	6,5	3,7	16,2	2,8	10,8	
	IV	26	5,2	24	123	7,3	16	146	43	154	41	0,65	9	43	4,5	7,5	3,8	16,3	2,9	10,7	
3/5/95	I	20	6,1	19	162	6,2	22	293	81	233	101	1,00	9	50	6,7	10,6	4,0	20,8	3,6	15,2	2,24
	II	20	6,4	19	162	6,4	19	312	82	227	63	0,65	9	46	7,2	9,6	3,6	20,8	3,6	15,5	
	III	31	6,3	-	192	6,5	22	300	78	218	79	1,10	10	46	7,6	9,6	3,6	20,7	3,6	15,3	
	IV	20	6,2	18	158	6,6	25	292	78	215	79	0,93	9	49	6,6	10,8	3,6	20,0	3,5	15,3	
13/6/95	I	17	8,2	21	153	6,5	20	203	45	185	65	1,32	6	40	7,9	7,2	3,7	19,7	2,5	15,3	2,25
	II	16	8,2	21	149	6,9	18	196	41	165	59	1,40	6	38	7,9	7,3	3,9	19,6	2,5	15,5	
	III	28	7,8	22	154	6,9	13	185	41	180	59	1,38	7	38	7,5	7,3	3,8	19,8	2,5	15,6	
	IV	17	8,0	19	158	7,0	15	187	40	174	56	1,43	8	37	7,8	7,2	3,9	20,0	2,5	15,7	
8/8/95	I	14	9,4	23	-	-	14	221	33	128	50	0,60	6	36	6,3	7,5	3,4	16,8	2,8	14,4	1,7
	II	14	10,0	23	-	-	15	208	37	122	55	0,76	5	35	6,8	7,4	3,6	16,7	2,8	14,3	
	III	22	9,0	-	-	-	12	215	35	139	46	0,66	5	35	6,6	7,5	3,4	17,0	2,8	14,3	
	IV	14	10,0	23	-	-	11	199	36	143	51	0,60	5	35	6,6	7,3	3,6	16,8	2,7	14,4	
21/9/95	I	18	7,8	-	139	7,4	37	267	30	182	63	1,10	4	39	7,8	5,9	4,2	17,9	2,9	12,0	1,45
	II	18	8,2	-	137	7,4	38	407	33	151	57	1,10	4	37	8,0	6,4	3,9	17,4	2,7	11,3	
	III	29	7,2	-	132	7,4	115	407	39	161	68	1,10	4	37	8,5	6,5	3,7	17,7	2,9	12,6	
	IV	18	8,6	-	140	7,5	181	433	32	154	64	1,10	3	39	8,4	6,6	3,7	17,8	2,8	12,0	
14/11/95	I	23	5,8	14	156	7,3	39	346	72	255	112	1,60	7	43	10,0	7,0	3,4	23,4	3,6	16,6	1,92
	II	23	4,8	18	161	7,1	32	335	74	238	90	1,60	7	43	10,0	7,1	3,2	24,0	3,4	16,5	
	III	35	5,2	-	157	7,1	32	323	70	302	124	2,20	7	43	10,2	7,2	3,4	22,1	3,5	16,0	
	IV	24	4,8	16	152	7,1	51	318	82	252	110	2,40	7	42	9,9	7,3	3,2	21,7	3,8	16,5	
19/12/95	I	27	6,8	15	131	7,3	18	-	53	200	62	-	5	38	7,6	6,0	3,3	20,0	2,6	15,4	2,3
	II	28	6,8	18	132	7,4	18	-	50	223	63	0,70	4	37	7,4	6,0	3,5	20,5	2,7	15,4	
	III	36	6,8	-	132	7,4	26	-	61	223	49	1,10	3	37	8,2	6,0	3,5	18,9	2,5	15,0	
	IV	27	6,8	19	124	7,4	18	-	52	228	84	0,80	3	38	6,9	6,0	3,2	17,4	2,6	14,0	
27/2/96	I	27	9,0	10	134	7,1	23	259	81	-	-	-	-	44	6,2	9,1	4,1	11,2	2,5	14,0	2,1
	II	26	8,8	10	135	7,2	14	214	81	-	-	-	-	44	6,1	9,6	3,2	11,1	2,3	14,0	
	III	38	13,0	-	131	7,2	17	201	81	-	-	-	-	44	6,4	10,7	2,6	11,0	2,1	15,2	
	IV	26	8,8	9	135	7,0	34	222	74	-	-	-	-	44	6,1	9,4	2,4	11,2	2,3	15,0	
23/4/96	I	21	7,6	13	120	7,1	36	218	54	207	97	0,81	4	42	5,9	7,8	3,3	10,5	2,3	13,3	1,98
	II	23	7,2	17	118	7,1	29	208	43	207	83	0,61	5	38	5,3	7,4	3,7	10,0	2,2	12,3	
	III	34	7,2	-	117	7,1	19	213	51	214	84	1,04	5	38	5,6	7,7	1,5	9,7	2,2	11,9	
	IV	22	7,4	17	117	7,1	40	214	43	193	79	-	5	43	5,6	8,6	3,4	9,8	2,1	12,3	
25/6/96	I	14	8,4	21	135	7,0	27	248	37	160	47	0,52	3	43	6,4	9,6	4,8	12,3	2,1	16,9	1,54
	II	14	8,8	24	133	7,0	34	310	36	140	27	0,49	5	42	6,2	9,9	-	12,3	2,1	15,9	
	III	25	9,1	-	136	7,1	41	270	36	154	40	0,66	6	39	6,1	9,1	3,0	12,1	2,0	16,1	
	IV	14	7,6	23	132	7,2	50	270	39	140	32	0,73	5	39	7,0	8,3	3,5	12,0	2,0	16,7	
21/8/96	I	17	9,0	33	122	7,3	43	166	26	-	17	-	-	38	5,0	6,8	3,4	13,5	2,1	13,6	1,1
	II	18	8,8	38	122	7,3	51	175	23	114	-	-	5	38	5,4	6,9	3,4	13,6	2,1	13,8	
	III	19	10,0	31	123	7,3	75	224	26	103	-	-	4	38	5,0	6,8	3,3	14,1	2,1	13,5	
	IV	18	9,6	35	125	7,4	37	175	23	111	-	-	2	38	5,0	6,4	3,6	13,8	2,0	14,2	

do entre 22 y 38°C, resultando el salto térmico de cada muestreo comprendido entre 8 y 12°C. La diferencia de temperaturas más comunmente observada fue de 11°C, en 6 de los 11 muestreos realizados. El menor salto térmico, de 8°C, se observó en coincidencia con las temperaturas extremas en el río (14 y 28°C, respectivamente). Aun cuando no fue observado, parece plausible que la conjunción de los mayores saltos térmicos (12°C) con el período estival (28°C en el agua que ingresa al circuito) podría elevar la temperatura del agua de salida hasta los 40°C. A la salida del circuito de refrigeración, el ingreso al río de agua con mayor temperatura determina una zona de mezcla que se extiende aproximadamente unos 1.000 m aguas abajo del punto de vertido. Su ancho aproximado resultó de unos 60 metros. La menor densidad asociada con la mayor temperatura determina que el agua más cálida se halle confinada a un estrato superficial de aproximadamente 2 a 3 metros de profundidad, por debajo del cual la temperatura sigue siendo la misma que aguas arriba de la central.

En la Tabla 2 se consigna el resultado de las transectas donde se determinó la conductividad aguas arriba de la central, en la estación

Tabla 2. Conductividad ($\mu S\ cm^{-1}$) medida en transectas llevadas a cabo en el río Paraná de las Palmas en la estación de muestreo ubicada aguas arriba de la Central Nuclear Atucha (estación I). Distancia (m) medida desde la margen derecha del río hacia la izquierda.

Distancia	mayo 1995	agosto 1995
10	161	138
100	161	140
200	157	139
300	154	137
400	154	131

I. Puede observarse que la sección del río no es homogénea, registrándose un aumento de la conductividad, y por ende del contenido de sales disueltas, sobre la margen derecha del río.

En la Tabla 3 se resume el conjunto de determinaciones llevadas a cabo en los ríos

Areco, Las Palmas y Baradero, afluentes de la margen derecha del Paraná de las Palmas, en la zona circundante a la Central Nuclear. Ambos comparten como rasgo común mayores concentraciones de casi todos los iones disueltos, especialmente de sodio y bicarbonato, que resultaron órdenes de magnitud más altas que las del Paraná de las Palmas, resultando en una conductividad igualmente mayor que la del mismo. Ambos difieren entre si en las concentraciones de sulfatos, bajas en el río Las Palmas, y más elevadas en el Areco. Las concentraciones de PRS fueron un orden de magnitud más altas en el río Las Palmas que en el río Areco, y las de este, a su vez, un orden de magnitud mayores que las del Paraná de las Palmas. Las concentraciones de nitrógeno inorgánico resultaron semejantes entre si y menores a las del Paraná, pero mientras que en el arroyo las Palmas el 92% del nitrógeno inorgánico se encontraba en forma de nitratos, en el río Areco solo el 44% estaba en forma de nitratos, siendo más importante la concentración de amonio, en correspondencia con una menor concentración de oxígeno disuelto en el agua (5,8 en el río Areco contra 13,6 $mg\ l^{-1}$ en el arroyo Las Palmas).

La Tabla 4 muestra una matriz de correlación entre las principales variables determinadas en el río Paraná de las Palmas. Dado que no se detectaron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, se promediaron las determinaciones de las 3 estaciones ubicadas sobre el río para obtener un único valor para cada fecha. La altura hidrométrica se correlacionó con las concentraciones de PRS, COT, sólidos suspendidos y temperatura. La conductividad se correlacionó con las concentraciones de sulfato, sodio y potasio, pero no con la altura hidrométrica. Las dos últimas, a su vez, registraron correlación entre si. El pH registró una correlación inversa con la conductividad, el bicarbonato y el calcio, que a su vez registraron correlación entre si. Las concentraciones de PRS y PT se correlacionaron entre si y con el contenido de sólidos suspendidos. La concentración de oxígeno disuelto se relacionó inversamente con las de COT, PT y potasio, mientras su coeficiente de correlación con la altura hidrométrica resultó cercano al nivel de significación. Las concentraciones de nitratos y sulfatos resultaron correlacionadas.

Tabla 3. Parámetros físicos y químicos medidos en los arroyos Las Palmas, Areco y Baradero, situados en las inmediaciones de la Central Nuclear Atucha.

Fecha	Sitio	T (°C)	O ₂ (mg l ⁻¹)	Secchi (cm)	Cond (µS cm ⁻¹)	pH	N-NH ₄ ⁺ (µg l ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (µg l ⁻¹)	PRS (µg l ⁻¹)	PT (µg l ⁻¹)	HCO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	Na ⁺ (mg l ⁻¹)	K ⁺ (mg l ⁻¹)
24/10/95	Las Palmas	30	13,6	-	2130	8,5	18 ± 0,6	223 ± 18	9590 ± 184	10000 ± 400	1109 ± 9	334 ± 16	0,70 ± 0,06	12,4	14,3 ± 0,06	459 ± 9	2,1
	Areco	22	5,8	11	1221	7,9	124 ± 4,0	99 ± 13	539 ± 4	9200 ± 100	642 ± 6	111 ± 2	52,00 ± 11	33,0	17,9 ± 0,11	295 ± 5	2,1
29/11/95	Las Palmas	22	7,4	-	2150	8,3	23	-	6624	12900	979	27	0,65	11,6	19,4	439,0	2,1
	Areco	23	8,1	-	1363	8,5	-	-	187	664	610	139	49,00	36,5	17,9	293,0	2,2
	Baradero	24	6,9	21	313	8,3	47	-	28	509	90	913	16,30	10,2	5,2	41,2	4,5

Tabla 4. Matriz de correlación calculada entre los parámetros físicos y químicos medidos en el río Paraná de las Palmas. Las correlaciones marcadas con asterisco son significativas (p<0,05).

	T	O ₂	Secchi	Cond.	pH	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PRS	PT	Sól. susp.	COP	COT	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	h río	
T																					
O ₂	-0,54																				
Secchi	-0,48	0,20																			
Cond	-0,22	-0,22	0,30																		
pH	0,14	0,16	0,31	-0,65*																	
N-NH ₄ ⁺	-0,18	0,04	-0,07	0,00	0,24																
N-NO ₃ ⁻	-0,07	-0,15	-0,59	0,58	-0,12	0,53															
PRS	0,56	-0,49	-0,80*	0,54	-0,60	0,03	0,44														
PT	0,53	-0,67*	-0,87*	0,55	-0,38	0,17	0,62	0,91*													
Sól. susp.	0,39	-0,47	-0,90*	0,34	-0,49	-0,17	0,45	0,81*	0,93*												
COP	0,21	-0,43	-0,50	0,65	-0,04	0,44	0,46	0,54	0,68	0,28											
COT	0,36	-0,70*	-0,31	0,49	-0,63	-0,47	-0,07	0,65*	0,43	0,43	0,28										
HCO ₃ ⁻	0,26	-0,42	-0,47	0,46	-0,83*	0,19	0,38	0,76*	0,57	0,60	0,15	0,54									
SO ₄ ²⁻	-0,07	-0,18	-0,50	0,69*	-0,05	0,33	-0,78*	0,38	0,66*	0,38	0,79*	0,03									
Ca ²⁺	-0,09	-0,01	-0,40	0,39	-0,83*	0,10	0,25	0,59	0,26	0,39	-0,20	0,38	0,84*	-0,10							
Mg ²⁺	-0,35	-0,18	0,43	0,03	-0,06	-0,15	-0,09	-0,40	-0,40	-0,22	-0,30	0,24	0,01	-0,20	0,06						
Na ⁺	0,04	-0,47	-0,03	0,74*	-0,20	-0,20	0,41	0,29	0,57	0,28	0,69*	0,51	0,02	0,66*	-0,21	0,00					
K ⁺	0,20	-0,61*	-0,27	0,70*	-0,35	-0,06	0,57	0,60*	0,67*	0,53	0,61	0,65*	0,42	0,54	0,15	-0,10	0,81*				
Cl ⁻	-0,28	0,08	-0,28	0,59	-0,41	0,28	0,38	0,39	0,36	-0,03	0,33	0,00	0,20	0,57	0,40	-0,30	0,27	0,15			
h río	0,63*	-0,57	-0,62	0,26	-0,47	-0,59	-0,11	0,64*	0,62	0,69*	0,13	0,75*	0,38	0,08	0,20	-0,10	0,31	0,35	0,00		

DISCUSION

Tal como se expresó anteriormente, las diferencias de concentraciones de todos los parámetros determinados no resultaron significativas entre las distintas estaciones de muestreo. Las diferencias que se observan si se comparan las concentraciones en el canal de toma y en el de salida, como así también entre el río aguas arriba y el canal de salida, o el río aguas arriba y abajo de la central para cada muestreo en particular resultan de la combinación de la precisión de cada técnica analítica en particular y de la propia variabilidad espacial en cada sector, muestreado como si fuera homogéneo. Resulta así evidente que la variabilidad aumenta en forma inversa a la concentración del elemento en el agua, siendo aproximadamente del 10% para elementos que se encuentran en concentraciones del orden de los miligramos por litro, del 15% para nitratos y PRS, y del 30% para amonio. Muestreos en los que la concentración resultó menor en el canal de salida que aguas arriba de la central indican la heterogeneidad espacial del ambiente, consistente con las diferencias observadas en la conductividad en las transectas realizadas aguas arriba de la central: basta un pequeño movimiento de la embarcación respecto de la costa para que la composición del agua sea diferente. De igual

forma, cabe esperar cambios en el tiempo en un punto fijo debido a las características del flujo turbulento en el cauce.

La matriz de correlación sugiere la interacción entre algunas de las variables determinadas. La correlación observada entre la concentración de sólidos suspendidos y la altura hidrométrica resulta común en muchos ríos porque la mayor erosión en la cuenca es simultánea con el período de mayores precipitaciones, que resultan a su vez en una mayor capacidad de transporte en el cauce debido al aumento de la velocidad de la corriente. No obstante, los numerosos represamientos en la alta cuenca del Paraná retienen gran parte de los sólidos suspendidos del río, siendo aportados por el río Bermejo la mayor parte de los sedimentos transportados por el Bajo Paraná (Pedrozo *et al.* 1988). De tal forma que la correlación entre sólidos suspendidos y altura hidrométrica del río Paraná en Atucha no refleja una relación causa efecto sino la coincidencia del régimen hidrológico de ambos ríos durante el período de estudio.

El aporte sedimentario del río Bermejo tiene influencia sobre las características físicas, químicas y biológicas en el Paraná Medio y Bajo. Dicha carga sedimentaria disminuye la transparencia del agua, resultando en la correlación inversa de la lectura del disco de Secchi

Tabla 5. Concentración media de los parámetros químicos determinados en el río Paraná, en Santa Fé, Rosario, Brazo Largo y Otamendi. (Bonetto *et al.* 1998).

	Santa Fé	Rosario	Brazo Largo	Otamendi
Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	78,0	156,0	152,0	182,0
pH	7,1	7,2	7,1	7,1
Sol. susp. (mg l^{-1})	132,0	116,0	96,0	80,0
PRS ($\mu\text{g l}^{-1}$)	30,0	46,0	53,0	61,0
P Total ($\mu\text{g l}^{-1}$)	274,0	251,0	246,0	226,0
N-NH ₄ ⁺ ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	22,0	23,0	30,0	29,0
N-NO ₃ ⁻ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	217,0	173,0	174,0	204,0
COT (mg l^{-1})	3,3	3,4	3,8	3,8
SO ₄ ²⁻ (mg l^{-1})	5,3	10,5	10,9	16,9
HCO ₃ ⁻ (mg l^{-1})	40,1	45,2	44,2	50,6
Cl ⁻ (mg l^{-1})	4,9	19,2	18,5	21,4
Na ⁺ (mg l^{-1})	5,5	20,3	19,4	24,1
Ca ²⁺ (mg l^{-1})	6,4	7,3	8,4	8,2
Mg ²⁺ (mg l^{-1})	4,6	4,2	4,0	4,1
K ⁺ (mg l^{-1})	2,3	2,8	2,8	3,1

y el contenido de sólidos suspendidos. A su vez, la elevada turbiedad del agua resulta el factor limitante del desarrollo del fitoplancton (Bonetto *et al.* 1994), que se caracteriza por una baja densidad (Mercado y Gómez 1998) y escasa producción primaria (Donadelli y Di Siervi 1998).

Bonetto *et al.* (1998) registraron una disminución del contenido de sólidos suspendidos a lo largo del Bajo Paraná (Tabla 5), disminuyendo el valor medio de 132 mg l⁻¹ en Santa Fe, a 116 en Rosario, 96 en Brazo Largo, y 80 en Otamendi. En la zona de estudio, el valle aluvial se caracteriza por presentar un pequeño albardón colonizado por bosque en galería y grandes extensiones bajas cubiertas de macrófitas emergentes, de las cuales las dominantes resultan *Cyperus giganteus* y *Schoenoplectus californicus*. Estas zonas bajas se encuentran cubiertas por agua la mayor parte del tiempo. El agua del río inunda el valle aluvial por efecto de las crecientes, las sudestadas, o por el régimen de mareas, cuya influencia se acrecienta aguas abajo. En un estudio reciente se determinó la tasa de acreción en el valle aluvial en la zona de Brazo Largo, estimándose en aproximadamente 1 cm por año (Bonetto 1996). Tanto la disminución en el tenor de sólidos suspendidos a largo del río, como la elevada tasa de acreción estimada son demostrativos de la elevada retención de sedimentos fluviales en el valle aluvial. En la Tabla 6 se compara la composición química del agua del río con la del valle aluvial, en Brazo Largo. Puede observarse una disminución del oxígeno disuelto, pH, nitrato y sulfato en el valle aluvial respecto del agua del río, y un aumento en las concentraciones de PRS, calcio y bicarbonato. La elevada producción de materia orgánica por la vegetación del valle aluvial, estimada en 2-3 kg m⁻² año⁻¹ por Villar *et al.* (1996), significa un aporte anual que se incorpora a la superficie del sedimento durante el invierno cuando los tallos secos son quebrados por el viento. La descomposición de esa masa vegetal determina una elevada demanda química y biológica de oxígeno que resulta en la escasa concentración de oxígeno disuelto a lo largo del año con episodios estivales de anoxia, como así también en la acidez predominante en el medio. Las aguas del río Bermejo están saturadas con carbonato de calcio (Pedrozo y Bonetto

Tabla 6. Composición física y química del agua del río Paraná y del valle aluvial en Brazo Largo. Valores medios \pm desvío estandar. (Bonetto *et al.* en prensa).

	Río	Pajonal
Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	131,0 \pm 8	178,0 \pm 18
pH	7,2 \pm 0,1	6,2 \pm 0,1
Oxígeno ($\mu\text{g l}^{-1}$)	7,2 \pm 0,7	1,8 \pm 0,6
PRS ($\mu\text{g l}^{-1}$)	39 \pm 5	115,0 \pm 35
N-NH ₄ ⁺ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	34 \pm 8	44,0 \pm 15
N-NO ₃ ⁻ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	197 \pm 18	20,0 \pm 8
Ca ²⁺ (mg l ⁻¹)	7,5 \pm 0,5	8,4 \pm 0,7
Mg ²⁺ (mg l ⁻¹)	4,1 \pm 0,3	5,6 \pm 1
K ⁺ (mg l ⁻¹)	2,6 \pm 0,2	2,7 \pm 0,4
Na ⁺ (mg l ⁻¹)	16,4 \pm 1	18,0 \pm 1,4
HCO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	39,2 \pm 2	58,8 \pm 7,4
SO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)	8,4 \pm 1	5,4 \pm 0,8
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	14,1 \pm 1	15,6 \pm 1

1987), y los sedimentos fluviales aportados por el río se caracterizan por ser ricos en material calcáreo, con presencia de carbonato de calcio (Carignan y Vaithyanathan en prensa). El aporte de sedimentos calcáreos en un medio ácido produce la disolución parcial del CaCO₃ presente, resultando en el aumento de las concentraciones de Ca²⁺ y bicarbonatos determinados en el valle aluvial (Tabla 6). La mezcla de aguas del valle aluvial y del río producen el ingreso al cauce de aguas ácidas enriquecidas en Ca²⁺ y en HCO₃⁻. La correlación inversa observada entre el pH y las concentraciones de Ca²⁺ y HCO₃⁻ se deberían tanto al aporte del valle aluvial como a la disolución parcial de los sólidos suspendidos en el río en respuesta a la acidez del agua del valle aluvial. Igual explicación tendría la correlación observada entre las concentraciones de Ca²⁺ y HCO₃⁻. La Figura 1 muestra el resultado de un experimento en el cual se resuspendió 1 g l⁻¹ de sedimentos del río Bermejo en agua reconstituida de composición iónica semejante a la concentración media del Bajo Paraná pero sin agregado de PRS, y se acidificó paulatinamente con una bureta automática, determinando las concentraciones de Ca²⁺ y PRS en equilibrio para distintos valores de pH (Bonetto 1996). Puede constatar experimentalmente que los sedimentos del río Bermejo liberan Ca²⁺ y PRS ante una reducción del pH en el rango de valores comprendidos entre el agua del Paraná y la del

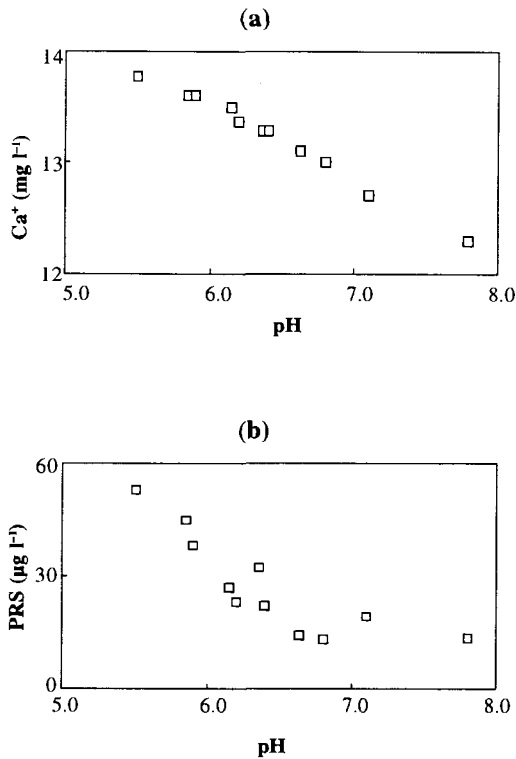


Figura 1. Efecto del pH sobre la liberación de calcio (a) y PRS (b) desde sólidos suspendidos provenientes del río Bermejo, resuspendidos en agua reconstituida similar al agua del Bajo Paraná

valle aluvial. La relación molar $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ en agua en equilibrio con la atmósfera y una fase sólida conteniendo carbonatos debería ser aproximadamente de 2 (Stumm y Morgan 1981), mientras que dicha relación en el Bajo Paraná resultó cercana a 4 y en el valle aluvial cercana a 5 (Tabla 6). Tal enriquecimiento en C parecería provenir de la descomposición de materia orgánica producida por las macrófitas en el valle aluvial. El aumento de la materia orgánica con la altura del río (correlación COT-altura hidrométrica) sugiere que el principal aporte de materia orgánica se origina en el valle aluvial. Esta observación es consistente con la opinión de Depetris y Kempe (1993), quienes estudiaron las fuentes de materia orgánica en el Paraná Medio concluyendo que la mayor parte provenía del valle aluvial y del alto Paraguay, probablemente del Pantanal. Una fuente puntual de materia orgánica, tal como por ejemplo el vertido de una cloaca, produce una

concentración aguas abajo que guarda una relación inversa con el caudal porque es diluida durante la creciente y concentrada en los estiajes. El aumento de concentración simultáneamente con el aumento de caudal sugiere su origen en el valle aluvial ya que es la única fuente cuya oferta se incrementa con el nivel de agua, porque se incrementa la superficie inundada. El oxígeno disuelto, a su vez, registró una relación inversa con la concentración de materia orgánica, confirmando que es la demanda de oxígeno producida por la descomposición de la materia orgánica del valle aluvial el factor principal que condiciona y determina la concentración de oxígeno disuelto en el cauce.

Normalmente, la conductividad muestra una relación inversa con la altura del río porque durante la época de mayores precipitaciones se incrementa la proporción de agua que llega al cauce por escurrimiento superficial, mientras que durante el estiaje se incrementa el aporte de agua que ingresa al cauce por percolación a través del suelo, elevando el contenido de los principales iones. La falta de correlación entre la conductividad y la altura hidrométrica sugiere un aporte distinto al de la alta cuenca. En la Tabla 5 se observa el aumento significativo de la conductividad, como así también de las concentraciones de cloruro, sulfato, sodio y potasio entre Santa Fe y Rosario, sin registrar variaciones significativas aguas abajo (Brazo Largo-Otamendi) sugiriendo el aporte de sales disueltas del río Salado, afluente del margen derecho del Paraná, aguas abajo de la ciudad de Santa Fe. El río Salado cuenta con un caudal relativamente modesto en comparación con el del Paraná pero asimismo se caracteriza por el elevado contenido iónico de sus aguas (Maglianesi y Depetris 1970). La elevada salinidad de los pequeños ríos y arroyos muestreados en el presente estudio (Areco y Las Palmas, Tabla 3), también afluentes de la margen derecha del Paraná, son consistentes con el gradiente de conductividad determinado en la sección transversal del río, que parece reflejar el aporte salino de los afluentes que drenan la planicie chaco-pampeana y elevan el contenido salino del Bajo Paraná sobre su margen derecha.

