

Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca

Informe Final



**Instituto Argentino de Oceanografía (IADO)
Bahía Blanca
2009**

PROLOGO

El presente Informe Final se presenta al Comité Técnico Ejecutivo de Monitoreo Permanente del Estuario de Bahía Blanca, e incluye la información obtenida en las seis (6) campañas de investigación realizadas durante 2008 - 2009, en el marco del ***Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca***, diseñado a partir del Convenio entre la Municipalidad de Bahía Blanca y el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO).

Se incluyen los datos obtenidos en el período monitoreado (febrero de 2008 a abril de 2009), así como un análisis de los mismos ambientalmente integrados.

El proyecto presenta los datos de un año integrados, lo que permitirá sacar algunas conclusiones e identificar tendencias sobre la distribución de parámetros y comportamiento del sistema bajo estudio.

Adicionalmente se presentan los datos obtenidos en una estación de muestreo extra (#8) ubicada en las proximidades de la descarga de la nueva planta de tratamiento de efluentes cloacales (3^{ra} cuenca), los que se obtuvieron en 4 campañas durante el período que se informa. Esta información se presenta en el **ANEXO II**, al final del cuerpo principal de este **Informe Final**.

INDICE

Introducción.....	04
Materiales y métodos.....	05
Resultados obtenidos.....	11
Conclusiones para el período estudiado.....	75
Bibliografía.....	77
<u>Anexo II:</u> Estación de muestreo anexa (<i>Est. #08</i>).....	81

INTRODUCCION

El estuario de Bahía Blanca es un ambiente transicional, localizado en el extremo sudoriental de la Provincia de Buenos Aires. Tiene algunas características ambientales que la hacen sumamente particular, entre las que vale la pena destacar las siguientes:

- Es un sistema con una dinámica natural muy compleja, incluyendo aspectos geológicos, físico-químicos y biológicos.
- En Bahía Blanca coexisten procesos naturales propios de ambientes de este tipo con procesos antrópicos muy intensos (actividades portuarias, industriales, agropecuarias, urbanas, etc).
- El equilibrio entre estos procesos, así como sus posibles desplazamientos en cualquier sentido, no han sido hasta el momento convenientemente evaluados, por lo que resulta necesario llevar adelante estudios de base que permitan estimarlos.

Por los motivos anteriormente mencionados, y en virtud a los antecedentes pre-existentes (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008), la Municipalidad de Bahía Blanca solicitó al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) la realización de un Programa de Monitoreo del Estuario de Bahía Blanca, de un año de duración, dirigido a evaluar la calidad ambiental de la zona interna del sistema. Este Programa se diseñó para ser desarrollado entre los meses de febrero de 2008 y abril de 2009. En este período se llevaron adelante análisis físico-químicos que permiten caracterizar la situación ambiental del mencionado sistema desde el punto de vista de los parámetros analizados. Este es el Informe Final, en el que se analiza la información obtenida en las seis (6) campañas de investigación realizadas (febrero de 2008 - abril de 2009). Es importante aclarar que las campañas que correspondían a los meses de abril/08 y junio/08 no se realizaron por una demora administrativa que impidió la transferencia de los fondos de la Municipalidad para la implementación de las mismas.

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción del área de trabajo

El estuario de Bahía Blanca está localizado entre los 38°45' y los 35°10' de latitud sur, y entre los 61°45' y los 62°30' de longitud oeste, con un recorrido cercano a los 80 km en el S.E de la Provincia de Buenos Aires y un trazo que va en la dirección N.O - S.E. (**Figura 1**).

Esta 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 800 km² de superficie cubiertos. En cambio, en condiciones de pleamar las aguas cubren una superficie de 2300 km², que incluyen amplias planicies de marea (~1150 km²) e islas (410 km²)(Perillo *et al.*, 2001).

En el veril norte del Canal Principal de Navegación desaguan los canales de la Ballena, arroyo Maldonado, arroyo Galván, río Sauce Chico y el arroyo Napostá Grande. 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 (Perillo & Piccolo, 1999).

Sobre la costa norte de la bahía se encuentran los asentamientos urbanos de General Cerri, Ingeniero White, Punta Alta y Bahía Blanca, sumando una población de más de 300.000 habitantes, y los puertos Cuatros, Galván, Ingeniero White, Rosales y el puerto militar de la Base Naval de Puerto Belgrano. El Canal Principal es diariamente navegado por embarcaciones pesqueras, buques de carga y de transportes generales y de combustible.

La costa sur de Bahía Blanca no tiene límites definidos ya que varía totalmente con el estado de marea ; está caracterizada además por la presencia de numerosas islas e islotes (Piccolo *et al.*, 2008).

La zona interior de la bahía se continúa con el Salitral de la Vidriera, que penetra en el continente en la dirección N.O., incluyendo lagunas y salinas. La cuenca interna de la Bahía Blanca presenta características estuariales, sobre todo en períodos de precipitaciones intensas (Freije & Marcovecchio, 2004).

El ambiente está sujeto a un régimen de mareas semi-diurno, con una amplitud entre 3 y 3,5 metros (Perillo *et al.*, 1996; Ginsberg & Perillo, 2000). La marea es la principal fuente de energía para el estuario, y es una onda condicionada por la geometría de los canales, fricción e intensidad de los vientos dominantes. Bahía Blanca es un estuario de tipo hiper-sincrónico: la amplitud de la marea aumenta desde la boca hacia la cabecera, lo que implica que el efecto de convergencia sobre la onda de marea es mayor que el de fricción (Perillo & Piccolo, 1991).

Las principales vías potenciales de ingreso de sustancias exógenas a este sistema son efluentes descargados desde los núcleos urbanos, efluentes de origen industrial y producidos por curtiembres, operaciones de faenado de ganado e industrias relacionadas. Todos ellos lo hacen a través de los cursos de agua dulce que desaguan en la bahía. A partir de las actividades de refinerías e industria petroquímicas, así como del almacenamiento y transporte de combustibles, ingresan al sistema compuestos orgánicos derivados del petróleo. El dragado del Canal Principal de Navegación es otra de las actividades importantes en el área que inciden en el transporte de contaminantes. Existe además un aporte atmosférico continuo de sustancias provenientes de la utilización de combustibles fósiles, humos, partículas en suspensión y productos de actividades industriales y urbanas (Pucci *et al.*, 1980).

Por los motivos descriptos en los párrafos previos, y teniendo presentes los resultados obtenidos en programas previos de monitoreo realizados en este ambiente (por ej., IADO, 1997 ; 2000 ; 2002 ; 2004 ; 2006 ; 2008), se planteó la realización del presente Programa de Monitoreo tendiente a evaluar la Calidad Ambiental del Estuario de Bahía Blanca y complementar la información existente. Para ello se estableció el siguiente protocolo de trabajo:

- Se diseñó un programa de muestreo que incluye siete (7) estaciones de muestreo para la determinación de parámetros físico-químicos y sustancias potencialmente contaminantes. Estas estaciones se distribuyeron así: seis (6) a lo largo del Canal Principal, y una (1) en la zona de descarga del polo industrial (**Figura 1**). La ubicación de estas estaciones fue fijada mediante un posicionador satelital GPS-Garmin S-12, lo

que permitió tomar las muestras y/o mediciones en el mismo lugar en todas las campañas. La ubicación de las estaciones de muestreo es la siguiente:

- **Estación N°1** : 38° 52' 34.5" S. – 62° 10' 59.2" O.
- **Estación N°2** : 38° 50' 24.9" S. – 62° 12' 14.0" O.
- **Estación N°3** : 38° 47' 54.1" S. – 62° 15' 48.6" O.
- **Estación N°4** : 38° 47' 22.7" S. – 62° 18' 00.2" O.
- **Estación N°5** : 38° 46' 12.0" S. – 62° 38' 39.4" O.
- **Estación N°6** : 38° 45' 54.1" S. – 62° 20' 25.2" O.
- **Estación N°7** : 38° 45' 01.7" S. – 62° 23' 02.9" O.



Figura 1. Ubicaciones de las estaciones de toma de muestras.

- El Laboratorio de Química Marina del IADO llevó adelante durante este período un muestreo bimestral (6 muestreos) en los sitios previamente fijados, en los que se realizó la cuantificación de los siguientes parámetros:
 - Temperatura del agua

- Salinidad del agua
- pH del agua
- Turbidez del agua
- Nutrientes inorgánicos (NO_2 , NO_3 , NH_4 , PO_4 , SiO_3) disueltos en agua de mar
- Clorofila *a* y feopigmentos en material particulado en suspensión
- Materia orgánica particulada
- Oxígeno disuelto en agua de mar
- Metales pesados disueltos en agua de mar
- Metales pesados en sedimentos

También se tomaron muestras de sedimentos para analizar el contenido de compuestos organoclorados, así como muestras de peces (músculo comestible e hígado) para determinar sus contenidos de metales pesados. Por último, en dos de las campañas se realizó el análisis de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en los sedimentos muestreados.

2.2. Metodologías utilizadas

Todas las determinaciones enumeradas en los párrafos precedentes se llevaron adelante utilizando metodologías internacionalmente convalidadas, y sugeridas para este tipo de evaluación integral. Los métodos que se emplearon para las determinaciones de los parámetros físico-químicos son:

- Temperatura : medición *in situ*.
- Salinidad : medición *in situ*.
- pH : medición *in situ*.
- Turbidez : medición *in situ*.
- Oxígeno disuelto : medición *in situ*.
- Nitrato : Treguer & Le Corre (1975)

- Nitrito : Grasshoff *et al.* (1983)
- Amonio : Treguer & Le Corre (1975)
- Fosfato : Eberlein & Kattner (1987)
- Silicato : Technicon® (1973)
- Clorofila *a* y feopigmentos : APHA-AWWA-WEF (1998)
- Materia orgánica particulada: Strickland & Parsons (1968)
- Metales disueltos : Botté *et al.* (2008)
- Metales particulados : Marcovecchio y Ferrer (2005)
- Mercurio disuelto : A.P.H.A. (1992)
- Mercurio particulado: De Marco *et al.* (2006)

2.3. Límites de detección de las técnicas analíticas empleadas

A continuación se listan los valores de los límites de detección correspondientes a las técnicas analíticas usadas para la determinación de compuestos realizadas en esta etapa:

- ✓ Cadmio : 0.01 µg/L, y 0.05 µg/g.
- ✓ Plomo : 0.1 µg/L, y 0.07 µg/g.
- ✓ Cobre : 0.02 µg/L, y 0.02 µg/g.
- ✓ Zinc : 0.01 µg/L, y 0.05 µg/g.
- ✓ Cromo : 0.03 µg/L, y 0.03 µg/g.
- ✓ Mercurio : 0.02 µg/L, y 0.02 µg/g.

En esta etapa del trabajo se obtuvieron -además de las previamente mencionadas- muestras de sedimentos para la determinación de compuestos organoclorados e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), así como muestras de varias especies de peces para la determinación de su contenido de metales pesados. Para la determinación de PAHs se empleó la técnica descrita por Arias (2008), trabajando por GC-MS, y para la

de organoclorados se siguió el protocolo de US-EPA, métodos 508 y 8081, y trabajando por GC-ECD.

