

EFFECTOS DE LA INTERVENCIÓN ANTRÓPICA SOBRE SISTEMAS MARINOS COSTEROS: EL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA

Jorge Eduardo Marcovechio¹ y Rubén Hugo Freije²

¹Laboratorio de Química Marina, Instituto Argentino de Oceanografía (IADO). Casilla de Correo 804. Complejo CRIBABB, Florida 4000, Edificio E-1, 8000 Bahía Blanca, Argentina.
E-mail: jorgemar@criba.edu.ar

²Cátedra de Química Ambiental, Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur (UNS). Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca, Argentina. E-mail: qmfreije@criba.edu.ar

Resumen

La dinámica, interrelaciones y equilibrios de los Sistemas Naturales pueden ser significativamente perturbados como consecuencia de intervenciones humanas que generen modificaciones (desde circunstanciales hasta estructurales) en el balance de sus actividades. Cada tipo de ambiente tiene características particulares que condicionan la respuesta producida ante estos cambios. Los procesos humanos que generan mayores consecuencias sobre los sistemas marinos costeros son: el mal uso del suelo (incluyendo la urbanización no planificada), la descarga de efluentes domésticos y/o industriales sin tratamiento, las actividades portuarias o la disposición inadecuada de residuos sólidos. La coexistencia de varios de estos procesos pueden llevar a la generación de diferentes tipos de impactos sobre el Sistema Natural, y las correspondientes magnitudes dependerán tanto de la intensidad del fenómeno como de la capacidad de respuesta del ambiente en cuestión.

El estuario de Bahía Blanca, en el sur del litoral Atlántico bonaerense, es un excelente caso de estudio, por constituir un ambiente transicional de gran tamaño, en cuyo interior se desarrolla una intensa intervención humana, que incluye la mayoría de los procesos mencionados. Este ambiente ha sido particularmente estudiado desde la década de los '70, incluyendo los parámetros físico-químicos de sus aguas, procesos biológicos asociados y presencia de contaminantes. Estos estudios permiten caracterizar los potenciales efectos sobre el sistema, y reconocer la capacidad de reacción del mismo. Las tendencias identificadas se analizan en un marco histórico, lo que permite señalar procesos evolutivos en la calidad ambiental del estuario. Esta información es de gran utilidad para concretar planes de control y manejo del estuario.

Palabras clave: Estuario, Parámetros físicoquímicos, Contaminantes, Ciclos biogeoquímicos, Evolución histórica.

Abstract

Effects of antropic intervention over costal marine systems: The Bahia Blanca estuary. Natural Systems dynamic, relationships and equilibrium can be significantly affected due to human interventions which modificate (both eventually or structurally) their activities balance. Each environment has its own characteristics which determine the response against these changes. Main human processes generating the strongest effects on coastal marine systems are: non adequated use of soils (including unplanned urbanization), untreated domestic or industrial sewage discharge, harbour activities, and uncorrected solid waste disposal. Simultaneous occurence

Trabajo presentado con motivo de la entrega del premio "Horacio Damianovich" en Química Ambiental, al Dr. Jorge E. Marcovechio, el 21 de noviembre de 2003.

of these processes can generate different kind of impacts on Natural Systems, and their magnitudes will depend not only on phenomena intensity but also response ability of the considered environment.

Bahía Blanca estuary, on the southern Buenos Aires Province Atlantic littoral, is an excellent study case, because it is a large transitional environment with a great Human activity in its inner area, including most of the above mentioned processes. This environment has been particularly studied since '70s decade, including its water physico-chemical parameters, associated biological processes and pollutants occurrence. These studies allow to characterize the potential effects on the system, as well as to recognize its response ability. The identified trends are analyzed within an historical viewpoint, which allows to point out evolutive processes on the estuary environmental quality. This information is largely useful to make concrete monitoring and management programmes for the estuary.

Key words: Estuary, Physicochemical parameters, Pollutants, Biogeochemical cycles, Historical evolution.

Introducción

El estudio de la calidad ambiental de los sistemas acuáticos es una de las herramientas científicas más útiles a la hora de caracterizarlos, y ha sido reconocido como un excelente proveedor de información útil para optimizar la toma decisiones de manejo (Dadon, 2003). Simultáneamente se debe tener en cuenta que alrededor del 40% de la población mundial vive en la Zona Costera, a menos de 100 Km de los litorales marinos o fluviales (Cohen et al., 1997; Marcovecchio, 2000), y que este porcentaje aumenta significativamente en América Latina (SCOR/IABO/UNESCO, 1982; PNUMA, 2000). El Sistema Costero tiene un rol central en la estructura productiva del ambiente marino; a manera de ejemplo se puede mencionar que aproximadamente el 80% de la productividad de los océanos, así como sus principales procesos bio-geoquímicos se dan en esta región (Martin et al., 1980; SCOR/IABO/UNESCO, 1982; Salomons et al., 1999). Sin embargo, y en forma simultánea, los sistemas costeros son el sumidero de los desechos de numerosas actividades humanas que los pueden afectar, tanto en forma *directa* (por ejemplo, operaciones portuarias, descarga de efluentes cloacales e industriales, dragados y refulados, etc) como *indirecta* (por ejemplo, drenaje continental, depositación atmosférica, etc). La suma de estas actividades aporta una enorme cantidad de materiales y sustancias terrestres que ingresan al Sistema Costero, modificando así los ciclo biogeoquímicos que allí se desarrollan, con diferentes consecuencias según las circunstancias. Las sustancias que pueden ingresar por esta vía al Sistema Costero son tan diversas como nutrientes inorgánicos, materia orgánica, agroquímicos (incluyendo biocidas y fertilizantes) o metales pesados entre otros (Marcovecchio, 2000). En este sentido, el conocimiento de la es-

tructura hidrográfica de los ecosistemas acuáticos—dulceacuícolas, estuariales, marinos— constituye una herramienta útil para su caracterización y para la comprensión de su importancia ecológica (Burton, 1976). Además, las estimaciones de las tasas de transporte de nutrientes desde el continente hacia el mar son requisitos para el manejo de la zona costera (Uncles et al., 1998). De la misma manera, la evaluación integrada de la presencia, distribución y efectos de contaminantes en los diferentes compartimientos de la Zona Costera permite tanto realizar diagnósticos certeros de su *status* ambiental como pronosticar las posibilidades de uso de los mismos (Rebello Wagener, 1991; Marcovecchio, 2000).

El extenso litoral marino argentino incluye numerosos ambientes de diferentes características, y muchos de ellos están bajo intervención antrópica de diferentes intensidades, lo que les genera distintos efectos y conflictos, algunos de ellos parcialmente caracterizados (Pucci, 1991; Marcovecchio, 2000). Entre estos ambientes se destaca el estuario de Bahía Blanca, en el sudeste del litoral atlántico de la Provincia de Buenos Aires, que constituye un buen caso de estudio por incluir simultáneamente un sistema natural de gran dinámica y con una muy importante diversidad biológica (Hoffmeyer, 1994; López Cazorla, 1997; Gayoso, 1998; Popovich & Gayoso, 1999; Botto & Iribarne, 1999; Parodi & Barría de Cao, 2003) e instalaciones humanas de gran porte (ciudades, puertos, núcleos industriales, pesquerías comerciales, depósitos de petróleo y combustibles, etc) (Pucci, 1991; Marcovecchio, 2000; Perillo et al., 2001). En este sistema, y durante varias décadas, se han llevado adelante numerosos estudios disciplinares que han permitido tener una caracterización amplia del mismo, y cuya integración facilitó la interpretación de procesos que allí se desarrollan. El enorme desarrollo industrial que se produjo en

esta región a partir de fines de los '70 y comienzo de los '80 modificó algunas de las condiciones basales del sistema, y generó nuevos equilibrios en el estuario que son los que hoy regulan su funcionamiento.

En el presente trabajo se analiza el desarrollo histórico de los estudios realizados en el aspecto químico-ambiental y se intenta interpretar la condición actual del estuario a la luz de los resultados disponibles.

Materiales y Métodos

Descripción del ambiente estudiado

El estuario de Bahía Blanca está ubicado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, entre los 38°45' y 39°25' de latitud sur y 61°45' y 62°25' de longitud oeste (Figura 1). Tiene una forma alargada en dirección NO-SE, de una longitud de aproximadamente 80 Km, con un canal principal y varios canales secundarios que separan extensas planicies de marea e islas (Perillo & Piccolo, 1991). Las características climáticas de esta zona corresponden a un clima seco y templado. Los vientos predominantes son del NO, y soplan con frecuencia e intensidad variables.

La región está surcada por un gran número de canales marinos que desaguan en el Canal Principal de Navegación, el cual se destaca claramente en bajamar, con unos 400 Km² de superficie, mientras que en condiciones de pleamar las aguas cubren una superficie próxima a los 1300 Km² (Ferrer, 2001).

La característica general de la bahía es la presencia de numerosos canales y la típica composición de sus sedimentos, limosos en su nacimiento y predominantemente arenosos en la boca, con variaciones en la proporción limo-arcillosa a arcillo-limosa entre ambas zonas (Gelós & Spagnuolo, 1982; Cuadrado *et al.*, 2004).