El incremento observado en las concentraciones de PRS en el valle aluvial respecto

del río (Tabla 6) parece deberse a la liberación de PRS de los sólidos suspendidos del río con posterioridad a su sedimentación en el valle aluvial, en respuesta a la acidez y a ocasionales eventos de anoxia característicos del mismo. El experimento en el cual se acidificaron sólidos suspendidos del río Bermejo muestra claramente la liberación de PRS en respuesta a tenores de pH típicos del valle aluvial (Tabla 6). Con el objeto de lograr una mejor caracterización química del P en los sedimentos, Bonetto *et al.* (1994) compararon el fraccionamiento del P de los sólidos suspendidos del Bajo Paraná y de los sedimentos del valle aluvial en Brazo Largo, siguiendo la técnica propuesta por Psenner *et al.* (1988), consistente en someter el sedimento a extracciones sucesivas con NH_4Cl (fracción lábil), ditionita-bicarbonato (presumiblemente libera el P retenido en la estructura cristalina de óxidos de hierro), NaOH (presumiblemente libera el P adsorbido a hidróxidos de Fe y Al), y HCl (libera el P asociado a minerales cálcicos: carbonatos e hidroxiapatita), restando una fracción final que se asume como P orgánico refringente. Como resultado del fraccionamiento los sedimentos del valle aluvial resultaron empobrecidos respecto de los sólidos suspendidos del río en las fracciones extraídas con ditionita y en medio ácido, consistente con la hipótesis que la mayor concentración de PRS en el agua en el valle aluvial resulta de la liberación de PRS de los sólidos suspendidos aportados por el río en respuesta al medio ácido y, ocasionalmente, anóxico. Por el contrario los sedimentos del valle aluvial mostraron un pequeño incremento de la fracción extraída con NaOH y un notable aumento del P residual, interpretado como resultante de la acumulación de materia orgánica de las macrófitas emergentes. Las correlaciones observadas entre las concentraciones de PRS y de HCO_3^- son consistentes con la liberación de ambos por disolución parcial de minerales cálcicos en medio ácido mientras que la correlación con el COT sugiere también la contribución de la materia orgánica. En ambos casos, el aporte se origina en el valle aluvial y es más elevado cuanto mayor sea la interacción entre el río y el valle, confirmándose a través de la correlación con la altura hidrométrica. La correlación entre el PRS y los sólidos suspendidos sugiere el aporte de la fracción par-

ticulada en el propio cauce. Bonetto *et al.* (1998) observaron el incremento de la concentración de PRS a lo largo del Bajo Paraná (Tabla 5). La contribución de aportes culturales resulta incierta. No obstante, se puede lograr una idea grosera a través del aporte medio per capita. Si se asume una contribución per cápita de 2 g P d^{-1} (Vollenweider 1968; OECD 1982) para la población que cuenta con servicios de cloacas, el efecto de una población de 2×10^6 habitantes (representando aproximadamente el conjunto de las ciudades situadas en la margen del Paraná: Santa Fe, Rosario, San Nicolás, Campana, Zárate) sobre un caudal de $20.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ incrementaría la concentración de PT en $2 \mu\text{g P l}^{-1}$, irrelevante si se lo compara con la concentración media en Santa Fe de $274 \mu\text{g P l}^{-1}$. Un aporte de esa magnitud pasaría desapercibido dentro de los errores analíticos y de muestreo. Aun suponiendo que el aporte de PT cloacal va a ser rápidamente convertido en PRS en el cuerpo de agua receptor por la actividad bacteriana, un incremento de $2 \mu\text{g PRS l}^{-1}$ resulta comparativamente pequeño con respecto al aumento en la concentración media de PRS de $30 \mu\text{g l}^{-1}$ en Santa Fe, a $61 \mu\text{g l}^{-1}$ en Otamendi (Tabla 5). Tal como se expresó con anterioridad, si un compuesto se origina en una fuente puntual su concentración aguas abajo guarda una relación inversa con el caudal dado que se diluye en la creciente y se concentra en el estiaje. Por el contrario, las concentraciones de PRS registraron una correlación directa con el caudal, sugiriendo que el aporte biogeoquímico de origen natural, relacionado con el valle aluvial y con la concentración de sólidos suspendidos, resulta de mayor magnitud que el aporte antrópico.

La estimación de la contribución cultural de nitrógeno presenta las mismas dificultades que la de P. A semejanza del P, puede estimarse groseramente el aporte de las aguas servidas a través de la contribución per cápita, estimada en 10 g N d^{-1} (Vollenweider 1968; OECD 1982). El aporte de fuentes difusas, especialmente el lavado de suelos sometidos a fertilización, resulta de mayor relevancia que en el caso del P, porque el P aplicado fundamentalmente como superfosfato tiende a ser fijado al suelo por los coloides de Fe y Mn, y por las arcillas, mientras que el N, aplicado fundamentalmente en forma de urea, es nitrificado en el

Tabla 7. Cambios observados en los limnocorrales luego de reemplazar el agua del valle aluvial con agua del Paraná Guazú en Puerto Constanza. Los valores separados por barras representan datos de superficie y de fondo (Bonetto 1996).

		T	pH	O.D.	Cond.	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PRS	SO ₄ ²⁻	TDep. N-NO ₃ ⁻	Prof.
		°C		mg l ⁻¹	µS cm ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	µg l ⁻¹	mg l ⁻¹	mg m ⁻² d ⁻¹	cm
Dic. 93	8 hs	22	6,6	6,0	172	40	147	44	7,6	78	20
	13hs	24/20	6,1	2,8/2,1	173	30	92	33	6,8		
	17hs	25/21	6,1	2,2/0,5	—	38	20	55	6,0		
Jul. 94	16hs	12	7,1	9,6/9	—	21	138	45	10,1	58	18
	19hs	10	6,7	6,0	—	16	98	32	9,7		
Oct. 94	12hs	20	6,5	8,0	140	24	160	35	9,0	84	14
	16hs	20/18	6,0	3,0	—	12	64	30	9,0		
	19hs	18	5,9	2,0	—	13	29	38	9,0		
Dic. 94	12hs	26	6,6	7,6	115	86	240	62	13,0	50	10
	16hs	29	6,4	7,8	117	64	187	45	15,0		
	20hs	25	6,1	5,8	116	70	162	47	16,0		
Feb. 95	13hs	26	6,8	6,8	100	35	76	62	6,7	86	15
	17hs	24/22	6,4	2,4/2,6	102	16	12	47	6,1		
	13hs	26	6,7	6,6	97	16	68	47	6,1	87	15
	17hs	23	6,5	6/6,2	91	13	25	33	5,8		

suelo y fácilmente lixiviado por la lluvia en forma de nitratos. En el Alto Paraná, aguas arriba de su confluencia con el Paraguay, se observaron pulsos de elevada concentración de nitratos en coincidencia con episodios de rápido ascenso del nivel de aguas, generalmente al inicio de la creciente (Pedrozo y Bonetto 1989), que fueron interpretados como resultado del lavado de los suelos al inicio de la estación de lluvias en la alta cuenca. En el Alto Paraná se estimó que el río transporta aproximadamente un 20 % del aporte cultural de nitrógeno inorgánico (NI) en la cuenca. La concentración media de NI en el Alto Paraná fue estimada en 346 µg N l⁻¹, la del Paraguay en 231 µg N l⁻¹, y la del Bermejo en 366 µg N l⁻¹, resultando la media ponderada en función de los caudales de 328 µg N l⁻¹ (Pedrozo *et al.* 1992). La concentración media de NI en Atucha, aproximadamente 900 km aguas abajo, resultó menor (280 µg N l⁻¹) a pesar de atravesar el río zonas de intensa actividad agrícola con aplicación masiva de fertilizantes y del aporte de fuentes puntuales de contaminación. Con el objeto de

simular los cambios producidos en la composición química del agua del río cuando inunda el valle aluvial se clavaron en el sedimento recipientes cilíndricos de plástico de 80 cm de diámetro y se reemplazó el agua del valle aluvial por agua de río muestreada simultáneamente, determinándose a continuación las concentraciones de nutrientes en las horas siguientes (Bonetto *et al.* 1998). Los resultados se consiguen en la Tabla 7. En todos los experimentos que se llevaron a cabo se observó una rápida reducción del oxígeno disuelto, el pH y la concentración de nitratos. Estos cambios son debidos a la elevada demanda biológica de oxígeno requerida para la descomposición de materia orgánica originada por las macrófitas emergentes. Una vez que se produce la depleción del oxígeno disuelto, parte de la flora bacteriana del suelo puede continuar la oxidación de sustratos orgánicos utilizando como aceptor de electrones otros compuestos inorgánicos tales como el NO₃⁻ y el SO₄²⁻, que son reducidos secuencialmente en un gradiente de reducción a N₂ y a H₂S, respectivamente. La

presencia de H_2S en el valle aluvial resultó fácilmente perceptible por el intenso olor en casi todos los muestreos. Este proceso se denomina denitrificación y confiere a las áreas pantanosas la capacidad de remover grandes cantidades de NI (Lindau *et al.* 1991). El ingreso de amonio también puede ser removido por la sucesión de nitrificación seguida de denitrificación. Trabajando con ^{15}N , Reddy *et al.* (1989) demostraron que el oxígeno transportado a las raíces a través del aerénquima de las macrófitas determina la nitrificación del amonio en el entorno de las raíces, que difunde a la zona circundante, anóxica, donde se denitrifica, determinando tasas de denitrificación de 100-120 $mg\ N\ m^{-2}\ d^{-1}$, del ^{15}N -amonio agregado. Minzoni *et al.* (1988) midieron los cambios en la concentración de nitratos simultáneamente con la evolución de N_2O en recipientes cilíndricos semejantes a los utilizados en los experimentos aludidos, colocados en arroceras experimentales enriquecidas con nitrato simulando una fertilización. Se observó una rápida desaparición del nitrato agregado recuperando una fracción importante como N_2O . El ambiente elegido comparte con el valle aluvial del río Paraná la característica de mantener una elevada producción de materia orgánica, en una columna de agua superficial (20-30 cm) en contacto con un sedimento muy orgánico que recibe una carga de nitratos relativamente importante aportado por el agua del río. La disminución en la concentración de nitratos en el Bajo Paraná respecto al Alto Paraná a pesar del aporte antrópico es consistente con su drástica reducción en el valle aluvial respecto del río, y con el resultado de todos los experimentos de clausura que mostraron una rápida depleción cuando el agua del río invade el valle aluvial, sugiriendo que el valle actúa como un importante sumidero de nitrógeno, fundamentalmente debido al proceso de denitrificación, aunque resultaría igualmente significativa la absorción por parte de las macrófitas y la retención en la materia orgánica en descomposición. La correlación observada entre las concentraciones de nitratos y sulfatos sugiere el destino común de los aceptores de electrones aportados por el río al inundar un ambiente subóxico como el valle aluvial.

BIBLIOGRAFIA

- APHA. 1985. Standard Methods for the examination of water. American Public Health Association, N.Y., 1268 pp.
- BONETTO, C. 1996. River-floodplain interactions in the Lower Paraná River. IFS Research Grant Agreement A/1711. Informe final.
- BONETTO, C., L. DE CABO, N. GABELLONE, A. VINOCUR, J. DONADELLI y F. UNREIN. 1994. Nutrient dynamics in the deltaic floodplain of the Lower Paraná River. *Arch. Hydrobiol.* 131: 277-295.
- BONETTO, C., C. VILLAR, L. DE CABO y P. VAITHIYANATHAN. 1998. Hydrochemistry of a large floodplain river. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 899-902.
- CARIGNAN, R. y P. VAITHIYANATHAN. (en prensa). Phosphorus availability in the Paraná floodplain lakes (Argentina): Influence of pH and phosphate buffering by fluvial sediments. *Limnol. Oceanogr.*
- DEPETRIS, P. y S. KEMPE. 1993. Carbon dynamics and sources in the Paraná River. *Limnol. Oceanogr.* 38: 382-395.
- DONADELLI, J. y M. DI SIERVI. 1998. Efecto de la Central Nuclear Atucha sobre la producción primaria del fitoplancton y la producción bacteriana del río Paraná. **Este volumen.**
- GOLTERMAN, H., R. CLYMO y M. OHNSTAD. 1978. *Methods for the physical and chemical examination of freshwaters.* Blackwell Sci. Pub., Oxford.
- LINDAU, C., R. DE LAUNE, S. JIRAPORNCHAROEN y D. MANAJUTI. 1991. Nitrous oxide and dinitrogen emissions from *Panicum hemitomon* freshwater marsh soils following addition of ^{15}N labelled ammonium and nitrate. *J. Freshwat. Ecol.* 6: 191-198.
- MACKERETH, F., J. HERON y J. TALLING. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Assoc. Scientific Public. N°36. Kendal, 117 pp.
- MAGLIANESI, R. y P. DEPETRIS. 1970. Water chemistry of the Lower Salado River (Santa Fe, Argentina). *Physis* 80: 19-32.
- MERCADO, L. y N. GOMEZ. 1998. Fitoplancton del río Paraná de las Palmas y efectos ocasionados por la Central Nuclear Atucha (Bs. As., Argentina). **Este volumen.**
- MINZONI, F., C. BONETTO y H. GOLTERMAN. 1988. The nitrogen cycle in shallow water sediment systems of rice fields. Part I: The denitrification process. *Hydrobiologia* 159: 189-202.
- OECD. 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Organization for Economic Cooperation and Development. Paris.
- PEDROZO, F. y C. BONETTO. 1987. Nitrogen and phosphorus transport in the Bermejo River (South America). *Rev. Hydrobiol. Trop.* 20: 91-99.
- PEDROZO, F., C. BONETTO y Y. ZALOCAR. 1988. A comparative study of phosphorus and nitrogen transport in the Paraná, Paraguay and Bermejo Rivers. Monografías em Limnologia Vol. 1. Sim-

- posio: Limnología e Manejo de Represas: 91-117.
- PEDROZO, F. y C. BONETTO. 1989. Influence of river regulation on nitrogen and phosphorus mass transport in a large South American River. **Regulated rivers: research & management** 4: 59-70
- PEDROZO F., M. DIAZ y C. BONETTO. 1992. Nitrogen and phosphorus in the Paraná River floodplain waterbodies. **Arch. Hydrobiol./Suppl.** 90 2: 171-185.
- PSENNER, R., B. BOSTROM, M. DINKA, K. PETERSSON, R. PUCSKO y M. SAGER. 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. **Arch. Hydrobiol. Beih.** 30: 98-103.
- REDDY, K.R., W. PATRICK y C. LINDAU. 1989. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. **Limnol. Oceanogr.** 34: 1004-1013.
- SOKAL, R. y F. ROHLF. 1980. Introducción a la bioestadística. Reverté. Barcelona. 362 pp.
- STRICKLAND, J. y T. PARSONS. 1972. A practical Handbook for seawater analysis. Bulletin 167 J. Fish. Res. Bd. Can., Ottawa, Canadá.
- STUMM, W. y J. MORGAN. 1981. Aquatic Chemistry. Wiley. New York. 780 pp.
- VILLAR, C., L. DE CABO y C. BONETTO. 1996. Macrophytic primary production and nutrient concentrations in a deltaic floodplain marsh of the Lower Paraná River. **Hydrobiologia.** 330: 59-66.
- VOLLENWEIDER, R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. OECD Technical Report. Paris. 159 pp.

CONCENTRACION DE METALES PESADOS EN EL BAJO PARANA EN LA ZONA DE ATUCHA

CARLOS A. VILLAR¹*, MABEL TUDINO², JORGE STRIPEIKIS², LILIANA D'HUICQUE², OSVALDO TROCCOLI² & CARLOS A. BONETTO¹

1. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CC 712 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina

2. INQUIMAE. Fac. Cs. Ex. y Nat. Univ. Buenos Aires. Ciudad Univ. (1428) Buenos Aires, Argentina

RESUMEN. Se determinó la concentración de metales pesados en el agua del Paraná de las Palmas, aguas arriba y abajo de la Central Nuclear Atucha, como así también en el canal de salida del circuito de refrigeración de la misma. Las concentraciones de Hg, Cd y Pb estuvieron por debajo del límite de detección en todos los muestreos, mientras que las de Cu, Cr y Zn oscilaron en un rango comprendido entre 4-14, 3-25 y 7-120 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente. No se detectaron diferencias significativas entre las distintas estaciones de muestreo. No se observó relación alguna entre las concentraciones de metales y el nivel hidrométrico del río. Las concentraciones en la zona están por debajo de los valores guía para agua que va ser potabilizada con tratamiento convencional, y por encima de los valores recomendados para la preservación de la vida acuática (ley 54.021 de residuos peligrosos). Una fracción significativa de los metales se adsorben a los sólidos suspendidos, parte de los cuales quedan retenidos en el valle aluvial, ambiente que por ende representaría una zona de acumulación de metales traza.

Heavy metal concentrations in the Lower Paraná River near Atucha

ABSTRACT. Metal concentration in water upstream and downstream Atucha Nuclear Power Plant and in the output channel of the cooling system were determined. The concentrations of Hg, Cd and Pb fell below the detection limits along the study. The concentrations of Cu, Cr, and Zn ranged 4-14, 3-25 and 7-120 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectively. No significant differences were observed among sampling sites. Measured concentrations did not correlate to water level. Concentrations were lower than reference values for water that will be treated for human consumption with conventional treatments, but higher than figures recommended for wildlife preservation (law 54.021 of dangerous wastes). A significant fraction of trace metals are adsorbed to suspended matter, which is retained in part in the floodplain marshes, environments which therefore represent metal sinks.

INTRODUCCION

La cuenca del río Paraná recibe un importante impacto antrópico. Entre las principales modificaciones ambientales que influyen sobre el río se cuentan los numerosos represas llevados a cabo en la alta cuenca, de

los cuales Itaipú y Yacyretá, finalizados en 1982 y 1994, respectivamente, son los más recientes. La cuenca superior sufre además el progresivo incremento de la deforestación seguida de agricultura intensiva con una acelerada mecanización agrícola y utilización masiva de pesticidas, herbicidas y fertilizantes, práctica que en

* Becario CIC

una región de relieve accidentado, clima tropical y lluvias intensas resulta en una mayor erosión, lavado de los suelos y arrastre de contaminantes a los cursos de agua. Algunos afluentes de la cuenca superior se encuentran severamente contaminados, como por ejemplo el río Tiete, que drena la ciudad de San Pablo. En el último tramo del río Paraná, especialmente aguas abajo de la ciudad de Rosario, importantes centros urbanos tales como los desarrollados en torno a los polos industriales de Rosario-San Lorenzo, San Nicolás-Villa Constitución y Zárate-Campana, determinan el ingreso de contaminantes a través de los efluentes cloacales, industriales, y el lavado de suelos sometidos a agricultura intensiva. No obstante, y a pesar del evidente interés que merece conocer el impacto de estas importantes fuentes puntuales de contaminación sobre la calidad de aguas del río, hasta donde llega nuestro conocimiento no se cuenta con referencias editadas sobre la concentración de metales pesados en el Bajo Paraná.

El objeto del presente trabajo es contribuir al conocimiento sobre la concentración de metales en el Paraná de las Palmas en la zona de la Central Nuclear Atucha, y mediante la comparación de sus concentraciones aguas arriba, aguas abajo, y en el canal de salida del circuito de refrigeración de la central evaluar el eventual efecto de la misma sobre la calidad de aguas del río.

MATERIALES Y METODOS

Se tomaron muestras de agua para la determinación de metales pesados en sitios de muestreo localizados sobre el río Paraná aguas arriba de la central, en el canal de salida del circuito de enfriamiento, y sobre el río Paraná aguas abajo de la central, denominadas en lo sucesivo I, III y IV, respectivamente.

Se tomaron muestras subsuperficiales con botellas de plástico de un litro de capacidad. Las referidas botellas fueron lavadas con HNO_3 1:4 y enjuagadas con agua deionizada obtenida de un equipo MILLIQ. Las muestras fueron conservadas en medio ácido con el agregado de 20 gotas por litro de HNO_3^- concentrado inmediatamente después de tomada la muestra. La determinación de metales pesados se

llevó a cabo por espectrofotometría de absorción atómica en un equipo Shimadzu AA6501 provisto de horno atomizador de grafito Shimadzu GFA 6000, siguiendo la metodología propuesta por Minoia y Caroli (1989). Las concentraciones de Hg fueron determinadas por la técnica del vapor frío (Varian AA5).

RESULTADOS

De los elementos traza, las concentraciones de Hg, Cd y Pb resultaron por debajo del límite de detección en la totalidad de los muestreos, (concentraciones menores de $1 \mu\text{g l}^{-1}$ para los primeros y menor de $5 \mu\text{g l}^{-1}$ para el último). Las concentraciones de Zn, Cr, y Cu no presentaron diferencias significativas entre los valores determinados en las distintas estaciones de muestreo. Las concentraciones de Zn registraron un valor máximo de $120 \mu\text{g l}^{-1}$ en mayo de 1995, oscilando el resto de las determinaciones en un rango comprendido entre 7 y $75 \mu\text{g l}^{-1}$ y observando diferencias menores al 40% entre las muestras tomadas aguas arriba y en el canal de salida de la central, menores que las diferencias observadas entre las muestras en el río aguas arriba y abajo de la central (Tabla 1). Las concentraciones de Cr variaron en un rango comprendido entre 3 y $25 \mu\text{g l}^{-1}$. En los muestreos de junio y agosto de 1996 las concentraciones en el canal de salida resultaron un 65 y 56% menores que en el río aguas arriba de la central, siendo muy similares en el resto de los muestreos. Las concentraciones de Cu variaron en un rango comprendido entre 4 y $14 \mu\text{g l}^{-1}$, con diferencias de hasta un 50% entre la muestra tomada aguas arriba y en el canal de salida de la central.

DISCUSION

Las concentraciones de todos los metales determinados en las distintas estaciones de muestreo no resultaron significativamente diferentes. Las diferencias que se observan si se comparan las concentraciones aguas arriba de la central y en el canal de salida del circuito de enfriamiento, o aguas arriba y abajo de la central para cada muestreo en particular resultan de la combinación de la precisión de cada téc-

Tabla 1. Concentración de metales pesados en el río Paraná de las Palmas aguas arriba de la central Nuclear Atucha, en el canal de salida del circuito de enfriamiento, y en el río, aguas abajo de la central (estaciones I, III y IV, respectivamente). Concentraciones en $\mu\text{g l}^{-1}$; excepto Fe, en mg l^{-1} . Nd: no detectable, *: no determinado.

Fecha	Estación	Hg	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Fe
Mar. 96	I	nd	nd	nd	70	13	*	2,5
	III	nd	nd	nd	110	12	*	2,3
	IV	nd	nd	nd	120	14	*	2,1
Jun. 95	I	nd	nd	nd	68	5	*	1,1
	III	nd	nd	nd	65	5	*	1,0
	IV	nd	nd	nd	35	3	*	0,9
Ago. 95	I	nd	nd	nd	22	10	*	2,3
	III	nd	nd	nd	35	14	*	1,9
	IV	nd	nd	nd	12	11	*	1,8
Nov. 95	I	nd	nd	nd	17	25	14	5,3
	III	nd	nd	nd	17	18	9	6,1
	IV	nd	nd	nd	20	13	5	5,0
Jun. 96	I	nd	nd	nd	7	20	4	3,1
	III	nd	nd	nd	10	7	8	2,9
	IV	nd	nd	nd	44	18	4	2,5
Ago. 96	I	nd	nd	nd	10	20	5	2,0
	III	nd	nd	nd	14	9	7	1,8
	IV	nd	nd	nd	34	14	12	3,5
Media \pm DS		nd	nd	nd	39 \pm 34	13 \pm 6	8 \pm 4	2,6 \pm 1,5

nica analítica en particular, relacionada con el error metodológico, y de la propia variabilidad espacial en cada sector, relacionada con el error de muestreo. Resulta así evidente que la variabilidad aumenta en forma inversa a la concentración en el agua, siendo mayor para los elementos trazas que se encuentran en concentraciones del orden de microgramos por litro. Muestreos en los que la concentración resultó menor en el canal de salida que aguas arriba de la central indican la heterogeneidad espacial del cauce, consistente con las diferencias observadas en la conductividad en las transectas realizadas aguas arriba de la central: basta un pequeño movimiento de la embarcación respecto de la costa para que la composición del agua sea diferente. De igual forma, cabe esperar cambios en el tiempo en un punto fijo debido a las características del flujo turbulento en el cauce. A esta limitación se agrega la sorprendente ubicuidad en el ambiente de algunos elementos químicos en particular, tal como el zinc, para el cual la variación entre distintas muestras resultó por debajo de las diferencias entre réplicas.

Si el aporte de metales se debiera al aporte de fuentes puntuales permanentes, tal como por ejemplo una cloaca o una descarga indus-

trial de un proceso continuo, la variación estacional de concentración en un punto situado aguas abajo debería guardar una relación inversa con el caudal porque sería diluido durante las crecientes y concentrado durante los estiajes. No obstante, no se observó relación alguna entre la concentración y el caudal, ni tampoco entre los distintos metales determinados entre sí. Las determinaciones realizadas registraron, por el contrario, un comportamiento más bien errático, donde valores elevados se detectan esporádicamente en series de registros menores, como si las fuentes fueran discretas e intermitentes (como por ejemplo, el lavado de la centina de una embarcación, o la purga de algún sistema productivo en la costa), que en el marco de un muestreo espaciado puede ser detectado solo ocasionalmente.

Las concentraciones de metales en agua resultaron menores a los niveles guía de calidad de agua para consumo humano con tratamiento convencional (Ley N° 24.051 de residuos peligrosos), y mayores que los niveles guía de calidad de agua para la protección de vida acuática (Agua dulce superficial). Si bien tal circunstancia no representa una situación de gravedad extrema resulta preocupante toda vez que una buena parte de la población del

Delta utiliza el agua del río para consumo haciéndola pasar por filtros de cerámica que retienen la fracción particulada, y por su potencial daño a la biota.

En la Tabla 2 se reproducen los registros consignados por Villar *et al.* (1998) para distintas localidades del Bajo Paraná. Puede observarse que no existen diferencias significativas entre las concentraciones medias determinadas en Atucha y en Santa Fe, Rosario, Brazo Largo y Otamendi. Llama la atención que a pesar de estar sometido el sector del río considerado a un importante impacto antrópico representado por numerosos centros industriales tales como los complejos Rosario-San Lorenzo, Villa Constitución-San Nicolás y Zárate-Campana, como así también centros urbanos cuyos desechos cloacales son vertidos al río sin tratamiento alguno, no se observó un incremento de la concentración de metales aguas abajo, como podría en principio conjeturarse. Una fracción variable de los metales que ingresan al río es adsorbida a los sólidos suspendidos y retenida en la fracción particulada. En la Tabla 3 se consigna el contenido en metales pesados en los sólidos suspendidos del Bajo Paraná. Se estimó que aproximadamente un 14-26% del Zn, 16-54% del Cr y prácticamente la totalidad del Pb son transportados en la fracción particulada (Villar *et al.* 1998). El contenido de sólidos suspendidos del río disminuye a lo largo del Bajo Paraná, desde 132 mg l⁻¹,

en Santa Fe, hasta 81 mg l⁻¹, en Otamendi, demostrativo de la elevada tasa de sedimentación en el valle aluvial (Bonetto *et al.* 1998). La retención de sólidos suspendidos del río está potenciada por la acción de la vegetación del valle aluvial, compuesta en la zona fundamentalmente de *Cyperus giganteus* y *Schoenoplectus californicus*. De tal forma se sugiere que el valle aluvial representa una trampa de sedimentos y de los nutrientes y contaminantes que los sedimentos tiene adsorbidos. La composición química del agua en el valle aluvial difiere significativamente de la del río (Bonetto *et al.* 1998). Como la especiación química de los metales pesados está fuertemente condicionada por su entorno fisicoquímico, no solo los metales que ingresan en la fracción particulada sino también una parte variable que ingresa en la fracción disuelta sufren cambios que pueden determinar su precipitación y posterior retención en el valle aluvial. Se utilizó el programa de computación MINEQL (Schecher y Mcavoy 1991) para estudiar la especiación química en cada ambiente. En el río Paraná predominarían las formas iónicas Zn²⁺, Cu²⁺, Cd²⁺, y Pb²⁺, mientras que en los juncales del valle aluvial, donde en días de alta irradiación y escaso viento se agota el oxígeno disuelto y se percibe claramente la presencia de sulfuros por su olor penetrante, la reducción del hierro y del azufre formaría pirita (FeS₂), y los metales, en condiciones de equilibrio, encontrarían

Tabla 2. Media y error estandar de la concentración de metales pesados en el agua del río Paraná y zona costera del Río de la Plata (Villar *et al.* 1998). * No se dispone de réplicas.