En todos los casos la calidad analítica de los resultados (AQ) fue comprobada mediante el uso de materiales de referencia internacional: para el caso de metales pesados se emplearon *Harina de Mejillón* y *Sedimento Marino Costero* (ambos provistos por el National Institute for Environmental Studies –NIES- de Tsukuba, Japón), mientras que para PAHs se emplearon estándares provistos por el Lab.de Contaminación Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Los trabajos de campo, de laboratorio, de procesamiento de datos, e interpretación de la información obtenida fueron realizados por personal científico y técnico del Laboratorio de Química Marina del Instituto Argentino de Oceanografía (IADO), con la colaboración del Lab. de Química Ambiental (Depto.de Química, UNS). Los profesionales que han intervenido en esta etapa fueron:

- **Dr. Jorge Marcovecchio** (IADO/CONICET)
- **Lic. Raúl Asteasuain** (IADO/CONICET)
- **Dra. Sandra Botte** (IADO/CONICET)
- **Dr. Andrés Arias** (CONICET/UNS).
- **Lic. Nedda Chiarello** (IADO/CONICET)
- **Lic. Javier Arlenghi** (IADO/CONICET)
- **Dr. Ruben Hugo Freije** (UNS)

RESULTADOS OBTENIDOS

En cada una de las campañas realizadas se tomaron muestras y realizaron mediciones *in situ* para caracterizar el ambiente bajo estudio y comprender su funcionamiento y condición actual. En ese sentido se realizaron varios tipos de trabajos, que a continuación se describen.

1. OCEANOGRAFÍA QUÍMICA:

Los valores medidos y/o determinados de los parámetros físico-químicos del estuario de Bahía Blanca permiten entender su condición actual, así como el escenario que este ambiente brinda para el desarrollo de procesos biológicos. Se analizaron los datos de parámetros oceanográficos obtenidos durante el año de trabajo, lo que permitió evaluar la calidad ambiental del sistema bajo estudio desde un punto de vista hidrográfico, así como comparar estos valores con los correspondientes registros históricos.

La distribución de parámetros que a continuación se describe permite sostener que -a lo largo de este período- **este ambiente mostró un comportamiento adecuado para el desarrollo y soporte de las comunidades biológicas, aunque con algunos cambios en las magnitudes de muchos parámetros que fueron significativamente diferentes a las tendencias históricas previamente descriptas para este sistema.**

Análisis temporal de los resultados obtenidos para la zona interna del estuario de Bahía Blanca. I. Parámetros físico-químicos y eco-fisiológicos

1.1. Temperatura del agua

Los valores de temperatura que se han registrado durante este año de trabajo muestran una distribución clásica, homogénea para todas las estaciones de muestreo (*Figura 2*).

Las temperaturas registradas oscilaron entre los 8,3 – 9,0°C -valores medidos en la campaña N°2, realizada el 20 de agosto de 2008- y los 22,9 – 25,2°C -correspondientes a la campaña N°1, del 21 de febrero de 2008-, con un patrón de ascenso/descenso suave. No se registraron diferencias significativas en los valores correspondientes a cada estación de muestreo a lo largo del Canal, y los cambios observados corresponden a la variación estacional que ocurre a lo largo del año. Los valores de temperatura registrados durante este período estudiado son ligeramente superiores a los del inmediatamente anterior (IADO, 2008) así como a los de la tendencia general históricamente registrada para este ambiente (Pucci et al., 1979 ; Freije y Marcovecchio, 2004 ; Marcovecchio y Freije, 2004) así como con los informados en las fase antecedentes de este estudio (IADO, 1997 ; 2000 ; 2002 ; 2004 ; 2006 ; 2008). Si bien estos valores no representaron diferencias estadísticamente significativas, es importante destacarlos, porque podrían estar indicando que se está produciendo un lento calentamiento del sistema, tal como fuera oportunamente señalado por Beigt & Piccolo (2003) y Beigt (2007).

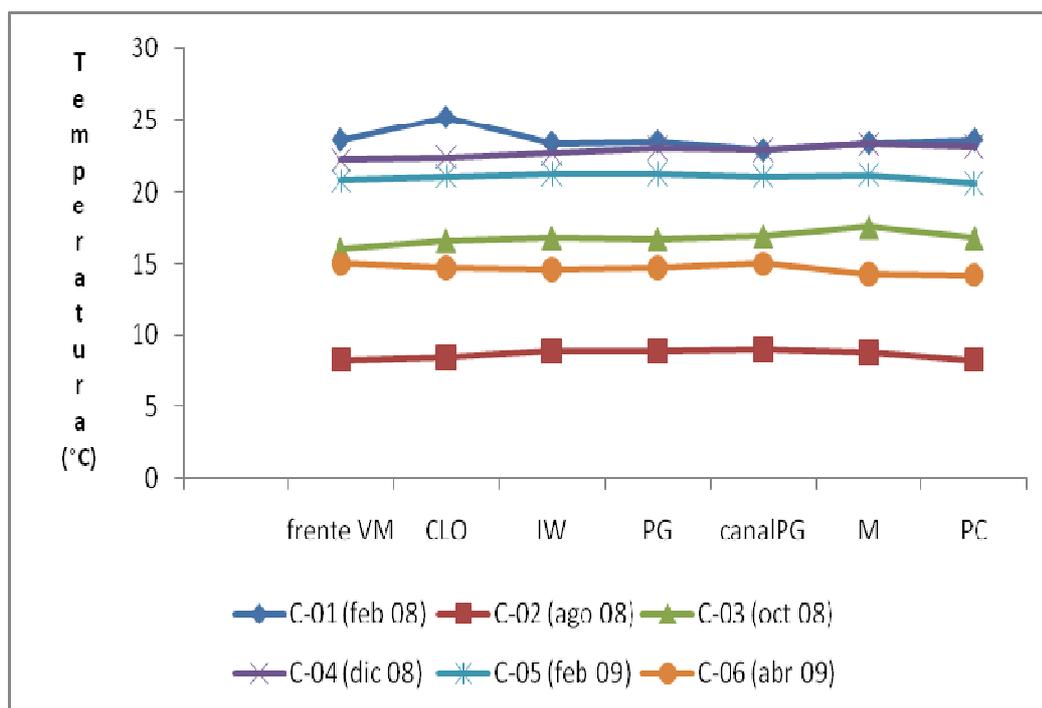


Figura 2. Distribución de la temperatura en el agua del área de estudio.

1.2. Salinidad

Los valores de salinidad registrados durante el periodo estudiado (2008 – 2009) siguieron un patrón de distribución muy definido, y común para casi todas las estaciones de muestreo evaluadas.

Las salinidades determinadas durante este período variaron entre las 32,54 ups (registradas en la Estación #5 en la campaña N°2, el 20 de agosto de 2008) y las 41,53 ups (en la Estación #6 en la campaña N°6, el 28 de abril de 2009), con un patrón de distribución homogéneo (**Figura 3**).

La distribución observada fue significativamente homogénea, y los valores registrados fueron superiores a los históricos para la misma zona (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008). Esto está presumiblemente ligado a la ausencia de lluvias en la región durante el periodo de estudio, lo que hace que se manifieste claramente este aumento de salinidad. Esta fuerte dependencia de los valores de salinidad con las precipitaciones ya

había sido registrada e informada previamente por otros investigadores para la región en otros años (Pucci et al., 1980; IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004), aunque los valores sostenidamente altos durante un periodo completo no habían sido previamente observados.

Para el caso particular de la salinidad registrada durante el período estudiado, no hubo coincidencia plena ni con la tendencia general de distribución ni con la variación de este parámetro con respecto a los datos históricos informados por otros autores, como Pucci et al. (1979 ; 1980), Freije y Marcovecchio (2004), o Marcovecchio y Freije (2004), así como con los de las fases previas de este estudio para la misma región (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008). Esta variación debe ser seguida con atención teniendo en cuenta que tanto la salinidad como la temperatura son parámetros estructurales que definen el escenario físico en el que se desarrollan los procesos biológicos que caracterizan al estuario.

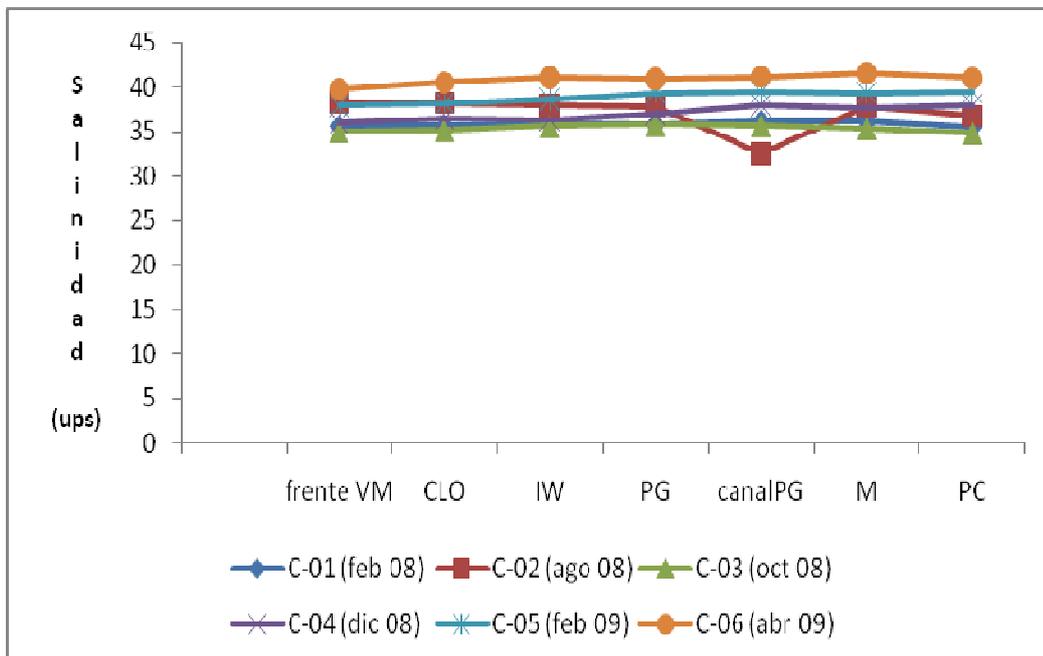


Figura 3. Distribución de la salinidad en el agua del área de estudio.

1.3. pH

Los valores de pH que se registraron durante el período estudiado mostraron una distribución homogénea en cada una de las campañas realizadas, pero también una variación estacional a lo largo del periodo (**Figura 4**).

Los valores variaron entre 7,8 upH (registrado en las Estaciones #5 y 6 en la campaña N°1 del 21 de febrero de 2008), y 8,7 upH (en las estaciones #2, 3 y 7 de la campaña N°3, el 23 de octubre de 2008) (**Figura 4**). En general se observa que los valores de pH van aumentando a lo largo del periodo estudiado, con diferencias pequeñas (estadísticamente no significativas entre campañas, con la excepción de el par C #1 – C #6 (**Figura 4**)). En la mayoría de los casos el aumento del pH es general y homogéneo, y no se limita a alguna estación de la grilla, por lo que se debe asumir la ocurrencia de un proceso global que lo está estimulando. También en este caso se puede presumir que la ausencia de ingreso de agua dulce está condicionando el aumento del pH, provocando una sobreconcentración de las especies que lo hacen tender hacia la zona alcalina.