La hidrografía del área está afectada por cambios climatológicos y la cuenca interna del sistema presenta características estuariales transitorias en períodos de precipitaciones intensas (Piccolo & Perillo, 1990). La salinidad del agua varía entre 17 y 38 ups en función a los regímenes estacionales de lluvias, vientos y temperaturas (Freije *et al.*, 1981). Las oscilaciones de marea de 4 m y los vientos predominantes del noroeste crean una fuerte corriente de marea, la cual facilita la mezcla del agua dando por resultado una distribución verticalmente uniforme de los parámetros oceanográficos. El intercambio de agua está influenciado por un régimen de mareas semidiurno y la entrada de agua dulce está

restringida a pequeñas corrientes, arroyos y ríos. Los canales de la Ballena, Maldonado y el arroyo Galván desaguan en el veril norte del Canal Principal de Navegación mientras que en el veril sur se vierten los canales Bermejo, Tres Brazas, de la Lista y del Embudo, y los arroyos Laborde, de las Vizcachas y Cabeza de Buey (Figura 1).

Sobre la costa norte de la bahía, se encuentran los asentamientos urbanos de Gral. Cerri, Ing. White, Punta Alta y Bahía Blanca, esta última con una población que excede los 350.000 habitantes, y los puertos Ing. White, Galván, Rosales y la Base Naval Puerto Belgrano. El canal principal es navegado por embarcaciones pesqueras, buques de carga y de transporte de combustibles y cereales principalmente.

La costa sur de la Bahía no posee límites bien definidos ya que varía totalmente con el estado de mareas y en ella se encuentran gran número de islas e islotes; la zona interior de la Bahía se continúa por el Salitral de la Vidriera o de Garnica que penetra en el continente en la dirección NO y se observan en ella lagunas y salinas (Perillo *et al.*, 2001).

Las principales vías de acceso de sustancias contaminantes a este sistema son efluentes de los núcleos urbanos, así como de origen industrial (el polo industrial se compone en su mayoría de refinerías, plantas petroquímicas y fábricas de plásticos) o generados por otras industrias asentadas en la región (lavaderos de lanas, plantas textiles, silos y molinos cerealeros, curtiembres y frigoríficos, e industrias relacionadas) (Marcovecchio *et al.*, 2001). Todos estos residuos ingresan al estuario a través de los cursos de agua dulce que desaguan en la bahía. Además, y a través de las actividades de refinerías e industrias petroquímicas, así como del almacenamiento y transporte de petróleo y combustibles derivados, ingresan al sistema compuestos orgánicos de distintos tipos (Perillo *et al.*, 2004). El dragado del canal principal de navegación es otra de las actividades importantes en el área que inciden en el transporte de contaminantes (Marcovecchio, 2000). Por último, vale la pena destacar que existe un continuo aporte atmosférico de sustancias, proveniente de la utilización de combustibles fósiles, humos y partículas en suspensión producto de actividades industriales y urbanas (Pucci, 1991).

Síntesis de los estudios realizados

La información existente sobre el estuario de Bahía Blanca es muy amplia, y sus antecedentes se remontan a la segunda mitad del siglo XIX, incluyendo informes realizados por



Fig. 1: Ubicación del estuario de Bahía Blanca.

Darwin (1845) sobre la distribución y caracterización de sales presentes en el *Salitral de la Vidriera*. De todas maneras es importante destacar que en esta primera etapa la información es fragmentada y dispersa, y no tiene ninguna sistematicidad en su obtención. A pesar de la existencia de varios trabajos que incluyeron mediciones de parámetros fisicoquímicos del agua del estuario, recién en 1974 se inicia un muestreo sistemático quincenal en Ing. White y Puerto Cuatros (en la zona interior del estuario), que continúa en la actualidad. Los resultados obtenidos en este programa de trabajo han permitido definir a la zona interior del estuario como “verticalmente homogéneo” e “hipersalino” en ocasión de veranos cálidos y secos (Freije *et*

al., 1981; 1988). Simultáneamente se identificó también la influencia que ejercen sobre la salinidad las precipitaciones producidas sobre la cuenca de los tributarios y sobre la bahía misma.

La identificación del comportamiento y distribución natural de los parámetros fisicoquímicos estructurales (por ejemplo, temperatura, salinidad, pH, alcalinidad) y ecofisiológicos (por ejemplo, nutrientes inorgánicos, oxígeno disuelto, materia orgánica, pigmentos fotosintetizadores) del sistema determinados durante un período muy prolongado (como es el caso de este estudio), permiten caracterizar plenamente las condiciones basales de funcionamiento del mismo, y detectar rápidamente las desviaciones

del comportamiento normal atribuibles a actividades humanas desarrolladas en la región.

¿Qué treinta años no es nada?

Existen antecedentes de programas de investigación global de la distribución de sustancias químicas, incluyendo contaminantes, en grandes áreas geográficas de varios continentes; entre ellos vale la pena mencionar el *International Mussel Watch Programme* (Goldberg *et al.*, 1978; Farrington & Tripp, 1995) o el *Worldwide Persistent Organochlorine Compounds Monitoring Programme* (Tanabe *et al.*, 1987; 1994; Tanabe & Tatsukawa, 1991) que se ocuparon de evaluar las tendencias globales en la distribución de algunos compuestos en sistemas marinos costeros de todo el mundo. A diferencia de éstos, el programa de estudios desarrollado en la zona interior del estuario de Bahía Blanca consiste en la generación de una larga serie temporal de datos obtenidos con gran frecuencia; de hecho, y a partir de 1974, se realizaron muestreos quincenales en dos puntos de la mencionada región, y que incluso fueron semanales en buena parte del período indicado. El desarrollo sistemático de este estudio en el estuario de Bahía Blanca, realizado durante las últimas tres décadas, ha permitido generar una base de datos sobre la cual se pueden fundamentar algunos conceptos que explican el funcionamiento y la condición físico-química del estuario. La larga serie de datos permite por otro lado diferenciar los desvíos debidos a la variabilidad natural de las muestras de aquellos producidos por la incidencia de alguna actividad realizada en la región y que aparta los datos de su distribución normal. A manera de ejemplos, a continuación se sintetiza brevemente el estado de conocimiento de los principales parámetros de la Oceanografía Química del estuario, incluyendo tanto algunos comentarios sobre su distribución normal a lo largo del período evaluado como de los estudios de contaminación:

1. Salinidad

Las variaciones que sufre el contenido de sales –en virtud de su comportamiento conservativo en el agua de mar– resultan la base sobre la cual se deben sustentar cualquier otro tipo de análisis de elementos o compuestos químicos (tanto naturales como antropogénicos) presentes en la misma matriz. A su vez esta variación de la salinidad en el tiempo es la que nos permitirá realizar balances de sal y de agua en el estuario, información insoslayable para definir sus características hidrodinámicas. En la Tabla 1 se presenta un análisis estadístico de

Tabla 1. Salinidad media, desvío estándar, máxima y mínima de Ing. White y Pto. Cuatrerros entre 1974 y 2002. (Expresada en u.p.s.: Unidades prácticas de Salinidad)

Salinidad (u.p.s.)	White	Cuatrerros
Media	33,98	32,83
Desvío estándar	2,60	3,72
Máxima	40,91	41,89
Mínima	15,84	17,29
Número de datos	681	894

unos 20 años de mediciones quincenales en los puertos de Ing. White y Pto. Cuatrerros, del cual surgen algunos hechos salientes:

a) Los valores medios de salinidad en Ing. White son mayores que los registrados en Pto. Cuatrerros, pero la dispersión de los valores es mayor en este último sitio, reflejando que los factores condicionantes de la salinidad (que son la evaporación y el drenaje terrestre) inciden más en la zona proximal.

b) La región más interna del estuario está fuertemente influenciada por la evaporación, tomando en cuenta que los valores de salinidad han sido durante todo el período estudiado - del orden de 1 ups mayor en Pto. Cuatrerros que en Ing. White.

c) Los menores valores de salinidad se registraron en Ing. White, teniendo en cuenta que esta zona se ve influenciada por la desembocadura del Arroyo Napostá Grande, aunque también se debe destacar que recibe las aguas del río Sauce Chico a medida que avanzan hacia la zona externa del estuario.

2. Temperatura

La temperatura del agua en la zona interna está fuertemente condicionada por la temperatura ambiente, lo que permite caracterizar a este sistema como un cuerpo de agua continental somero. Ya en 1977 Freije *et al.* comprobaron que los valores de la temperatura del agua del estuario ajustaba significativamente con las temperaturas promedio del aire en Bahía Blanca, tomando a tal fin el valor medio entre las máximas y mínimas diarias de los cinco días previos al muestreo. En la Figura 2 se presentan las curvas medias de temperatura del agua para Ing. White y Pto. Cuatrerros, en relación con la temperatura media del aire de Bahía Blanca (WorldClimate, 2003). En este sentido los datos graficados muestran un ajuste significativo, a pesar de compararse medias de un período muy largo con un año cualquiera.

En la Tabla 2 se incluye una síntesis de los datos de temperatura del agua de Pto. Cuatrerros e Ing. White durante el período evaluado.

Estas variaciones de la temperatura son de gran importancia en el estuario, considerando que no sólo influyen sobre la distribución y metabolismo de los organismos, sino que también regulan los contenidos de oxígeno disuelto y la especiación de las distintas formas químicas de los elementos presentes en el agua.