	Cd	Zn	Pb µg l ⁻¹	Cr	Hg	Fe mg l ⁻¹
Río Paraná						
Santa Fe	<1	48 ± 8	7 ± 1	27 ± 9	<1	1,7 ± 0,6
Rosario	<1	41 ± 6	8 ± 1	18 ± 4	<1	1,8 ± 0,4
Brazo Largo	<1	72 ± 21	7 ± 1	15 ± 5	<1	2,0 ± 0,6
Otamendi	<1	65 ± 19	21 ± 16	19 ± 6	<1	2,1 ± 0,4
Margen derecha del Río de la Plata						
San Isidro	2	102 ± 40	45 ± 7	65 ± 52	1	3,0 ± 1,0
Sto. Domingo	<1	57 ± 26	10 ± 1	102 ± 43	<1	1,4 ± 0,4
Quilmes	<1	72 ± 22	18 ± 4	54 ± 24	1	3,4 ± 0,5
Ezpeleta	1	116 ± 57	20 ± 6	49 ± 21	1	2,7 ± 0,4
Hudson *	1	71	15	10	2	2,0 ± 0,0
P. Lara	<1	37 ± 6	11 ± 3	15 ± 6	2	2,0 ± 0,4
Berisso	<1	63 ± 5	17 ± 6	29 ± 12	<1	2,0 ± 1,4
P. Blanca	1	50 ± 10	12 ± 4	30 ± 18	1	5,4 ± 2,8

su fase estable en la formación de sphaerita (ZnS), calcopirita (CuFeS₂), greenocita (CdS), galeno (PbS), y FeCr₂O₄. De este modo, una parte significativa de los metales que son vertidos al río resultan retenidos en los sedimentos del valle aluvial, tal como se consigna en la Tabla 3. Cabe consignar al respecto que las diferencias entre el contenido registrado en los sedimentos de fondo del cauce y los del interior del valle se encuentran también relacionadas con la textura de los mismos. La fracción arena, inerte, retiene menos metales, independientemente de la concentración en el agua sobrenadante, mientras que las fracciones de menor tamaño (arcilla y limo), por su capacidad de intercambio, permiten la formación de coloides orgánicos y minerales donde son retenidos los metales. La vegetación del valle aluvial, a su vez, absorbe metales tanto del sedimento como del agua. La Tabla 4 consigna la concentración de metales pesados en tallos, rizomas e inflorescencias de juncalés de *S. californicus* en el valle aluvial del río Paraná y margen derecha del Río de la Plata. Se observan valores elevados en muestras cercanas a sitios de vertido: San Isidro, Santo Domingo, Ezpeleta y Berisso, los dos primeros localizados aguas abajo de la desembocadura del río Reconquista y del canal Santo Domingo, res-

pectivamente, y los segundos cercanos a la descarga de las cloacas de Buenos Aires y La Plata, respectivamente. Se observó también la tendencia a concentrar Zn, Pb, y Cd en la inflorescencia de las plantas, representando un mecanismo de detoxificación. Esta característica también fue registrada por Baudo *et al.* (1985) en inflorescencias de *Phragmites* en el lago Endine y de *Thypha* en el lago Uron. El contenido de metales en las plantas resultó menor que en los sedimentos sin registrarse correlación entre ambas. Este hecho fue también observado por Guilizoni (1975) en *Scirpus olneyi* y *Phragmites communis* en el lago Endine. *Schoenoplectus californicus* mostró una notable resistencia a los metales pesados, logrando buen crecimiento aún en sitios con elevadas concentraciones. En la Tabla 5 se consigna la altura y peso medio de las plantas en cada sitio. Como los sitios de mayor contaminación resultaron los de mayores concentraciones de nutrientes (por ejemplo, en Berisso la concentración de amonio en el agua fue de 3,2 mg N-NH₄ l⁻¹), el mayor crecimiento se registró en los sitios más contaminados. No obstante, las inflorescencias, donde se concentraron los metales, como así también su tamaño relativo respecto del tallo, resultaron menores en los sitios de mayor contaminación sugiriendo algún tipo de daño (Ta-

Tabla 3. Contenido de metales pesados en sólidos suspendidos y sedimentos de fondo del río Paraná y sedimentos de fondo del Río de la Plata (Villar *et al.* 1998). (*: no se dispone de réplicas).

	Cd	Zn	Pb µg g ⁻¹	Cr	Fe (%)
Río Paraná					
Sólidos suspendidos					
Santa Fé	<1	94 ± 5	84 ± 26	73 ± 16	3,4 ± 0,2
Rosario	<1	95 ± 5	147 ± 34	96 ± 20	3,5 ± 0,1
Brazo Largo	<1	94 ± 8	94 ± 18	83 ± 18	3,6 ± 0,1
Otamendi	<1	111 ± 12	86 ± 35	88 ± 27	3,8 ± 0,1
Sedimentos de fondo					
Bzo Largo(cauce)		49 ± 13	21 ± 10	41 ± 7	2,1 ± 0,3
BzoLargo(juncal)		82 ± 13	24 ± 10	54 ± 6	2,4 ± 0,3
Margen derecha del Río de la Plata					
San Isidro	1,2	332 ± 147	141 ± 34	192 ± 84	2,2 ± 0,7
Sto Domingo	<1	107	103	107	1,9
Quilmes	<1	115 ± 4	47 ± 9	62 ± 16	2,2 ± 0,7
Ezpeleta	<1	131 ± 18	35 ± 6	67 ± 1	1,8 ± 0,1
Hudson	<1	33 ± 7	19 ± 3	33 ± 2	0,8 ± 0,2
Punta Lara	<1	58 ± 9	24 ± 4	51 ± 5	1,6 ± 0,1
Berisso *	<1	169	44	68	2,6
Punta Blanca	<1	85 ± 19	35 ± 5	90 ± 15	3,2 ± 0,3

Tabla 4. Contenido de metales pesados en tejido de *Schoenoplectus californicus* ($\mu\text{g g}^{-1}$). (Villar et al. 1998).

		Cd	Zn	Pb	Cr	Fe
Brazo Largo	Tallo	1,1	9,6	<1	2,2	245
	Infloresc.	<0,2	nd	<1	0,5	74
	Rizoma	<0,2	25,0	<1	1,4	396
San Isidro	Tallo	0,2	11,1	<1	2,7	252
	Infloresc.	1,2	23,6	5,9	3,2	549
	Rizoma	0,2	3,9	1,3	0,3	210
Sto Domingo	Tallo	0,5	4,4	<1	6,3	90
	Infloresc.	<0,2	13,4	<1	261,0	320
	Rizoma	<0,2	nd	2,1	11,9	713
Quilmes	Tallo	<0,2	4,1	<1	1,1	55
	Infloresc.	0,6	16,0	4,1	2,2	2700
	Rizoma	<0,2	nd	<1	0,2	413
Ezpeleta	Tallo	<0,2	7,3	<1	5,5	123
	Infloresc.	0,5	7,7	4,5	4,2	267
	Rizoma	0,3	11,9	1,4	4,6	708
Punta Lara	Tallo	<0,2	6,0	<1	2,4	90
	Infloresc.	<0,2	15,5	<1	2,2	1200
	Rizoma	<0,2	8,1	<1	1,9	266
Berisso	Tallo	<0,2	4,7	<1	2,3	557
	Infloresc.	<0,2	34,2	8,4	2,2	445
	Rizoma	<0,2	3,6	<1	0,2	40
Pta Blanca	Tallo	<0,2	7,9	2,6	9,0	1500
	Infloresc.	0,2	15,3	1,9	5,0	738
	Rizoma	0,7	5,4	<1	0,4	70

blas 4 y 5). Considerando que la biomasa en pie de la vegetación emergente se encuentra en el rango 2-3 kg m⁻² (Villar et al. 1996) y los rizomas representan 10-11 kg m⁻², con el contenido de metales consignado en las tablas precedentes pueden estimarse muy groseramente la capacidad de retención de metales en la vegetación en unos 60 mg Cu m⁻², 280 mg Zn m⁻² y 20 mg Cr m⁻². Considerando que los sedimentos de los juncuales adyacentes al río tienen una densidad media de 0,3 g cm⁻³ en los 10 cm superficiales y teniendo en cuenta los valores

consignados en las tablas anteriores, el estrato representado por los 10 cm superficiales retiene 1,2 g Cu m⁻², 2,4 g Zn m⁻², 0,7 g Pb m⁻², y 1,6 g Cr m⁻². Si se considera que el Delta comprende una superficie de unos 15.000 km², puede apreciarse que, aun cuando estas estimaciones resultan evidentemente groseras, permiten sin embargo sugerir que los sedimentos retienen metales pesados en una magnitud significativa y plantean simultáneamente la necesidad de dedicar un mayor esfuerzo en la cuantificación de dicha magnitud.

Tabla 5. Altura (m) y peso medio (g) de tallos e inflorescencias de *Schoenoplectus californicus* en el Bajo Paraná y margen derecha del Río de la Plata. (Villar et al. 1998).

Sitio	Alt. tallo (m)	Peso tallo (g)	Peso inflor. (g)	% del tallo
Brazo Largo	2,35	10,7	0,44	4,1
San Isidro	2,21	11,4	0,07	0,6
Santo Domingo	2,26	10,0	0,06	0,6
Quilmes	2,05	7,8	0,08	1,0
Ezpeleta	2,08	8,7	0,21	2,4
Punta Lara	1,97	8,0	0,64	8,1
Berisso	2,35	10,7	0,06	0,6
Punta Blanca	2,16	9,3	0,78	8,3

BIBLIOGRAFIA

- BAUDO, R., E. CANZIANI, G. GALANTI., P. GUILIZZONI y G. RAPETTI. 1985. Relationships between heavy metals and aquatic organisms in lake Messola hydrographic system, (Northern Italy). 6. Metal concentrations in two species emergent of macrophytes. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.** 43: 161-180.
- BONETTO, C., C. VILLAR, L. DE CABO y P. VAITHIYANATHAN. 1998. Hydrochemistry of a large floodplain river. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 26: 899-902.
- GUILIZZONI, P. 1975. Manganese, copper and chromium content in macrophytes of Lake Endine. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.** 32: 313-332.
- MINOIA, C. y S. CAROLI. 1989. Application of ETA-AAS ZEEMAN in the chemical and toxicological laboratory. Libreria Cortina. Padova.
- SCHECHER, W. y D. MCAVOY. 1991. MINEQL: A chemical equilibrium program for personal computers. Environmental Research Software. Edgewater.
- VILLAR, C., M. TUDINO, C. BONETTO, L. DE CABO, J. STRIPEIKIS, L. D'HUICQUE y O. TROCCOLI. 1998. Heavy metal concentrations in the lower Paraná River and right margin of the Río de la Plata estuary. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 26: 963-966.
- VILLAR, C., L. DE CABO y C. BONETTO. 1996. Macrophytic primary production and nutrient concentrations in a deltaic floodplain marsh of the Lower Paraná River. **Hydrobiologia** 330: 59-66.

FITOPLANCTON DEL RIO PARANA DE LAS PALMAS Y EFECTOS OCASIONADOS POR LA CENTRAL NUCLEAR ATUCHA (BS. AS., ARGENTINA)

LILIANA M. MERCADO & NORA GÓMEZ

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CC 712 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina

RESUMEN. Se realizó un estudio estructural del fitoplancton del río Paraná de las Palmas en las cercanías de la Central Nuclear Atucha (33° 58' S, 59° 12' W), con el fin de evaluar el impacto que produce dicha central sobre éste. Las muestras se recolectaron en intervalos de aproximadamente 45 días desde marzo de 1995 hasta agosto de 1996. Se establecieron 4 estaciones de muestreo, ubicadas aguas arriba y abajo de la Central Nuclear Atucha (estaciones I y IV) y en la entrada y salida del circuito de enfriamiento de la central (estaciones II y III, respectivamente). Fueron medidos diferentes parámetros físico-químicos en cada sitio de muestreo (pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, transparencia y sólidos suspendidos) y se realizaron determinaciones de clorofila "a". Se midió la extensión de la pluma térmica. La temperatura del río varió desde 14 hasta 27°C, la máxima temperatura medida en la pluma térmica a lo largo del período de muestreo fue en promedio 11°C mayor que la temperatura del río. La densidad del fitoplancton a lo largo del año fue baja, con valores mínimos (60 cél. ml⁻¹) durante la creciente y valores máximos (4.400 cél. ml⁻¹) durante el estiaje. El máximo valor del índice de riqueza (R) se halló en marzo de 1995 (6,8) y el mínimo en febrero de 1996 (1,1). Los valores del índice de diversidad (H') variaron desde 0,4 hasta 2,8; y los del índice de equitabilidad desde 0,2 hasta 0,9. Se identificaron un total de 172 taxa, 72 pertenecieron a la Clase Bacillariophyceae, 72 a Chlorophyceae, 16 a Cyanophyceae y 12 a Euglenophyceae, Dinophyceae y Chrysophyceae. Las diatomeas constituyeron el grupo dominante, alcanzando el 85 % del total en agosto de 1996. La densidad del fitoplancton, la concentración de clorofila "a" y los índices ecológicos analizados no difirieron significativamente entre los sitios de muestreo, indicando un efecto negligible de la central nuclear sobre el fitoplancton del río Paraná de las Palmas.

Phytoplankton of the Parana de las Palmas River and the effects of Atucha Nuclear Power Plant (Bs. As., Argentina)

ABSTRACT. The phytoplankton structure of the lower Paraná river close to the Nuclear Power Plant Atucha (33° 58' S, 59° 12' W) was studied in order to evaluate the impact of the central over the phytoplankton of this river. Samples were taken at 45 days intervals from March 1995 to August 1996. Four sampling sites were established: Paraná river, 1 km upstream the power plant (station I); entrance to the cooling system (station II); exit of this system (station III) and Parana river 1 km downstream the nuclear plant (station IV). Physical and chemical variables were measured at each station (pH, temperature, conductivity, dissolved oxygen and transparency). Chlorophyll "a" and suspended matter were determined. The extension of the thermal plume was measured. River temperature ranged from 14 to 27°C, the maximum temperature measured on the thermal plume through the sampling year was on average 11°C higher than the river temperature. Phytoplankton density was low throughout the year, with the lowest values (60 cel. ml⁻¹) during the flood, and the highest (4.400 cel. ml⁻¹) during the decreasing phase. Maximum richness index

(R) was found in March 1995 (6,8) and the minimum in February 1996 (1,1). Diversity index (H') varied from 0,4 to 2,8, and evenness index from 0,2 to 0,9. A total of 172 taxa were identified, 72 belonged to Bacillariophyceae, 72 to Chlorophyceae, 16 to Cyanophyceae, and 12 to Euglenophyceae, Dinophyceae and Chrysophyceae. Diatoms were always the dominant group, attaining 85 % of the total in August 1996. Phytoplankton density, chlorophyll "a" concentration and the ecological indices analyzed did not differ significantly between sampling sites, indicating a negligible effect of the nuclear power plant on the river phytoplankton.

INTRODUCCION

La cuenca del río Paraná es la quinta en importancia a nivel mundial y la segunda en América del Sur, después de la del río Amazonas. Posee un área de 3×10^6 km² compartida por cuatro países: Brasil, Paraguay, Bolivia y Argentina, un caudal medio de 18.000 m³ s⁻¹ en su desembocadura y una longitud de aproximadamente 4.000 km.

Existen muchos trabajos que tratan acerca del fitoplancton de los tramos superior y medio de este río (Bonetto 1976; Zalocar y Vallejos 1982; Bonetto *et al.* 1983; García de Emiliani 1981; 1988; 1990, etc) pero la información disponible acerca del Paraná Inferior es escasa (Bonetto *et al.* 1994; Boltovskoy *et al.* 1995; O'Farrell *et al.* 1996).

El calentamiento artificial de aguas de lagos o ríos es el resultado de muchos procesos industriales, pero principalmente de la producción de electricidad por parte de las centrales termonucleares (Golterman 1976). Estas requieren grandes volúmenes de agua para disipar el calor de sus condensadores.

El pasaje de los organismos a través del sistema de refrigeración de plantas nucleares produce tres tipos de perturbaciones: impacto mecánico debido a la abrasión, cambios de presión y turbulencia; impacto térmico debido al calentamiento del agua; e impacto químico debido a la adición de agentes desincrustantes o productos corrosivos nocivos para los organismos (Gregoire *et al.* 1993). En ciertos casos, con la finalidad de prevenir el crecimiento de organismos (por ej. algas, bacterias) sobre las paredes de dichos condensadores, al agua de los circuitos se le adiciona hipoclorito de sodio, las paredes a proteger se cubren con pinturas tóxicas y/o se agregan otras sustan-

cias nocivas al agua de circulación (Khalansky *et al.* 1987).

Si bien a nivel mundial existen numerosas referencias editadas sobre el impacto térmico ocasionado por centrales nucleares sobre el fitoplancton (Barres *et al.* 1984; Rossmann *et al.* 1986; Chen 1992; Gaur y Khan 1993; Ragupathi *et al.* 1994) la experiencia con que se cuenta en nuestro medio es limitada, representada en gran medida por los trabajos acerca del efecto de la Central Nuclear de Embalse del Río Tercero, llevados a cabo por Mariazzi *et al.* (1992) y Gómez (1997). Respecto del impacto de la Central Nuclear Atucha sobre el río Paraná, no existen antecedentes anteriores al presente estudio.

El objetivo de este trabajo fue analizar la estructura del fitoplancton del río Paraná de las Palmas (composición específica, distribución espacial y temporal e índices ecológicos) y las variables ambientales asociadas, para evaluar el efecto que produce la Central Nuclear Atucha sobre este río.

AREA DE ESTUDIO

El tramo inferior del río Paraná comienza en la ciudad entrerriana de Diamante. A partir de esta ciudad se registra una ampliación notable del valle aluvial. El área está constituida por una intrincada red de brazos secundarios, ríos, arroyos y canales artificiales, con una superficie aproximada de 15.000 km². En la zona de estudio el Paraná Inferior se divide en dos brazos principales: el Paraná Guazú y el Paraná de las Palmas. El caudal medio anual de este río es de 5.100 m³ s⁻¹, el ancho del río en la zona de Atucha es de aproximadamente 425 m y la profundidad en el centro del cauce

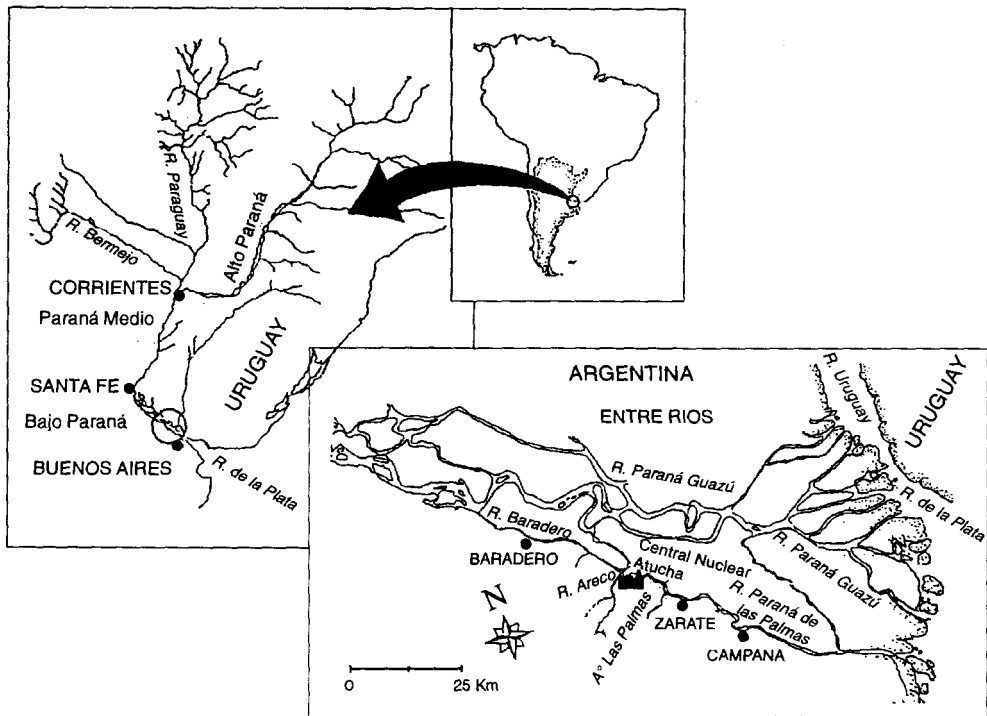


Figura 1. Ubicación de la Central Nuclear Atucha sobre la margen derecha del río Paraná de las Palmas.

es de 30 m, estando sujeta a variaciones debidas a trabajos de dragado. El régimen hidrológico muestra un período de crecientes en marzo, abril y mayo, y bajantes desde fines de julio hasta principios de octubre. El Río de la Plata ejerce influencia en la región a través del régimen de mareas y a la ocurrencia de ocasionales eventos de viento sud conocidos como "sudestadas". El alcance de las mareas llega hasta Rosario y el de las sudestadas normalmente hasta Campana o Zárate. La amplitud de marea promedio en el área de estudio es de 20 cm y la variación del nivel del río a lo largo del período de muestreo resultó de 2,5 m.

El clima es templado-húmedo, sin estación seca (Cabrera y Willink 1980). Las precipitaciones anuales son de aproximadamente 1.000 mm. La temperatura media anual varía entre 16 y 18°C.

La Central Nuclear Atucha está situada en las proximidades de la ciudad de Lima (Pcia Buenos Aires) sobre la margen derecha del río Paraná de las Palmas (Fig. 1). El tiempo de residencia del agua dentro de la central es de 6 minutos. La central utiliza un sistema refrigerante por el que circulan 69.600 m³ de agua

por hora, que retornan al río a una temperatura más elevada. El canal de entrada al circuito es perpendicular a la costa y sus dimensiones son de aproximadamente 140 m de largo y 40 m de ancho. Al final del canal se encuentra una sala de bombeo (Fig. 2). El ingreso a las bombas está protegido por una reja que retiene objetos de gran dimensión (árboles, ramas, etc.) y seguidamente por un dispositivo cilíndrico con tamices donde se retienen partículas de menor tamaño. Dichos tamices se colmatan con el tiempo y son limpiados recurrentemente. La central no utiliza ningún tipo de desincrustantes; las tuberías del sistema de intercambio de calor son limpiadas mediante un método que utiliza esferas de caucho. Luego de su paso por la central, el agua es devuelta al río por un canal de salida de aproximadamente 400 m de largo por 17 de ancho.

MATERIALES Y METODOS

Se realizaron once muestreos entre marzo de 1995 y agosto de 1996, con una periodicidad aproximada de 45 días.

Se establecieron cuatro sitios de muestreo ubicados sobre el río Paraná de las Palmas, aproximadamente 1.000 m aguas arriba de la Central Nuclear Atucha (estación I), en el canal de toma del circuito de enfriamiento (estación II), en el canal de salida del mencionado circuito (estación III) y sobre el río Paraná a 1.500 m aguas abajo de la central (estación IV) (Fig. 2), en donde se colectaron muestras para el análisis cuali-cuantitativo del fitoplancton y para las determinaciones de clorofila "a". En las estaciones I y IV se utilizó una embarcación y en las estaciones II y III las muestras se tomaron desde el borde de ambos canales.

También se tomaron durante el mes de noviembre de 1995 muestras cuali-cuantitativas del fitoplancton de los ríos Baradero, Areco y del arroyo Las Palmas; el primero es un brazo secundario del río Paraná Inferior y los restantes son afluentes de la margen derecha de este río en la zona circundante a la central nuclear (Fig. 1).

En las estaciones EI-EIV se midieron *in situ* diferentes parámetros físico-químicos como temperatura y oxígeno disuelto (sensor YSI 51B), pH (sensor ORION 250A), conductividad (conductímetro LUFTMAN) y transparencia (disco de Secchi). Se recogieron muestras de agua, las que fueron filtradas *in situ* a través de filtros Whatman GF/C para la determinación de sólidos suspendidos. También se tomaron muestras de agua para las de-

terminaciones de las concentraciones de clorofila "a" siguiendo la metodología propuesta por Lorenzen (1967).

Para el análisis cualitativo del fitoplancton se tomaron muestras con redes de 25 μm de diámetro de poro para ser observadas *in vivo* al microscopio. Se examinó el efecto del aumento de temperatura producido por la central sobre el estado fisiológico de las células (cambios en la movilidad y en los cloroplastos). También se observó si se produjo la destrucción hidromecánica de las células debido al bombeo del agua y a la turbulencia dentro del sistema de refrigeración de la central. Posteriormente, las muestras fueron fijadas con formol al 4%. Para el análisis florístico se utilizó un microscopio Olympus BH con contraste de fases.

Las muestras cuantitativas se recogieron mediante un tubo plástico (Lund *et al.* 1958) que integró los dos primeros metros de la columna de agua. Las muestras fueron fijadas *in situ* mediante la adición de lugol. Los recuentos se realizaron con microscopio invertido Carl Zeiss, según la técnica descrita por Utermöhl (1958) utilizando submuestras que se dejaron sedimentar en cámaras de 5 ó 10 ml, según la concentración de sólidos suspendidos (error de recuento < 10%).

La diversidad específica (H') se estimó en las estaciones EI-EIV utilizando el índice de Shannon-Weaver (1963), la riqueza específi-

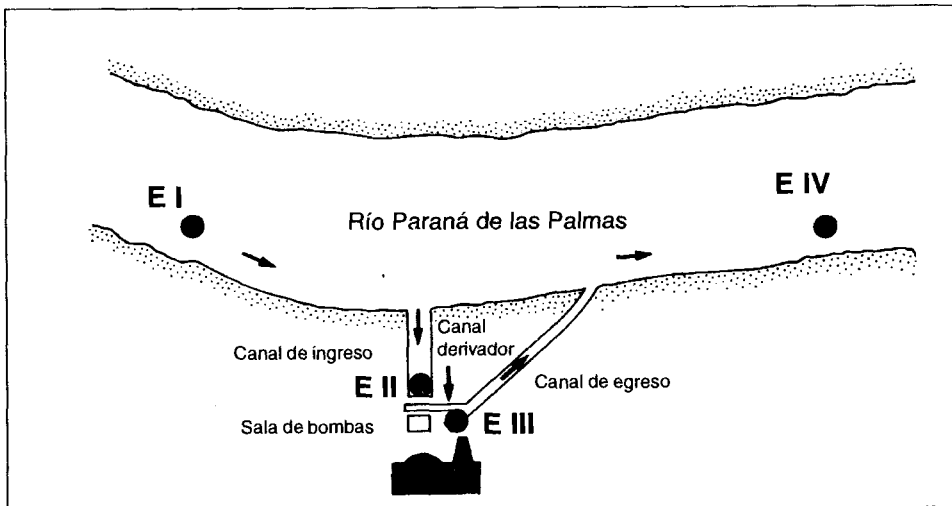


Figura 2. Ubicación de las cuatro estaciones de muestreo en las inmediaciones de la Central Nuclear Atucha, sobre el río Paraná de las Palmas.

ca (R) mediante el índice de Margalef (1958) y la equitabilidad (E) con el índice de Pielou (1975, 1977).

Para los análisis estadísticos se utilizaron ANOVA con diseño de bloques al azar, previa comprobación de la aditividad del modelo (Sokal y Rohlf 1979).

RESULTADOS

Hidrología y datos físico-químicos

El nivel hidrométrico del río Paraná de las Palmas durante el período de muestreo varió desde un mínimo de 0,64 m (período de estiaje) hasta un máximo de 3,3 m (período de aguas altas). Las variaciones de los parámetros físico-químicos medidos para cada fecha de muestreo, junto con otros datos relacionados con la química del agua se encuentran en la Tabla 1. La temperatura del río osciló entre 14 y 27 °C. Los valores del disco de Secchi variaron desde 14 hasta 33 cm. Los valores de conductividad fluctuaron entre 121 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y 162 $\mu\text{S cm}^{-1}$, el pH varió de 6,2 a 7,5 y el oxígeno disuelto de 4,8 mg l^{-1} a 13 mg l^{-1} . Los sólidos suspendidos variaron desde 35 hasta 124 mg l^{-1} .

Pluma térmica

La máxima temperatura medida en la pluma térmica a lo largo del período de muestreo fue 13°C mayor que la temperatura del río (abril de 1996). El promedio anual de delta-T fue de 11°C. La pluma tuvo una extensión aproximada de 1000 m a lo largo de la margen derecha del río Paraná, un ancho promedio de 60 m y

una profundidad de 3 m. El oxígeno disuelto no disminuyó en la pluma térmica.

Fitoplancton

Composición taxonómica

El estudio realizado permitió identificar un total de 172 taxa, correspondiendo 72 a diatomeas, 72 a clorofitas, 16 a cianofitas y 12 a euglenofitas, dinofitas y crisofitas (Tabla 2). El grupo mejor representado fue el de las diatomeas. Entre las céntricas, las especies presentes durante todo el año fueron *Aulacoseira granulata*, *A. granulata* var. *angustissima*, *A. ambigua*, *A. distans* y *Cyclotella meneghiniana*. Otras especies aparecieron esporádicamente: *Actinocyclus normanii*, *Pleurosira laevis* y *Coscinodiscus* sp. Entre las diatomeas pennadas más frecuentes podemos citar a *Navicula cryptocephala*, *N. cuspidata*, *Nitzschia acicularis*, *Gomphonema clavatum*, *G. parvulum*, *Eunotia monodon*, *E. rabenhorstii*, *Cymbella silesiaca* y *Cocconeis placentula*.