La magnitud de los valores de pH registrados coinciden plenamente con los datos históricos, oportunamente informados para la región (Pucci et al., 1979, 1980; IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008). Por otro lado es importante destacar que los datos de pH registrados en este estudio son similares a los informados en el 2006 (IADO, 2006), que superaban las 8,9 upH y mostraron ser los mayores registrados para este sistema. Esta tendencia general que se viene observando –aunque en forma discontinuada– podría indicar un principio de variación de la condición del pH en el sistema, con un desplazamiento hacia valores más alcalinos. Esto significaría un desplazamiento del equilibrio del buffer carbonato-bicarbonato que regula el pH en aguas naturales hacia la fase carbonato, por lo cual disminuiría la presión de CO_2 (aq) en el sistema. También hay que considerar que la discontinuidad temporal observada depende del equilibrio que se produce entre el CO_2 (aq) y el CO_2 (g) de la atmósfera, por lo que el fenómeno puede revertir espontáneamente.

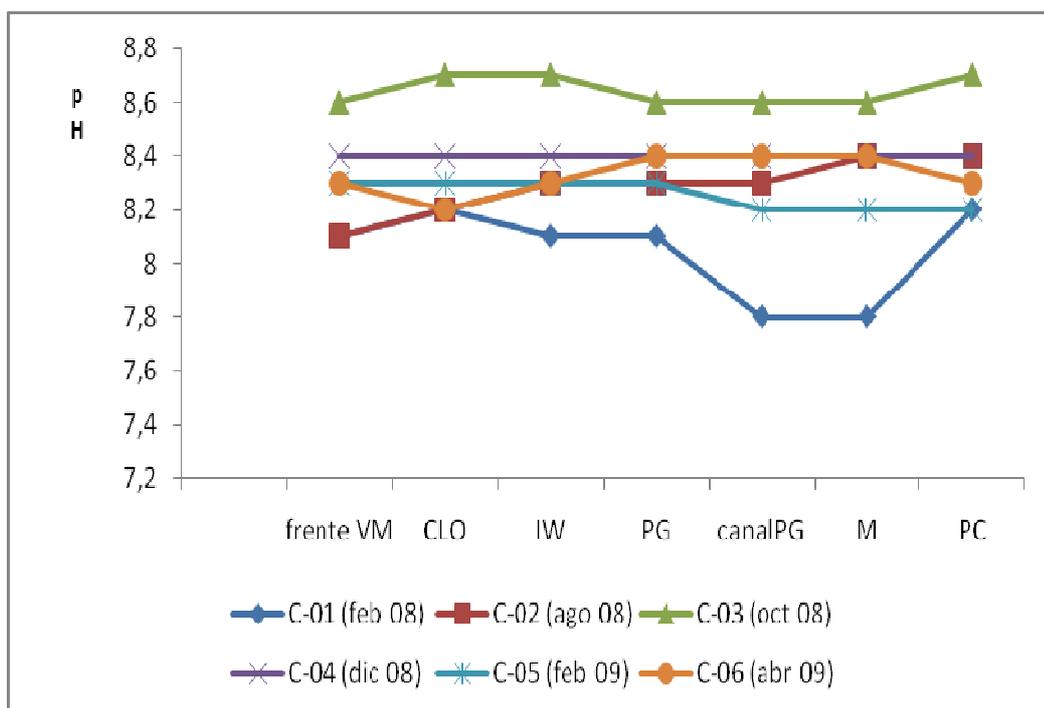


Figura 4. Distribución del pH en el agua del área de estudio.

1.4. Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de OD

La distribución de oxígeno disuelto que se observó durante el período analizado presentó sus concentraciones mayores durante el invierno y finales del verano, y las menores en las otras estaciones. Las concentraciones correspondientes variaron entre los 4,0 mg/L en las Estaciones #1, #2, #4 y #5 de la campaña N°3 (23 de octubre de 2008), y los 7,4 mg/L en las Estaciones #5 de la campaña N°1 (feb-08) y #6 de la campaña N°2 (ago-08) (**Figura 5.a**). Esta distribución está plenamente ligada al ciclo del fitoplancton en el estuario, del cual se debe destacar que tiene su pico máximo de florecimiento en invierno. Sin embargo los valores determinados son significativamente menores ($p < 0,01$) que los registros históricos para la misma zona (Pucci *et al.*, 1979; 1980; o IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008), lo que indica claramente que ha habido una variación en las condiciones generales del sistema, aun cuando estas concentraciones medidas son totalmente aptas para el desarrollo de los procesos biológicos propios de este ambiente.

Para comprender mejor esta variación se consideró también la distribución del porcentaje de saturación de oxígeno en el agua de la zona interior del estuario (**Figura 5.b**). En este análisis se obtuvieron las siguientes tendencias:

- (i) Un **sistema hiperoxigenado** en la campaña N°1 (feb-08), con %satO ~ 105 – 108%.
- (ii) Un **sistema plenamente oxigenado** en las campañas N°2 (ago-08), 4 (dic-08) y 5 (feb-09), con %satO ~ 82 – 97%.
- (iii) Un **sistema oxigenado** en la campaña N°6 (abr-09), con %satO ~ 67 – 73%.
- (iv) Un **sistema con baja oxigenación** en la campaña N°3 (oct-08), con %sat ~ 49 – 54%. En este caso los valores no son lo suficientemente bajos como para considerar hipóxico al sistema, pero están bastante cerca de esta zona.

Los niveles de oxígeno disuelto y % de saturación de oxígeno medidos en el sistema permiten sostener que la disminución significativa que se ha registrado en este periodo no es fisiológica (por ej., menor productividad biológica) sino que está ligada a las condiciones físicas del ambiente. En este sentido los aumentos de temperatura y de salinidad registrados han condicionado la solubilidad del oxígeno del estuario, haciéndolo disminuir significativamente. La evolución de estos procesos dependerá de la de los mencionados parámetros físico-químicos, dado que todo indica que la producción biológica del sistema se mantiene en un nivel histórico (Popovich et al., 2008 ; Popovich y Marcovecchio, 2008).

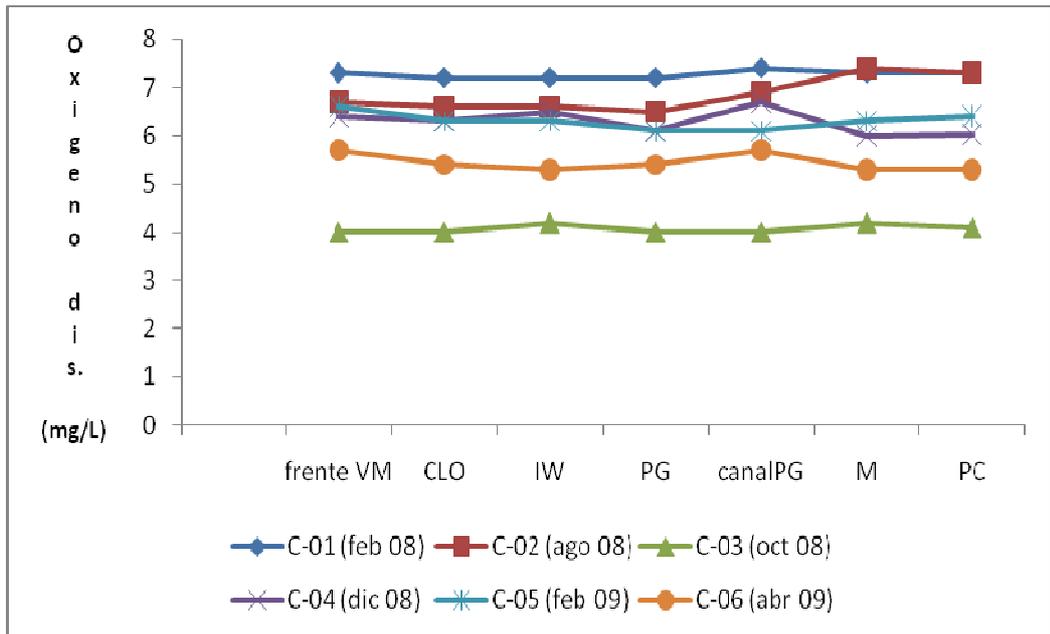


Figura 5.a. Distribución del oxígeno disuelto en el agua mar del área de estudio.

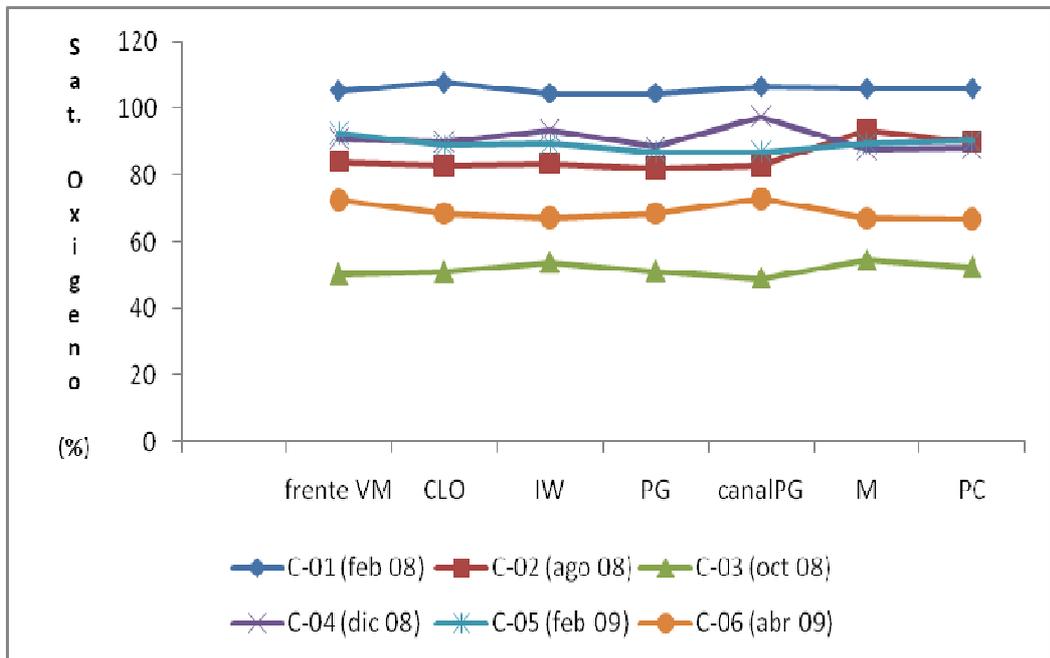


Figura 5.b. Distribución de % saturación de oxígeno en el agua de mar del área de estudio.