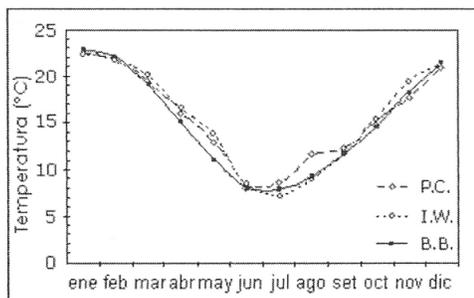


Fig. 2. Distribución anual de temperatura en el agua de Puerto Cuatrerros (PC) y de Ingeniero White (IW) en relación con la temperatura media del aire en Bahía Blanca (BB).

3. Oxígeno Disuelto

El contenido de oxígeno de un cuerpo de agua es un buen indicador de su "estado de salud ambiental", y sus disminuciones por debajo de ciertos niveles constituyen para la mayoría de las especies una señal de alerta. Debido a la alta dinámica del estuario de Bahía Blanca, en general las concentraciones de oxígeno disuelto son cercanas a los valores de saturación, factor que colabora con la oxidación y remineralización de la materia orgánica presente en el sistema. Dado que el proceso de fotosíntesis contribuye con el aporte de oxígeno al agua, y por tratarse de un sistema altamente eutrófico, en ocasión del florecimiento típico de invierno-primavera temprana es común medir sobresaturaciones de hasta 130%. No se han detectado zonas anóxicas en ninguna ocasión ni lugar.

En la Tabla 3 se incluye una síntesis de los valores de oxígeno disuelto determinados en el estuario de Bahía Blanca en los últimos 30 años.

Se observa en la tabla que, en general, la condición aerobia de las aguas se alcanza más que satisfactoriamente, ya que estos valores rondan los de saturación para las temperaturas y salinidades del agua de mar en cada caso.

4. Nutrientes

Una de las características más salientes de la riqueza potencial de un sistema acuá-

Tabla 2. Temperatura media, desvío estándar, máxima y mínima de Ing.White (IW) y Pto.Cuatrerros (PC) entre 1974 y 2002.

	Temperatura (°C)					
	1974 - 1982		1983 - 1992		1993 - 2002	
	I.W.	P.C.	I.W.	P.C.	I.W.	P.C.
Media	14,90	13,94	15,39	14,74	15,01	14,70
Desvío estándar	5,14	5,52	5,64	5,69	5,04	5,66
Mínimo	5,5	4,3	4,07	4,1	4,82	5,1
Máximo	23,94	24,5	25,4	26	25,9	25,6
N° datos	158	215	272	345	228	335

Tabla 3. Niveles medios de oxígeno disuelto, desvío estándar, máxima y mínima de Ing.White (IW) y Pto.Cuatrerros (PC) entre 1974 y 2002.

	Oxígeno disuelto (mg.L ⁻¹)					
	1974 - 1982		1983 - 1992		1993 - 2002	
	I.W.	P.C.	I.W.	P.C.	I.W.	P.C.
Media	11,13	7,73	11,35	—	7,74	7,58
Desvío estándar	1,77	1,50	1,85	—	6,20	1,81
Mínimo	5,92	4,37	8,43	—	4,55	3,20
Máximo	15,50	11,63	15,36	—	10,15	11,54
N° datos	151	67	47	—	246	153

tico es su contenido en sales llamadas nutrientes, que son –junto con el carbono, que normalmente se encuentra en una alta concentración a partir del CO₂ disuelto– los constituyentes que se van a incorporar a los vegetales en el primer nivel trófico. Generalmente se analizan tres formas de N (nitrato, nitrito y amonio), una de fósforo (fosfato) y una forma de Si (silicato) de especial importancia en el crecimiento de algunas especies del fitoplancton (particularmente de las diatomeas, que suelen ser el grupo dominante en este sistema).

En general, el estuario de Bahía Blanca se incluye entre los ecosistemas baheros de mayor eutroficación natural que se conozcan en virtud a sus contenidos de nutrientes. En general las concentraciones de nutrientes son extremadamente elevadas en el estuario durante todo el año, y sólo llegan a disminuir en forma significativa durante el florecimiento fitoplanctónico anual, que normalmente ocurre durante el final del invierno y principios de la primavera de cada año. En la Tabla 4 se presentan valores de los nutrientes inorgánicos de N, P y Si obtenidos en la zona interna del estuario durante el período estudiado. Estos datos permiten observar una distribución en la cual los valores son similares para ambos sitios; los registros máximos coinciden con épocas de lluvias intensas en la región, mientras que los mínimos lo hacen con el fin del florecimiento fitoplanctónico típico de este ambiente, y que ha sido oportunamente descrito con gran detalle (Gayoso, 1998; Popovich & Gayoso, 1999).

En la Figura 3 se resume la información de más de veinte años de análisis de nutrientes en la zona interna del estuario, que sirve como una descripción general que esquematiza el comportamiento más frecuente que presentan estos compuestos en la región bajo estudio. A partir de este análisis se pueden distinguir cuatro zonas (que se corresponden muy aproximadamente con las estaciones del año), y que se pueden caracterizar de la siguiente manera:

A. Comportamiento típico del verano. En este período se producen pulsos de corta duración de crecimiento de especies fitoplanctónicas pequeñas, que suelen producir una disminución de las concentraciones de nutrientes por unos días. En veranos secos los valores de nutrientes acompañan a la salinidad cuando el estuario se convierte en hipersalino.

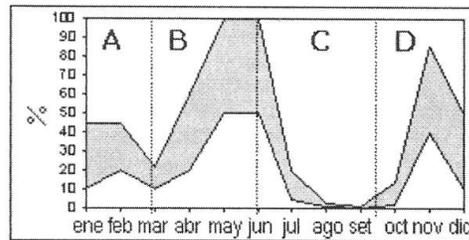


Fig. 3. Disponibilidad porcentual de nutrientes en el estuario de Bahía Blanca a lo largo del año.

Tabla 4. Concentraciones de nutrientes en Pto. Cuatrerros e Ing. White. Promedios (Pr), desvío estándar (d.e.), Máxima (M), mínima (m) y número de datos considerados (n).

Puerto Cuatrerros (µM)					
	Nitrato	Nitrito	Amonio	Fosfato	Silicato
Pr	8,02	1,77	32,31	1,83	87,30
d.e.	13,64	1,86	25,78	2,25	31,46
M	249,80	11,30	142,28	51,34	208,12
m	0,01	0,02	6,03	0,06	9,17
n	726	731	125	731	733

Ingeniero White (µM)					
	Nitrato	Nitrito	Amonio	Fosfato	Silicato
Pr	7,94	2,19	46,12	2,18	77,02
d.e.	9,74	2,20	32,27	1,32	28,31
M	99,99	13,15	148,31	16,31	202,11
m	0,02	0,01	9,38	0,08	7,25
n	644	644	58	646	642

B. Concentraciones de otoño. Dado que la distribución de lluvias en la región presenta una moda principal en los meses de abril y mayo, y otra menor en los meses de octubre o noviembre, se produce un marcado incremento en todas las concentraciones de nutrientes, alcanzándose los valores máximos indicadas en la Tabla 4.

C. Período del florecimiento. Esta etapa que se repite, con muy ligeras variantes, en todos los años estudiados, se caracteriza por una brusca caída en las concentraciones de todos los nutrientes, los que llegan a alcanzar sus mínimos anuales y así constituirse en limitantes de la duración del florecimiento. Esta etapa se inicia –de manera bastante regular– en los últimos días de junio, y se prolonga hasta fines de septiembre, octubre o comienzos de noviembre.

D. Etapa de “recuperación” de los nutrientes, en la cual se asocian los dos fenómenos dominantes que regulan el incremento significativo de sus concentraciones: una rápida remineralización de la materia orgánica que se generó en la etapa C, así como un nuevo aporte de nutrientes por los cuerpos de agua dulce y precipitaciones en la cuenca (segundo período de lluvias en Bahía Blanca), que en general tienden a producirse en octubre y noviembre.

Esta tendencia general suele interrumpirse por períodos breves en casos de crecidas muy marcadas de los afluentes, así como por “sudestadas” sostenidas durante varios días, que acumulan agua de la zona externa y aumentan su mezcla con las que son propias de la parte interna. También es considerable la incorporación de nutrientes al estuario provenientes de la descarga de la cloaca máxima de la ciudad de Bahía Blanca al estuario (Tombesi *et al.*, 2000).

El aporte de nutrientes del estuario de Bahía Blanca a la zona costera marina asociada llega a detectarse varias millas fuera del mismo, sobre la plataforma de la zona denominada El Rincón (Iturriaga *et al.*, 1974; Perillo, 1994)

5. Pigmentos fotosintizadores

Los pigmentos que intervienen en la fotosíntesis constituyen un buen indicador de la biomasa fitoplanctónica y cuando se estudian sistemas como el estuario de Bahía Blanca –donde la turbidez no permite el crecimiento masivo de macroalgas– permiten una buena estimación de los valores de la producción del primer nivel trófico. En el caso de Bahía Blanca, la mayor parte de los estudios se refieren a clorofila *a*, determinada y calculada según el método de Lorenzen (1967) que permite medir por separado los pigmentos de degradación que se cono-

cen como feopigmentos. La relación entre la concentración de clorofila *a* y la de los feopigmentos es un indicador del estado de la población fitoplanctónica, tendiendo a disminuir francamente a medida que envejece la misma. Inversamente, al comienzo del florecimiento casi todo el contenido de pigmentos es debido a la clorofila *a*.

También en este caso la distribución anual típica de la clorofila *a* sigue un patrón de comportamiento que puede ser separado en las cuatro regiones previamente descriptas en la Figura 3:

A. En verano los valores son intermedios, con ligeras elevaciones en coincidencia con los pulsos observados en el fitoplancton.