Las clorofitas estuvieron dominadas por las pequeñas Chlorococcales; los géneros *Scenedesmus* y *Monoraphidium* presentaron el número más alto de especies (22 y 8, respectivamente). Los géneros *Actinastrum*, *Chlamydomonas*, *Dictyosphaerium*, *Coelastrum* y *Sphaerocystis* fueron frecuentes y los géneros *Pandorina*, *Pediatrum*, *Gloeocystis*, *Ankistrodesmus*, *Planctonema*, *Cosmarium* y *Staurastrum* aparecieron ocasionalmente.

Entre las cianofitas, los géneros más frecuentes fueron *Chroococcus*, *Merismopedia*,

Tabla 1. Parámetros físicos y químicos determinados en aguas superficiales del río Paraná de las Palmas durante el período de muestreo.

Fecha	T (°C)	O ₂ (mg l ⁻¹)	Cond. (μS cm ⁻¹)	pH	Secchi (cm)	Seston (mg l ⁻¹)
Marzo 95	26±0,1	5,1±0,1	122±1	7,3±0,1	28±5	44±11
Mayo	20±0,3	6,2±0,2	160±2	6,4±0,2	19±1	81±19
Junio	17±0,6	8,1±0,1	153±4	6,8±0,3	20±1	60±5
Agosto	14±0,2	9,8±0,3	—	—	23±1	52±3
Setiembre	18±0,4	8,2±0,4	139±1	7,3±0,2	—	61±4
Noviembre	23±0,6	5,1±0,6	156±4	7,2±0,1	16±2	104±12
Diciembre	27±0,6	6,8±0,2	129±4	7,4±0,1	17±2	70±12
Febrero 96	26±0,6	8,9±0,1	135±1	7,1±0,1	10±1	—
Abril	22±1,0	7,4±0,2	118±1	7,1±0,1	16±2	86±10
Junio	17±0,4	8,5±0,6	134±2	7,1±0,1	23±2	37±8
Agosto	18±0,1	9,3±0,5	123±1	7,3±0,1	34±2	17±5

Tabla 2. Lista de los taxa algales reconocidos en las cuatro estaciones de muestreo establecidas, durante el período de estudio.

CLASE BACILLARIOPHYCEAE

Actinocyclus normanii (Greg.) Hust.
Achnanthes inflata (Kütz.) Grun.
Achnanthes sp.
Amphora sp.
Aulacoseira ambigua (Grun.) Sim.
Aulacoseira distans (Ehr.) Sim.
Aulacoseira granulata (Ehr.) Sim.
Aulacoseira granulata var. *angustissima* (O. Müll.) Sim.
Aulacoseira granulata var. *angustissima* f. *spiralis* (O. Müll.) Sim.
Aulacoseira muzzanensis (Meister) Krammer
Bacillaria paradoxa Gmel.
Caloneis sp.
Cocconeis placentula v. *euglypta* (Ehr.) Cl.
Coscinodiscus sp.
Cyclotella meneghiniana Kütz.
Cyclotella spp.
Cyclotella stelligera Cl. et Grun.
Cymatopleura solea (Bréb.) W. Smith
Cymbella silesiaca Bleisch
Cymbella spp.
Diploneis sp.
Epithemia sp.
Eunotia camelus Ehr.
Eunotia flexuosa Bréb. ex Kütz.
Eunotia monodon Ehr.
Eunotia pectinalis (Dillwyn) Rabh.
Eunotia praeurupta Ehr.
Eunotia rabenhorsti Grun.
Eunotia rabenhorsti var. *monodon* Grun.
Fragillaria acus Kütz.
Fragillaria beroliensis Lemm.
Fragillaria construens (Ehr.) Grun.
Fragillaria delicatissima (W. Smith) Lange-Bertalot
Fragillaria longirostris Freng.
Fragillaria ulna (Nitzsch.) Ehr.
Gomphonema acuminatum Ehr.
Gomphonema clavatum Ehr.
Gomphonema parvulum (Kütz.) Grun.
Gomphonema truncatum Ehr.
Gyrosigma sp.
Hydrosera whampoensis Schwartz
Melosira varians Agardh
Navicula accomoda Hust.
Navicula capitata var. *hungarica* (Grun.) Ross
Navicula crucicula (W. Smith) Donkin
Navicula cryptocephala Kütz.
Navicula cuspidata (Kütz.) Kütz.
Navicula erifuga Lange-Bertalot
Navicula exigua (Gregory) O. Müll.
Navicula pupula Kütz.
Navicula subminuscula Manguin
Nitzschia amphiboides Hust.
Nitzschia acicularis (Kütz.) Smith
Nitzschia brevissima Grun.
Nitzschia frustrulum (Kütz.) Grun.
Nitzschia gracilis Hantzsch.
Nitzschia hungarica Grun.
Nitzschia levidensis (W. Smith) Grun.
Nitzschia palea (Kütz.) Smith
Nitzschia tubicola Grun.
Nitzschia umbonata Ehr.
Pinnularia spp.
Pleurosira laevis (Ehr.) Cômperé

Rhopalodia gibba (Ehr.) Müll.
Rhopalodia spp.
Stephanodiscus sp.
Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bertalot
Surirella linearis W. Smith
Surirella minuta Bréb.
Surirella striatula Turpin
Thalassiosira sp.

CLASE CHRYSOPHYCEAE

Synura spp.
 quistes

CLASE CRYPTOPHYCEAE

Cryptomonas sp.

CLASE CHLOROPHYCEAE

Actinastrum hantzschii var. *hantzschii* Lagerh.
Ankistrodesmus fulcatus (Corda) Ralfs
Arthrodesmus sp.
Botryococcus sp.
Closteriopsis sp.
Closterium sp.
Coelastrum microporum Näg.
Cosmarium sp.
Crucigenia fenestrata (Schmidle) Schmidle
Crucigenia quadrata Morr.
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West et West
Crucigeniella rectangularis (Nag.) Kom.
Crucigeniella saguei Kom.
Chlamydomonas sp.
Chorella sp.
Desmidium sp.
Dictyosphaerium ehrebergianum Nag.
Dictyosphaerium pulchellum Wood
Eudorina elegans Ehr.
Gloeoecystis sp.
Golenkinia sp.
Kirchneriella contorta (Schmidle) Bohl.
Kirchneriella obesa (West) Schm.
Kirchneriella sp.
Micrasterias mahabuleshwarensis Hobs
Micrasterias truncata (Corda) Bréb.
Monoraphidium arcuatum (Kors.) Hind.
Monoraphidium caribeum Hind.
Monoraphidium contortum (Thur.) Kom.-Legn.
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Kom.-Legn.
Monoraphidium irregulare (G. M. Smith) Kom.-Legn.
Monoraphidium komarkovae Nyg.
Monoraphidium pusillum (Printz) Kom.-Legn.
Monoraphidium tortile (W. et G.S. West) Kom.-Legn.
Nephrocystium sp.
Oocystis sp.
Pandorina morum Bory
Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh.
Pediastrum duplex Meyen
Pediastrum simpex Meyen
Pediastrum tetras (Ehr.) Ralfs
Planctonema sp.
Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod.
Scenedesmus acutus Meyen
Scenedesmus aldavei Hegew et Schnegf.
Scenedesmus bicaudatus (Hansg.) Chod.
Scenedesmus brasiliensis Bohl.
Scenedesmus dimorphus (Turp.) Kütz.
Scenedesmus ecornis (Ehr.) Chod.

Continuación Tabla 2.

Scenedesmus indicus Philipose
Scenedesmus intermedius var. *acaudatus* Hortob.
Scenedesmus intermedius var. *bicaudatus* Hortob.
Scenedesmus intermedius var. *intermedius* Chod.
Scenedesmus javanensis Chod.
Scenedesmus linearis Korn.
Scenedesmus longispina Chod.
Scenedesmus microspina Chod.
Scenedesmus nanus Chod.
Scenedesmus obliquus (Turp.) Kütz.
Scenedesmus obtusus Meyen
Scenedesmus opoliensis Kicht.
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Bréb.
Scenedesmus smithii Teil.
Scenedesmus spinosus Chod.
Schroederia setigera (Schroeder) Lemm.
Sphaerocystis schroeteri Chod.
Staurastrum spp.
Tetrastrum glabrum (Roll) Allstr. et Tiff.
Tetrastrum heteracanthum (Nordst.) Chod.
Tetrastrum staurigeniaeforme (Scrod.) Lemm.
Tetrastrum triangulare (Chod.) Korn.

CLASE DINOPHYCEAE

Gymnodinium sp.
 quistes

CLASE CYANOPHYCEAE

Anabaena sp.
Anabaenopsis arnoldii Aptek.
Aphanocapsa sp.
Coelosphaerium sp.
Chlorogloea sp.
Chroococcus sp.
Lynghya limnetica Lemm.
Lynghya spp.
Merismopedia tenuissima Lemm.
Microcystis aeruginosa
Oscillatoria limosa Ag.
Oscillatoria subbrevis Schmidle
Oscillatoria tenuis Ag.
Pseudanabaena sp.
Raphidopsis sp.

CLASE EUGLENOPHYCEAE

Euglena acus Ehr.
Euglena spp.
Phacus longicauda (Ehr.) Duj.
Phacus spp.
Strombomonas sp.
Trachelomonas armata (Ehr.) Stein.
Trachelomonas planctonica Swir.
Trachelomonas spp.

Microcystis y *Oscillatoria*. La especie *Anabaenopsis arnoldii* se observó a fines de la primavera.

Distribución temporal

La densidad promedio de fitoplancton fue de 450 cél. ml⁻¹, el valor más bajo se registró durante la creciente, en el mes de mayo (estación IV, 60 cél. ml⁻¹) y el mayor durante el período de aguas bajas, en el mes de noviembre (estación III, 4,400 cél. ml⁻¹) (Fig. 3).

Las diatomeas fueron el grupo más abundante y mejor representado a lo largo del año. Los mayores porcentajes dentro del total de células se registraron durante el período de aguas bajas: 82% en el mes de septiembre de 1995 y 85% en el mes de agosto de 1996, superando siempre el 40% del total (Fig. 3). Cinco especies de diatomeas céntricas estuvieron presentes a lo largo del año en todos los sitios de muestreo: *Aulacoseira granulata* (73±116 cél. ml⁻¹), *A. granulata* var *angustissima* (46±91 cél. ml⁻¹), *A. distans* (50±121 cél. ml⁻¹), *A. ambigua* (29±59 cél. ml⁻¹) y *Cyclotella meneghiniana* (10±21 cél. ml⁻¹). La densidad de *A. distans* se incrementó durante la primavera, mientras que *A. granulata* y *A. ambigua* fueron más numerosas en otoño e invierno.

Las cianofitas fueron numerosas a fines de la primavera y principios del verano (Fig. 3) siendo *Anabaenopsis arnoldii* (25±71 cél. ml⁻¹), *Microcystis* spp. (20±67 cél. ml⁻¹), *Oscillatoria* spp. (17±49 cél. ml⁻¹) y *Aphanocapsa* spp. (5±35 cél. ml⁻¹) los taxa más abundantes.

Las clorofitas resultaron ser más abundantes en parte del período de aguas bajas (entre septiembre y noviembre) (Fig. 3), cuando la temperatura del río osciló entre 23 y 27°C. *Dictyosphaerium pulchellum* (10,9±26 cél. ml⁻¹), *Actinastrum hantzschii* (8,5±25 cél. ml⁻¹), *Scenedesmus ecornis* (4,7±13 cél. ml⁻¹), *Crucigenia quadrata* (4,1±13 cél. ml⁻¹), *Coelastrum microporum* (3,6±20 cél. ml⁻¹) y *Monoraphidium komarkovae* (4,0±9 cél. ml⁻¹) fueron las especies que registraron las densidades más elevadas.

Otras clases de algas (Euglenophyceae, Dinophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae) se presentaron esporádicamente en bajas densidades (Fig. 3).

Índices ecológicos

Los valores de los índices de riqueza (R), diversidad específica (H') y equitabilidad (E) a lo largo del año en las cuatro estaciones de muestreo, se observan en la Fig. 4. El prome-

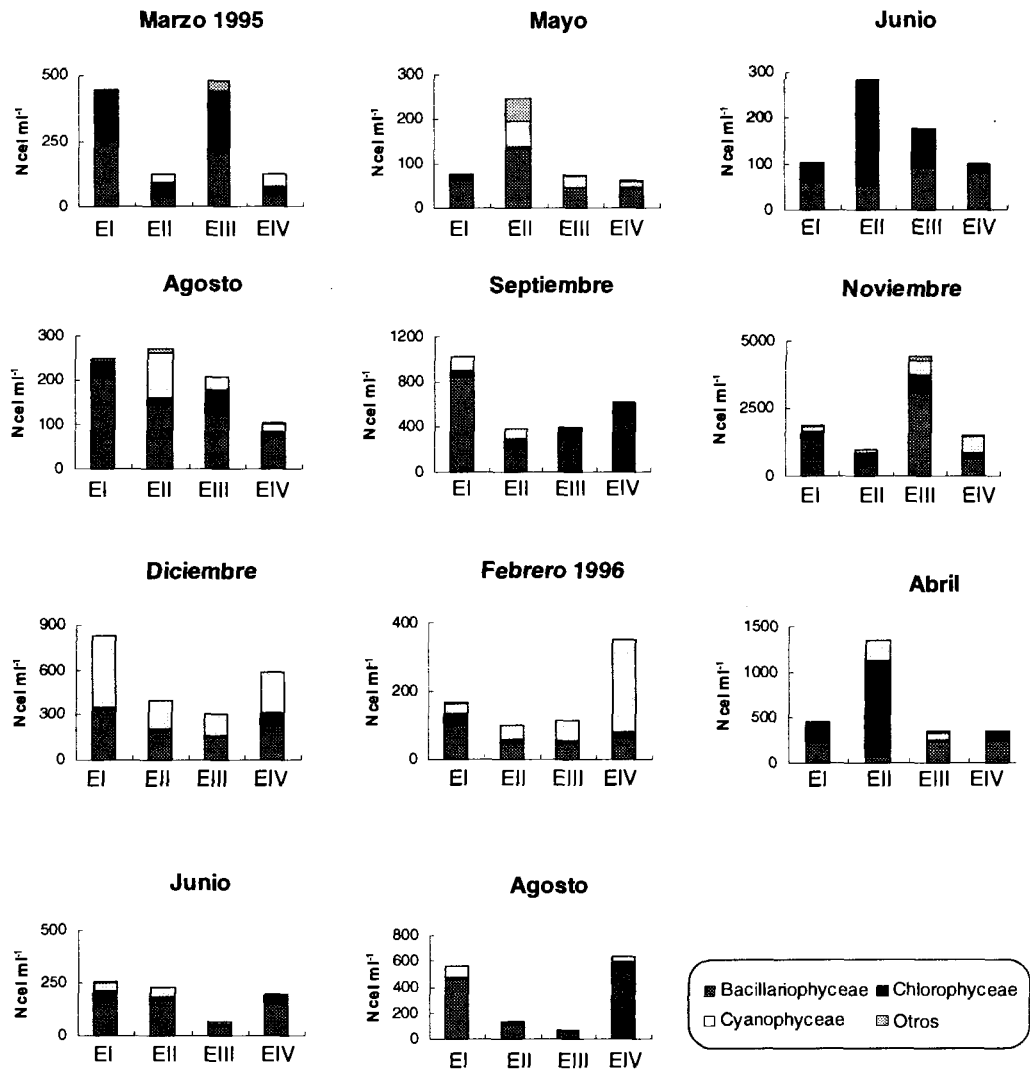


Figura 3. Densidad de los distintos Grupos algales del fitoplancton del río Paraná de las Palmas en las cuatro estaciones seleccionadas, a lo largo del período estudiado.

dio del índice de riqueza (R) fue 3,0 con un máximo (6,8; estación II) en marzo de 1995 y un mínimo en febrero de 1996 (1,0; estación I). El índice de diversidad (H) varió desde 0,4 (estación II, abril 1996) hasta 2,8 (estación II, noviembre 1995), con un promedio de 1,8; y el índice de equitabilidad (E) varió desde 0,2 (estación II, junio 1995) hasta 0,9 (estación III, marzo 1995), con un promedio de 0,6.

Clorofila "a"

Los valores de las concentraciones de clorofila "a" variaron desde 0,5 hasta 2,5 $\mu\text{g l}^{-1}$. Según los análisis estadísticos realizados no se encontraron diferencias significativas entre los sitios de muestreo establecidos. En algunos muestreos, principalmente en el período de creciente del río Paraná, cuando la concentración de los sólidos suspendidos fue elevada y la

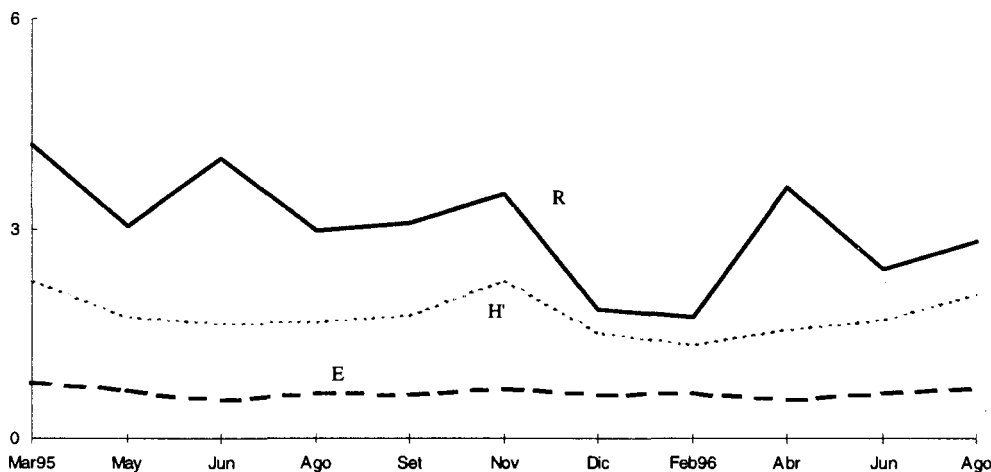


Figura 4. Índices de riqueza (R), diversidad específica (H') y equitabilidad (E) a lo largo del año en las cuatro estaciones de muestreo.

densidad algal mínima, las concentraciones de clorofila se encontraron por debajo de nuestro límite de detección.

Evaluación del efecto producido por el funcionamiento de la central

El examen microscópico *in vivo* de células de fitoplancton que pasaron por la central no reveló evidencias de daño hidromecánico. Los fragmentos de células de fitoplancton en las muestras de la descarga no aumentaron respecto a los de la entrada al circuito. No se observaron alteraciones en su movilidad o estado de los cloroplastos debido al incremento de temperatura. La densidad total de células, concentración de clorofila "a" y los índices ecológicos analizados no arrojaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo seleccionados.

En las paredes laterales del canal de salida del circuito de enfriamiento (estación III) se estableció un denso tapiz de algas cianofitas, siendo la especie dominante *Oscillatoria subbrevis*.

Estudio cuali-cuantitativo de ríos y arroyos cercanos a la central

La composición específica fitoplanctónica y la densidad algal del río Baradero en el

período muestreado (noviembre de 1995) posee características similares a las del río Paraná de las Palmas. La densidad algal fue de 1.087 cél. ml⁻¹. Las especies dominantes fueron las diatomeas céntricas *Aulacoseira granulata*, *A. granulata* var. *angustissima*, *A. ambigua* y *A. distans*. Entre las diatomeas pennadas, las más representativas fueron *Cymbella* sp., *Gomphonema clavatum*, *Eunotia monodon* y *E. rabenhorstii*. Entre las clorofitas podemos citar a *Scenedesmus eornis*, *S. quadricauda*, *S. dimorphus*, *Crucigenia quadrata*, *Actinastrum hantzschii*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum* y *Shroederia setigera*. Las cianofitas más frecuentes fueron *Anabaenopsis* sp., *Merismopedia* sp., *Oscillatoria* sp. y cianobacterias filamentosas.

En el río Areco la densidad algal en noviembre de 1995 fue de 1.428 cél. ml⁻¹. El grupo dominante fue el de diatomeas céntricas, en especial *Cyclotella* spp. y fueron frecuentes *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*. Entre las diatomeas pennadas las mejor representadas fueron *Nitzschia* spp., *Navicula* spp., *Cymbella* sp., *Gomphonema parvulum*, *Cocconeis* sp., *Surirella ovalis* y *Bacillaria paradoxa*. Entre las clorofitas estuvieron presentes *Binuclearia* sp., *Scenedesmus dimorphus*, *S. acuminatus*, *S. acus*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum*, *D. pulchellum* y *Actinastrum hantzschii*.

En el arroyo Las Palmas, las especies dominantes fueron *Cyclotella* spp. Entre las dia-

tomeas pennadas fueron frecuentes *Nitzschia* spp. y *Navicula* spp. Entre las clorofitas estuvieron presentes *Scenedesmus ecoris*, *S. quadricauda*, *Dyctiosphaerium ehrenbergianum* y entre las cianofitas las Nostocales filamentosas. La densidad algal fue de 21.208 cél. ml⁻¹.

DISCUSION

Los parámetros físicos y químicos medidos en el presente estudio fueron similares a los reportados en el Bajo Paraná por Bonetto *et al.* (1994). La conductividad, así como la transparencia y la concentración de sólidos suspendidos fueron influenciados por los aportes del río Paraguay, el tributario más importante del río Paraná. Lleva una alta carga sedimentaria proveniente del río Bermejo que muestra la influencia de los intensos procesos de erosión que ocurren en las montañas de Los Andes (Pedrozo *et al.* 1988).

En el río Paraná, la elevada turbidez del agua determina que el estrato fótico sea reducido, estando la producción primaria limitada por la escasa transparencia del agua (Bonetto 1983, Bonetto *et al.* 1983). Por tal motivo, la densidad alcanzada por el fitoplancton resulta comparativamente baja a lo largo del año, resultando similar a los valores registrados en el río por Izaguirre *et al.* (en prensa). El análisis cuantitativo de fitoplancton mostró variaciones en relación al régimen hidrológico del río Paraná, como ha sido consignado en numerosos trabajos (Bonetto 1976; Bonetto *et al.* 1983; García de Emiliani 1990; Zalocar y Vallejos 1982). La densidad de fitoplancton disminuye durante la creciente, por dilución y por efectos desfavorables de otros cambios ambientales: mayor velocidad de corriente, turbulencia y turbidez (Bonetto 1976).

Las diatomeas céntricas fueron dominantes durante todo el año, carácter que resulta común a los ríos de considerable extensión y caudal (Whitton 1975; Hynes 1976; Talling 1976; Welcomme 1986; Bonetto *et al.* 1994). Reynolds (1984) sugiere que la alta eficiencia fotosintética, alto contenido de clorofila "a" y bajo nivel de saturación de la luz confiere a las diatomeas una ventaja competitiva en ambientes con elevada turbidez.

Las cianofitas siguieron el mismo patrón

estacional de otros ríos de la Argentina (Zalocar y Vallejos 1982; Solari y Claps 1996), incrementando su densidad a fines de la primavera y en el verano. Estas algas se desarrollaron bajo condiciones similares en diferentes ambientes (Wetzel 1983), porque las altas temperaturas las favorecen (Patrick 1974; Lamberti y Resh 1985; Tilman *et al.* 1986).

Entre las clorofitas, el grupo de las Clorococcales fue el dominante. Su morfología las torna favorables en ambientes turbulentos (García de Emiliani 1990).

La dominancia de unas pocas especies de diatomeas céntricas se reflejó en los resultados de los índices de diversidad. El máximo valor fue 2,78, similar al registrado por Izaguirre *et al.* (en prensa) en el Bajo Paraná (3,07). Los índices de riqueza y diversidad disminuyeron desde diciembre hasta febrero, coincidiendo con el período de aguas altas. El menor índice de diversidad se registró en la estación II (13/6/96) donde se detectó un incremento de la densidad de la clorofita *Gloeocystis* sp. (837 cél. ml⁻¹).

Las diatomeas encontradas son características de sistemas eutróficos y oligohalobias en su gran mayoría. En el caso de las clorofitas (Clorococcales), los taxa observados fueron algas que se encuentran en el plancton de aguas eutróficas, mientras que muchas especies son consideradas como indicadoras de sistemas mesosapróbicos.

El examen microscópico y los análisis estadísticos realizados indican que el pasaje a través del circuito de enfriamiento no produce efecto alguno sobre el fitoplancton. Las diferencias de densidades encontradas entre las estaciones de muestreo resultan de la distribución espacial heterogénea del fitoplancton ("patchiness"). Tampoco se observaron diferencias significativas respecto de la producción primaria en las distintas estaciones de muestreo (Mariazzi *et al.* 1995), lo que indica que no se produjo un daño fisiológico en las células que pasaron a través de la central.

El funcionamiento de la central determina a la salida del circuito de refrigeración un microclima de temperaturas moderadas a cálidas durante todo el año, haciendo posible el desarrollo de una gruesa capa de cianofitas epifitas a lo largo del canal de salida de la central.

El efecto negligible de la central nuclear

sobre el fitoplancton se debe probablemente al diseño de la planta. El tiempo de residencia es comparativamente breve (6 minutos) y el canal de salida es relativamente corto (400 m). Aparte, la relación entre los requerimientos de agua de la central nuclear respecto al caudal del río determina que circule a través del circuito de enfriamiento sólo el 0,4 % del caudal del río Paraná de las Palmas.

Otras centrales nucleares causan efectos negativos sobre el fitoplancton debido al elevado tiempo requerido por el agua para pasar desde el canal de entrada hasta el punto de descarga. Morgan y Stross (1969) llevaron a cabo experimentos de producción primaria en una planta generadora de energía en la costa del río Patuxent, en Maryland (U.S.A.). El tiempo requerido por el agua para llegar al punto de descarga fue de 3 horas y se produjeron grandes disminuciones de la producción primaria en la estación de la salida. Sin embargo, existen plantas nucleares con tiempos de residencia y canales de descarga similares a los de Atucha que causan efectos negativos sobre el fitoplancton (Barres *et al.* 1984; Rossmann *et al.* 1986) como reducciones en la producción primaria o en la densidad algal en las muestras de la descarga.

De acuerdo a Stuart y Stanford (1978) el grado de cambio en el fitoplancton y producción primaria varía con el tipo de comunidad fitoplanctónica, el aumento de la temperatura absoluta a la cual las algas están sujetas, la temperatura inicial del ambiente, la temperatura máxima alcanzada y el ambiente al cual pertenecen. Cuando la temperatura de entrada es más baja la temperatura de tolerancia aumenta (Rossmann *et al.* 1986).

El grado de impacto que puede sufrir el fitoplancton entrante depende también de la composición fitoplanctónica del sistema. Patrick (1969) concluyó que las diatomeas tienen una relativamente baja tolerancia térmica (30°C o menos), las clorofitas toleran temperaturas más altas y las cianofitas soportan temperaturas aún más altas. Esto implica que las comunidades de los grandes ríos, dominados principalmente por diatomeas céntricas, serían menos tolerantes al incremento de temperaturas que otros cuerpos de aguas, dominados por clorofitas o cianofitas.

En la Central Nuclear Atucha no se pro-

ducen adiciones de sustancias nocivas u otra clase de desincrustantes. Esto resulta de importancia ya que el efecto tóxico de algunas sustancias químicas pueden actuar en forma sinérgica con el del incremento de la temperatura (por ejemplo, adiciones de HClO) (Khalanski 1988; Gregoire *et al.* 1993).

Los efectos adversos de los efluentes de muchas plantas generadoras de energía sobre las comunidades dependen, en cierta medida, de la dilución entre dicho efluente y el cuerpo de agua receptor. Golterman (1976) señala que la polución térmica es más seria en el oeste de Europa (excepto en Gran Bretaña) donde el agua dulce es usada para enfriamiento, que en U.S.A, donde la mayoría de las descargas termales se vierten dentro del mar, donde se produce un efecto de dilución por las corrientes o mareas, o dentro de ríos en regiones poco pobladas. La zona que resulta impactada por la pluma térmica producida por la Central Nuclear Atucha es mínima, considerando el gran caudal del río Paraná de las Palmas que causa una rápida dilución del efluente de la descarga, limitando el área de la región sujeta al impacto.