1.5. Turbidez

Al analizar los datos de turbidez registrados durante este período se observó una distribución homogénea a lo largo del año y para todas las estaciones de muestreo consideradas (**Figura 6**). Las concentraciones correspondientes variaron entre las 14 y 210 unt (**Figura 6**), incluyendo los registros obtenidos en la campaña N°1 (febrero de 2008), algunos de los cuales resultaron significativamente mayores que los del resto del período (**Figura 6**).

Vale la pena acotar que los valores de turbidez pueden variar en función a diferentes factores, tanto naturales (por ejemplo, florecimientos fitoplanctónicos, resuspensión de sedimentos por efecto de tormentas, mayores aportes continentales, etc) o antrópicos (por ejemplo, dragado y/o refulado, descarga de efluentes, alteración de la circulación de las aguas, etc).

Si bien los valores de turbidez registrados son variables, su tendencia general de distribución coincide plenamente con los datos históricos, oportunamente informados para la región (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

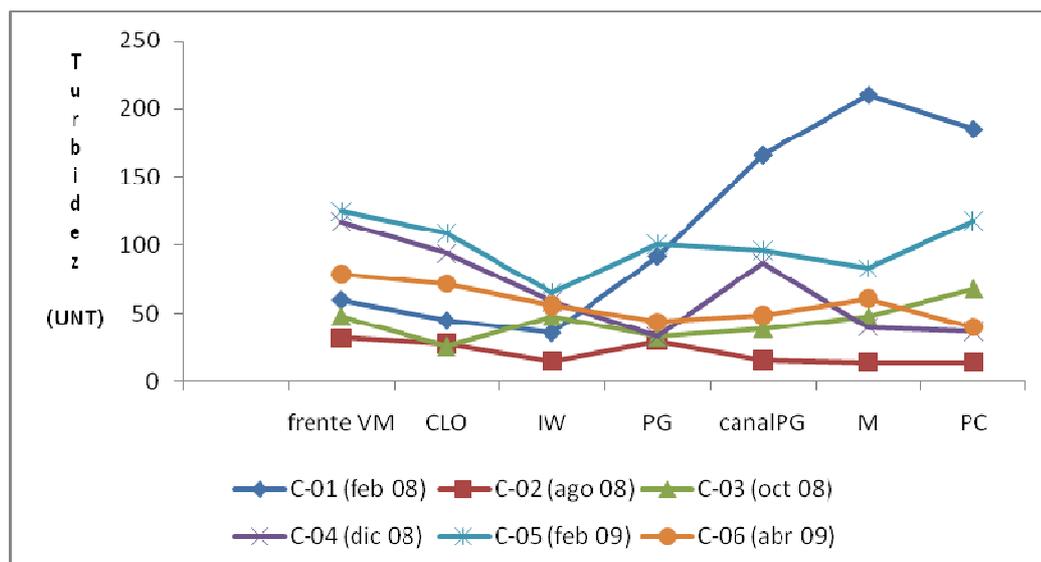


Figura 6. Distribución de la turbidez en el agua del área de estudio.

1.6. Nutrientes inorgánicos

La distribución de compuestos nutritivos inorgánicos en la zona interior del estuario de Bahía Blanca durante el período informado presentó tendencias muy claras, ligadas al funcionamiento del ambiente bajo estudio.

1.6.1. Nitrato y nitrito

Al estudiar la distribución de nitrato y nitrito se observó el mismo tipo de tendencia en cuanto a sus distribuciones espacio-temporales (a pesar de la diferencia en las magnitudes de sus concentraciones), con picos máximos en verano - otoño y mínimas en invierno – primavera temprana (*Figuras 7 a y 7 b*).

Las concentraciones de nitrato variaron entre los 0,29 – 2,05 $\mu\text{moles/L}$ en primavera (C-3, 23 de octubre de 2008), y los 10,69 y 14,20 $\mu\text{moles/L}$ en otoño (C-6, 28 de abril de 2009) (*Figura 7a*).

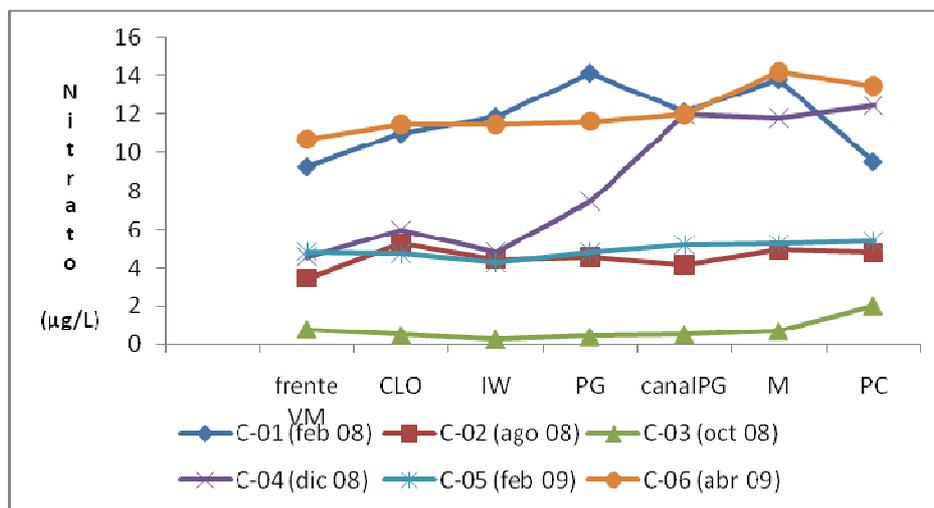


Figura 7^a. Distribución de la concentración de nitrato disuelto en el agua del área de estudio.

Por su parte las concentraciones de nitrito variaron entre los 0,16 y los 0,55 $\mu\text{moles/L}$ en primavera (C-3, 23 de octubre de 2008), y los 2,53 y 3,42 $\mu\text{moles/L}$ en otoño (C-6, 28 de abril de 2009) (**Figura 7b**). Esta tendencia en la distribución -que se observa en ambas figuras- es característica del ciclo de nutrientes de nitrógeno en ambientes como el estuario de Bahía Blanca, y está íntimamente asociado tanto a los efectos del consumo de nutrientes por el fitoplancton, como de regeneración a través de procesos físico-químicos propios de un sistema estuarial. La sincronía de ambas distribuciones indica que no se produjeron eventos anormales durante el período estudiado, tal como oportunamente informaran Popovich et al (2008) y Popovich y Marcovecchio (2008) para este mismo sistema.

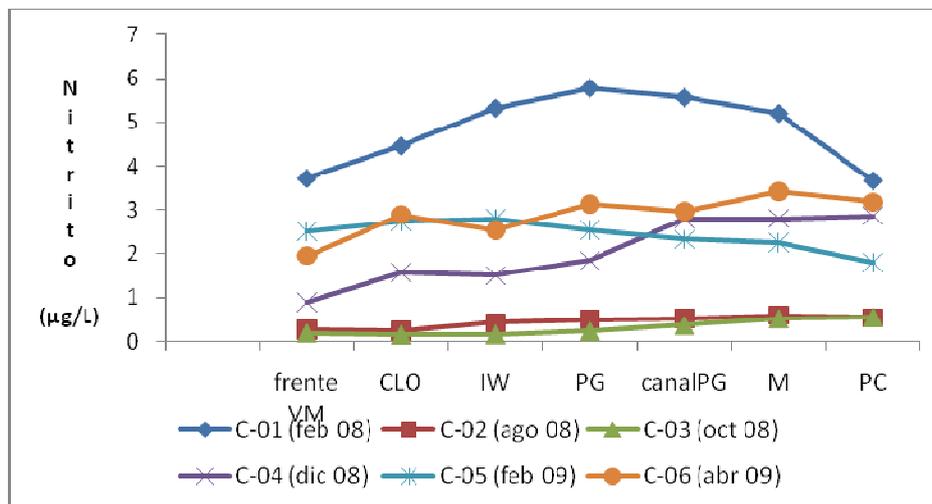


Figura 7b. Distribución de la concentración de nitrito disuelto en el agua del área de estudio.

Sin embargo la distribución de estos nutrientes no coincide con la tendencia histórica, oportunamente descrita por varios autores (Pucci *et al.*, 1979 ; 1980 ; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004), ni con los valores determinados durante las fases previas de este estudio (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008). En este sentido hay que destacar que los valores de nitrato determinados han sido más bajos que los históricos (aunque sin mostrar diferencias estadísticamente significativas), mientras que los de nitritos fueron significativamente superiores ($p < 0,01$) que los

históricos. De todas maneras la disponibilidad de estos compuestos ha sido adecuada para el normal desarrollo del sistema biológico del estuario.

1.6.2. Amonio

Las concentraciones de amonio presentaron una variación estacional marcada, con los mínimos valores en la campaña de invierno (5,42 a 12,20 $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$, en la C #02 de agosto de 2008), y los máximos en otoño (27,53 a 46,52 $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$, en la C #06 de abril del 2009)(**Figura 7.c**). Como dato complementario de este proceso se puede destacar que este nutriente no llegó al agotamiento en ningún momento (durante este período), lo que significa tanto que el sistema se presentó plenamente productivo como que el proceso de amonificación fue dominante en esta región (**Figura 7.c**).

Tanto los valores de amonio medidos como la tendencia de distribución identificada coinciden con los antecedentes históricos existentes en la zona (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

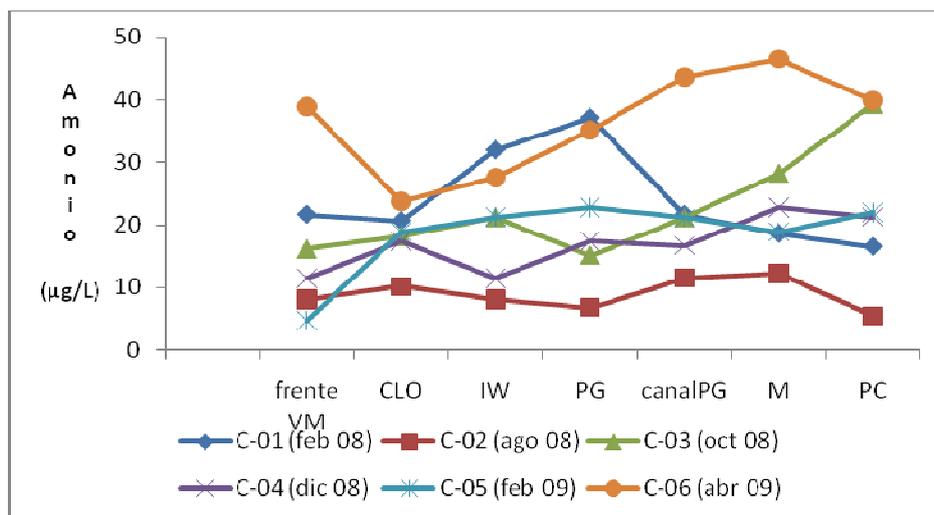


Figura 7.c. Distribución de la concentración de amonio disuelto en el agua del área de estudio.