B. En el otoño las concentraciones de pigmentos disminuyen significativamente hasta alcanzar valores similares a los registrados en mar abierto.

C. Hacia fines de junio el comienzo del florecimiento se manifiesta por un aumento súbito de la concentración de clorofila *a*, y muy pequeña presencia de feopigmentos. En este período se alcanzan los valores máximos de clorofila *a* que se han medido tanto en Ing. White como en Pto. Cuatrerros.

D. Dependiendo de la extensión que presente el citado fenómeno, los altos valores de clorofila se mantienen hasta fin de octubre o noviembre. En la última parte de este período comienza a aumentar la proporción de feopigmentos, y el ciclo se cierra con el comportamiento de verano.

A manera de ejemplo se presentan en la Tabla 5 algunos de los valores máximos de la concentración de clorofila determinados en am-

Tabla 5. Valores máximos anuales de Clorofila “a” ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) medidos en Ing. White y Pto. Cuatrerros, en el estuario de Bahía Blanca.

Año	Ing. White	Pto. Cuatrerros
1979	14,77	35,4
1980	16,86	42,92
1981	21,93	24,18
1982	29,79	40,33
1983	39,05	37,6
1984	23,98	30,84
1994	23,62	40,45
1995	24,02	31,16
1996	22,24	26,38
1997	31,89	39,65
1998	27,36	32,37
1999	21,56	21,09
2000	20,84	31,23

bos puntos de la zona interna del estuario durante el período estudiado. Cabe destacar que en la zona de Villarino Viejo, algunos kilómetros más al interior que Pto. Cuatreros, se han llegado a medir valores de $51 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Puede apreciarse que, en general, los valores más altos se miden en Pto. Cuatreros, lo que indicaría que el núcleo principal del florecimiento se desarrolla en los alrededores de esa región.

6. Producción Primaria

Se denomina *producción primaria* a la incorporación del carbono inorgánico a las moléculas orgánicas de los vegetales en el proceso conocido como fotosíntesis. En el ambiente marino este carbono inorgánico proviene de los bicarbonatos, que son uno de los eslabones del sistema buffer ($\text{CO}_3^{2-} / \text{CO}_3\text{H}^-$) que regula el pH y la alcalinidad de los ecosistemas. Se han realizado en el estuario muy pocas determinaciones de la productividad primaria en sus aguas, y generalmente se han llevado adelante mediante el "método de las botellas claras y oscuras", midiendo la evolución del oxígeno disuelto luego de un período de incubación del agua expuesta a la luz natural (Freije *et al.*, 1981; Zavatti, 1983; Freije y Gayoso, 1988).

Los valores de Productividad Primaria Neta (PPN) determinados en la zona interior del estuario también se encuentran entre los más altos reportados en la literatura, y llegan los $300 \text{ mgC.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$ para la zona eufótica, coincidiendo con los máximos en las concentraciones de clorofila *a*.

Estudios de contaminación

El estuario de Bahía Blanca resulta un ambiente muy adecuado para llevar adelante estudios de contaminación, teniendo en cuenta que es un sistema que incluye en su seno núcleos urbanos (Bahía Blanca, Punta Alta, Ing. White, General Cerri, etc), industriales (por ejemplo, el polo localizado en Ing. White) y grandes puertos (Ing. White, Rosales, Galván, Belgrano). Todos ellos descargan sus efluentes al estuario con distintos grados de tratamiento previo, por lo que generan diferentes impactos sobre el ambiente.

Los estudios de contaminación de diferentes zonas de este estuario se iniciaron en la segunda mitad de la década de los '70, y los datos correspondientes han servido como marco para evaluar la evolución histórica del sistema en lo que a calidad ambiental se refiere. En este sentido se puede mencionar el trabajo de Pucci *et al.* (1979) en el cual se sintetizaron los datos de trece campañas oceanográficas desarrolladas

en el estuario, cubriendo aspectos químicos y físicos del agua y los sedimentos de la región. Entre otros contaminantes el mencionado trabajo incluye datos sobre concentraciones de materia orgánica, material en suspensión, grasas totales y metales pesados, tanto disueltos como particulados en el sedimento. Para la mayoría de los metales estudiados las concentraciones determinadas fueron consideradas como los niveles naturales normales (*background* o *baseline*) del sistema; los mencionados autores indicaron también que para algunos de los metales estudiados (Cu, Cd, Zn) las concentraciones determinadas en la fracción disuelta eran altas, por lo que presumieron la existencia de fuentes de los mismos en las proximidades del área de estudio.

Este trabajo de monitoreo de la calidad ambiental del sistema tuvo continuidad, y los informes posteriores (Pucci *et al.*, 1980) incluyeron información complementaria de los mismos parámetros que ratificaron las tendencias identificadas en el primero.

En la década de los '80 comienza una etapa muy intensa de estudios de contaminación en el estuario de Bahía Blanca, y que incluyó tanto trabajos sobre contaminantes inorgánicos como orgánicos. Entre los primeros se pueden destacar los desarrollados por Villa (1986; 1988) o por Villa y Pucci (1985; 1987) en los que se determinaron tanto los contenidos de algunos metales traza (Cu, Cd, Zn, Pb, Fe, Mn) disueltos en el agua del estuario como en sus sedimentos superficiales (Figura 4). También es importante destacar que se determinaron las concentraciones de metales disueltos tanto en la microcapa superficial (Villa, 1986) así como en la capa sub-superficial del agua de la zona interior del estuario (Villa y Pucci, 1987). En el primero de los casos (microcapa superficial) se informa el contenido de metales en los primeros centímetros de la columna de agua, en los que normalmente se concentra una enorme concentración de compuestos y sustancias, desde donde pueden ser transferidos a la atmósfera, y viceversa. Por otro lado, los datos de metales disueltos en la capa sub-superficial de la columna de agua indican un ingreso reciente de estos elementos al sistema, ya que transcurrido poco tiempo los mismos se adsorberán al material particulado en suspensión, flocularán y se depositarán en los sedimentos o serán incorporados por los organismos.

Por otra parte también se desarrollaron trabajos en los que se evaluó la concentración de algunos metales pesados en los tejidos de organismos típicos del estuario. Entre ellos se puede mencionar el de Marcovecchio *et al.* (1986)

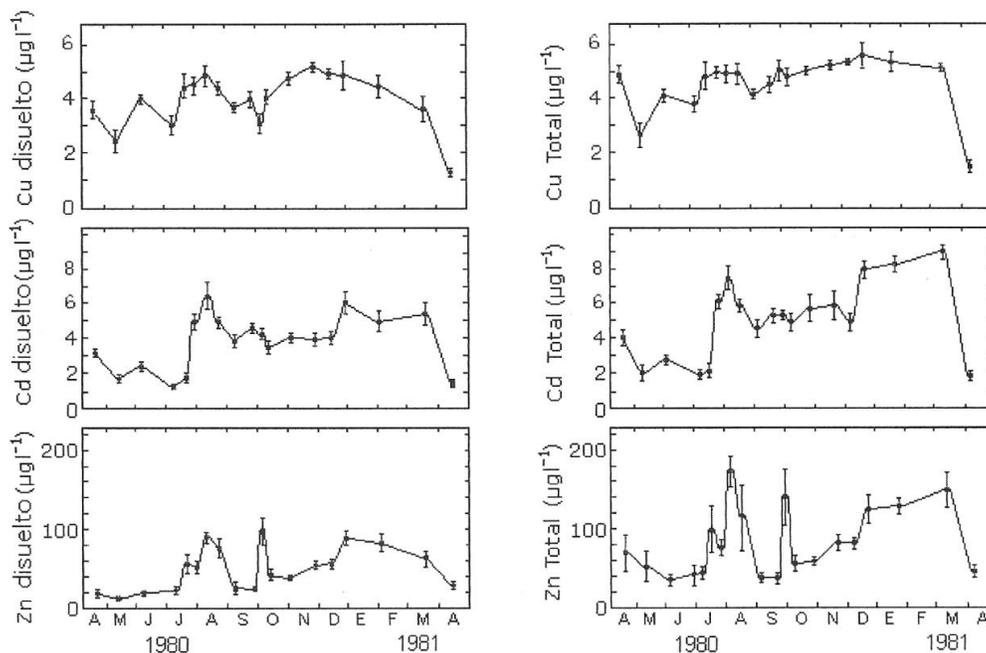


Fig. 4. Distribución temporal de Cu, Cd y Zn total y disuelto en agua de la zona interior del estuario de Bahía Blanca (tomado de Villa & Pucci, 1987).

estudiando la distribución de mercurio total en tejidos del tiburón gatuzo *Mustelus schmitti* del estuario, que describió también la cinética de bioacumulación del metal en esta especie así como las diferencias ocurridas en ese proceso entre machos y hembras (Figura 5). De la misma manera, Marcovecchio *et al.* (1988) informaron los niveles de mercurio, cadmio y zinc en músculo e hígado de 20 especies de peces del estuario de Bahía Blanca; como dato importante vale destacar que el 75% de las especies estudiadas mostraron concentraciones detectables de los tres metales, habiéndose registrado en algunas de ellas (sobre todo en las de niveles tróficos superiores) niveles superiores a los estándares internacionalmente válidos como aptos para el consumo humano (Nauen, 1983). Además se estimó la capacidad del lenguado *Paralichthys* sp. del estuario para ser utilizado como especie bioindicadora de contaminación por metales pesados en este sistema. Los resultados obtenidos (Figuras 6, 7 y 8) permiten sostener que esta especie es un buen indicador biológico para el estuario de Bahía Blanca.