BIBLIOGRAFIA

- BARRES, J., L. FELDT, W. CHANG y R. ROSSMANN. 1984. Entrainment of phytoplankton at the Donald C. Cook Nuclear Plant 1980-1982. Univ. Michigan.
- BOLTOVSKOY, D., I. IZAGUIRRE y N. CORREA. 1995. Feeding selectivity of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) on natural phytoplankton. *Hydrobiologia* 312: 171-182.
- BONETTO, A. 1976. Calidad de las aguas del río Paraná. Introducción a su estudio ecológico. Santa Fe, INCYTH-PNUD-ONU, 204 pp.
- BONETTO, C., L. DE CABO, N. GABELLONE, A. VINOCUR, J. DONADELLI y F. UNREIN. 1994. Nutrient dynamics in the deltaic floodplain of the Lower Paraná River. *Arch. Hydrobiol.* 131: 277-295.
- BONETTO, C. 1983. Fitoplancton y producción primaria del Paraná medio. *Ecosur* 10: 79-102.
- BONETTO, C., Y. ZALOCAR y R. VALLEJOS. 1983. Fitoplancton y producción primaria del río Alto Paraná. *Physis* 41: 81-93.
- CABRERA, A.L. y A. WILLINK. 1980. Biogeografía de América Latina. OEA, Monografía N° 13, 122 pp.
- CHEN, L.L. 1992. Factors affecting the phytoplankton assemblages in a tropical coastal water influenced by thermal effluent of a power plant. -Bull. Plankton

- Soc. Japan-Nikon-Purankuton. **Gakkaiho** 39: 25-39.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O. 1981. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná: tramo Goya-Diamante. **Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral** 12: 112-125.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O. 1988. Fitoplancton y variables ambientales en cauces del Paraná medio, Argentina: Análisis de correlación canónica. **Rev. Hydrobiol. trop.** 21: 183-196.
- GARCIA DE EMILIANI, M.O. 1990. Phytoplankton ecology of the Middle Paraná River. **Acta Limnol. Brasil.** 3: 391-417.
- GAUR, R.K. y A.A. KHAN. 1993. Preliminary observations on the biomonitoring of a leachate reservoir receiving effluents from a thermal power plant near Aligarh. **J. Freshwat. Biol.** 5: 9-15.
- GOLTERMAN, H.L. 1976. Some theoretical considerations of thermal discharge in shallow lakes. **Can. J. Bot.** 1: 19-26.
- GOMEZ, N. 1997. Changes in the phytoplankton of Embalse Río Tercero Reservoir (Prov. Córdoba, Argentina) as a result of the influence of the nuclear power plant operating there. **Acta Hydrobiol.**, 37: 129-139.
- GREGOIRE, A., R. GRAS y M. KLALANSKI. 1993. Surveillance hydrobiologique de las centricas nucléaires implantées sur le littoral franVais. **Hydroécol. Appl.** 5: 29-43.
- HYNES, M.B. 1976. The ecology of running waters. Liverpool, Liverpool Univ. Press, 555 pp.
- IZAGUIRRE, I., I. O'FARRELL, A. VINOCUR, F. UNREIN y G. TELL. (en prensa). Phytoplankton structure and dynamics of the Lower Paraná River (Argentina). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**
- KHALANSKI, M., M. LUTZ KHALANSKY y P. LUTZ. 1987. La chloration de l'eau de refrigeration. **Departement Environnement Aquatique et Atmospherique** 1: 52-58.
- KHALANSKI, M. 1988. Rejets thermiques dans le milieu marin cotier: AperVu sur l'expérience acquise sur le site de Gravellines. **Océanis** 14: 579-593.
- LAMBERTI, G.A. y V. RESH. 1985. Distribution of benthic algae and macroinvertebrates along a thermal stream gradient. **Hydrobiologia** 128: 13-21.
- LORENZEN, C.J. 1967. Vertical distribution of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.** 12: 343-346.
- LUND, J.G., C. KIPLING. y E.D. LE CREN. 1958. The inverted microscope of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. **Hydrobiologia** 11: 143-170.
- MARGALEF, R. 1958. Information theory in ecology. **General systematics** 3: 36-71.
- MARIAZZI, A., J.L. DONADELLI, P. ARENAS, M.A. DI SIERVI y C. BONETTO. 1992. Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Río Tercero Reservoir (Córdoba, Argentina). **Hydrobiologia** 246: 129-140.
- MARIAZZI, A., L. MERCADO, N. GOMEZ, M. CASCO, C. VILLAR, M. DI SIERVI, J. DONADELLI, L. ALBINO y C. BONETTO. 1995. El río Paraná y la Central Nuclear Atucha I. Estudio ambiental. Primeras Jornadas Científicas sobre medio ambiente. Montevideo, Uruguay.
- MORGAN, R.P. y R.G. STROSS. 1969. Destruction of phytoplankton in the cooling water supply of a steam electric station. **Chesapeake Sci.** 10: 165-171.
- O'FARRELL, I., I. IZAGUIRRE y A. VINOCUR. 1996. Phytoplankton ecology of the Lower Paraná River (Argentina). -Arch. Hydrobiol. Suppl. 115, **Large Rivers** 11 (1): 75-89.
- PATRICK, R. 1969. Some effects of temperature on freshwater algae. En: P.A. Krenkel y F.L. Parker (Eds.) Biological aspects of thermal pollution, Vanderbilt University Press, Nashville, Tenn. pp. 161-185
- PATRICK, R. 1974. Effects of abnormal temperatures on algal communities. En: J.W. Gibbons y R.R. Sharitz (Eds.) Thermal Ecology, AEC Symposium Series, Augusta, Ga., May 3-5, 1973, CONF-730505, NTIS, pp. 350-355
- PEDROZO, F., C. BONETTO y Y. ZALOCAR. 1988. A comparative study on phosphorus and nitrogen transport in the Paraná, Paraguay and Bermejo rivers. **Limnología e manejo de represas.** Vol. 1, Tom I. Serie: Monografía em Limnología. Ed. E.G. Tundisi.
- PIELOU, E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley, New York, 165 pp.
- PIELOU, E.C. 1977. Mathematical Ecology. Wiley, New York, 384 pp.
- RAGUPATHI, R., S.M. ISMAIL, M. CHANDRASHEKAR y S. BALASUBRAMANIAN. 1994. Application of diversity indices as a measure of thermal pollution in the River Cauvery. **Environ. ecol.** 12: 766-770.
- ROSSMANN, R., W.Y.B. CHANG, J.A. BOWERS, L. FELDT y J. BARRES. 1986. Impact of the Donald C. Cook Nuclear Plant on phytoplankton. En R. Rossmann (Ed.) Impact of the Donald C. Cook Nuclear Plant. Univ. Michigan, 433 pp.
- SHANNON, C.E y W. WEAVER. 1963. The Mathematical Theory of Communication. Univ. Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- SOKAL, R.R. y F.J. ROHLF. 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Ed. Blume, Madrid, 832 pp.
- SOLARI, L. y M.C. CLAPS. 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. **Annl. Limnol.** 32: 89-95.
- STUART, T.J. y J.A. STANFORD. 1978. A case of thermal pollution limited primary production in a southwestern U.S.A reservoir. **Hydrobiologia** 58: 199-211.
- TALLING, J.F. 1976. Phytoplankton: composition, development and productivity. En Rzoska, J. (Ed.) The Nile, biology of an ancient river. The Hague, Dr. W. Junk, pp 385-462.
- TILMAN, D., R. KIESLING, R. STERNER, S.S. KILHAM y F.A. JOHNSON. 1986. Green,

- bluegreen and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. **Arch. Hydrobiol.** 106: 473-485.
- UTERMOHL, H. 1958. Zur vervokmmung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitt. Int. Ver. Limnol.** 9: 1-38. 120pp.
- WELCOMME, R.L. 1986. The Niger River system. En B. Davies y H. Walker (Eds.). *The ecology of river systems*. The Hague, Dr. W. Junk, pp. 9-23.
- WETZEL, R.G. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona, 679 pp.
- WHITTON, B.A. 1975. Algae. En Whitton, B.A. (Ed.). *River ecology*. Berkeley, Univ. California Press, pp 81-105.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. y R. VALLEJOS. 1982. Fitoplancton del río Alto Paraná, variación estacional y distribución en relación a factores ambientales. **Ecosur** 9: 1-28.

EFFECTO DE LA CENTRAL NUCLEAR ATUCHA SOBRE LA PRODUCCION PRIMARIA DEL FITOPLANCTON Y LA PRODUCCION BACTERIANA DEL RIO PARANA

JORGE DONADELLI & MIGUEL DI SIERVI

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CC 712 (1900) La Plata. Buenos Aires. Argentina

Resumen. El presente trabajo describe el efecto del sistema de enfriamiento de la Central Nuclear Atucha sobre la producción primaria del fitoplancton y la actividad bacteriana del Bajo Paraná. La producción primaria se determinó a través de la tasa de fijación de ^{14}C y la actividad bacteriana a través de la fijación de ^3H -timidina, en incubaciones, en el laboratorio, de muestras de agua obtenidas en el río aguas arriba y abajo de la central y en el canal de salida del circuito de enfriamiento. Dado que no se observaron diferencias significativas entre las distintas estaciones de muestreo se concluyó que el aumento de $8\text{-}12^\circ$ inducido por la central no afecta apreciablemente el metabolismo del fitoplancton y del bacterio-plancton. Se determinaron variaciones significativas entre los distintos muestreos que se relacionaron con la variación estacional de la temperatura en el río.

Effects of the Atucha Nuclear Power Plant on phytoplankton primary production and bacterial production of the Paraná River

Abstract. This paper describes the effect of the cooling system of Atucha Nuclear Power Plant on the phytoplankton and bacterial production of the Lower Paraná River. Phytoplankton primary production was determined in the laboratory through ^{14}C fixation and bacterial production through ^3H -thymidine incorporation rate. Water samples were taken at three sampling sites: in the river up and downstream the Plant and in the output channel of the cooling system. Since no significant differences between sites were observed it was therefore concluded that the warming effect ($8\text{-}12^\circ\text{C}$) on phytoplankton and bacterial metabolism was negligible. Temporal variations were observed in the three sites being fixation related with seasonal variations in river water temperature

MATERIALES Y METODOS

La producción primaria del fitoplancton se determinó según el método del ^{14}C basado en la descripción inicial de Steeman Nielsen (1952) y modificaciones posteriores. Se colectaron muestras de agua subsuperficial sobre el río Paraná aguas arriba de la central, en el canal de enfriamiento y aguas abajo de la Central, que al igual que en capítulos anteriores llamaremos en lo sucesivo "estación I, III, y IV", respectivamente. En el laboratorio, se fraccionaron las muestras de cada estación de

muestreo en botellas de vidrio transparente (botellas claras) y color caramelo (botellas oscuras) de 50 ml de capacidad que fueron inoculadas con 4 mCi de $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ y se incubaron expuestas a luz natural durante 4 h aproximadamente (entre las 10 y las 14 h) garantizando una temperatura constante mediante un baño termostático. Con el objeto de estudiar la fijación de carbono por el fitoplancton a distintas intensidades de luz se utilizó un dispositivo donde se gradúa la intensidad de luz incidente cubriendo algunas de las botellas con mallas de abertura variable. Finalizada la incubación

las muestras se fijaron y posteriormente se acidificó y burbujeó aire con el objeto de eliminar el carbono inorgánico del agua. Finalmente, se tomó una alícuota de cada botella y se la introdujo en un vial conteniendo una solución centelladora con base de dioxano, procediéndose a medir la actividad remanente en un contador de centelleo líquido Beckman LS-100C, calculándose la producción primaria según el algoritmo propuesto por Steemann Nielsen (1952).

La producción secundaria bacteriana se determinó siguiendo la metodología propuesta por Fuhrman y Azam (1982), con algunas modificaciones posteriores (Riemann 1984). Se tomaron muestras en los mismos sitios que para la determinación de la producción primaria. Submuestras de 20 ml, por duplicado, fueron inoculadas con 5 nM de metil-(³H)timidina, 50-80 Ci mmol⁻¹, (New England Corp., Boston, Mass. U.S.A.) e incubadas durante una hora siendo posteriormente fijadas con formol (2% conc. final) y filtradas a través de filtros de 0,2 µ de tamaño de poro. Se midió la actividad fijada en el contador de centelleo líquido con una solución centelleante en base a tolueno. La producción bacteriana fue calculada de acuerdo al algoritmo propuesto por Bell *et al.* (1983).

RESULTADOS Y DISCUSION

Los organismos autótrofos, que comprenden entre otros a las plantas verdes, transforman energía radiante (luz solar) en energía química (biomasa), gracias a la presencia de clorofila. Así, la energía lumínica se utiliza para la fijación del CO₂ de la atmósfera y su posterior retención en forma de hidratos de carbono con producción de oxígeno que se libera a la atmósfera. Se puede lograr una estimación cuantitativa muy precisa de la producción de materia orgánica por los organismos del plancton a través de la determinación de la cantidad de ¹⁴C fijado por los mismos. La cantidad de carbono fijado estará en relación con variables ambientales y biológicas. Entre las primeras cabe mencionar la intensidad de luz, longitud del día (fotoperíodo), temperatura, transparencia del agua, concentración de nutrientes, etc. Entre los segundos cabe mencionar fundamentalmente la densidad y composición del fitoplancton. En

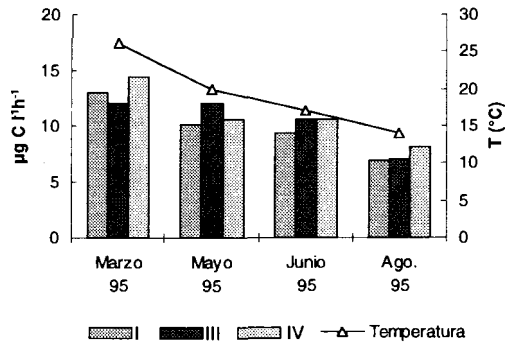


Figura 1. Producción primaria del fitoplancton en las estaciones de muestreo I, III y IV para las fechas consignadas.

todo cuerpo de agua la intensidad de energía radiante disminuye exponencialmente con la profundidad. En el río Paraná, la elevada turbidez del agua, determinada por el elevado aporte de sólidos suspendidos contribuido por el río Bermejo, determina que el estrato fótico (profundidad hasta donde hay fotosíntesis) sea muy pequeño, estando la producción primaria limitada por la escasa transparencia del agua (Bonetto 1983, Bonetto *et al.* 1983). Por tal motivo, la densidad alcanzada por el fitoplancton resulta comparativamente baja, a pesar de haber concentraciones de nutrientes (PRS y nitrógeno inorgánico disuelto) relativamente elevadas. Cuando se determina la tasa de fijación de carbono en distintas profundidades suele encontrarse una curva con un máximo a alguna profundidad, con disminución hacia la superficie y a mayores profundidades. A mayores profundidades la intensidad de luz es insuficiente y en superficie suele producirse un fenómeno llamado inhibición fotosintética, en la cual un exceso de luz produce daño al sistema enzimático de la fotosíntesis produciéndose una reducción de la fijación de carbono. En las determinaciones que se llevaron a cabo en el presente trabajo se incubaron botellas bajo la irradiación directa del sol y cubiertas por mallas que resultan en una absorción creciente de la luz incidente. En la Figura 1 se representa la producción primaria del fitoplancton en la intensidad de iluminación óptima (también llamada producción máxima). No se observaron diferencias significativas entre la fijación de carbono en el río aguas arriba de la central, en

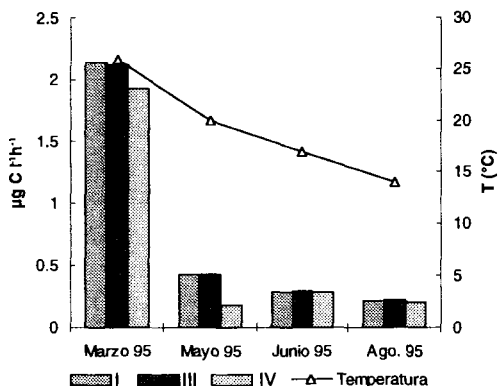


Figura 2. Producción primaria del bacterioplankton en las estaciones de muestreo I, III y IV para las fechas consignadas.

el canal de salida del circuito de enfriamiento, ni aguas abajo de la central. La tasa de fijación varió en un rango comprendido entre 12-14,6 mg C m⁻³ h⁻¹ en marzo de 1995, hasta 7-8 mg C m⁻³ h⁻¹, en agosto, registrando una relación directa con la temperatura del agua.

Solo los organismos autotróficos fijan carbono inorgánico. El resto de los seres vivos dependen de la materia orgánica preexistente para su subsistencia (organismos heterotróficos). La energía circula de unos a otros a través de las cadenas o mallas tróficas. La producción bacteriana en un cuerpo de agua puede estimarse a partir de la capacidad de fijación de algún compuesto orgánico marcado, en este caso timidina tritiada. La Figura 2 muestra la actividad bacteriana estimada en cada estación de muestreo, observándose, al igual que en la producción primaria, que no se detectaron diferencias significativas entre el río aguas arriba de la central, el canal de salida del circuito de enfriamiento y el río aguas abajo de la central. Al igual que la producción primaria se registró un descenso desde marzo hasta agosto, relacionado con la disminución de la temperatura. La producción bacteriana resultó entre un 3 y un 15% de la producción primaria del fitoplancton. No obstante, debe tenerse presente que la producción primaria del fitoplancton solo se produce en un estrato superficial de no más de 1 m de profundidad (2,5 veces el disco de Secchi), mientras que la producción bacteriana no depende de la luz y por lo tanto se produce en la totalidad de la columna de agua. Si consideramos que la profundidad alcanza los treinta

metros en el canal, resulta que la producción primaria del fitoplancton y la producción bacteriana por unidad de área (es decir por metro cuadrado) resultan del mismo orden de magnitud y en algunos muestreos puede ser mayor la producción bacteriana, que se sustentaría en la materia orgánica alóctona producida por el valle aluvial.

Tal como se comentó anteriormente, no se registraron diferencias significativas en la densidad del fitoplancton en las distintas estaciones de muestreo, ni tampoco se observó daño en el análisis microscópico de las muestras (Mercado y Gómez 1998). Dado que la fijación de carbono es la resultante de un camino metabólico donde participan numerosas enzimas e intermediarios sucesivos, la ausencia de diferencias entre las estaciones de muestreo es consistente con la observación microscópica y confirma la ausencia de efecto metabólico alguno sobre el fitoplancton o la comunidad bacteriana por el paso del agua a través del circuito de enfriamiento de la central.

BIBLIOGRAFIA

- BELL, R., G. AHLGREN y I. AHLGREN. 1983. Estimating bacterioplankton production by measuring (³H)thymidine incorporation in a eutrophic swedish lake. *Appl. Environ. Microbiol.* 45: 1709-1721.
- BONETTO, C. 1983. Fitoplancton y producción primaria del Paraná medio. *Ecosur* 10: 79-102.
- BONETTO, C., Y. ZALOCAR y E. VALLEJOS. 1983. Fitoplancton y producción primaria del río Alto Paraná. *Physis* Secc. B. 41: 81-93.
- FUHRMAN, J. y F. AZAM. 1982. Tymidine incorporation as a measure in heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results. *Mar. Biol.* 66: 109-120.
- MERCADO, L. y N. GOMEZ. 1998. Fitoplancton del río Paraná de las Palmas y efectos ocasionados por la Central Nuclear Atucha (Bs. As., Argentina). **Este volumen.**
- RIEMANN, B. 1984. Determining growth of natural assemblages of freshwater bacteria by means of ³H-thymidine incorporation into DNA: comments on methodology. *Arch. Hydrobiol. Beith. Ergebn. Limnol.* 19: 67-80.
- STEEMANN NIELSEN, E. 1952. The use of radioactive carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. *J. Conseil.* 18: 117-140.

ICTIOFAUNA DEL RIO PARANA DE LAS PALMAS EN LA ZONA DE INFLUENCIA DE LA CENTRAL NUCLEAR ATUCHA

LILIANA M. MERCADO, AMALIA M. MIQUELARENA & LUCILA C. PROTOGINO

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CC 712 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina

RESUMEN. A partir de muestreos realizados cada 45 días entre marzo de 1995 y agosto de 1996, se identificaron y evaluaron posibles cambios y/o daños sufridos por el ictio-plankton como consecuencia de su paso por el sistema de refrigeración de la Central Nuclear Atucha (33°58' S – 59°12' W). El muestreo de larvas se realizó aguas arriba y abajo de la central y a la entrada y salida de su circuito. Se obtuvieron diferentes parámetros físico-químicos en las mismas estaciones. Se capturaron juveniles y adultos pertenecientes a 26 especies distribuidas en 14 familias y 5 órdenes en un ambiente asociado al río y a una distancia de 2 km aguas abajo de la central. Se calculó a través de submuestras el porcentaje de larvas impactadas y se realizaron bioensayos de laboratorio para evaluar el impacto térmico de la central. Se observó que el principal factor determinante de la mortalidad de las larvas no sería el impacto térmico, sino el impacto mecánico producido sobre éstas al pasar por el circuito de enfriamiento de la central.

Icthyofauna of the Paraná de las Palmas River in the influence zone of the Nuclear Plant Atucha

ABSTRACT. Putative changes and/or damage that affect the ichthyoplankton when passing through the refrigerating system of the Nuclear Plant Atucha (33°58' S – 59°12' W) were identified and evaluated on base of samplings carried out every 45 days, from March 1995 to August 1996. Larvae were sampled both upstream and downstream the plant as well as at the entrance and at the exit of the circuit. Different physico-chemical parameters were taken at the same stations. A total of 26 fish species distributed in 14 families and 5 orders were identified among juvenile and adult forms collected in a running-water environment associated to the river, around 2 km downstream the plant. The percentage of impacted larvae was calculated through subsampling, and the thermal impact was evaluated on base of laboratory bioassays. It was found that the main factor on determining larvae mortality would not be the thermal impact but the mechanical impact produced upon larvae when passing through the plant circuit.

INTRODUCCION

El tramo inferior y el Delta, desde el punto de vista de la ictiofauna, son las regiones menos conocidas del río Paraná (López 1992). Sólo pueden mencionarse trabajos referidos a ampliaciones de distribución geográfica de algunas especies y listas ictiofaunísticas (López *et al.* 1980; Cordiviola de Yuan y Pignalberi de

Hassan 1985; Quintana *et al.* 1992; López *et al.* 1996 y Liotta *et al.* 1995/96). Por otra parte, esta región se encuentra bajo una fuerte presión antrópica debido principalmente a la actividad industrial. Ya en el año 1971 Ringuelet detalla la existencia de diversos focos de contaminación producidos por diferentes industrias en el ámbito del Delta Paranaense. Bucher *et al.* (1993), al referirse a las amenazas ambientales

detectadas a lo largo del Paraná medio e inferior, dicen: "Los problemas de contaminación se vuelven particularmente importantes en la porción más baja del río Paraná (hasta 450 km desde el Río de la Plata) y en el estuario del Río de la Plata (Quirós y Cuch 1989; Quirós 1990). Una concentración industrial importante se localiza a lo largo de la porción más baja del Paraná, la cual incluye plantas petroquímicas, químicas, frigoríficos y usinas (incluyendo una usina atómica). La concentración urbana e industrial es muy importante sobre la costa Oeste del bajo Paraná y el banco Sur del Río de la Plata, donde se concentran entre la mitad y un tercio de la población de Argentina y la infraestructura fabril (incluyendo la ciudad de Buenos Aires)".

Según Gregoire *et al.* (1993) el pasaje de los organismos a través del sistema de refrigeración de plantas nucleares produce tres tipos de perturbaciones: un impacto mecánico debido a la abrasión, cambios de presión y turbulencia; un impacto térmico debido al calentamiento del agua, y un impacto químico debido a la adición de agentes desincrustantes o productos corrosivos para los organismos. Con respecto a los cambios térmicos, Branco (1984) comenta que el simple calentamiento del agua puede tener dos efectos que combinados pueden provocar mayores problemas ecológicos: el aumento de las necesidades respiratorias en peces y en microorganismos, y como consecuencia de esto, la aceleración del proceso de extinción del oxígeno.

Entre los impactos que sufre la ictiofauna de los ambientes en los cuales se construyen centrales térmicas, se encuentra el arrastre de formas adultas y principalmente larvas y juveniles por las tomas de agua. En Francia, Gregoire *et al.* (1993) observaron una mortalidad del 20 % a la salida de descargas térmicas de usinas termoeléctricas. Edsall y Yocom (1972) citan reportes de grandes cantidades de larvas que mueren al pasar por diversas centrales nucleares. Marcy (1971) encontró que ningún juvenil de nueve especies sobrevivió el pasaje por la Central Nuclear Atómica de Connecticut cuando los efluentes superaban los 30°C. El estimó que 179 millones de larvas de peces morían por año en esa planta. Así, las plantas nucleares actuarían como un "gran depredador artificial", y esta predación potencial es particularmente importante cuando las mismas es-

tán localizadas en áreas de estuarios, que son usadas extensivamente como áreas de reproducción y desarrollo por muchas especies de peces (Countant 1971).

La temperatura del efluente de salida de centrales nucleares puede exceder en el verano el límite de tolerancia de muchas especies de peces. En bioensayos de laboratorio, con temperatura de aclimatación de 25°C, la temperatura letal crítica para el 50 % de los ejemplares (TL 50) se encontró entre los 36,5 y 38,5 °C en especies del río Paraná como *Pimelodella laticeps*, *Rhamdia sapo*, *Corydoras paleatus*, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Jenynsia lineata*, *Cichlasoma facetum* y *Gymnogeophagus australis* (Gómez 1993).

La calidad de las aguas del río Paraná de las Palmas es muy importante para las larvas de peces, ya que se sabe que muchas especies completan las primeras etapas de su desarrollo larval en los ambientes fluviales donde ocurre el desove (Rossi 1994). La mortalidad ya es alta en los estadios iniciales de vida, entre los factores asociados a ésta se encuentran los relacionados a la ecología trófica del ictioplanton (como el momento del inicio de la alimentación externa, los efectos de la inanición, el tamaño y la densidad de las especies presa).

Si bien a nivel mundial se cuenta con referencias acerca del impacto térmico ocasionado por centrales nucleares sobre el ictioplanton (Marcy 1971; Jude *et al.* 1982; Gregoire *et al.* 1993), en nuestro país no existen antecedentes sobre el tema.

El objetivo de este trabajo fue identificar y evaluar los posibles cambios y/o daños sufridos por el ictioplanton (estadios larvales y juveniles de peces) en relación con su paso por el sistema de refrigeración de la Central Nuclear Atucha, como así aportar una lista de las especies capturadas en el área de estudio.

AREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Paraná es el quinto sistema fluvial en importancia a nivel mundial y el segundo en América del Sur, después del Amazonas. Posee un área de 3×10^6 km² compartida por cuatro países: Brasil, Paraguay, Bolivia y Argentina; un caudal medio de 18000 m³ s⁻¹ en su desembocadura y una longitud de aproximadamente 4000 km. El tramo inferior

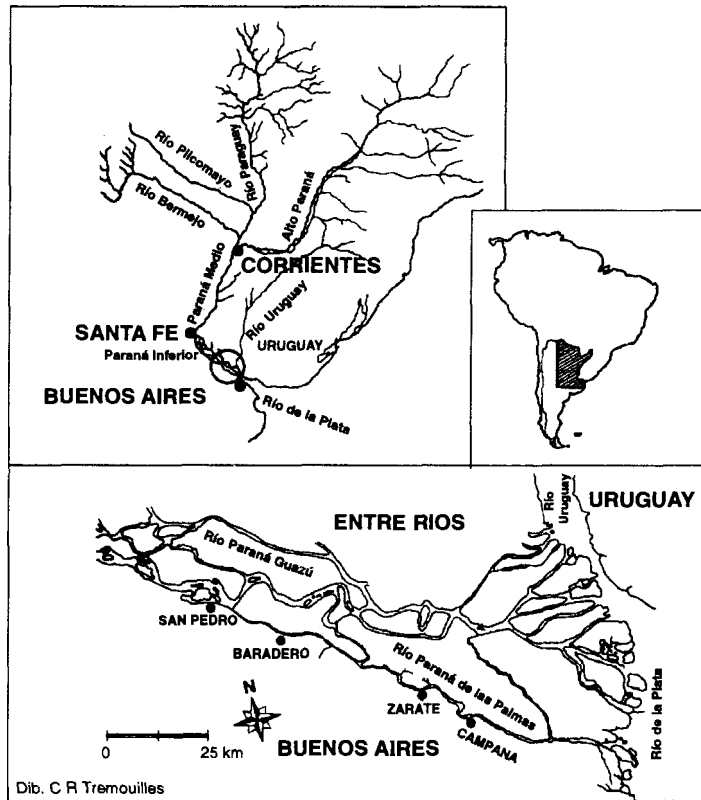


Figura 1. Ubicación de la Central Nuclear Atucha sobre la margen derecha del río Paraná de las Palmas.

del río Paraná comienza en la ciudad entrerriana de Diamante. A partir de esta ciudad se registra una ampliación notable del valle aluvial. El área está constituida por una intrincada red de brazos secundarios, ríos, arroyos y canales artificiales, con una superficie aproximada de 15000 km².