1.6.3. Fosfato

En el caso de los compuestos nutritivos de fósforo se analizó la distribución de fosfato, que presentó una tendencia homogénea a lo largo del período de estudio, con valores oscilantes entre los 1 y 3 $\mu\text{mol PO}_4/\text{L}$ (**Figura 8.a**). La única campaña atípica fue la C #1 (febrero de 2008), en la que los valores de fosfato rondaron los 6 $\mu\text{mol PO}_4/\text{L}$ (**Figura 8.a**), lo que resultó significativamente diferente a las otras campañas realizadas. Este tipo de dinámica de fósforo fue previamente descrita por Popovich et al (2008) para este mismo ambiente, y los datos del presente estudio coinciden con las tendencias presentadas por los citados autores.

Los niveles de fosfato así como su distribución temporal coinciden con los antecedentes históricos del ambiente evaluado (Pucci *et al.*, 1979; 1980; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004), así como con los valores determinados durante las fases previas de este estudio (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

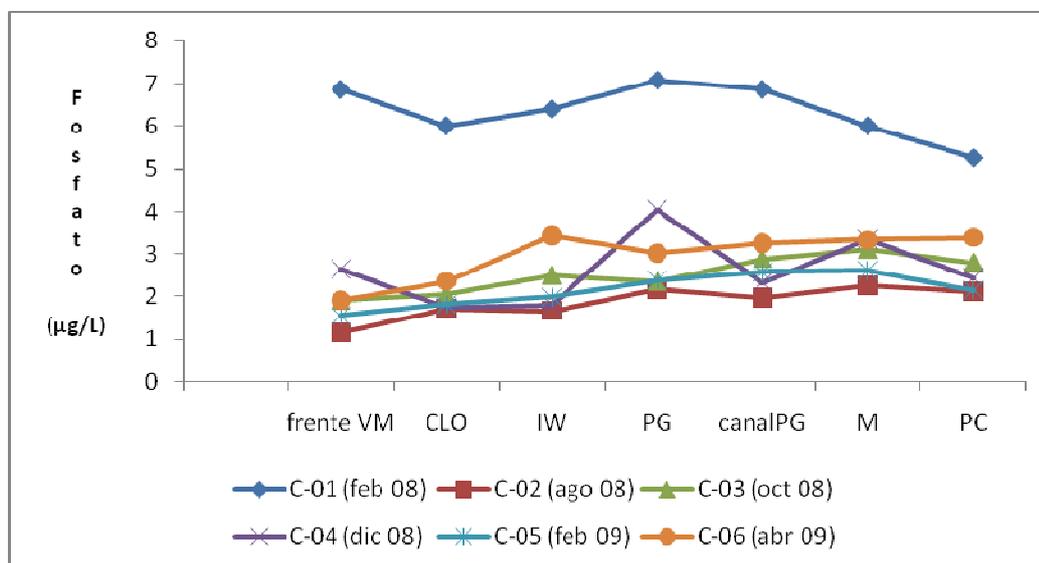


Figura 8.a. Distribución de la concentración de fosfato disuelto en el agua del área de estudio.

1.6.4. Silicato

Los compuestos nutritivos de silicio mostraron sus niveles más bajos en octubre de 2008 (C #03), cuando los valores variaron entre 37,23 y 55,66 $\mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$, mientras que los más altos se registraron en febrero de 2008 (C #01) con niveles de 91,62 a 114,73 $\mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$ (**Figura 8.b**).

Este consumo de silicato es muy razonable, teniendo en cuenta que el florecimiento fitoplanctónico que ocurre en Bahía Blanca está dominado por diatomeas, que son muy fuertes consumidores de este compuesto para la construcción de sus frústulos. Por otro lado, es interesante destacar que, una vez finalizado el florecimiento los niveles de silicato vuelven a aumentar, hasta llegar a concentraciones de $\sim 100 \mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$ hacia fines del verano (**Figura 8.b**).

También es importante señalar que –si bien la tendencia espacial de la distribución de silicatos registrada en este período coincidió con los antecedentes históricos del ambiente evaluado (por ej., Pucci *et al.*, 1979 ; 1980 ; Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004) –, los valores determinados fueron significativamente menores que los informados en las fases previas de este estudio (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008). Este hecho fue atribuido a la escasez de lluvias durante el período de estudio, lo que impide el transporte de silicatos desde los ambientes continentales hacia los marinos (Popovich *et al.*, 2008).

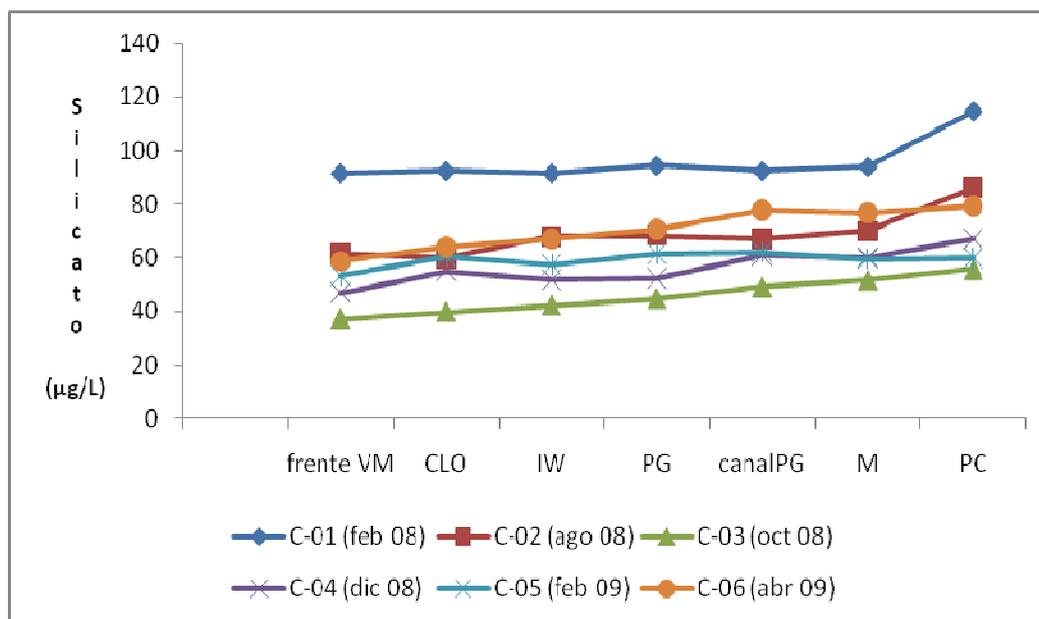


Figura 8.b. Distribución de la concentración de silicato disuelto en el agua del área de estudio.

1.7. Pigmentos fotosintetizadores

La clorofila *a* es un indicador típico de la biomasa de fitoplancton presente en el sistema, así como de su evolución temporal y distribución espacial. En el período que aquí se informa se ha podido establecer un ciclo de producción diferente al que se ha registrado históricamente en este estuario (por ej., Popovich et al., 2008 ; Popovich y Marcovecchio, 2008). Así, y en lugar del típico florecimiento fitoplanctónico invernal registrado durante los últimos 20 años con concentraciones muy altas de clorofila *a* (por ej., Gayoso, 1989 ; Popovich & Gayoso, 1999), se observó que la producción biológica del estuario fue máximo en el verano (C #01 de febrero/08 y C #04 de diciembre/08), con picos máximos de 12,1 µg/L (C #01) y 12,2 µg/L (C #04), y valores promedio para el resto del año de ~3 – 5 µg/L, con los mínimos correspondientes en el otoño (1,08 – 4,3 µg/L en la C #06 de abril/09) (**Figura 9.a**).

Estos valores son normales para un sistema estuarial costero, pero resultan significativamente inferiores a los informados por otros autores, quienes han referido que se mantienen así -con oscilaciones naturales ocasionales- desde hace varias décadas, habiéndose determinado que este proceso corresponde a un gran florecimiento invernal del fitoplancton dominado por diatomeas (fundamentalmente *Thalassiosira curviseriata*) (Gayoso, 1989 ; Popovich & Gayoso, 1999). Los contenidos de clorofila *a* registrados en este período son claros indicadores de la existencia de un cambio en el funcionamiento eco-fisiológico del estuario, y a diferencia de las descripciones históricas (Popovich et al., 2008; Popovich y Marcovecchio, 2008), en este caso podemos presumir que se ha producido una sucesión ecológica y que la especie dominante en estos florecimientos es otra, y no la diatomea anteriormente mencionada.

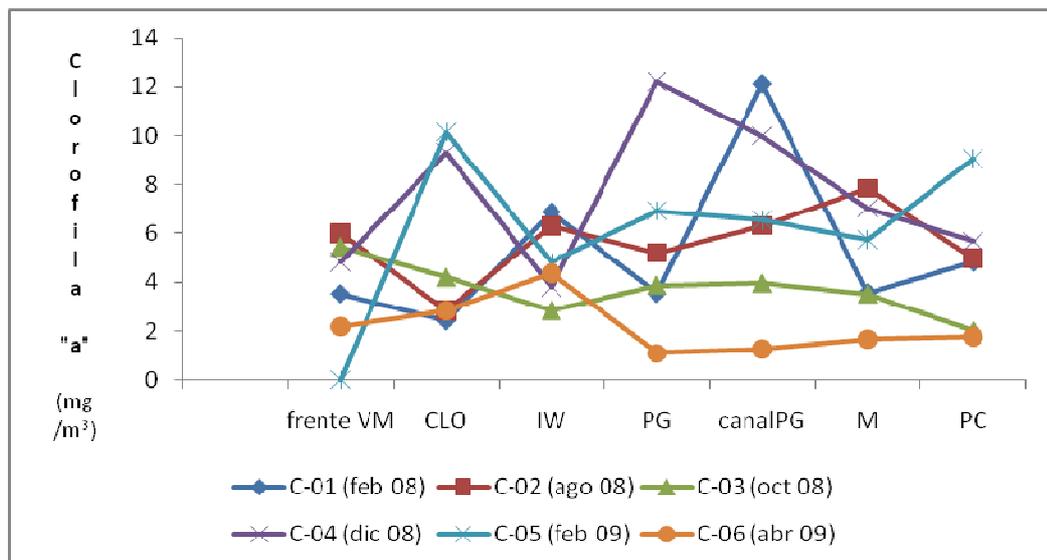


Figura 9.a. Distribución de la concentración de clorofila "a" disuelta en el agua del área de estudio.

Por su parte los feopigmentos son productos de degradación de la clorofila, y su presencia es indicadora tanto del grado de senescencia de la asociación fitoplanctónica como del pastoreo que el zooplancton ejerce sobre el fito. La distribución de

feopigmentos observada en este período (**Figura 9.b**) permite sostener que ambos procesos ocurrieron sincrónicamente en el estuario.