De la misma manera durante los '80 se realizaron trabajos dirigidos a evaluar la presencia y concentración de algunos compuestos orgánicos de alta toxicidad en el estuario de Bahía Blanca. Entre ellos vale la pena destacar las publicaciones de Sericano *et al.* (1984), que describe la distribución de los isómeros α , γ y δ de hexacloro-ciclohexano (HCH) en la zona de mezcla del arroyo Napostá con el estuario de Bahía Blanca. Como resultado de este trabajo se obtuvieron las tasas de reparto de los compuestos mencionados entre las fases disuelta y suspendida durante el proceso de mezcla de las aguas (arroyo - estuario).

Por su parte Sericano y Pucci (1984) realizaron un extenso trabajo en el cual se caracterizó la región interna del estuario de Bahía Blanca en lo que a distribución de hidrocarburos clorados se refiere. En tal sentido se estudió la presencia y concentración de los siguientes compuestos: α y δ - BHC (hexaclorobenceno), lindano, heptacloro, aldrin, y *o-p'* DDT y *p-p'* DDT. Se encontraron trazas de estos compuestos tanto en el agua como en los sedimentos del

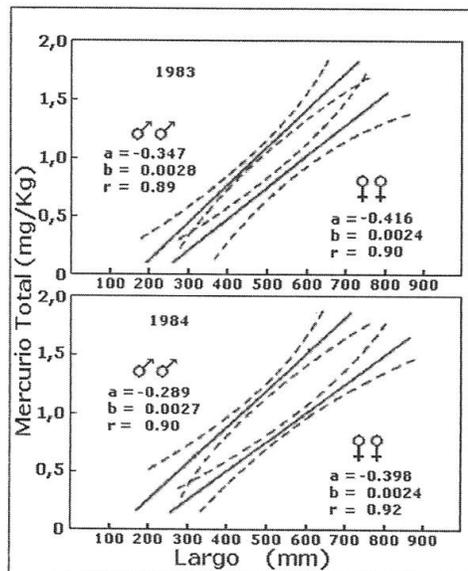


Fig. 5. Bioacumulación de Hg total en machos y hembras del gatucho *Mustelus schmitti* del estuario de Bahía Blanca (tomado de Marcovecchio et al., 1986).

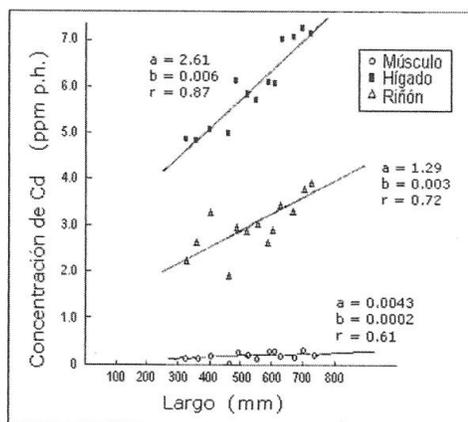


Fig. 6. Concentración de Cd en tejidos del lenguado *Paralichthys* sp. del estuario de Bahía Blanca (tomado de Marcovecchio et al., 1988).

estuario. Los niveles determinados fueron inferiores a los de otras áreas costeras, pero resultaron superiores que los determinados en aguas

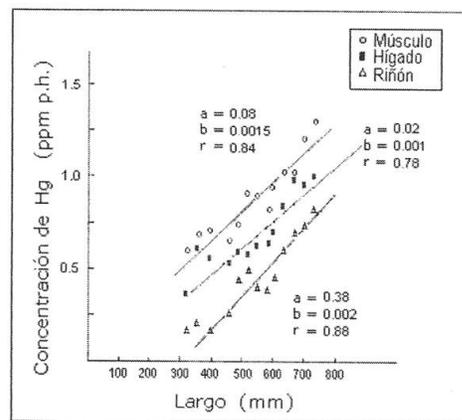


Fig. 7. Concentración de Hg total en tejidos del lenguado *Paralichthys* sp. del estuario de Bahía Blanca (tomado de Marcovecchio et al., 1988).

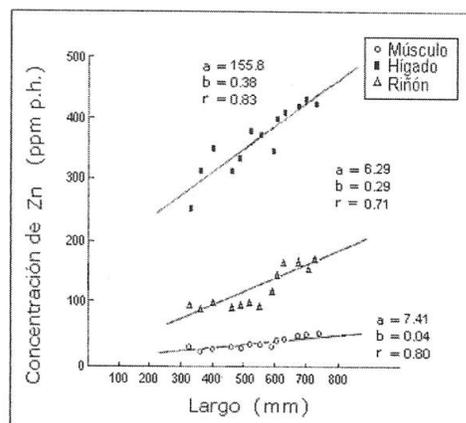


Fig. 8. Concentración de Zn en tejidos del lenguado *Paralichthys* sp. del estuario de Bahía Blanca (tomado de Marcovecchio et al., 1988).

aguas abiertas de distintas zonas previamente evaluadas.

En la década de los '90 los estudios de contaminación se profundizaron, y se aplicaron por primera vez herramientas analíticas de mayor potencia que permitieron caracterizar más claramente el nivel de contaminantes en el sistema y la condición ambiental de los mismos. En el tema de metales se avanzó con el estudio de

especies bioindicadoras de contaminación para el estuario; en ese sentido, se trabajó con varias especies de tiburones (Marcovecchio *et al.*, 1991), logrando determinarse por ejemplo la distribución de frecuencias de concentraciones de metales en tejidos de *Mustelus schmitti* y de *Halaeurus bivius* de Bahía Blanca (Figuras 9 y 10). Las conclusiones que se sacaron a partir de este trabajo destacan que las concentraciones de metales en los tejidos de estas especies de tiburones fueron significativamente superiores ($p < 0.01$) que las determinadas para las mismas especies en aguas abiertas del Mar Argentino.

De manera similar, Marcovecchio (1994) informó la validez de utilización del camarón *Artemesia longinaris* y del langostino *Pleoticus muelleri* de Bahía Blanca como especies indicadoras de contaminación por metales en ese ambiente.

En 1995 Lara *et al.* informaron los contenidos de hidrocarburos totales disueltos/dispersos en el agua del estuario, destacándose los valores máximos determinados en proximidades de Ing. White (15 $\mu\text{g/L}$) así como de Puerto Galván (18 $\mu\text{g/L}$) (Figura 11). Estos valores se justificaron en la existencia de eventuales situaciones de contaminación aguda esporádica sumadas a la existencia de un nivel crónico menor que caracteriza al sistema.

También en 1995 se presentó un extenso informe, que incluyeron las concentraciones determinadas en tejidos de bivalvos del estuario de Bahía Blanca, entre otros numerosos sistemas costeros estudiados en el continente americano (Farrington y Tripp, 1995). Este trabajo presenta información sobre los contenidos de hexaclorobenceno (HCB); α -HCH, β -HCH, γ -HCH, y δ -HCH (HCH = hexaclorociclohexano); hepta-

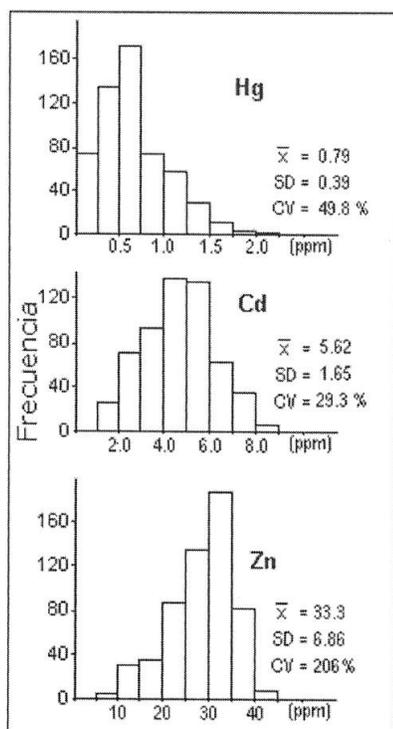


Fig. 9. Frecuencias de concentraciones de metales en tejidos del gatozú *Mustelus schmitti* del estuario de Bahía Blanca Bahía Blanca (tomado de Marcovecchio *et al.*, 1991).

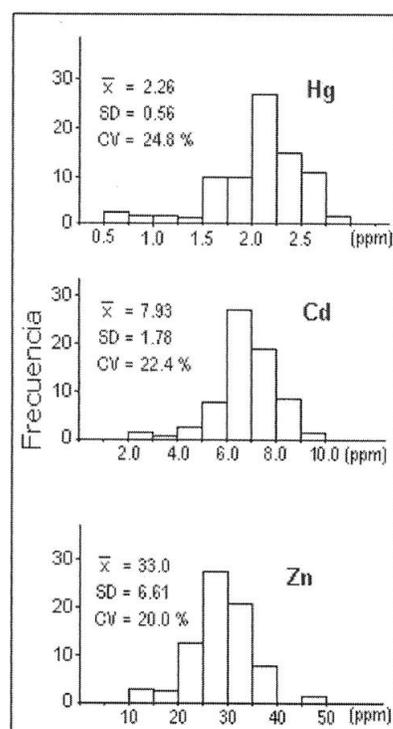


Fig. 10. Frecuencias de concentraciones de metales en tejidos del tiburón pintarrojo *Halaeurus bivius* del estuario de Bahía Blanca Bahía Blanca (tomado de Marcovecchio *et al.*, 1991).

cloro; heptacloro-epóxido; oxi-clordano; α -clordano (cis); γ -clordano (trans); trans-nonaclor; así como los siguientes bifenilos policlorados (PCBs): PCB 149; PCB 153 Cl-6; PCB 170 Cl-7; PCB 180 Cl-7; PCB 187-182-159; PCB 189; PCB 195 Cl-8; PCB 206 Cl-9; y, PCB 209 Cl-10 en los tejidos del mejillín *Bracchidontes rodriguezii* (Farrington y Tripp, *op cit*). Los niveles de estos contaminantes orgánicos determinados fueron intermedios, siendo superiores a los de sistemas de aguas abiertas, pero menores que los de ambientes fuertemente impactados.