En la zona de estudio el Paraná inferior está dividido en dos brazos principales: el río Paraná Guazú y el río Paraná de las Palmas. La Central Nuclear Atucha se encuentra sobre la margen derecha de este último, cerca de la ciudad de Lima (partido de Zárate, provincia de Buenos Aires) (Fig. 1). Posee un sistema de refrigeración por el que circulan 69600 m³ de agua por hora, que son devueltos al río produciendo una pluma térmica de una extensión aproximada de 1000 m, un ancho de 60 m y una profundidad de 3 m. El caudal medio anual del río Paraná de las Palmas es de 5400 m³ s⁻¹, tiene 425 m de ancho en la zona de muestreo y una profundidad máxima de 30 m. El tiempo de residencia del agua dentro de la central es de 6

minutos. El canal de entrada al circuito es perpendicular a la costa y sus dimensiones son de aproximadamente unos 140 m de largo y 40 m de ancho. Al final del canal se encuentra una sala de bombeo (Fig. 2). El ingreso a las bombas está protegido por una reja que retiene objetos de gran dimensión (árboles, ramas, etc.) y seguidamente por un dispositivo cilíndrico con tamicés donde se retienen partículas de menor tamaño. Dichos tamicés se colmatan con el tiempo y son limpiados recurrentemente. Luego de su paso por el sistema de intercambio de calor, el agua es devuelta al río por un canal de salida de aproximadamente 400 m de largo y 17 m de ancho. Los peces principalmente adultos y juveniles, como también algunos estadios larvales, son retenidos por los tamicés y arrojados a un canal derivador que comunica la sala de bombeo con el canal de salida, sin pasar por el circuito intercambiador de calor. Dicho canal, de hormigón armado, es pequeño, de aproximadamente 50 cm de ancho y 50 cm de profundidad.

MATERIAL Y METODOS

Los muestreos se realizaron entre marzo de 1995 y agosto de 1996 con una periodicidad de aproximadamente 45 días. Las muestras de larvas se obtuvieron para cada una de las estaciones de muestreo (E) en aguas superficiales (0,5 a 1 m de profundidad) sobre la margen derecha del río, aguas arriba de la central (EI), en la entrada del circuito (EII), a la salida del mismo (EIII), y en el río aguas abajo de la central (EIV) (Fig. 2), entre las 10 y 14 hs. En las EI-IV se midieron parámetros físico-químicos: pH (sensor de pH ORION), temperatura y oxígeno disuelto (oxímetro YSI 51B) y transparencia (disco de Secchi). En la EIII no se midió este último parámetro debido a la turbulencia presente. Para la recolección de larvas en la EI y EIV se utilizó una embarcación y en las EII y EIII las muestras se tomaron desde el borde de ambos canales. Se utilizó una red de ictio-plancton de 400 μ m de malla. Esta red se mantuvo fija a la parte lateral de la embarcación, de 10 a 20 minutos, manteniéndose la misma a una velocidad constante. En las EII y EIII los lances se realizaron desde la orilla, y fueron de igual duración que en las estaciones anteriores.

También se capturaron larvas, juveniles y adultos utilizando un copo de mano y un medio mundo, en un ambiente asociado al río ubicado aproximadamente 2 km aguas abajo de la

central nuclear (EV).

Por otra parte, se extrajeron larvas y juveniles de peces a la salida del canal derivador que vincula la sala de bombas con el canal de salida sin pasar por el circuito intercambiador de calor (Fig. 2). Los ejemplares que se recogieron en ese canal fueron retenidos en los tamices de la sala de bombas y posteriormente separados mecánicamente. Se determinó si estos peces presentaron lesiones del tipo de laceraciones o derrames.

Con el material extraído se calculó, a partir de submuestras y utilizando una lupa de mano, la proporción de larvas impactadas en las estación de muestreo EI-IV. Se consideraron como impactadas a las larvas muertas o deterioradas por pérdida de la capacidad de natación coordinada y presencia de derrames o laceraciones. Las larvas fueron fijadas con formaldehído al 10 %. manteniéndose su pH neutro mediante la adición de pequeñas cantidades de CaCO_3 . Se calculó el volumen de agua filtrada y la densidad de larvas.

Para la identificación de las larvas se aplicó la técnica de Dingerkus y Uhler (1977) con modificaciones. En la definición de las etapas de desarrollo larval se siguió el criterio de Ahlstrom y Ball (1954), citado por Kendall *et al.* (1983), considerándose en relación al estado de flexión de la notocorda tres etapas: preflexión, flexión y postflexión.

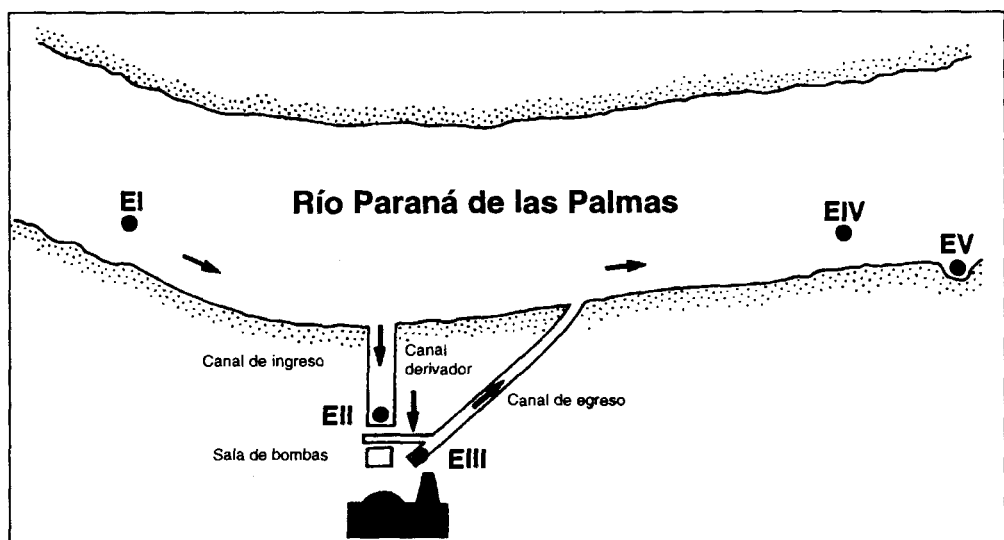


Figura 2. Esquema de las estaciones de muestreo en las inmediaciones de la central.

Para la identificación de los ejemplares juveniles y adultos se utilizó la bibliografía correspondiente para cada grupo.

Se realizaron bioensayos de laboratorio para evaluar el impacto térmico de la central nuclear sobre las larvas capturadas en abril de 1996, sobre el río Paraná de las Palmas, a la altura del área de estudio. Las mismas fueron trasladadas al laboratorio y aclimatadas durante 4 días a la misma temperatura en que se encontraban en el río (20°C), alimentándose con zooplancton. El experimento se llevó a cabo con agua del río, utilizando 40 larvas con una longitud total (LT) que varió entre los 6 y 7 mm. Se empleó un testigo y tres réplicas. Las larvas se trasladaron de 20°C a 31°C (temperaturas registradas aguas arriba y a la salida de la central en el momento del muestreo) en un recipiente de plástico con orificios con una malla de 400 µm, lo que permitió que los últimos centímetros del recipiente quedaran llenos de agua para que las larvas no se dañaran al ser trasladadas. Se realizó un experimento de simulación donde las larvas se mantuvieron a 31°C durante 10 minutos, que corresponde aproximadamente al tiempo de pasaje de los individuos por los circuitos refrigerantes de la central y su posterior tránsito a través de la pluma térmica producida aguas abajo de la confluencia del canal de salida con el río. Luego fueron trasladadas de nuevo a 20°C simulando la posterior salida de la pluma térmica, y se registró el porcentaje de sobrevivientes a cada hora, durante las 24 horas posteriores al bioensayo.

RESULTADOS Y DISCUSION

Parámetros físico-químicos y características de la pluma térmica

Los parámetros físico-químicos medidos en aguas superficiales del río Paraná de las Palmas en las estaciones de muestreo EI-IV, en las fechas en las que se colectaron larvas, se encuentran en la Tabla 1. La temperatura del río en las estaciones I, II y IV varió entre 21-28°C (\bar{x} = 25) y el oxígeno disuelto entre 4,8-9 mg l⁻¹ (\bar{x} = 6,6). En la estación III los valores de temperatura oscilaron entre 34 y 38°C y el oxígeno disuelto entre 5,2 y 13 mg l⁻¹; la concentración de oxígeno disuelto no disminuyó ya que,

Tabla 1. Parámetros físico-químicos medidos en aguas superficiales del río Paraná de las Palmas en las estaciones de muestreo (EI-IV), cuando se colectaron larvas.

Fecha	E	pH	T (°C)	O ₂ (mg l ⁻¹)	Transparencia (cm)
21/3/95	EI	7,3	26	5,0	28
	EII	7,3	26	5,1	33
	EIII	7,2	37	5,2	-
	EIV	7,3	26	5,2	24
14/11/95	EI	7,3	23	5,8	14
	EII	7,1	23	4,8	18
	EIII	7,1	35	5,2	-
	EIV	7,1	24	4,8	16
19/12/95	EI	7,3	27	6,8	15
	EII	7,4	28	6,8	18
	EIII	7,4	36	6,8	-
	EIV	7,4	27	6,8	19
27/02/96	EI	7,1	27	9	10
	EII	7,2	26	8,8	10
	EIII	7,2	38	13	-
	EIV	7,0	26	8,8	9
23/04/96	EI	7,1	21	7,6	13
	EII	7,1	23	7,2	17
	EIII	7,1	34	7,3	-
	EIV	7,1	22	7,4	17

a pesar de que la temperatura aumentó en promedio 11°C respecto de la estación II, el caudal del río Paraná de las Palmas contribuyó a la disolución del oxígeno del agua. En las estaciones EI-IV el pH varió entre 7,0 y 7,4 (\bar{x} = 7,2) y la transparencia (EI-II-IV) entre 9 y 33 (\bar{x} = 17,4) (Tabla 1).

La pluma térmica tuvo una extensión aproximada de 1000 m, un ancho promedio de 60 m y una profundidad de 3 m. Las máximas temperaturas medidas en el efluente termal en cada fecha de muestreo fueron en promedio 11°C más altas que la temperatura propia del río Paraná de las Palmas durante el período muestreado.

Larvas de peces

En la Tabla 2 y Fig. 3 se señala la densidad larval por 100 m³, el porcentaje de larvas impactadas, la longitud total promedio y el número de ejemplares medidos en las estaciones de muestreo EI-IV. Se observa que se recogieron larvas de peces en los meses de marzo, noviembre y diciembre de 1995, y febrero y abril de 1996, coincidiendo con el período estival en el que se reproducen la mayoría de las especies, para las que el aumento de la temperatura y del nivel hidrométrico serían los estí-

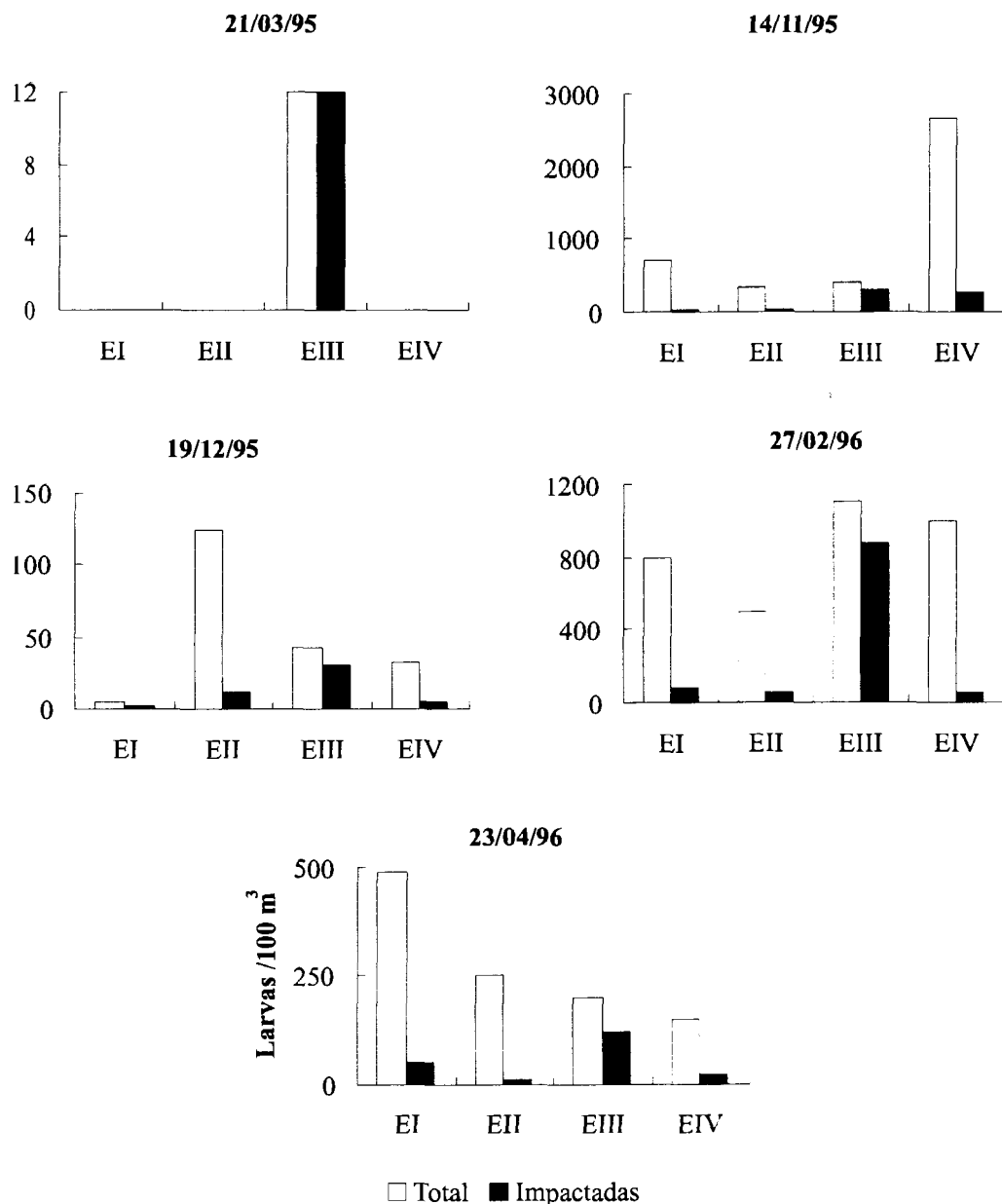


Figura 3. Comparación entre las densidades de larvas totales e impactadas (larvas/100 m³) en cuatro estaciones de muestreo.

mulos más importantes. La sincronización entre el desove en ambientes lóticos y el ciclo hidrológico ha sido interpretada como una estrategia adaptativa desarrollada por numerosas especies de peces que utilizan la fase de inundación como forma de acceso a las lagunas de la llanura aluvial, donde son mayores las posibilidades de refugio y alimento para los alevinos (Godoy 1972; Bonetto 1976). La máxima

densidad larval en el río Paraná de las Palmas se registró en el mes de noviembre de 1995 (2.655 larvas 100 m³), habiéndose presentado densidades elevadas hasta fines de abril de 1996.

En la Tabla 3 se consignan las especies o familias de larvas identificadas en las estaciones de muestreo (EI-EV) y a la salida del canal derivador de la central. Por otra parte, se considera la longitud total media, el número de in-

Tabla 2. Densidad de larvas por 100 m³, porcentaje de larvas impactadas (I), longitud total promedio en mm (LT) y número de ejemplares medidos (N).

Fecha	E	Dens. 100m ³	I	LT	N
21/03/95	EI	-	-	-	-
	EII	-	-	-	-
	EIII	12	100	4,3 ± 0,87	8
	EIV	-	-	-	-
14/11/95	EI	716	5	5,1 ± 0,89	30
	EII	330	10	5,5 ± 1,07	30
	EIII	403	75	5,3 ± 1,80	30
	EIV	2655	10	5,1 ± 1,13	30
19/12/95	EI	5	10	4,3 ± 1,20	20
	EII	125	10	4,1 ± 1,29	20
	EIII	43	70	4,1 ± 1,29	20
	EIV	33	15	5,5 ± 1,28	20
27/02/96	EI	800	10	5,0 ± 1,20	30
	EII	500	10	4,2 ± 1,15	30
	EIII	1100	80	4,0 ± 1,32	30
	EIV	1000	5	4,8 ± 1,05	30
23/04/96	EI	489	10	5,2 ± 1,30	30
	EII	250	5	4,5 ± 1,07	30
	EIII	200	60	3,9 ± 1,25	30
	EIV	150	15	4,3 ± 1,15	30

dividuos capturados, como así también los diferentes artes de pesca empleados para sus capturas. Las larvas identificadas pertenecieron a las familias: Curimatidae, Gasteropelecidae, Characidae, Pimelodidae y Sciaenidae.

En las estaciones EI-IV la longitud total

Tabla 3. Especies o familias de larvas (Spp/F), artes de pesca y longitud total promedio en mm (LT) de los ejemplares capturados en las estaciones de muestreo (EI-V) y a la salida del canal derivador (CD).

Estaciones	Spp/F	Artes de pesca	LT
E I-IV	<i>S. lima</i>	red ictioplancton	13,2 ± 4,10
E I-IV	Pimelodidae	red ictioplancton	10,0 ± 1,70
E I-IV	Sciaenidae	red ictioplancton	11,0
E I-IV	Larvas no ident.	red ictioplancton	4,5 ± 0,52
EV	<i>T. stellatus</i>	copo de mano	15,5 ± 2,10
EV	Curimatidae	copo de mano	13,2 ± 2,10
CD	<i>R. vulpinus</i>	copo de mano	26,5 ± 4,90
CD	<i>S. lima</i>	copo de mano	10,2 ± 2,20
CD	Pimelodidae	copo de mano	25,0 ± 8,20
CD	Larvas no ident.	copo de mano	4,3 ± 2,50

media de las larvas, utilizando la red de ictioplancton varío entre 3,98 y 17,3 mm en las estaciones consideradas. A la salida del canal derivador se capturaron larvas de entre 1,8 y 33,2

mm de longitud total media, mediante el empleo de un copo de mano, utilizando este mismo arte de pesca, en la EV la longitud de las larvas fue de 11,1 y 17,6 mm.

La mayor parte de las larvas no pudieron ser identificadas, dado su temprano estadio de desarrollo, variando su longitud total media entre 1,8 a 6,8 mm.

Dentro de las muestras pudieron ser identificadas larvas de *Thoracocharax stellatus*, *Rhaphiodon vulpinus* y *Sorubim lima*, cuyas características morfológicas y de pigmentación se asemejan a las del individuo adulto (Tabla 3).

Juveniles y adultos

En la estación EV y en la zona de influencia de la central nuclear, se colectaron 26 especies entre juveniles y adultos, distribuidos en 14 familias y 5 ordenes.

ORDEN CHARACIFORMES

CURIMATIDAE

- Cyphocharax platanus*
- Potamorhina squamoralevis*
- Prochilodus lineatus*
- Steindachnerina brevipinna*

ANOSTOMIDAE

- Anostomus* sp.
- Schizodon borelli*

GASTROPELECIDAE

- Thoracocharax stellatus*

CHARACIDAE

- Astyanax fasciatus*
- Bryconamericus exodon*
- Cynopotamus argenteus*
- Rhaphiodon vulpinus*
- Roeboides prognathus*
- Serrasalmus marginatus*
- S. pilopteleura*

ORDEN SILURIFORMES

DORADIDAE

- Pterodoras granulosus*

AUCHENIPTERIDAE

- Tracheylopterus galeatus*

PIMELODIDAE

- Parapimelodus valenciennesi*
- Pimelodus* sp.
- Sorubim lima*

CALLICHTHYIDAE

Corydoras paleatus

ORDEN GYMNOTIFORMES

STERNOPYGIDAE

Eigenmannia virescens

RHAMPHYCHTHYIDAE

Rhamphichthys rostratus

ORDEN CYPRINODONTIFORMES

ANABLEPIDAE

Jenynsia multidentata

POECILIIDAE

Cnesterodon decemmaculatus

ORDEN PERCIFORMES

SCIAENIDAE

Plagioscion macdonaghi

CICHLIDAE

*Crenicichla lepidota**Efectos producidos por la central*

Se observó un número elevado de larvas impactadas (entre el 60 y 100 %) a la salida del canal de refrigeración de la Central Nuclear Atucha (EIII). Se determinó que el aumento de la temperatura no sería determinante de la muerte de las mismas, sino el impacto mecánico que sufren éstas al pasar por el circuito de la central, responsable de su deterioro físico (natación no coordinada) y de la elevada mortalidad registrada en esta estación. El aumento de temperatura, sin embargo, tendría un efecto desfavorable sobre las larvas ya que el severo stress térmico producido disminuiría sus probabilidades de supervivencia, convirtiendo a éstas en presas fáciles para sus depredadores. La presencia permanente de pescadores en la orilla del río a la altura de la pluma térmica, refleja la mayor abundancia de peces de interés económico y/o deportivo en la zona, atraídos por la concentración de presas más vulnerables, fundamentalmente juveniles y alevinos.

Se registró un elevado deterioro de larvas y juveniles de peces (lascerciones, derrames) que son separados del agua que ingresa a la sala de bombeo del circuito de refrigeración por filtración a través de tamices de malla metálica y

son devueltos al río a través de un canal derivador de cemento. Aparentemente el daño se produce porque el intenso flujo los golpea contra la malla donde son retenidos hasta que los tamices son lavados y los ejemplares arrastrados al canal.

También es importante considerar que dentro de las cañerías de refrigeración existen bruscos cambios de presión debido a la turbulencia, lo que sería un factor condicionante para la supervivencia de larvas de peces (Hoss y Blaxter 1979; Blaxter y Hoss 1979).

Respecto del impacto térmico de centrales nucleares, podemos decir que el tiempo en que el plancton está expuesto a altas temperaturas depende en gran parte de la longitud del canal de descarga. La Central Nuclear Atucha posee un canal de salida relativamente corto y el tiempo de residencia es comparativamente breve. Otras centrales nucleares causan efectos mucho más severos sobre el plancton entrante debido al elevado tiempo requerido por el agua para pasar desde el canal de entrada hasta el punto de descarga. La relación entre los requerimientos de agua de la central nuclear respecto al caudal del río, determina que sólo circule a través del circuito de enfriamiento el 0,4 % del caudal del río Paraná de las Palmas. Sin embargo, es de destacar que la distribución espacial de las larvas de peces no es homogénea en toda la sección del río, tendiendo a segregarse alcanzando mayores concentraciones en ambas márgenes donde encuentran refugio, alimento y donde la velocidad de la corriente es menor. Esto debe ser considerado al evaluar el impacto de la central, ya que ésta, a pesar de bombear una baja proporción del caudal del río, toma el agua de la margen derecha.

BIBLIOGRAFIA

- BLAXTER, J.H.S. y D.E. HOSS. 1979. The effect of rapid changes of hydrostatic pressure on the atlantic herring *Clupea harengus* L. II. The response of the auditory bulla system in larvae and juveniles. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 41: 87-100.
- BONETTO, A. 1976. Calidad de aguas del río Paraná. Introducción a su estudio ecológico. Santa Fe, INCYTH-PNUD-ONU, 204 pp.
- BRANCO, S.M. 1984. Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales. Monografía n° 28, 120pp. OEA.
- BUCHER, E.H., A. BONETTO, T.P. BOYLE, P.

- CANEVARI, G. CASTRO, P. HUSZAR y T. STONE. 1993. Hidrovia: an initial environmental examination of the ParaguayParaná waterway. Wetlands for the Americas. Manomet, Massachusetts, USA and Buenos Aires, Argentina, 72 pp.
- CORDIVIOLA DE YUAN, E. y C. PIGNALBERI DE HASSAN. 1985. Fish populations in the Paraná river: lentic environments of Diamante and San Pedro areas (Argentine Republic). **Hydrobiologia** 127: 213-218.
- COUTANT, C.C. 1971. Effects on organisms of entrainment in cooling water: steps toward predictability. **Nucl. Sar.**, 12: 600-607.
- DINGERKUS, G. y L.D. UHLER. 1977. Enzyme clearing of alcian blue stained whole small vertebrates for demonstration of cartilage. **Stain Technol.**, New York, 52: 229-232.
- EDSALL, T.A. y T.G. YOCOM. 1972. Review of recent technical information concerning the adverse effects of once-through cooling on Lake Michigan. U.S. Fish and Wildl. Serv., Michigan, 86 pp.
- GODOY, M.P. 1972. Brazilian tagging experiments, fishes migration and upper Paraná River basin ecosystem. **Rev. Brasil Biol.** 32: 473-484.
- GOMEZ, S.E. 1993. Susceptibilidad a diversos factores ecológicos extremos, en peces de la Pampasia bonaerense, en condiciones de laboratorio. En: Tesis Doctorales, Resúmenes 1986-1990. Fac. Cienc. Nat. y Museo, Univ. Nac. de La Plata: 165-174.
- GREGOIRE, A., R. GRAS y M. KHALANSKI. 1993. Surveillance hydrobiologique de las centrales nucleares implantées sur le littoral français. **Hydroecol. Appl.** 5: 29-43.
- HOSS, D.E. y J.H.S. BLAXTER. 1979. The effect of rapid changes of hydrostatic pressure on the atlantic herring *Clupea harengus* L.Y. larval survivor and behaviour. **J. exp. mar. Biol. Ecol.** 41: 75-85.
- JUDE, D.J., C.P. MADENJIAN, P.J. SCHNEEBERGER, H.T. TIN, A.J. MANSFIELD, T.L. RUTECKI, G.E. NOGUCHI y G.R. HENFELDER. 1982. Adult, juvenile and larval fish populations in the vicinity of the J.H. Campbell power Plant, 1981, with special reference to the effectiveness of wedge-wire screens in decreasing entrainment and impingement. Spec. Rep. N°96, Great lakes. Res. Div; Univ. Mich., Ann Arbor, Mich, 519 pp.
- KENDALL, A.W., E.H. AHLSTROM y H.G. MOSER. 1983. Early life history stages of fishes and their characters. En: Ontogeny and systematics of fishes. Special publication Number 1. American Society of Ichthyologists and herpetologists, pp. 11-22.
- LIOTTA, J., B. GIACOSA y M. WAGNER. 1995/96. Lista comentada de la ictiofauna del Delta del río Paraná. **Revista de Ictiología** 4: 23-32.
- LOPEZ, H.L. 1992. Estado actual de los estudios de la ictiofauna continental Argentina. **Rev. Ictiología** 1: 109-113.
- LOPEZ, H.L., R.A. ARAMBURU, A.M. MIQUELARENA y R.C. MENNI. 1980. Nuevas localidades para peces de agua dulce de la República Argentina. I. **Limnobiós** 1: 437-446.
- LOPEZ, H.L., L.C. PROTOGINO y A.E. AQUINO. 1996. Ictiología continental de la Argentina: Santiago del Estero, Catamarca, Córdoba, San Luis, La Pampa y Buenos Aires. **Aquatec** 3: 1-14.
- MARCY, C.B. Jr. 1971. Survival of young fish in the discharge canal of a nuclear power plant. **J. Fish. Res. Bd. Can.** 28: 1057-1060.
- QUINTANA, R.D., R.F. BO, J.A. MERLER, P.G. MINOTTI y A.J. MALVAREZ. 1992. Situación y uso de la fauna silvestre en la región del bajo Delta del río Paraná, Argentina. **Iheringia, Sér. Zool.** Porto Alegre: 13-33.
- QUIROS, R. y S. CUCH. 1989. The fisheries and limnology of the lower Plata basin. En D.E. Dodge (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic. Sci.** 429-443.
- QUIROS, R., 1990. The Paraná River basin development and the changes in the lower basin fisheries. **Interciencia** 15: 442-451.
- RINGUELET, R.A. 1971. La polución o contaminación de origen industrial del delta bonaerense. Min. de Asuntos Agrarios, Dir. Rec. Pesq., 41pp.
- ROSSI, L. 1994. Desarrollo larval y dieta del manduvé cucharón (*Sorubim lima* Schneider, 1801) en el área del Paraná medio. Tesis de Maestría. 109 pp.

IMPACTO DE LA CENTRAL NUCLEAR ATUCHA SOBRE EL MOLUSCO INVASOR *Limnoperna fortunei*

CARLOS A. VILLAR^{1*}, LILIANA M. MERCADO¹, JORGE STRIPEIKIS², LILIANA D'HUIQUE², MABEL TUDINO², OSVALDO TROCCOLI² & CARLOS BONETTO¹

¹ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CC 712 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.