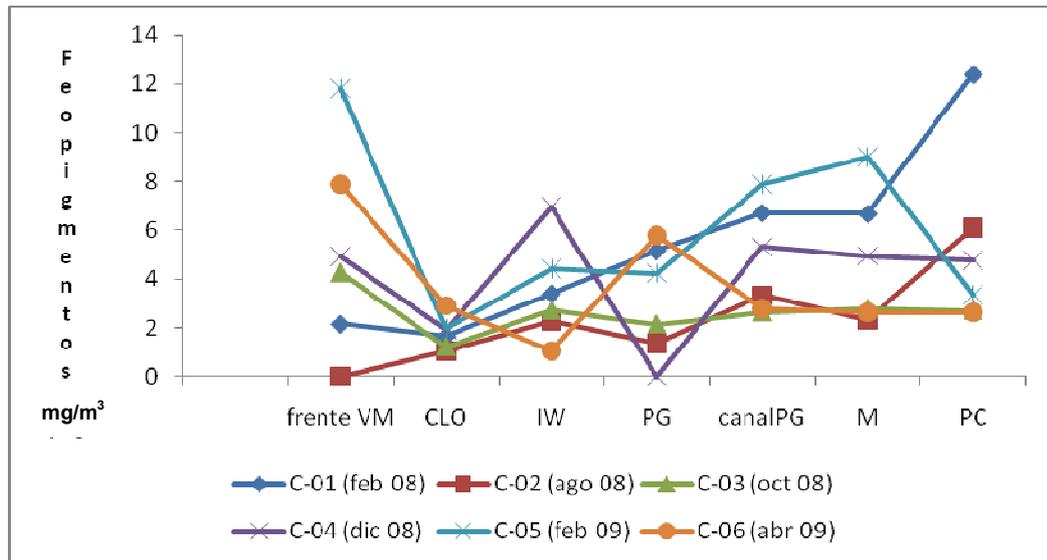


Figura 9.b. Distribución de la concentración de feopigmentos en el agua del área de estudio.

1.8. Materia orgánica particulada

El análisis de materia orgánica particulada (MOP) mostró un patrón regular con un amplio rango de concentraciones, que oscilaron entre los 36 mg C/L (estación N°6, C #06 de abril de 2009) y los 3014 mg C/L (estación N°4, C #04 de diciembre de 2008) (**Figura 10**). Además, se pudo observar una campaña (C #04, de diciembre de 2008) en la que las concentraciones de MOP fueron significativamente mayores (1367 a 3014 mg C/L) (**Figura 10**), lo que indica que hubo un ingreso extraordinario a través de las vías naturales o artificiales (o ambas). El tipo de patrón observado a lo largo del diseño de muestreo permite sostener que se produce un fenómeno de resuspensión a partir de los puntos donde la MOP ingresa al sistema (por ej., arroyos, desagües, cloacas, etc.) o donde se genera (por ej., degradación de organismos, etc.).

Es importante destacar que el estuario muestra un nivel básico o piso de MOP suficientemente alto como para sustentar a los procesos biológicos que pueden requerir dichos compuestos, y que –a través de procesos biogeoquímicos de mineralización/remineralización- también puede aportar un suplemento extra de nutrientes inorgánicos al sistema. Por otro lado, estas concentraciones de MOP deben ser monitoreadas ya que son potenciales consumidoras de oxígeno disuelto del sistema. Los niveles de MOP determinados (**Figura 10**), así como la riqueza del sistema en oxígeno disuelto (**Figuras 5.a** y **5.b**) permiten sostener que no hay en este sentido riesgos ambientales inmediatos; sin embargo, y a partir de situaciones como la observada en la C-4, mencionada en párrafos previos, la vigilancia permanente del sistema facilitará la identificación temprana de procesos de este tipo, y la toma de las medidas correctivas que correspondan.

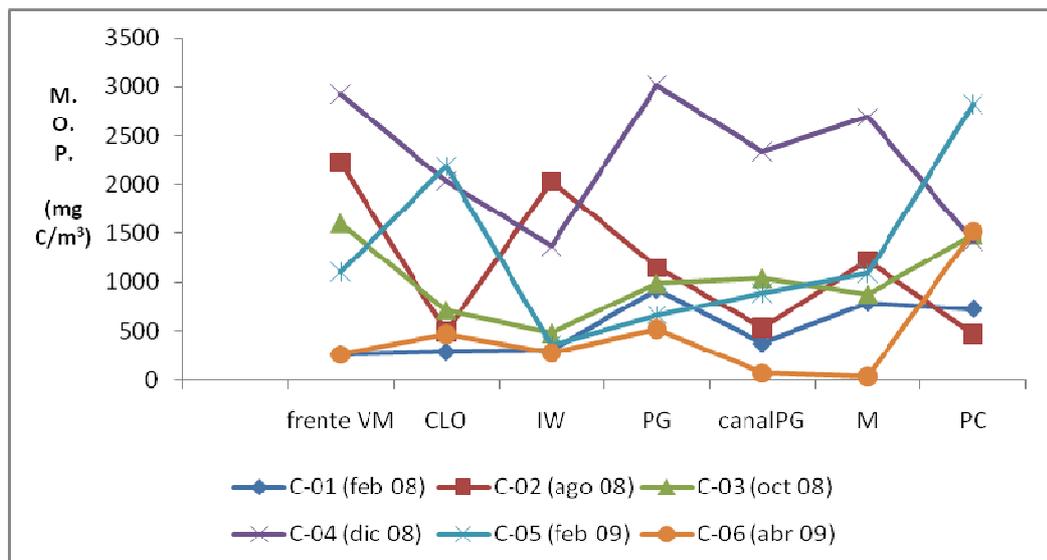


Figura 10. Distribución de la concentración de materia orgánica particulada (MOP) en el agua del área de estudio.

En síntesis:

El análisis del presente período muestra que se produjeron algunos cambios importantes en la estructura del estuario, entre los que se pueden destacar (**Figura 11.a**):

- (i) un aumento de la temperatura promedio,

- (ii) aumento de la salinidad promedio, y
- (iii) aumento del pH (que demostró estar muy estable en toda el área de estudio).

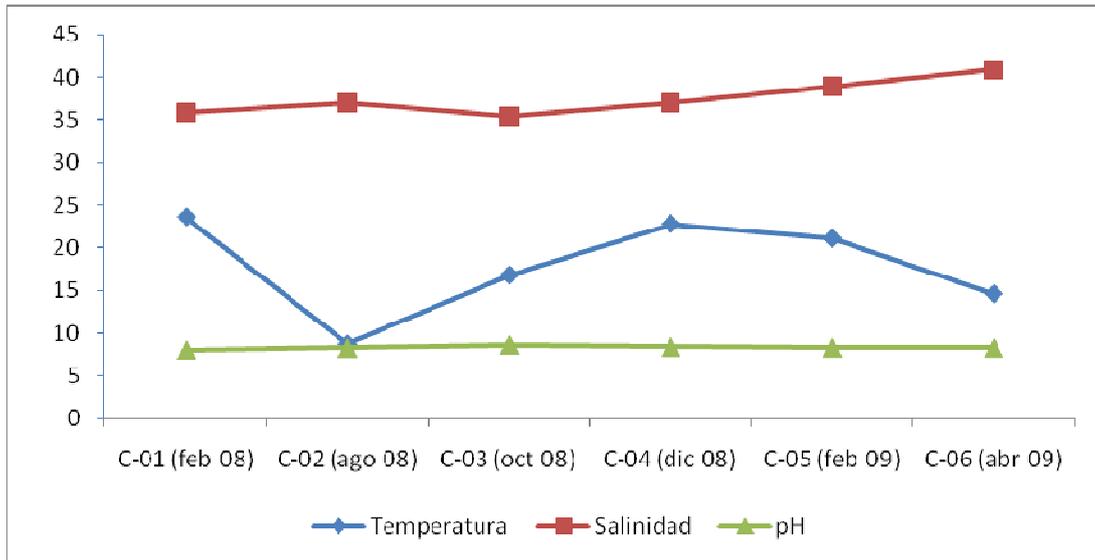


Figura 11.a. Distribución de temperatura, salinidad y pH (valores promedio) en el agua del área de estudio.

Simultáneamente con estas variaciones se pudo observar que (**Figura 11.b**):

- (iv) los valores promedio de Oxígeno disuelto fueron significativamente inferiores ($p < 0.01$) a los niveles históricos para este sistema.
- (v) Los porcentajes de saturación de oxígeno en cambio fueron adecuados para el desarrollo y soporte de los sistemas biológicos, aunque también fueron inferiores a los históricos.
- (vi) Los niveles promedio de turbidez también fueron significativamente inferiores que los históricos, lo que estaría relacionado a la escasez de lluvias en el período.

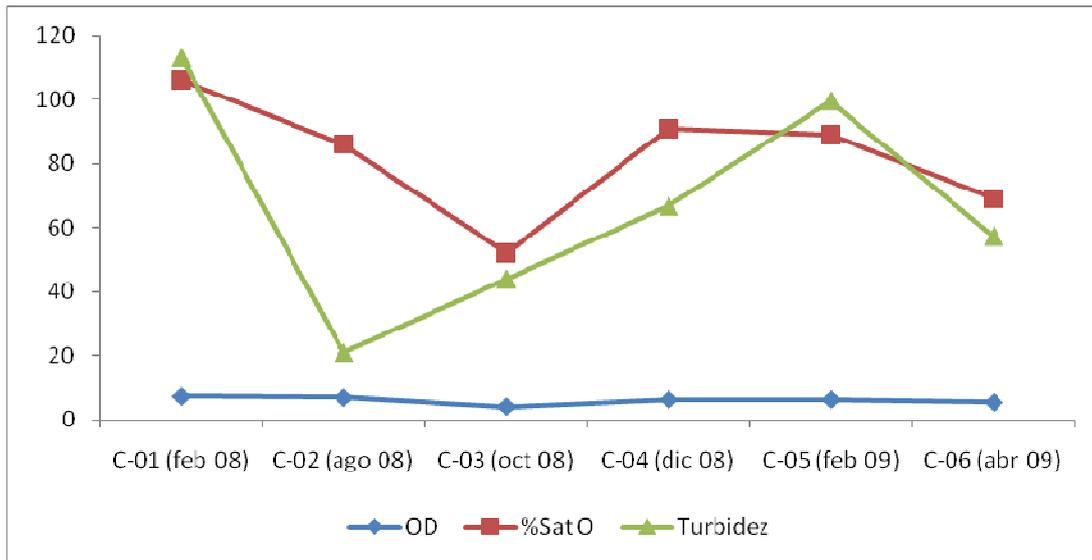


Figura 11.b. Distribución de oxígeno disuelto, % de saturación de oxígeno y turbidez (valores promedio) en el agua del área de estudio.

En cuanto a la distribución y abundancia de nutrientes inorgánicos disueltos en el agua del estuario se puede concluir que (**Figura 12.a** y **12.b**):

- (vii) Los niveles de nitrato, nitrito y silicato medidos en este período fueron significativamente menores que los históricos, aunque adecuados para el desarrollo de sistemas biológicos.
- (viii) Las concentraciones de amonio y de fosfato estuvieron en un nivel similar a las históricas.
- (ix) El ciclo anual observado y su sincronía fueron competamente concordantes con las observaciones históricas.