Entre los estudios realizados sobre distribución de metales en el estuario de Bahía Blanca en los últimos años vale destacar el realizado por Andrade *et al.* (1996) (Tabla 6), quienes describieron un modelo de distribución, comportamiento y transferencia de cobre entre los compartimientos estudiados en el estuario.

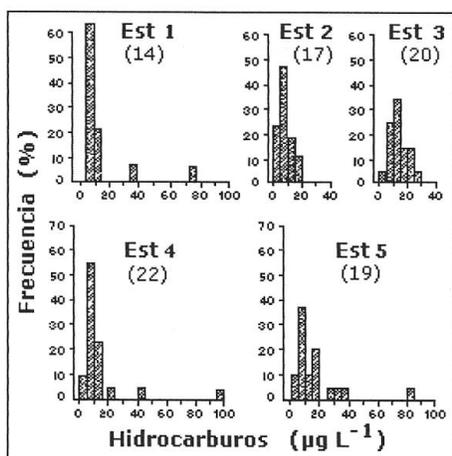


Fig. 11. Distribución de hidrocarburos dispersos/disueltos en el agua del estuario de Bahía Blanca (tomado de Lara *et al.*, 1995).

También en esta etapa se inició el estudio del fraccionamiento geoquímico de los metales pesados en la fracción fina ($<63 \mu\text{m}$) de los sedimentos del estuario de Bahía Blanca. Esta técnica, originalmente descrita por Megalatti *et al.* (1983), y modificada oportunamente por Maddock y López (1988) y por Lacerda *et al.* (1988), permite cuantificar el porcentaje de metales unidos a diferentes fracciones geoquímicas del sedimento; básicamente son los metales adsorbidos fácilmente intercambiables (F_1), metales incluidos en complejos oxidables (F_2), metales unidos a carbonatos (F_3), metales en complejos reducibles (F_4), y metales residuales unidos a la red cristalina del sedimento (F_5). Los resultados obtenidos con la aplicación de esta técnica (Figura 12) permitieron por primera vez realizar estimaciones ajustadas sobre los porcentajes de metales biodisponibles en el ambiente de Bahía Blanca (Ferrer *et al.*, 1996.a; 1996.b; Marcovecchio y Ferrer, 1999).

También resulta importante destacar que se han realizado varios trabajos en los que se evalúan los efectos que pueden generar los metales pesados presentes en el estuario sobre organismos típicos del mismo (Figuras 13 y 14), entre los que vale la pena destacar los de Andrade *et al.* (2000) y de Ferrer *et al.* (2000; 2003).

Por último vale comentar que Marcovecchio *et al.* (2001) describieron la capacidad de recuperación y detoxificación de pantanos salados y planicies de marea del estuario de Bahía Blanca que 15 años atrás habían mostrado estar contaminadas con mercurio. Luego de este período, y con el agregado de medidas correctivas que se tomaron en las plantas industriales de la región, la movilización natural y artificial de enormes volúmenes de sedimentos, así como la exposición de los mismos al aire y a la luz, porcentajes significativos del Hg incluido en esos sedimentos podría haberse liberado y pasar a atmósfera, siendo por lo tanto imposible registrarlos en el ambiente acuático. Este proceso determinó un significativo decremento de las concentraciones de Hg en los sedimentos y en los

Tabla 6. Distribución de Cu disuelto (D)($\mu\text{g/L}$) y particulado (P)($\mu\text{g/g}$) en el estuario de Bahía Blanca (tomado de Andrade *et al.*, 1996)

	Cu en agua		Cu sedimentos	
	Subsuperficial	Microcapa	total	$<63 \mu\text{m}$
P	1.81 ± 0.26	3.46 ± 1.49	15.17 ± 4.77	87.64 ± 62.38
D	4.75 ± 0.94	6.59 ± 3.46	—	—

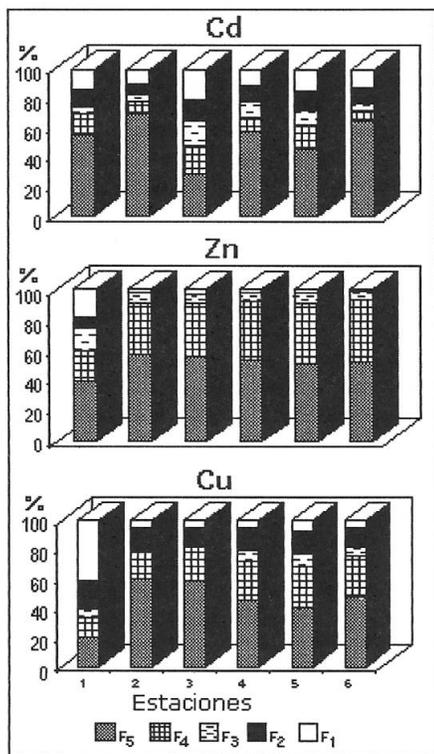


Fig. 12. Distribución porcentual de Cd, Zn y Cu asociados a fracciones geoquímicas en sedimentos del estuario de Bahía Blanca (tomado de Marcovecchio & Ferrer, 1999).

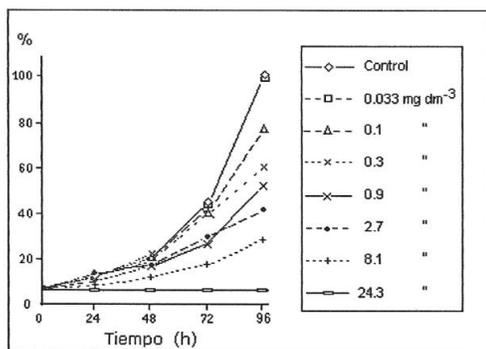


Fig. 13. Efecto de la exposición de cultivos de *Thalassiosira curviseriata* a concentraciones crecientes de Cd (tomado de Andrade *et al.*, 2000).

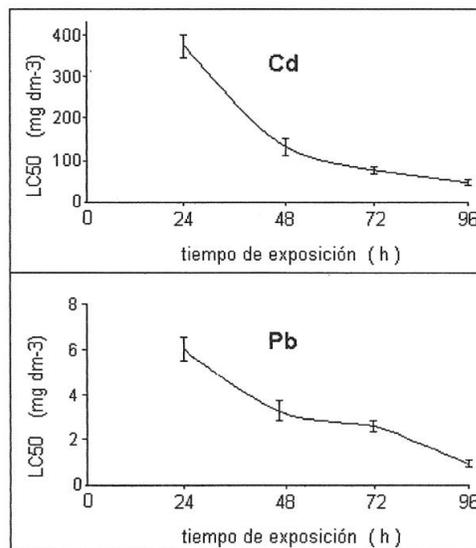


Fig. 14. Efecto de la exposición de subadultos de *Chasmagnathus granulata* a concentraciones crecientes de Cd y Pb (tomado de Ferrer *et al.*, 2000).

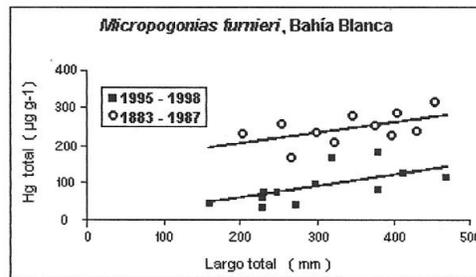


Fig. 15. Concentración de Hg total en músculo de la corvina blanca *Micropogonias furnieri* del estuario de Bahía Blanca en las décadas de los '80 y '90 (tomado de Marcovecchio *et al.*, 2001).

organismos del estuario; a manera de ejemplo, la Figura 15 muestra los cambios observados en el contenido de Hg en los tejidos de la corvina *Micropogonias furnieri* del estuario.

Conclusiones

El análisis de esta larga serie de datos considerada permite caracterizar plenamente la condición ambiental del estuario de Bahía Blan-

ca. La distribución de los parámetros físico-químicos del agua de mar, observada tanto en la etapa previa a la fuerte industrialización de esta región ('70s) como en la posterior, demuestra que el sistema no ha sufrido cambios significativos que implicaran variaciones en su funcionamiento. En tal sentido se puede comentar la estabilidad relativa que muestran los parámetros estructurales (por ejemplo, temperatura y salinidad) del sistema, así como las tendencias de los parámetros eco-fisiológicos (por ej., nutrientes, oxígeno disuelto, pigmentos fotosintetizadores) sostenidas en el tiempo y observadas a lo largo de los 30 años evaluados. Otro hecho importante que debe ser destacado es que el sistema conserva plenamente su sincronización, al repetir con frecuencias sostenidas los ciclos naturales de los elementos (por ej., N, P, Si) que sostienen la producción biológica, así como la potencia y magnitud la misma. La distribución horizontal de estos parámetros no presentó variaciones espaciales significativas, y la vertical fue totalmente homogénea, lo que permite caracterizar al sistema como no estratificado. Todo esto indica que las actividades humanas que se desarrollan en la zona interna del estuario de Bahía Blanca no han generado cambios significativos en la condición físico-química basal del sistema, que mantiene sus propiedades y tendencias de distribución de sus parámetros similares a los correspondientes registros históricos.