² INQUIMAE, Fac. Cs. Ex. y Nat. Univ. Buenos Aires, Ciudad Univ. (1428) Buenos Aires, Argentina

RESUMEN. Se evaluó el impacto del efluente térmico de la Central Nuclear Atucha sobre el molusco invasor *Limnoperna fortunei*. Se comparó el estado de condición corporal y la bioacumulación de metales en el tejido blando de ejemplares muestreados en el efluente, en la orilla del río en el mismo sitio, y en Brazo Largo y Arroyo Seco, fuera del área de influencia de la central. El tamaño, el peso y la condición corporal de los ejemplares expuestos al efluente fue menor, mientras que la bioacumulación de metales (excepto Cd) fue mayor. La temperatura del efluente fue 12°C superior a la del río, mientras que los demás parámetros físicos y químicos, y la concentración de metales en agua no difirieron significativamente entre los sitios de muestreo. La elevada temperatura del efluente sería responsable de la mayor bioacumulación de metales. Temperaturas superiores generalmente implican una mayor solubilidad de las sales de los metales, así como un aumento en la tasa de absorción a través de las membranas celulares debido al incremento del metabolismo de los organismos. Otra posible causa de la mayor bioacumulación en los bivalvos es la corrosión del circuito de refrigeración, con la continua liberación de metales traza al ambiente. No obstante, este hecho no se vio reflejado en un aumento del contenido de metales en el agua del efluente.

Impact of the Atucha Nuclear Plant on the invasive mollusk *Limnoperna fortunei*

ABSTRACT. The impact of the thermal discharge of the Nuclear Power Plant Atucha on the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* was assessed. Body condition and metal bioaccumulation of the bivalve was compared between samples collected at the thermal effluent, at the riverside strip at the same site, and at Brazo Largo and Arroyo Seco, sites not influenced by the Nuclear Plant. The length, weight and body condition of the bivalves exposed to the thermal discharge were lower, while metal bioaccumulation was higher (except Cd). Temperature of the effluent was 12°C higher than at the river, while the other physico-chemical parameters, and metal concentrations in water were not significantly different between sites. The elevated water temperature would be responsible of the higher metal bioaccumulation. Higher temperatures generally imply greater solubility of metal salts, as well as an increase in absorption rates through cellular walls, due to higher metabolic rates. Another possible cause of increased metal bioaccumulation is corrosion of the refrigerating system, with a continuous release of metals to the environment. But this fact was not reflected in an increased metal content in the effluent.

* Becario CIC

INTRODUCCION

Debido a su amplia distribución geográfica, extensas poblaciones, hábitos sedentarios, alimentación por filtración y capacidad de bioacumular contaminantes por encima de los niveles presentes en el medio, los bivalvos han sido reconocidos desde hace tiempo como eficaces organismos indicadores de polución en ecosistemas acuáticos. El programa "Mussel Watch Program" utiliza con éxito estas características de los moluscos para identificar áreas costeras marinas con elevados niveles de toxinas (Goldberg *et al.* 1978).

Limnoperna fortunei (Dunker 1857) (Bivalvia; Mytilidae) es una especie dulceacuícola, oriunda de ríos y arroyos de China y del sudeste de Asia (Morton 1977). Su presencia en América se registró por primera vez en Argentina en 1991, sobre el litoral del Río de la Plata (Pastorino *et al.* 1993). En 1994 *L. fortunei* fue hallada en la costa uruguaya del Río de la Plata, en el Departamento de Colonia (Scarabino y Verde 1994). Darrigran y Pastorino (1995) actualizaron la información editada sobre bivalvos invasores en la Argentina, registrando a *L. fortunei* en la costa bonaerense del Río de la Plata. A mediados de 1996 esta especie fue observada en el río Paraná a la altura de la ciudad de Santa Fe, 500 km aguas arriba de la desembocadura en el Río de la Plata (Villar *et al.* 1997), demostrando su notable capacidad de expansión en la cuenca.

Las poblaciones de *L. fortunei* se asientan sobre todo tipo de sustrato duro: troncos, raíces expuestas, murallones, suelos de tosca y rocas. Este modo de vida, atípico de las almejas de agua dulce autóctonas, junto con la ausencia de predadores específicos y su alto poder reproductivo-adaptativo, son en parte responsables de su colonización exitosa. El asentamiento del mitílido es un factor causante de potenciales problemas de "biofouling", como los provocados por *Dreissena polymorpha* (Pallas) ("mejillón cebra"), otra especie de pelecípodo dulceacuícola morfológica y funcionalmente semejante a *L. fortunei*. En Estados Unidos, Canadá y Europa, *D. polymorpha* obstruye los sistemas de cañerías de las centrales energéticas, sistemas refrigerantes, plantas potabilizadoras de agua, etc. (Darrigran 1995).

El objetivo del presente trabajo fue eva-

luar el efecto del efluente del sistema de refrigeración de la Central Nuclear Atucha sobre ejemplares de *L. fortunei*, comparando el estado de condición corporal, distribución de tallas, y bioacumulación de metales en los tejidos blandos de ejemplares muestreados en el canal de descarga con ejemplares que se desarrollan a orillas del río Paraná, fuera del área de influencia de la central.

MATERIALES Y METODOS

Sitios de muestreo

Los muestreos se llevaron a cabo en agosto de 1996. Los sitios de muestreo fueron: el canal de salida del circuito de refrigeración de la Central Nuclear Atucha; las inmediaciones de la central; la ciudad de Arroyo Seco (25 km aguas abajo de Rosario); y Brazo Largo, sobre el río Paraná Guazú, un sitio menos influenciado por actividad antrópica. Durante el período de estudio la altura hidrométrica del río se hallaba inusualmente baja, lo que facilitó la recolección de los ejemplares en zonas costeras normalmente inundadas.

Parámetros físicos y químicos

Se determinó la temperatura del agua, el contenido de oxígeno disuelto (oxímetro YSI 51B), el pH (pHmetro ORION 250A), y la conductividad (conductímetro digital). Se tomaron muestras de agua subsuperficiales para la determinación del contenido de calcio y magnesio (titulación con EDTA), y de la alcalinidad (titulación de Gran) según APHA (1985). Los sólidos suspendidos fueron determinados como la diferencia en peso luego de filtración a través de filtros Whatman GF/C previamente tarados. Villar y Bonetto (1998) describen la composición física y química del agua en la zona, y Villar *et al.* (1998) el contenido de metales pesados.

Estado de condición de los bivalvos

Se estudiaron en total 308 ejemplares. Se midió el largo y el ancho (mm) de los ejemplares mediante un calibre ($\pm 0,1$ mm) y se registró su peso húmedo con una balanza Mettler H80 ($\pm 10^{-4}$ g). Se determinó además el peso seco libre de cenizas de los ejemplares muestreados en el efluente térmico y en la ciudad de

Arroyo Seco para determinar su estado de condición corporal. El peso seco libre de cenizas fue estimado como la diferencia en peso de los bivalvos secados en estufa a 60°C durante 48 horas y calcinados en mufla a 450°C durante 5 horas. Se utilizaron los ejemplares colectados en Arroyo Seco como grupo control ya que en un trabajo previo se observó que esta población no difirió significativamente en su condición corporal de otras poblaciones del molusco muestreadas en diferentes sitios del Bajo Paraná (Villar *et al.* 1997).

Contenido de metales pesados

Se tomaron por triplicado muestras de agua subsuperficiales en el sitio de recolección de los bivalvos. Los envases fueron previamente lavados con HNO₃ 1:4 y enjuagados con agua deionizada. Las muestras fueron conservadas con el agregado de 20 gotas de HNO₃ concentrado. En cada sitio de muestreo se tomaron dos muestras de bivalvos que consistían en un conjunto de aproximadamente 40-50 individuos.

Las muestras de agua fueron digeridas colocando 100 ml en vasos de precipitado parcialmente tapados, con 3 ml de HNO₃. Se mantuvieron a 95°C sobre placa calefactora hasta la reducción de su volumen a 25 ml, llevando nuevamente a 100 ml y midiendo el metal en solución. El tejido blando de los bivalvos fue separado de la valva con un bisturí de acero inoxidable. El mismo fue secado en estufa a 60°C hasta peso seco constante. La digestión del tejido se realizó en un digestor de microondas (CEM MS 2000). Se colocó 0,4 g de material seco y molido en recipientes de teflón cerrados herméticamente con el agregado de 10 ml de HNO₃. Se llevó a un volumen final de 25 ml y se midió el metal en solución.

Se determinó el contenido total de Cd, Zn, Cr, Pb, Cu y Fe por espectrofotometría de absorción atómica (Shimadzu AA6501), con horno de grafito (Shimadzu GFA6000) o a la llama, de acuerdo a las concentraciones del elemento a medir, según Minoia y Caroli (1989).

Análisis estadístico

Se realizó una regresión del logaritmo del peso seco libre de cenizas (mg) en función del logaritmo del largo (mm) para cada sitio (Sokal y Rohlf 1979). A fin de evaluar el estado de condición de los ejemplares se compararon

ambas regresiones mediante un análisis de covarianza. Se calculó el factor de bioconcentración (FBC) como el cociente entre el contenido de metal en el bivalvo y su concentración en el agua.

Se compararon las concentraciones de metales en el agua y en los bivalvos entre los sitios de muestreo mediante ANOVA de un factor (Sokal y Rohlf 1979). Los sitios fueron comparados entre sí mediante contrastes de Tukey. Previo a la realización del análisis se comprobaron los supuestos de normalidad (Lilliefors) y homogeneidad de varianzas (Bartlett). Se utilizó el programa Statistica (1993) para los cálculos estadísticos.

RESULTADOS

Todos los ejemplares de *L. fortunei* muestreados se hallaban asentados sobre sustratos duros: sobre tosca, pilotes de madera de los muelles, en los murallones y estructuras de hormigón de la Central Nuclear Atucha, en las estructuras metálicas del enrejado presente en la entrada al circuito de refrigeración de la planta y en las paredes del canal de salida de agua del mismo circuito.

En la Tabla 1 se observa el número de ejemplares colectados en cada sitio de muestreo y sus caracteres merísticos, y en la Figura 1 la distribución de frecuencias relativas de las tallas del bivalvo en cada sitio, agrupados en intervalos de 1 mm. En Arroyo Seco y Brazo Largo se observó la presencia de al menos 5 grupos de tallas diferentes que podrían corresponder a diferentes clases de edades. El largo máximo observado fue de 29,0 mm. El peso total húmedo varió entre 51 y 2.762 mg, con un valor medio de 349 mg. En el canal de des-

Tabla 1. Valor medio y desvío estandar del largo y ancho (mm) y del peso total húmedo (mg) de los ejemplares de *L. fortunei* colectados en cada sitio de muestreo.

Lugar	N°	Largo (mm)	Ancho (mm)	Peso (mg)	Largo Máx. (mm)
A. Seco	126	14,3 ±3,0	6,8 ±1,3	292 ±147	22,5
Efluente	64	11,5 ±2,6	5,7 ±1,4	105 ± 61	16,0
B. Largo	118	15,3 ±4,3	7,9 ±1,8	515 ±445	29,0

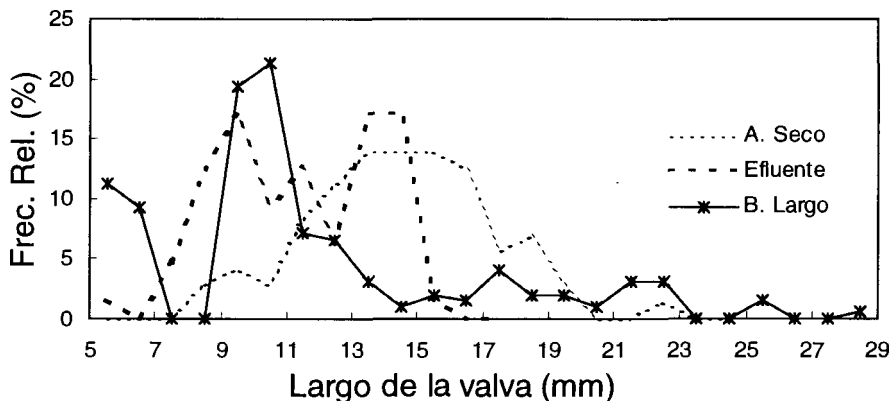


Figura 1. Frecuencias relativas de tallas de *L. fortunei* agrupados en intervalos de 1 mm para cada sitio de muestreo.

carga de la Central Nuclear Atucha se observó la presencia de los primeros tres grupos de tallas, sin registrarse ejemplares de un tamaño mayor a 16 mm. El peso total húmedo máximo registrado en este sitio fue de 215 mg, registrando una media de 105 mg.

Las líneas de regresión del logaritmo del peso seco libre de cenizas en función del logaritmo del largo calculadas a partir de los ejemplares colectados en Arroyo Seco y en el canal de descarga de la central resultaron significativas ($p < 0,01$). Las pendientes de ambas rectas difirieron significativamente entre sí ($p < 0,05$), siendo mayor la obtenida con los ejemplares colectados en Arroyo Seco (Tabla 2). A medida que los ejemplares de *L. fortunei* se desarrollan en el efluente, la proporción peso seco - largo de la valva disminuye.

El canal de salida del efluente térmico presentó una temperatura 12°C superior a la regis-

trada en el río (Tabla 3). No se registraron diferencias en los demás parámetros físicos y químicos medidos, ni se observaron diferencias significativas en el contenido de metales entre el agua del efluente térmico y la del río (Tabla 3 y 4). Las concentraciones de Pb y de Cd en el agua se encontraron por debajo del nivel de detección (5 y 1 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente).

En el canal de descarga *L. fortunei* presentó el mayor contenido de metales (excepto Cd) de toda el área, si bien los registros de Pb,

Tabla 3. Parámetros físico-químicos del agua medidos en cada sitio de muestreo.

Sitios	T °C	O ₂ mg l ⁻¹	pH	Cond. $\mu\text{S cm}^{-1}$	Sol.sus. mg l ⁻¹	Alc. mg l ⁻¹	Ca ²⁺ mg l ⁻¹	Mg ²⁺ mg l ⁻¹
A. Seco	16,5	9,4	7,4	157	50	36	7,3	3,0
Efluente	27,0	10,0	7,3	123	47	38	6,9	3,4
B.Largo	16,5	9,3	8,3	108	128	30	6,4	2,2

Tabla 2. Coeficientes de correlación largo de la valva - peso seco libre de cenizas para *L. fortunei*. Letras diferentes implican diferencias significativas ($p < 0,05$).

$$\ln \text{ peso (mg)} = b \ln \text{ largo (mm)} - m$$

Sitio	m	b	r ²	n
A. Seco	4,59 a	2,91 a	0,91	54
Efluente	4,17 b	2,62 b	0,95	59

Tabla 4. Contenido de metales pesados en agua. Valores medios \pm desvío estándar. El Pb y el Cd son menores que 5 y 1 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente, para todas las muestras. Los valores de Lima y del efluente corresponden a 7 muestreos realizados entre marzo de 1995 y agosto de 1996.

Sitios	Cu $\mu\text{g l}^{-1}$	Zn $\mu\text{g l}^{-1}$	Pb $\mu\text{g l}^{-1}$	Cr $\mu\text{g l}^{-1}$	Fe $\mu\text{g l}^{-1}$
A. Seco	7 \pm 1	50 \pm 24	< 5	7 \pm 1	5,2 \pm 1,4
Lima	8 \pm 6	32 \pm 29	< 5	16 \pm 7	2,7 \pm 1,4
Efluente	8 \pm 1	42 \pm 39	< 5	11 \pm 5	2,7 \pm 1,8
B. Largo	5 \pm 1	37 \pm 27	< 5	10 \pm 2	5,7 \pm 0,4

Tabla 5. Contenido de metales en el tejido blando de *L. fortunei*. Valores medios \pm desvío estándar.

Sitios	Cd	Cu	Zn	mg kg ⁻¹		
				Pb	Cr	Fe
A. Seco	1,1 \pm 0,20	13,0 \pm 0,0	69 \pm 1	5,0 \pm 0,1	1,3 \pm 0,1	1.800 \pm 565
Lima	2,1 \pm 0,20	13,5 \pm 0,1	72 \pm 5	2,2 \pm 0,6	1,8 \pm 1,3	1.550 \pm 212
Efluente	1,3 \pm 0,07	42,0 \pm 2,8	133 \pm 62	5,3 \pm 4,2	7,0 \pm 7,0	8.800 \pm 5.940
B. Largo	1,5 \pm 0,07	13,0 \pm 0,0	48 \pm 1	1,8 \pm 0,1	1,1 \pm 0,1	1.200 \pm 0

Tabla 6. Factores de bioconcentración (metal en el tejido (mg kg⁻¹) / metal en el agua (μ g l⁻¹)). Valores medios \pm error estándar.

	Cu	Zn	Pb	Cr	Fe
Río Paraná	2.158 \pm 208	2.287 \pm 550	> 572 \pm 112	17 \pm 49	423 \pm 64
Efluente	6.000	9.500	> 1.060	75	4.889

Cr y Fe presentaron una variabilidad importante (Tabla 5). Los FBC fueron aproximadamente 2, 3, 4, 5 y 12 veces superiores a los estimados en el río Paraná para los metales Pb, Cu, Zn, Cr y Fe, respectivamente (Tabla 6).

DISCUSION

El peso de las partes blandas del mejillón azul (*Mytilus edulis*) varía a lo largo del año debido a la liberación de gametas en la época reproductiva (Broman *et al.* 1991). Si bien no se conoce si este fenómeno es importante en *L. fortunei*, debido a que la comparación de la relación largo-peso entre los sitios de muestreo se realizó en forma simultánea, es poco probable que las diferencias observadas en la condición corporal se deban a diferentes estadios reproductivos. Foe y Knight (1987) observaron que la respuesta del estado de condición de *C. fluminea* estaba relacionada con un gradiente de estrés. La ausencia de ejemplares mayores a 16 mm en el canal de descarga de la Central Nuclear se debería al impacto causado por la elevada temperatura del efluente, la que se eleva en promedio 11°C por encima del agua del río (Villar y Bonetto 1998). Este aumento en la temperatura podría llegar a valores letales para la especie en verano, durante el cual se registraron valores de hasta 37°C. Mattice y Dye

(1975) observaron que temperaturas superiores a 32°C se hallan por encima de la tolerancia térmica de *C. fluminea*. El estrés térmico también se evidencia en la condición corporal de los bivalvos. Foe y Knight (1987) observaron un deterioro en la condición de ejemplares de *C. fluminea* transplantados a lo largo de un gradiente térmico producido por la descarga del circuito de refrigeración de la planta de energía Antioch Pacific en el delta de los ríos San Joaquín-Sacramento en California.

La elevada temperatura del agua del efluente térmico sería también responsable en parte de la mayor bioacumulación de metales en *L. fortunei*. MacInnes y Calabrese (1978) observaron que temperaturas superiores generalmente implican una mayor solubilidad de las sales de los metales, así como un aumento en la tasa de absorción a través de las membranas celulares. Bodek *et al.* (1988) sostienen que las tasas de absorción y la toxicidad de todos los metales traza se ven incrementadas con el aumento de la temperatura, debido al incremento del metabolismo de los organismos. Otra posible causa del elevado contenido de metales en los bivalvos es la corrosión del circuito de refrigeración, con la continua liberación de metales al ambiente. Pero este hecho no se vio reflejado en un aumento del contenido de metales en el agua del efluente. En el estuario del río Patuxent, Maryland, la bioacumulación de

Cu en ostras expuestas al efluente de una planta de generación de energía eléctrica ha sido documentada. Los condensadores de Cu-Ni instalados provocaron acumulación de Cu en bivalvos cercanos a la planta, disminuyendo su contenido en el tejido aguas abajo (Rooseburg 1969). Este autor transplantó bivalvos al canal de descarga de la planta registrando en un lapso de tiempo concentraciones extremadamente elevadas de Cu en el tejido blando de los bivalvos.

Los valores de Cd registrados en el bivalvo se encuadran entre los observados para tres especies de almejas en el río Illinois, USA, con valores comprendidos entre 0,2 y 1,4 mg kg⁻¹ (Eisler 1985), e inferiores a los reportados por Broman *et al.* (1991) para el mejillón *Mytilus edulis* en la zona costera de Suecia, con valores comprendidos entre 4,7 y 10,8 mg Cd kg⁻¹. Riedel *et al.* (1995) midieron concentraciones de Cu de 220 mg kg⁻¹ en ostras y de 25 mg kg⁻¹ en mejillones. Al comparar la concentración en el tejido de los mejillones se observa que la concentración en *L. fortunei* fue inferior (aproximadamente 12 mg kg⁻¹). Farris *et al.* (1994) observaron valores base de Zn en *C. fluminea* entre 150 y 250 mg kg⁻¹ en ríos de Virginia, USA, y Broman *et al.* (1991) registraron valores de Zn entre 121 y 215 mg kg⁻¹ en el mejillón *Mytilus edulis*. Ambos registros son similares o levemente superiores a los observados en el presente estudio. La significación de los residuos de Cr en la biota no es clara, pero la evidencia disponible sugiere que los órganos y tejidos de animales que contengan más de 4,0 mg Cr kg⁻¹ deberían ser vistos como evidencia de contaminación (Eisler 1986). Este valor se vio sobrepasado en el tejido de *L. fortunei* en la salida de circuito de refrigeración de la Central Nuclear.

El impacto del efluente de la Central Nuclear sobre la población de *L. fortunei* se circunscribiría solo a los bivalvos ubicados en la zona de influencia de la pluma térmica. A estar de la información disponible la mayor bioacumulación de metales se debería a la temperatura más elevada del efluente y no a el ingreso de contaminantes al medio.

La rápida dispersión geográfica y la elevada densidad alcanzada en poco tiempo por esta especie exótica representan un deterioro ambiental y un riesgo para las instalaciones re-

lacionadas con la actividad humana. A pesar del efecto negativo sobre las características de la población, el aumento de la temperatura del agua no impide la colonización en el interior del circuito de refrigeración de la central, representando un riesgo de colmatación serio para el funcionamiento de la misma.

BIBLIOGRAFIA

- APHA. 1985. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Amer. Publ. Health Association. N.Y., 1268 pp.
- BODEK, I., J.W. LYMAN, W.F. RECHL y D. ROSENBLAT. 1988. Environmental Inorganic Chemistry. Pergamon Press, New York.
- BROMAN, D., L. LINDQVIST y I. LUNDBERGH. 1991. Cadmium and Zinc in *Mytilus edulis* L. from the Bothnian sea and the Northern Baltic Proper. *Environmental Pollution* 74: 227-244.
- DARRIGRAN, G. 1995. Moluscos invasores en la Cuenca del Plata. Actas del Seminario sobre Conservación de los Recursos Acuáticos Costeros del Noreste Bonaerense. 26-27 Septiembre, Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", 36 pp.
- DARRIGRAN, G. y G. PASTORINO. 1995. The recent introduction of a freshwater asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei*, into South America. *The Veliger* 38(2): 171-175.
- EISLER, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. Fish and wildlife service. U.S. Dep. Interior. Contaminant Hazard Reviews. Rep. 85(1.2).
- EISLER, R. 1986. Chromium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. Fish and wildlife service. U.S. Dep. Interior. Contaminant Hazard Reviews. Rep. 85.
- FARRIS, J.L., J.L. GRUDZIEN, S.E. BELANGER, D.S. CHERRY y J. CAIRNS. 1994. Molluscan cellulolytic activity responses to zinc exposure in laboratory and field stream comparisons. *Hydrobiologia* 287: 161-178.
- FOE, C. y A. KNIGHT. 1987. Assesment of the biological impact of point source discharges employing Asiatic clams. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 39-51.
- GOLDBERG, E., V. BOWEN, J. FARRINGTON, G. HARVEY, J. MARTIN, P. PARKER, R. RISEBROUGH, W. ROBERTSON, E. SCHNEIDER Y E. GAMBLE. 1978. The Mussel Watch. *Environ. Conserv.* 15: 1-15.
- MACINNES, J.R. y A. CALABRESE. 1978. Response of embryos of the American oyster, *Crassostrea gigas*, to heavy metals at different temperatures. En: D.S. McLusky y A.J. Berry (Eds). Physiology and behavior of marine organisms. New York, Pergamon Press, pp. 195-202.
- MATTICE J.S. y L.L. DYE. 1975. Thermal tolerance

- of the adult asiatic clam. En: Esch, G.G., Mcfarlane R.W. (Eds) Thermal Ecology II. Conferencia 750425, National Technical Information Service. Springfield, VA, 130-135.
- MINOIA, C. y S. CAROLI. 1989. Application of ETA-AAS ZEEMAN in the chemical and toxicological laboratory. Cortina, Padova, Italy.
- MORTON, B.. 1977. Freshwater fouling bivalves. Proc. First International Corbicula Symposium. Texas Christian Univ., 1-14.
- PASTORINO, G., G. DARRIGRÁN, S. MARTIN y L. LUNASCHI. 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. **Neotrópica** 39(101-102):34.
- RIEDEL, G.F., G.R. ABBE y J.G. SANDERS. 1995. Silver and copper accumulation in two estuarine bivalves, the eastern oyster (*Crassostrea virginica*) and the hooked mussel (*Ischadium recurvum*) in the Patuxent River estuary, Maryland. **Estuaries** 18: 445-455.
- ROOSEMBURG, W.H. 1969. Greening and copper accumulation in the American oyster, *Crassostrea virginica*, in the vicinity of a steam electric generating station. **Chesapeake Science** 3: 241-252.
- SCARABINO, F. y M. VERDE. 1994. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la costa uruguaya del Río de la Plata (Bivalvia; Mytilidae). **Com. Soc. Malac. Urug.** 7(66-67):374-376.
- SOKAL, R.R. y F.J. ROHLF. 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. H. Blume ediciones. Madrid, 832 pp.
- STATISTICA. 1993. Statistica for Windows. Release 4.3. Copyright Statsoft Inc.
- VILLAR, C. A., L. MERCADO, A. RODRIGUES CAPITULO y C. BONETTO. 1997. Presencia del molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) en el Bajo Paraná. **Gayana Zoología** 61: 87-96.
- VILLAR, C.A. y C. BONETTO. 1998. Caracterización física y química del río Paraná en la zona de Atucha. Presente publicación. **Este volumen.**
- VILLAR, C.A., M. TUDINO, J. STRIPEIKIS, L. D'HUICQUE, O. TROCCOLI y C. BONETTO. 1998. Concentración de metales pesados del río Paraná en la zona de Atucha. **Este volumen.**

BELOSTOMATIDAE (HETEROPTERA) EN EL AREA DE INFLUENCIA DE LA CENTRAL NUCLEAR ATUCHA. INVENTARIO Y ESTUDIO POBLACIONAL

JUAN A. SCHNACK¹, JAVIER MUZÓN¹⁻² & PABLO J. PEREZ GOODWYN^{2*}

¹ Departamento Científico de Entomología. Museo de La Plata. Paseo del Bosque s/n (1900) La Plata, Argentina

² Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CC 712 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina

RESUMEN. La presente contribución es un informe preliminar acerca de la dinámica poblacional y composición específica de la familia Belostomatidae (Heteroptera) y la composición específica del orden Odonata en el área de influencia de la Central Atómica Atucha. Los estudios fueron realizados en el período comprendido entre diciembre de 1994 y noviembre de 1995 en tres diferentes localidades. Las taxocenosis de Belostomatidae y Odonata estuvieron integradas por diez (2 géneros) y 17 especies (3 familias y 12 géneros), respectivamente. Se analizó una población de *Belostoma oxyurum* sobre la base de los registros de fecundidad, relación de sexos y ciclo de vida.

Belostomatidae (Heteroptera) in the area influenced by the Atucha Nuclear Plant. Inventory and population study

ABSTRACT. The present work is a preliminary inform about population dynamics and species inventory of Belostomatidae (Heteroptera) and species inventory of the order Odonata present in the influence area of the Nuclear Power Plant Atucha. The studies were carried out from 12/1994 to 11/1995 in three different sites. The Belostomatidae and Odonata taxocenosis were composed by 10 (2 genera) and 17 species (3 families, 12 genera) respectively. Reproductive trends and structure of a population of *Belostoma oxyurum* were analyzed based primarily upon the recorded values of potential (mean number of mature eggs per female) and actual (mean number of fertilized eggs per carrier male) fecundities, sex ratio and life cycle.