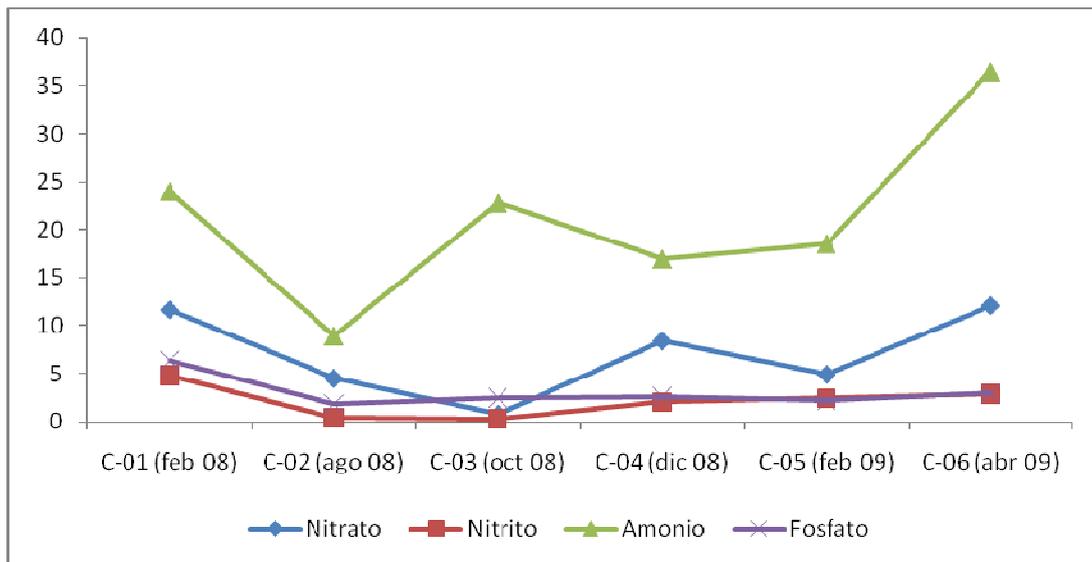


Figura 12.a. Distribución de nutrientes inorgánicos de N y P (valores promedio) disueltos en el agua del área de estudio.

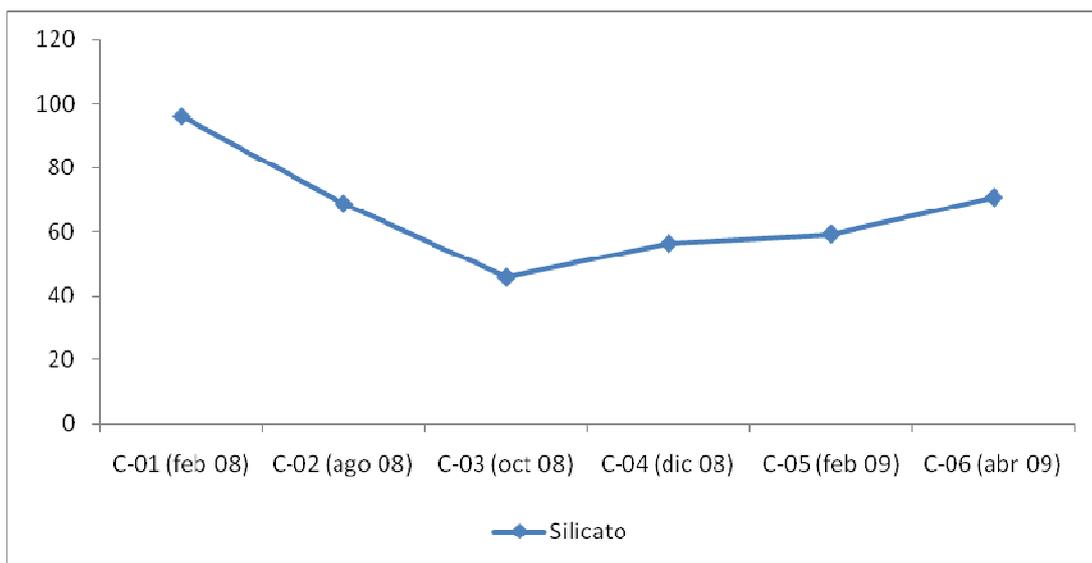


Figura 12.b. Distribución de silicato (valores promedio) disuelto en el agua del área de estudio.

Por último, y considerando las condiciones de producción biológica observadas durante este período (**Figura 13.a** y **13.b**) se puede concluir que:

- (x) Los niveles de clorofila *a* y de feopigmentos registrados fueron significativamente menores que los históricos.

- (xi) También la sincronía de los procesos de producción fue diferente a la histórica, con el máximo nivel en verano.
- (xii) Los niveles de materia orgánica fueron, sin embargo, altos, y garantizan una mineralización adecuada para generar futuros stocks de nutrientes inorgánicos en el sistema.

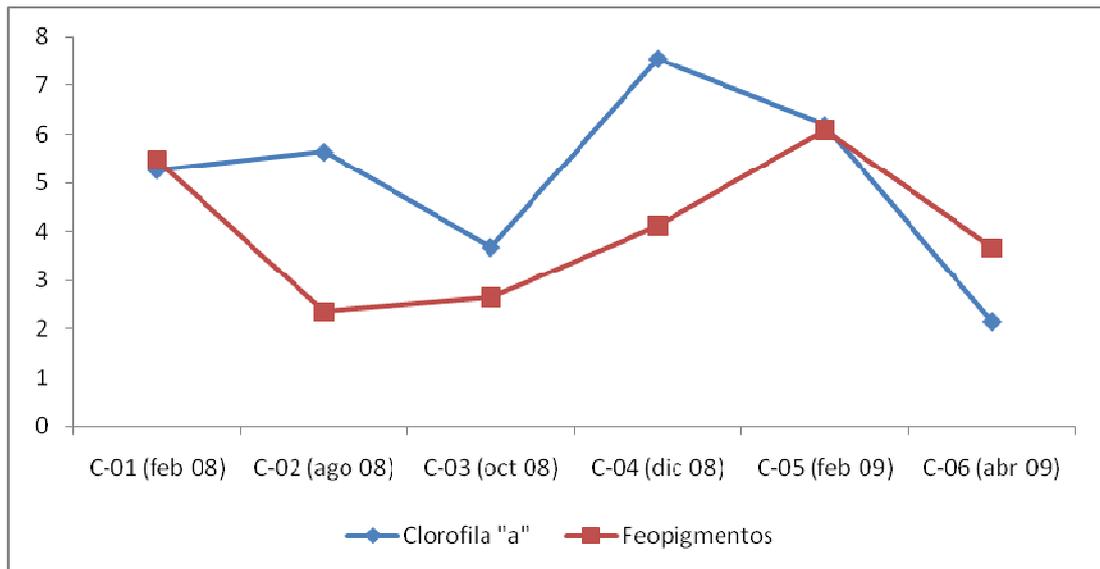


Figura 13.a. Distribución de clorofila a y feopigmentos (valores promedio) en el agua del área de estudio.

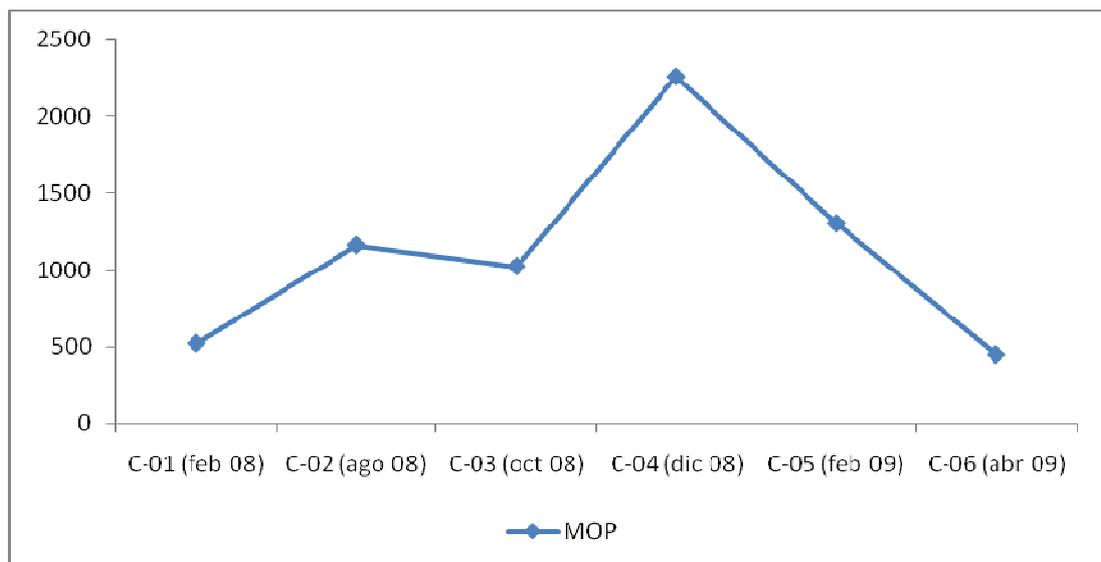


Figura 13.b. Distribución de materia orgánica particulada (valores promedio) en el área de estudio.

2. ESTUDIO DE SUSTANCIAS POTENCIALMENTE TOXICAS

En este aspecto del estudio se evaluaron los contenidos de algunos *metales pesados* potencialmente tóxicos (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Fe, Mn, Hg) tanto disueltos en el agua del estuario como retenidos en los sedimentos superficiales del mismo. Asimismo, se determinaron los contenidos de los mismos metales en tejidos (músculo comestible e hígado) de pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*), especie característica de este estuario.

También se determinaron los contenidos de *hidrocarburos aromáticos policíclicos* (PAHs) en sedimentos del área bajo estudio del estuario.

Por último, en tres de las campañas de investigación realizadas se determinaron los contenidos de compuestos organoclorados en los sedimentos del estuario.

2.1. METALES PESADOS

2.1.1. Cadmio

Se registraron concentraciones de *cadmio disuelto* en el agua de la zona bajo estudio en tres (3) de las seis (6) campañas realizadas (C #02, C #03 y C #04), mientras que en las otras tres los valores estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (**Figura 14.a**). En este sentido cabe mencionar que los valores medidos alcanzaron niveles de 0,25 µg/L (C #02, agosto/08), 0,40 µg/L (C #03, octubre/08), y 0,14 µg/L (C #04, diciembre/08) (**Figura 14.a**). Este hecho debe ser cuidadosamente considerado, teniendo en cuenta que la presencia de metales disueltos es indicadora de

“ingreso reciente al sistema”, ya que esta fase de los compuestos metálicos es sumamente efímera y es desplazada rápidamente hacia los otros compartimientos del sistema (por ej., material particulado en suspensión, sedimentos, organismos). Por lo tanto, la detección de las mencionadas concentraciones de Cd disuelto en el agua indica que está ingresando actualmente, y que –por lo tanto– existe una o varias fuentes que lo están introduciendo al sistema.