En cambio al evaluar la distribución de sustancias potencialmente contaminantes en este ambiente se pudo registrar una situación diferente. La mayor parte de los contaminantes estudiados fueron registrados en niveles claramente detectables en el estuario, incluyendo metales pesados, hidrocarburos y organoclorados. Estos contaminantes se encontraron básicamente en los sedimentos del sistema, aunque algunos (por ej., metales pesados) también fueron determinados en tejidos de organismos, material particulado en suspensión y disueltos en el agua. En lo que se refiere a la evolución temporal de la concentración de metales en el sistema, se identificaron tres situaciones diferentes: (i) algunos metales (por ej., mercurio) muestran una significativa tendencia decreciente en los compartimientos del sistema; (ii) otros metales (por ej., Pb, Cu, Cr) muestran niveles sostenidos en el tiempo, con variaciones intermedias; y, (iii) Zn y Cd que muestran una tendencia creciente a lo largo del tiempo, el primero con una pendiente mayor que el segundo. La distribución horizontal de estos contaminantes mostró para la mayoría una variación espacial marcada, con los mayores valores en la zona interior y los

menores en la externa, indicando la existencia de procesos de depositación en las zonas más ligadas a las fuentes externas de esos compuestos. Los ensayos de toxicidad realizados con organismos típicos del estuario demuestran que los niveles determinados en este ambiente son significativamente inferiores a los que generan efectos deletéreos letales, pero no existen hasta el momento evaluaciones sobre los correspondientes efectos subletales. La integración de esta información permite sostener que las actividades humanas que se desarrollan en la zona interior del estuario producen –en términos de contaminación– un impacto concreto sobre la calidad ambiental del sistema, que si bien no está en niveles de peligrosidad inminente, debe ser cuidadosamente vigilado para advertir nuevos cambios que se pudieran producir en esta condición.

Como dato final vale la pena destacar la importancia de la realización de evaluaciones sistemáticas y de largo alcance en sistemas naturales afectados por actividades humanas, teniendo en cuenta la facilidad que significa interpretar datos ambientales potencialmente impactantes en el contexto de una larga serie de información que marquen una tendencia definida, a diferencia de las interpretaciones parciales que pueden hacerse en base a datos puntuales obtenidos en forma eventual.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a todos los participantes de las campañas de investigación (son demasiados como para nombrarlos individualmente...) que colaboraron con la obtención de los datos analizados. Todos ellos son (o han sido) integrantes de los Laboratorios de Química Marina del IADO o de Química Ambiental de la UNS, ambos de Bahía Blanca. En particular debemos destacar la participación del Lic. Raúl Asteasuain (*El Vasco*), quien ha sido el alma del proyecto, así como su principal ejecutor en el tiempo. También queremos agradecer al Dr. Walter Melo (Gabinete de Cartografía – IADO) por su asistencia y asesoramiento y por la construcción de la carta incluida en la *Figura 1*. Finalmente a las autoridades del IADO, quienes han sostenido este proyecto durante las últimas tres décadas. Por último, a la Dra. Silvia De Marco (UNMdP), por la lectura crítica de este trabajo y sus valiosos aportes.

Referencias

- Andrade, J.S., Ferrer, L.D., Freije, R.H., Asteasuain, R.O., Rusansky, C.N., Marcovecchio, J.E., Pucci, A.E., 1996. A model for copper distribution in Bahía Blanca estuary. In: *Pollution Processes in*

- Coastal Environments*, Marcovecchio, J.E. (ed.), U.N.M.d.P., Ch.I, pp.120-125.
- Andrade, J.S., Pucci, A.E., Marcovecchio, J.E., 2000. Cadmium concentrations in the Bahía Blanca estuary (Argentina). Potential effects of dissolved cadmium on the diatom *Thalassiosira curviseriata*. *Oceanologia* 42 (4): 505-520.
- Botto, F., Iribarne, O., 1999. Effect of the burrowing crab *Chasmagnathus granulata* (Dana) on the benthic community of a SW Atlantic coastal lagoon *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 241: 263-284.
- Burton, J.D., 1976. Basic properties and processes in estuarine chemistry. En: *Estuarine Chemistry*, Burton, J.D. & Liss, P.S. (eds.), Academic Press, London (U.K.), Ch. 1: 1-36.
- Cohen, J.E., C.Small, A.Mellinger, J.Gallup, J.Sachs; P.M.Vitousek, H.A.Mooney, 1997. Estimates of coastal populations. *Science* 278 (5341): 1211-1212.
- Cuadrado, D.G., Ginsberg, S.S., Gómez, E.A., 2004. Geomorfología del estuario. En: *El ecosistema del estuario de Bahía Blanca*, Piccolo, M.C., Hoffmeyer, M. (eds), EdiUNS (ISBN 987-9281-96), Bahía Blanca (Argentina).
- Dadon, J.R., 2003. Sustentabilidad y recursos costeros en Argentina. *Fronteras* 2: 22-23.
- Darwin, C.R., 1845. *Journal of Researches into the Natural History and Geology of the various countries visited by H.M.S. Beagle*. Murray Ed., London, UK.
- Farrington, J.W., Tripp, B.W., 1995. International Mussel Watch Project. Initial implementation phase: final report. *NOAA Technical Memorandum NOS-ORCA* 95: 136 pp.
- Ferrer, L.D., 2001. Estudio de los diversos metales pesados en sedimentos del estuario de Bahía Blanca y sus efectos tóxicos sobre el cangrejo *Chasmagnathus granulata*. *Tesis Doctoral*, Depto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur (UNS), 193 pp.
- Ferrer, L.D., Marcovecchio, J.E., Pucci, A.E., 1996.a. Geochemical partitioning of chromium, zinc and manganese in surface sediments from Bahía Blanca estuary, in Argentina». In: *Pollution Processes in Coastal Environments*, Marcovecchio, J.E. (ed.), U.N.M.d.P., Ch.I, pp. 238-242.
- Ferrer, L.D., Marcovecchio, J.E., Pucci, A.E., 1996.b. Geochemical distribution of trace metals in surface sediments from Bahía Blanca Estuary, in Argentina. In: *Environmental Geochemistry in Tropical Countries*, Prieto, G., Lesmes, L. (eds), INGEOMINAS (Colombia), pp.362-364.
- Ferrer, L., Contardi, E., Andrade, S., Asteasuain, R., Pucci, A., Marcovecchio, J., 2000. Environmental cadmium and lead concentrations in the Bahía Blanca estuary (Argentina). Potential toxic effects of Cd and Pb on crab larvae. *Oceanologia* 42 (4): 493-504.
- Ferrer, L., Andrade, S., Contardi, E., Asteasuain, R., Marcovecchio, J., 2003. Copper and zinc concentrations in Bahía Blanca estuary (Argentina), and their acute lethal effects on larvae of the crab *Chasmagnathus granulata*. *Chemical Speciation & Bioavailability* 15 (1): 7-14.
- Freije, R.H., Zavatti, J.R., Asteasuain, R.O., 1977. Condiciones hidrológicas del Estuario de Bahía Blanca. 5º. *Coloquio de Oceanografía, I.A.P.S.O.*, Buenos Aires. Octubre de 1977.
- Freije, R.H., Zavatti, J.R., Gayoso, A.M., Asteasuain, R.O., 1981. Producción primaria, pigmentos y fitoplancton del estuario de Bahía Blanca. 1) Zona Interior: Puerto Cuatreros. *Contribución Científica del IADO* N° 46, 14pp.
- Freije, R.H., Gayoso, A., 1988. Producción primaria en el estuario de Bahía Blanca. *Informe de Ciencias del Mar - UNESCO* 47: 112-114.
- Gayoso, A.M., 1998. Long-term phytoplankton studies in the Bahías Blanca estuary, Argentina. *ICES Journal of Marine Sciences* 55: 655-660.
- Gelós, E.M., Spagnuolo, J., 1982. Estudio composicional de los sedimentos de fondo de la ría de Bahía Blanca entre Puerto Cuatreros y Puerto Ingeniero White. *Revista de la Asociación Geológica Argentina (RAGA)* XXXVII (1): 3-22.
- Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.W., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E., Gamble, E., 1978. The mussel watch. *Environment Conservation* 5 (2): 101-125.
- Hoffmeyer, M.S., 1994. Seasonal succession of Copepoda in the Bahía Blanca estuary. *Hydrobiologia* 292/293: 303-308.
- Iturriaga, R.H., Freije, R.H., Massol, R.H., 1974. Algunas fluctuaciones de la población bacteriana al sudeste de Bahía Blanca - Argentina. *Contribución Científica del IADO* N° 11º: 12pp.
- Lacerda, L.D., Souza, C.M.M., Pestana, M.H.D., 1988. Geochemical distribution of Cd, Cu, Cr and Pb in sediments of estuarine areas along the southeastern Brazilian coast. In: *Metals in coastal environments of Latin America*, Seeliger, U., Lacerda, L.D., Patchineelam, S.R. (eds), Springer-Verlag, Heidelberg, pp.86-99.
- Lara, R.J., Asteasuain, A., Rusansky, C., Asteasuain, R., 1995. Distribution of Petroleum Hydrocarbons in Waters of the Blanca Bay, Argentina. *Marine Pollution Bulletin* 30: 281-283.
- López Cazorla, A., 1997. The food of *Scinoscion striatus* (Cuvier) (Pisces: Sciaenidae) in the Bahía Blanca area, Argentina. *Oceanographic Literature Review* 44 (5): 513-514.
- Lorenzen, C.L., 1967. Determination of Chlorophyll and Phaeopigments. Spectro-photometric Equations. *Limnology & Oceanography* 12: 343 -346.
- Maddock, J.E.L., López, C.E.A., 1988. Behaviour of pollutant metals in aquatic sediments. In: *Metals in coastal environments of Latin America*, Seeliger, U., Lacerda, L.D., Patchineelam, S.R. (eds), Springer-Verlag, Heidelberg, pp.100-105.
- Marcovecchio, J.E., 1994. Trace metals residues in several tissues of two crustacean species from the Bahía Blanca estuary, in Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 29: 65-73.
- Marcovecchio, J.E. 2000. Land-based sources and activities affecting the marine environment at the Upper Southwestern Atlantic Ocean: an overview. *UNEP Regional Seas Reports & Studies* N° 170: 67 pp.