INTRODUCCION

El presente informe comprende la elaboración del inventario específico de la familia Belostomatidae (Insecta: Heteroptera) y el estudio poblacional de los representantes más abundantes de esta taxocoenosis en el área de influencia de la Central Nuclear Atucha duran-

te el período 12/1994 - 11/1995. Asimismo, dado su potencial como bioindicadores, se efectuaron colectas intensivas del orden Odonata (Insecta), elaborándose su inventario específico.

La elección de estos grupos de insectos acuáticos se basó en el conocimiento previo, tanto sistemático como ecológico, de los mis-

* Becario de la CIC

mos para el área Parano-platense (Domizi *et al.* 1978; Muzón *et al.* 1990; Schnack *et al.* 1980, 1981, 1982, 1983, 1986, 1987, 1989a, 1989b, 1990; Spinelli *et al.* 1983).

En su origen estos estudios fueron diseñados como un aporte a la investigación de la probable contaminación térmica en el canal de salida de la Central Nuclear Atucha. Las primeras prospecciones en dicho canal evidenciaron la ausencia de los componentes vegetales imprescindibles como soporte físico de estas taxocoenosis. Por tal motivo, los esfuerzos fueron orientados a la búsqueda de limnótopos adecuados, es decir ambientes acuáticos lénticos con abundante vegetación pleustónica que permita el desarrollo de las poblaciones de insectos a estudiar, tanto en las cercanías de la central, como en áreas testigo alejadas de la misma.

Estos estudios permitieron el seguimiento anual de diversas poblaciones de especies del gn. *Belostoma*, cuyos principales atributos ecológicos poblacionales y reproductivos eran ya conocidos para el área Parano-platense (ver bibliografía citada). Posteriormente se compararon los resultados obtenidos con los esperados. Asimismo, se elaboraron los inventarios taxonómicos de los representantes de la familia Belostomatidae y del orden Odonata presentes en el área de influencia de la Central Nuclear y se los evaluó de acuerdo a la riqueza específica esperada para el área de estudio.

MATERIALES Y METODOS

A partir de las primeras prospecciones se seleccionaron tres estaciones de muestreo:

1. Club de Pesca Lima, limnótomo léntico permanente (charca) de configuración alargada (longitud máxima aproximada de 250 mts, ancho 3 mts y profundidad mayor de 2 mts). Se encuentra separado del curso del río Paraná de las Palmas por un pequeño endicamiento natural. Este ambiente se halla influenciado, a través de desbordes periódicos del río. Abundante vegetación pleustónica (carpetas vegetales) durante todo el período de muestreo, con dominancias alternadas, según la época del año, de las siguientes hidrófitas: *Azolla filiculoides*, *Lemna* sp., *Wolffia* sp., *Wolffiella* sp., *Pistia*

stratiotes, *Eichhornia crassipes*.

2. Limnótomo léntico semipermanente sobre ruta nacional N° 9. Km 64. Conformación irregular, conectada con el arroyo Pescado. Vegetación pleustónica dominada principalmente por *Azolla filiculoides* y Lemnáceas.

3. Cañada del Cazador. Escobar. Sistema de limnótopos lénticos semipermanentes influenciado por el régimen de mareas del río Paraná de las Palmas. Caracterizado por extensos juncuales y abundante vegetación pleustónica similar a la estación 1. Esta estación de muestreo fue seleccionada por su semejanza al ambiente ubicado en el Club de Pesca Lima y por haber sido estudiada con anterioridad (Schnack *et al.*, 1989 b. estación 6).

Se efectuaron muestreos mensuales a partir de diciembre de 1994 hasta noviembre de 1995. Lamentablemente no pudo completarse el ciclo anual de las poblaciones, debido a una serie de fumigaciones efectuadas sobre los cultivos adyacentes al limnótomo que comenzó el 31 de octubre de 1995. Estas fumigaciones provocaron una altísima mortalidad de casi todos los grupos de animales acuáticos presentes en el ambiente estudiado. Por tal motivo los muestreos se suspendieron a partir del 15 de noviembre de ese año, luego de haberse efectuado dos campañas sucesivas con resultados negativos.

Métodos de muestreo

– Belostomatidae: se realizaron muestreos cuali y cuantitativos mediante el uso de coladores de malla fina. La modalidad de muestreo cuantitativo consistió en la utilización de una unidad de esfuerzo constante (hora/hombre). Los especímenes capturados fueron fijados en alcohol 70° para su posterior estudio en laboratorio.

Los estudios llevados a cabo en los laboratorios del Departamento Sistemática (Sección Entomología) del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" comprendieron:

- a. Determinación taxonómica y etaria de cada espécimen.
- b. Determinación de la fecundidad potencial

(estado gonadal de las hembras). Esta actividad se llevo a cabo mediante la disección de los ejemplares, con el objeto de contabilizar el número de óvulos maduros en sus oviductos.

c. Determinación de la fecundidad real (Nº de huevos fecundados portados por macho incubante).

d. Delimitación de los estadíos larvales por medio de su cría en laboratorio.

– Odonata: se realizaron muestreos cualitativos con redes aéreas para la captura de adultos y coladores de malla fina para la captura de los estadíos larvales.

Los ejemplares adultos fueron fijados durante 24 horas en acetona pura. Las larvas fueron fijadas y conservadas en alcohol 70°.

RESULTADOS

I. Lista de especies

ORDEN HETEROPTERA

FAMILIA BELOSTOMATIDAE

SUBFAMILIA BELOSTOMMATINAE

- gn. *Belostoma* Latreille
- Belostoma bergi* (Montandon)
- Belostoma cummingsi* De Carlo
- Belostoma dentatum* (Mayr)
- Belostoma dilatatum* (Dufour)
- Belostoma elegans* (Mayr)
- Belostoma elongatum* Montandon
- Belostoma gestroi* Montandon
- Belostoma micantulum* (Stål)
- Belostoma oxyurum* (Dufour)

SUBFAMILIA LETHOCERINAE

- gn. *Lethocerus* Mayr
- Lethocerus melloleitaoi* De Carlo

ORDEN ODONATA

SUBORDEN ANISOPTERA

FAMILIA AESHNIDAE

- gn. *Aeshna* Fabricius
- Aeshna bonariensis* Rambur

FAMILIA LIBELLULIDAE

- gn. *Diastatops* Rambur
- Diastatops* sp.
- gn. *Erythrodiplax* Brauer
- Erythrodiplax corallina* (Brauer)

- Erythrodiplax nigricans* (Rambur)
- Erythrodiplax paraguayensis* (Förster)
- Erythrodiplax* sp. 1
- Erythrodiplax* sp. 2
- gn. *Miathyria* Kirby
- Miathyria marcella* (Selys)
- gn. *Micrathyria* Kirby
- Micrathyria longifasciata* Calvert
- gn. *Orthemis* Hagen
- Orthemis discolor* (Burmeister)
- gn. *Perithemis* Hagen
- Perithemis mooma* Kirby

SUBORDEN ZYGOPTERA

FAMILIA COENAGRIONIDAE

- gn. *Cyanallagma* Kennedy
- Cyanallagma bonariense* (Ris)
- gn. *Homeoura* Kennedy
- Homeoura chelifera* (Selys)
- Homeoura ambigua* (Ris)
- gn. *Ischnura* Charpentier
- Ischnura capreolus* (Hagen)
- gn. *Oxyagrion* Selys
- Oxyagrion terminale* Selys
- gn. *Telebasis* Selys
- Telebasis willinki* Fraser

II. Atributos poblacionales de Belostomátidos

El análisis de los atributos poblacionales fue realizado sobre la población de *Belostoma oxyurum* de la charca del Club de Pesca de Lima. Esta especie fue la más abundante en las capturas en esta localidad. Las capturas realizadas en las demás localidades (Cañada del Cazador y Rt. 9 km 64) no permitieron un seguimiento comparable al efectuado en la población de Lima. Este hecho fue provocado por altas fluctuaciones del nivel de agua en los ambientes lo cual incidió en la falta de carpeta vegetal y la consiguiente desaparición de individuos durante diferentes momentos del ciclo anual. De todos modos, los atributos poblacionales de *Belostoma oxyurum* son conocidos de diversas poblaciones pampásicas, entre ellas de la Cañada del Cazador, Escobar (Schnack *et al.* 1989b).

a. Relación de sexos: los valores resultantes de las capturas mensuales demuestran una relación equitativa de sexos. Los valores acumulados ($X^2 = 0,19$; 1 GL, $P < 0,05$) se ajustan a una relación 1:1, observándose homogeneidad



Figura 1. Variación de la riqueza específica del género *Belostoma* durante el período de estudio.

de los datos.

b. Fecundidad y fertilidad: los valores medios de fecundidad y el valor promedio acumulado (número de huevos por hembra grávida = $6,3 \pm 1,4$) se encuentran entre aquellos esperados para la región. En cuanto a la fertilidad (número de huevos incubantes sobre el dorso de los machos) los valores encontrados oscilaron entre 15 y 61, con un promedio de 31,6.

c. Ciclo de vida: se registró presencia de adultos en todos los muestreos realizados, mientras que el período de actividad reproductiva y oviposición fue de octubre a abril (diciembre/1994 - abril/1995, octubre/1995 - noviembre/1995). En referencia a la presencia de las ninfas correspondientes a los estadios I - V, solamente el estadio ninfal III no se halla representado en las colectas.

Estadios I - II

La presencia de ejemplares pertenecientes a estos estadios se concentraron en los meses de enero y noviembre, en concordancia con el período de oviposición. Esta distribución bimodal dentro del período reproductivo sugiere una variación en función de la edad de los adultos y de la presencia de al menos dos cohortes en el seno de la población.

Estadio III

No fueron colectados ejemplares correspondientes a este estadio. Este hecho pudo haberse debido a un artificio de las técnicas de muestreo, o bien a la elección de un micro-habitat diferente por parte de este estadio.

Estadios IV - V

Se observó una regular presencia de individuos a lo largo del año, con una mayor acumulación de ejemplares en estos estadios en los meses previos al período reproductivo y durante la primera fase de este mismo.

Adultos

Presentes durante todo el ciclo de vida. La mayor proporción de adultos, respecto a los estadios ninfales, fue observada durante los meses de octubre, noviembre, febrero y marzo, concordante con el principio y fin del período reproductivo.

CONCLUSIONES

La composición específica de las taxocenosis de *Belostomatidae* y *Odonata* reflejan valores de riqueza conformes a los esperados para el área de estudio. Respecto de los *Belostomatidae* la presencia de diez especies conviviendo en el mismo ambiente es indicativa de su normalidad y gran cantidad de nichos ocupados en el ambiente. Las 17 especies pertenecientes al orden *Odonata*, agrupadas en varias familias y géneros, son las esperadas para la región. Asimismo, el desarrollo de sus poblaciones larvales y comportamientos reproductivos de los adultos permite asegurar el normal desarrollo de estas especies en el ambiente estudiado.

Respecto a los atributos emergentes del estudio poblacional de *Belostoma oxyurum* y de su comparación con la bibliografía existen-

te, puede concluirse que esta población poseería todos sus atributos poblacionales y características del ciclo de vida dentro de los valores esperables a las poblaciones nortehñas de esta especie (Schnack *et al.*, 1989b). De todos modos, la interrupción de los estudios debido a la fumigación del ambiente estudiado, no ha permitido la constatación del comportamiento poblacional en dos ciclos consecutivos.

BIBLIOGRAFIA

- DOMIZI, E.A., A.L. ESTEVEZ, J.A. SCHNACK y G.R. SPINELLI. 1978. Ecología y estrategia de una población de *Belostoma oxyurum* (Dufour) (Hemiptera, Belostomatidae). **Ecosur** 5: 157-168.
- MUZON, J., A. RODRIGUES CAPITULO y G. JURZITZA. 1990. Populationsdynamik von *Telebasis willinki* Fraser, 1948 im Galeriewald des Río de la Plata bei Punta Lara, Argentinien (Odonata: Coenagrionidae). **Opusc. zool. flumin.** 53: 1-10.
- SCHNACK, J.A., E.A. DOMIZI y A.L. ESTEVEZ. 1990. Comportamiento reproductivo de *Belostoma oxyurum* (Hemiptera, Belostomatidae). **Rev. Soc. Entomol. Argent.** 48: 121-128.
- SCHNACK, J.A., E.A. DOMIZI, A.L. ESTEVEZ y G.R. SPINELLI. 1980. Determinantes ecológicos de la competencia sexual en Belostomatinae. Consideraciones sobre una población de *Belostoma oxyurum* (Dufour) (Hemiptera: Belostomatidae). **Ecosur** 7: 1-13.
- SCHNACK, J.A., E.A. DOMIZI, A.L. ESTEVEZ y G.R. SPINELLI. 1989a. Ecología del comportamiento reproductivo de Belostominae. I. Sistema de apareamiento en poblaciones del área platense de *Belostoma oxyurum*, *B. elegans* y *B. micantulum* (Hemiptera: Belostomatidae). **Rev. Soc. Entomol. Argent.** 45: 85-94.
- SCHNACK, J.A., E.A. DOMIZI, A.L. ESTEVEZ, G.R. SPINELLI y E.G. BALSEIRO. 1982. Demografía experimental en Belostomatidae (Hemiptera). I. Introducción y programa de supervivencia de *Belostoma oxyurum* (Dufour) y *Belostoma bifoveolatum* Spinola, en condiciones fluctuantes. **Rev. Soc. Entomol. Argent.** 41: 125-138.
- SCHNACK, J.A., E.A. DOMIZI, A.L. ESTEVEZ, G.R. SPINELLI y E.G. BALSEIRO. 1983. Demografía experimental en Belostomatidae (Hemiptera). II. Tasas reproductivas en *Belostoma oxyurum* (Dufour) y *Belostoma bifoveolatum* Spinola, en condiciones fluctuantes. **Limnobiós** 2: 363-370.
- SCHNACK, J.A., E.A. DOMIZI, G.R. SPINELLI y A.L. ESTEVEZ. 1981. Influencia de la densidad sobre la fecundidad y competencia interespecífica con referencia especial a una población de Belostomatidae (Insecta: Hemiptera). **Limnobiós** 2: 239-246.
- SCHNACK, J.A., A.I. KEHR y G.R. SPINELLI. 1989b. Reproductive trends and structure of six local populations of *Belostoma oxyurum* (Heteroptera: Belostomatidae). **Medio ambiente** 10: 57-66.
- SCHNACK, J.A., G.R. SPINELLI, A.L. ESTEVEZ y E.A. DOMIZI. 1986. Aspectos de la ecología reproductiva de poblaciones bonaerenses de *Belostoma elegans* (Mayr) y *B. micantulum* (Stal) (Hemiptera: Belostomatidae). **Rev. Asoc. Cs. Nat. Litoral** 17: 31-37.
- SCHNACK, J.A., G.R. SPINELLI, A.L. ESTEVEZ y E.A. DOMIZI. 1987. Ciclo anual y estructura de edades de *Belostoma micantulum* (Stal) y *B. elegans* (Mayr), con referencia a dos poblaciones de la provincia de Buenos Aires (Hemiptera: Belostomatidae). **Rev. Museo de La Plata N.S., Zool.** 14: 83-91.
- SPINELLI, G.R., E.G. BALSEIRO, E.A. DOMIZI, A.L. ESTEVEZ y J.A. SCHNACK. 1983. Demografía experimental en Belostomatidae (Hemiptera). III. Supervivencia y expectativa de vida de *Belostoma micantulum* (Stal), en condiciones constantes de laboratorio. **Neotropica** 29: 27-34.

IMPACTO DE LA CENTRAL NUCLEAR ATUCHA SOBRE EL PARANA DE LAS PALMAS: SINTESIS Y CONCLUSIONES

CARLOS A. VILLAR*, SERGIO E. GÓMEZ & CARLOS A. BONETTO

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" CC 712 (1900) La Plata. Buenos Aires. Argentina

RESUMEN. La Central Nuclear Atucha toma $69.600 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ de agua del Bajo Paraná para abastecer su circuito de enfriamiento. Dicho caudal es devuelto al río 6 minutos después a una temperatura $8-12^\circ \text{ C}$ más elevada, produciendo una pluma térmica de aproximadamente 1.000 m de longitud, 60 m de ancho y $2-3 \text{ m}$ de profundidad que se extiende aguas abajo del punto de vertido. No se observó efecto alguno del aumento de temperatura sobre la composición química del agua, su contenido de nutrientes y de metales pesados, el fitoplancton, su densidad, composición específica y tasa de fijación de carbono. La actividad bacteriana, la riqueza específica, fecundidad y fertilidad de poblaciones de insectos. Si bien el aumento de la temperatura no resultó letal, larvas y juveniles de peces colectados en el canal de salida del circuito de enfriamiento registraron daños y laceraciones que afectan su capacidad natatoria. Se sugiere que el porcentaje afectado es pequeño respecto del total de la población y que no tiene efecto alguno sobre la densidad y composición del poblamiento íctico del río toda vez que la central está alejada de las áreas de desove. El mitilido invasor *Limnoperna fortunei* ha invadido las paredes del interior del circuito de enfriamiento. Los ejemplares poseen tallas y pesos menores y contenido de metales mayores que el de los colectados en el río, hecho que se sugiere relacionado con el efecto deletéreo del aumento de la temperatura. El impacto de la central es poco relevante porque el tiempo de residencia del agua en el circuito de enfriamiento es breve, el aumento de la temperatura relativamente pequeño y el caudal que circula a través del circuito de refrigeración es modesto respecto del caudal del río.

Impact of Atucha Nuclear Plant on the Paraná de las Palmas River: synthesis and conclusions

ABSTRACT. Atucha Nuclear Power Plant cooling system takes up $69.600 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ of water from the Lower Paraná River. The water is returned to the river 6 minutes later with a temperature $8-12^\circ \text{ C}$ higher, developing a plume of about $1,000 \text{ m}$ length, 60 m width and $2-3 \text{ m}$ deep downstream the discharge. Temperature increase did not significantly affect water composition, nutrient and metal concentration, phytoplankton density and composition, fitoplankton carbon fixation and bacterial production, species richness, fecundity and fertility of insects downstream. Although temperature increase was not lethal to fish larvae and juveniles, exemplars collected in the outlet of the cooling system were strongly injured. It is suggested that the proportion damaged is small compared with the total population and that the Plant did not affect fish density because spawning areas lie far upstream. The invasive bivalve *Limnoperna fortunei* has colonised the cooling system. Body condition was significantly affected and tissue metal content was higher than exemplars sampled at the river, plausibly because of faster metabolism associated with the higher temperature. Overall, the impact of the Plant over the Lower Paraná River is negligible because of the short water residence time within the cooling system, the relatively low temperature increase and the small proportion of the river discharge that is used by the plant.

* Becario CIC.

El presente volumen reúne los estudios llevados a cabo sobre el efecto de la Central Nuclear Atucha sobre el Bajo Paraná. Se llevó a cabo una caracterización física y química del agua del río Paraná en la región de la central y se estudió el efecto de la misma en componentes de la biota que por su sensibilidad a los cambios producidos en su entorno pueden ser considerados como indicadores de impacto, realizando muestreos periódicos en el río aguas arriba y abajo de la central y en los canales de ingreso y egreso al circuito de refrigeración de la misma.

El agua que se utiliza en el circuito de refrigeración ($69.600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) de la central es devuelta al río con una temperatura $8-12^\circ\text{C}$ por encima de la inicial produciendo una pluma térmica sobre la margen derecha, de unos 1.000 m de longitud, 60 m de ancho, y $2-3 \text{ m}$ de profundidad. La composición química del agua y su contenido de metales pesados no se vieron afectadas por el pasaje a través del circuito de enfriamiento (Villar y Bonetto 1998; Villar *et al.* 1998). Tampoco se observó efecto alguno sobre la densidad y composición específica del fitoplancton (Mercado y Gómez 1998), su tasa de fijación de carbono y la producción bacteriana (Donadelli y Di Siervi 1998). La riqueza específica, fecundidad y fertilidad de poblaciones de insectos (*Belostomatidae* y *Odonata*) en un ambiente localizado inmediatamente aguas abajo de la central no registraron diferencias respecto de zonas más distantes, no influidas, y el conocimiento previo que se tiene para esos grupos en la región (Schnack *et al.* 1998).

El ictioplancton que es arrastrado a través del circuito mostró un evidente efecto deletéreo (Mercado *et al.* 1998). Si bien se determinó mediante bioensayos que el aumento de temperatura al que se somete el agua no es letal para las larvas de peces, les produce un severo estrés que afecta sus posibilidades de sobrevivencia cuando son devueltas al cauce. La inmensa mayoría de las larvas y juveniles colectados en el canal de salida del circuito de enfriamiento registraron daños evidentes, tales como laceraciones o pérdida de capacidad natatoria, que se deberían al impacto mecánico que sufren, representado fundamentalmente por los bruscos cambios de presión, la retención contra los tamices de malla metálica que filtran el agua previo a su ingreso a la sala de bombeo y la intensa turbulencia a que son sometidos dentro del circuito. Se desconoce la proporción

respecto del total de la población que es afectada, pero se estima que dicha proporción es pequeña toda vez que el porcentaje de larvas impactadas no difiere significativamente entre las estaciones de muestreo aguas abajo y aguas arriba de la central, y registró densidades semejantes a las observadas aguas abajo, en la zona de Zárate (Fuentes y Espinach Ros 1998). Aun así, cabría preguntarse hasta que punto la mortandad inducida tiene efecto sobre la composición y/o abundancia de peces en la zona. El conocimiento general sobre las migraciones de peces para el río Paraná indica que las especies de grandes migradores realizan desplazamientos extensos para alcanzar las zonas de reproducción y desove situadas en su mayoría a considerable distancia aguas arriba del Paraná Medio (Paraná Superior, Paraguay, Pilcomayo, Bermejo, etc.). La actividad reproductiva de los peces migradores aumenta en situaciones de crecimiento sostenido del nivel de las aguas y de la temperatura (Tablado y Oldani 1984), coincidiendo con las crecientes. Los huevos, larvas y juveniles se desplazan aguas abajo concentrándose en las márgenes para ingresar a los ambientes leníticos de la llanura de inundación del Paraná Medio, donde se desarrollan en un ambiente de mayor refugio y disponibilidad alimentaria (Bonetto 1963, 1986; Bonetto *et al.* 1981). La zona de mayor abundancia de lagunas se ubica en el área comprendida aproximadamente entre Corrientes y San Nicolás, donde la mayor parte del extenso valle aluvial esta ocupada por infinidad de lagunas de variadas dimensiones. En la zona donde se localiza la central, por el contrario, el valle aluvial se compone fundamentalmente de grandes extensiones inundables cubiertas por macrófitas emergentes (pajonales), con escasas lagunas. Por su ubicación la central no impacta sobre las zonas de reproducción, desove o cría ya que estas se encuentran aguas arriba. En particular el afluyente más austral del Paraná que registra movimientos migratorios de importancia es el río Carcarañá (Gómez y Toresani en prensa), cuya desembocadura sobre el Paraná se sitúa aproximadamente 200 km aguas arriba de la central. La misma tampoco interfiere con el ascenso de los reproductores hacia las zonas de desove. De las varias especies de peces migradores que habitan la cuenca (Bonetto 1986; Ringuelet 1975) solo *P. lineatus* se ha encontrado en las capturas de adultos en el canal de acceso.

El aumento de temperatura en el canal de

salida produce un efecto adverso evidente sobre la población del mejillón exótico *Limnoperna fortunei* que tapiza las paredes del mismo, representado fundamentalmente por una significativa disminución de la talla, peso y condición de los ejemplares, y por una estructura poblacional con ausencia de las clases de talla mayores que caracterizan otras poblaciones del mitflido en la zona (Villar *et al.* 1998). A pesar del efecto mencionado, las mayores temperaturas no evitan la colonización de las superficies interiores del circuito de enfriamiento, representando el mejillón un riesgo de colmatación muy serio para el funcionamiento de la central. El aumento en el contenido de metales en su biomasa probablemente se deba al incremento de la tasa metabólica que acompaña el aumento de la temperatura.

El resultado de los estudios llevados a cabo permite concluir que el impacto ambiental de la central Nuclear Atucha sobre el Paraná de las Palmas es poco relevante. El escaso efecto que produce se debe fundamentalmente a la ocurrencia combinada de varios factores: el diseño del circuito de enfriamiento determina que el tiempo de residencia del agua en el circuito sea breve (6 minutos), un salto térmico relativamente modesto (8-12°C), y la relación de caudales entre los requerimientos de la central respecto al caudal del río, que representa solo el 0,4 % del mismo.

El resultado de todo trabajo científico a la vez que expande el horizonte del conocimiento plantea nuevos interrogantes. Si bien el aumento de la tasa metabólica resulta en un aumento en la bioacumulación de metales en mitflidos del circuito de refrigeración, dado el elevado caudal del mismo no puede con la información disponible rechazarse una hipótesis alternativa: que en el circuito de refrigeración se liberen cantidades de metales que produzcan un aumento de concentración en el agua muy bajo para ser detectado con los métodos utilizados en el presente estudio pero cuya bioacumulación permita detectarlos. Es la opinión de los autores que los trabajos realizados deberían ser complementados con nuevas investigaciones poniendo especial énfasis en la determinación de sustancias xenobióticas en organismos bioacumuladores en diferentes niveles de la trama trófica aguas abajo de la central.

BIBLIOGRAFIA

- BONETTO, A.A. 1963. Investigaciones sobre migraciones de peces en los ríos de la cuenca del Plata. **Ciencia e Investigación** 19: 12-27.
- BONETTO, A.A. 1986. Fish of the Paraná system. En B.R.Davies y K.F.Walker (Eds). The ecology of river systems. Cap 11 B: 573-588. Dr. W. Junk Publishers. Dordrecht, The Netherlands.
- BONETTO, A.A., A.M CANON VERON y D. ROLDAN. 1981. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en el río Paraná. **Ecosur** 8: 29-40
- DONADELLI, J. y M. DI SIERVI. 1998. Efecto de la Central Nuclear Atucha sobre la producción primaria del fitoplancton y la producción bacteriana del río Paraná. **Este volumen.**
- FUENTES C.M. y A. ESPINACH ROS. 1998. Distribución espacial y temporal del ictioplancton en un punto del bajo delta del río Paraná. **Rev. Mus. Arg. Cs. Naturales "Bernardino Rivadavia" Hidrobiología** 8(1): 51-61.
- GOMEZ S.E. y N.I. TORESANI. (en prensa). Las Pampas. En: Evaluación de los Humedales de América del Sur. Ed. Wetlands for the Americas. Capítulo 12: 1-22.
- MERCADO, L.M. y N. GOMEZ. 1998. Fitoplancton del río Paraná de las Palmas y efectos ocasionados por la Central Nuclear Atucha (Bs. As., Argentina). **Este volumen.**
- MERCADO, L., A. MIQUELARENA y L. PROTOGINO. 1998. Ictiofauna del río Paraná de las Palmas en la zona de influencia de la Central Nuclear Atucha. **Este volumen.**
- RINGUELET, R.A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. **Ecosur** 2: 1-122.
- SCHNACK, J.A. J. MUZON y P.J. PEREZ GOODWYN. 1998. Belostomatidae (Heteroptera) en el área de influencia de la Central Nuclear Atucha. Inventario y estudio poblacional. **Este volumen.**
- TABLADO, A. y N. OLDANI. 1984. Consideraciones generales sobre migraciones de peces en el río Paraná. **Bol. Asoc. Cienc. Nat. Litoral** 4: 31-34.
- VILLAR, C.A. y C.A. BONETTO. 1998. Caracterización física y química del Bajo Paraná. Efecto de la Central Nuclear Atucha. **Este volumen.**
- VILLAR, C.A., L.M. MERCADO, J. STRIPEIKIS, L. D'HUICQUE, M. TUDINO, O. TROCCOLI y C.A. BONETTO. 1998. Impacto de la Central Nuclear Atucha sobre el molusco invasor *Limnoperna fortunei*. **Este volumen.**
- VILLAR, C.A., M. TUDINO, J. STRIPEIKIS, L. D'HUICQUE, O. TROCCOLI y C.A. BONETTO. 1998. Concentración de metales pesados en el bajo Paraná en la zona de Atucha. **Este volumen.**



INSTITUTO DE LIMNOLOGÍA "Dr. R. A. Ringuelet"



Ricardo H. Albino
ILPLA-Biblioteca
(CCT La Plata-CONICET) - UNLP
Av. Calchaquí Km 23,5
1888-Florencio Varela
Prov. Bs. As., Argentina

Tel: +54-(011)4275-8564 - Interno 44

+54-(011)4275-7799 - Fax: Interno 31

e-mail: bibliote@ilpla.edu.ar

e-mail alternativo: gudea2001@yahoo.com

URL - <http://www.ilpla.edu.ar>