- Marcovecchio J.E., Moreno V.J., Pérez A., 1986. Biomagnification of total mercury in Bahía Blanca estuary shark. *Marine Pollution Bulletin* 17: 276-278.
- Marcovecchio J.E., Moreno V.J., Pérez A., 1988. Total mercury contents in marine organisms of the Bahía Blanca estuary trophic web. In: *Metals in coastal environments of Latin America*, Seeliger, U., Lacerda, L.D., Patchineelam, S.R. (eds.), Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 122-129.
- Marcovecchio, J.E., Moreno, V.J., Pérez, A., 1991. Metal accumulation in tissues of sharks from the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Marine Environmental Research* 31: 263-274.
- Marcovecchio, J.E., Ferrer, L.D., 1999. Trace metal distribution and geochemical partitioning in Bahía Blanca estuary sediments: an overview. *Environmental Geochemistry in Tropical Countries*, Abrão, J.J., Santelli, R.E. (eds), Universidade Federal Fluminense, Brasil: pp.169-175. (CD-ROM)
- Marcovecchio, J.E., Andrade, J.S., Ferrer, L.D., Asteasuain, R.O., De Marco, S.G., Gavio, M.A., Scarlato, N.A., Freije, R.H. & Pucci, A.E., 2001. Mercury distribution in estuarine environments from Argentina: the detoxification and recovery of salt-marshes after 15 years. *Wetland Ecology and Management* 9 (4): 317-322.
- Martin, J.M., J.D.Burton, D.Eisma (eds), 1980. River inputs to ocean system. UNEP/UNESCO, Paris (France), 386 pp.
- Megalatti, N., Robbe, O., Marchandise, P., Astruk, M., 1983. A new chemical extraction procedure in the fractionation of heavy metals in sediments. In: *Proceedings International Conference of Heavy Metals in the Environment* 4: 1090-1093.
- Nauen, C.E., 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fisheries*, Circ. 764: 102 pp.
- Parodi, E., Barriá de Cao, S., 2003. Benthic microalgal communities in the inner part of the Bahía Blanca estuary (Argentina): a preliminary qualitative study. *Oceanologica Acta* 25: 279-284.
- Perillo G.M.E., 1994. Estudio oceanográfico de la plataforma interior frente al estuario de Bahía Blanca. *Contribución Científica del IADO* N° 311: 54pp.
- Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., 1991. Tidal response in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research* 7 (2): 437-449.
- Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., Parodi, E., Freije, R.H., 2001. The Bahía Blanca estuary. In: *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Seelinger, U., Kjerfve, B. (eds), Springer-Verlag, Heidelberg (Germany), pp.205-217.
- Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C. & Marcovecchio, J.E., 2004. Coastal oceanography of the western south Atlantic continental shelf (33° to 55°S). In: *The Sea*, A.Robinson & K.Brink (eds), J.Wiley & Sons, New York (USA), Volumes 13 and 14 (en prensa).
- Piccolo, M.C., Perillo, G.M.E., 1990. Physical characteristics of the Bahía Blanca estuary (Argentina). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31: 303-317.
- PNUMA, 2000. GEO América Latina y el Caribe. Perspectivas del medio ambiente. *PNUMA*, San José (Costa Rica), 144 pp.
- Popovich, C.A., Gayoso, A.M., 1999. Effect of irradiance and temperature on the growth rate of *Thalassiosira curviseriata* Takano (Bacillariophyceae), a bloom diatom in Bahía Blanca estuary (Argentina). *Journal of Plankton Research* 21 (6): 1101-1110.
- Pucci, A.E., 1991. Estado del medio ambiente marino costero de la República Argentina. *Jornadas de Investigación Científica en Materia de Contaminación de las Aguas*, COI - Comisión Oceanográfica Intergubernamental: 39-44.
- Pucci, A.E., Freije, R.H., Asteasuain, R.O., Zavatti, J.R., Sericano, J.L., 1979. Evaluación de la contaminación de las aguas y sedimentos de la Bahía Blanca. *Contrib.Cient.IADO* N° 52, 90 pp.
- Pucci, A.E., Freije, R.H., Asteasuain, R.O., Zavatti, J.R., Sericano, J.L., 1980. Evaluación de la contaminación de las aguas y sedimentos de la Bahía Blanca. *Contrib.Cient.IADO* N° 56, 69 pp.
- Rebello Wagener, A.D-L., 1991. Environmental studies in the coastal region of Rio de Janeiro, Brazil. *Jornadas de Investigación Científica en Materia de Contaminación de las Aguas*, COI-Comisión Oceanográfica Intergubernamental: 69-75.
- Salomons, W., Turner, R.K., Lacerda, L.D., Ramachandran, S., (eds), 1999. *Perspectives on integrated Coastal Zone management*. Springer, Heidelberg (Germany), 386 pp.
- SCOR/IABO/UNESCO, 1982. International Symposium on Coastal Lagoons, Bourdeaux (France), September 8-14, 1981. *Technical Documents on Marine Sciences* N° 43, 36 pp.
- Sericano, J.L., Zubillaga, H.V., Pucci, A.E., 1984. Behaviour of hexachloro-cyclohexane isomers and Zn, Cu and Cd in the freshwater-seawater mixing area. *Marine Pollution Bulletin* 15 (8): 288-294.
- Sericano J.L., Pucci A.E., 1984. Chlorinated hydrocarbons in the sewerage and surface sediments of Blanca Bay, Argentina. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 19: 27-51.
- Tanabe, S., Kannan, N., Subramanian, A.N., Watanabe, S., Tatsukawa, R., 1987. Highly toxic coplanar PCBs: occurrence, source, persistency and toxic implications to wildlife and humans. *Environmental Pollution* 47: 147-163.
- Tanabe, S., Tatsukawa, R., 1991. Persistent organochlorines in marine mammals. In: *Organic contaminants in marine mammals*, Jones, K.C. (ed), Elsevier Sci.Publ., New York, pp.275-289.
- Tanabe, S., Iwata, H., Tatsukawa, R., 1994. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *The Science of the Total Environment* 154: 163-177.
- Tombesi, N.B., Pistonesi, M.F., Freije, R.H., 2000. Physico-chemical characterization and quality improvement evaluation of primary treated municipal waste water in the city of Bahía

- Blanca (Argentina). *Ecology, Environment & Conservation* 6, 147-151.
- Uncles, R.J., Howland, R.J.M., Easton, A.E., Griffiths, M.L., Harris, C., King, R.S., Morris, A.W., Plummer, D.H. & Woodward, E.M.S., 1998. Concentrations of dissolved nutrients in the tidal Yorkshire Ouse and Humber Estuary. *The Science of the Total Environment* 210/211: 377/388.
- Villa, N., 1986. Trace metals in sea-surface microlayer from the Blanca Bay. *Proc. 2nd. Internatl. Conf. on Environmental Contamination*, Amsterdam, Sept. 1986: 3 pp.
- Villa, N., 1988. Spatial distribution of heavy metals in seawater and sediments from coastal areas of the southeastern Buenos Aires Province, Argentina. In: *Metals in Coastal Environments of Latin America*, Seeliger, U., Lacerda, L.D., Patchineelam, S.R. (eds), Springer-Verlag, Heidelberg, pp.30-44.
- Villa, N., Pucci, A.E., 1985. Distribution of iron and manganese in the Blanca Bay, Argentina. *Marine Pollution Bulletin* 16 (9): 369-371
- Villa, N., Pucci, A.E., 1987. Seasonal and spatial distribution of copper, cadmium and zinc in the seawater of Blanca Bay. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 25: 67-80.
- WorldClimate, 2003. (<http://www.worldclimate.com/>)
- Zavatti, J., Ballester I Nolla, A., Freije, R.H., Asteasuain, R., 1983. Aplicación del análisis de componentes principales a dos series de datos relacionados con la producción primaria en Puerto Cuatrerros (República Argentina) y en la costa española del mar Mediterráneo. En: *Estudio Oceanográfico de la Plataforma Continental*, Ed. Castellví, Barcelona, pp.174-195.

Manuscrito recibido y aceptado en julio de 2004.