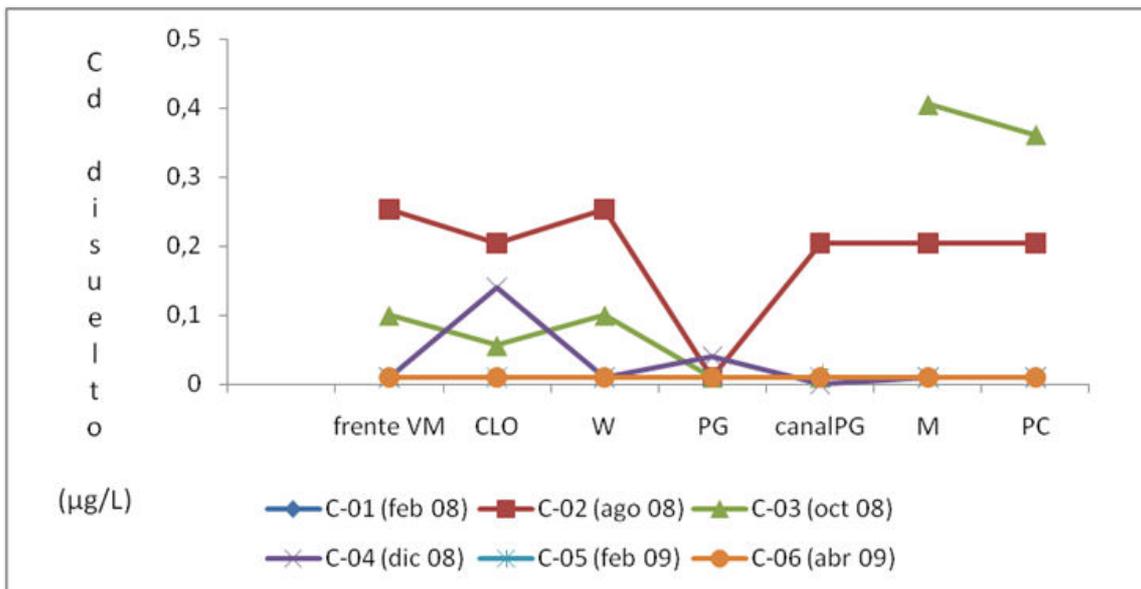


Figura 14.a: Distribución de cadmio disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por su parte, al analizar la presencia de cadmio en los sedimentos superficiales se observó una tendencia sostenida en las campañas evaluadas, con valores similares en las estaciones analizadas (**Figura 14.b**). El rango de valores de cadmio determinados en los sedimentos fue de $0,08 - 1,92 \mu\text{g Cd/g}$, en peso seco.

Los valores de Cd determinados en sedimentos durante este período fueron similares a los que se reportaron previamente para la misma zona: por ej., valores de hasta $3.0 \mu\text{g/g}$ -en peso seco- (IADO, 1997) y de $1.5 \mu\text{g Cd/g}$ -en peso seco- (IADO, 2000). Por otro lado, en esos monitoreos se pudo observar ingresos irregulares pero mucho más frecuentes de cadmio disuelto al sistema evaluado, con valores que llegaron hasta los 1.2

$\mu\text{g/L}$ (IADO, 1997) y los $1.8 \mu\text{g/L}$ (IADO, 2000). También vale aclarar que estos valores son de igual magnitud que los informados por otros autores en la década de los '80, como por ejemplo Pucci (1988) y Villa (1988), así como con datos históricos informados por otros autores (por ej., Freije y Marcovecchio, 2004; Marcovecchio y Freije, 2004; Marcovecchio y Ferrer, 2005; Botté et al., 2008), entre otros.

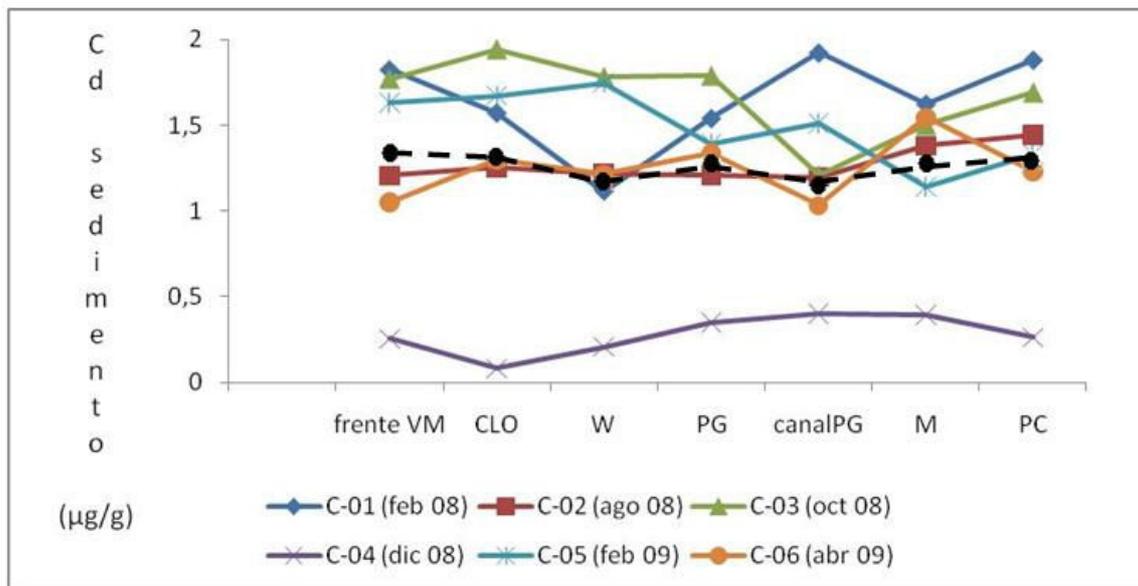


Figura 14.b: Distribución de cadmio ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

— — : valor promedio de las campañas realizadas.

En término de concentraciones medias anuales, es posible observar que los niveles cadmio disuelto en el sistema son similares a los valores determinados en los programas de 2002 y 2005, y significativamente inferiores que los del 2007 (**Figura 15.a**). Estos resultados que evidenciaron presencia de cadmio disuelto en el sistema ratifican lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario actualmente. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en lo correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008). Además, en la **Figura 15.b** se presenta un análisis similar para el Cd en sedimentos de la región bajo estudio. En este caso se observa que los valores de cadmio en sedimentos en esta campaña son similares (o aun levemente inferiores) a los de la

campaña 2007, y superiores a los de los monitoreos 2002 y 2005 (IADO, 2002; 2006; 2008).

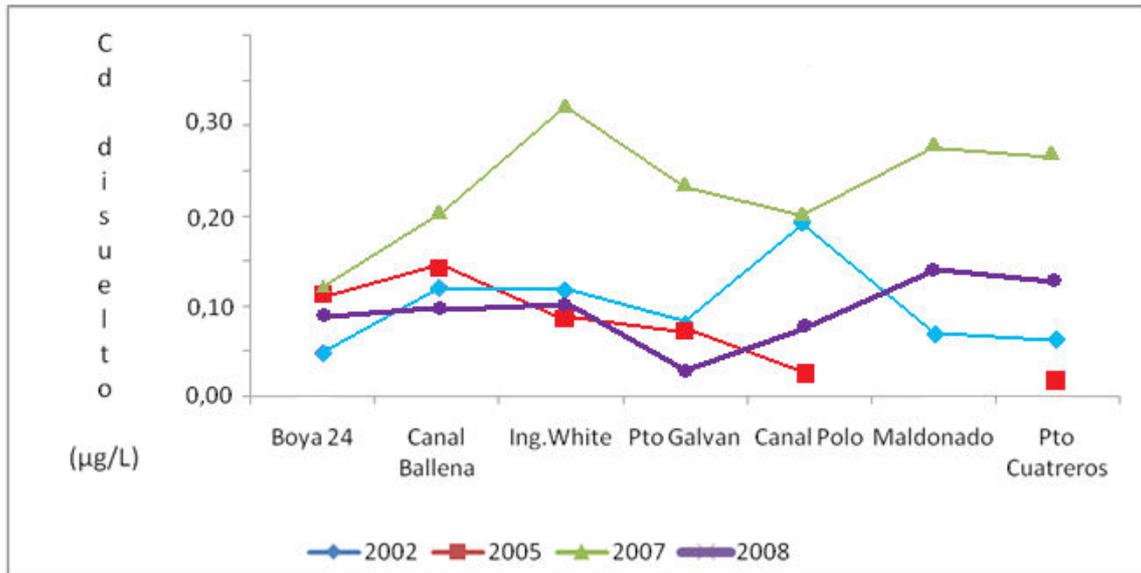


Figura 15.a: Distribución comparativa de Cd disuelto en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

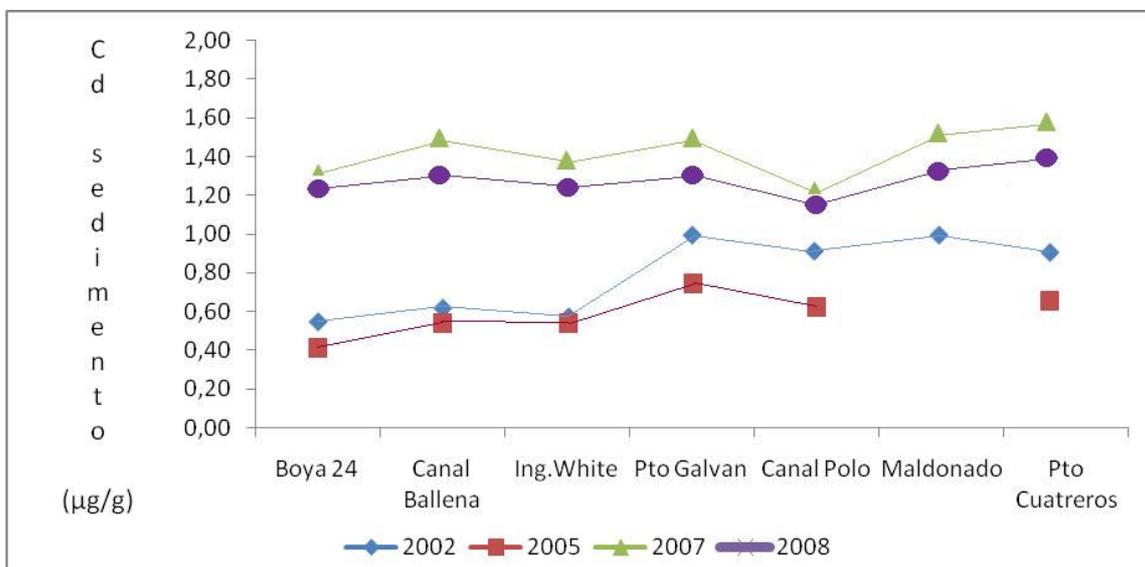


Figura 15.b: Distribución comparativa de Cd en sedimentos superficiales en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

2.1.2. Plomo

En el caso de la evaluación de plomo durante el período que aquí se informa, mostró resultados diferentes a los comentados para el cadmio. En este caso, se registró *plomo disuelto* en 5 (cinco) de las 6 (seis) campañas realizadas (con la única excepción de la C #06 de abril/09 en la que todos los valores estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado), alcanzando valores de hasta 8,77 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 16.a**). La distribución observada parece indicar niveles similares (homogéneos) de plomo disuelto registrados en toda la zona bajo estudio. Estos resultados muestran que este metal está ingresando actualmente al sistema, pero no son suficientes como para identificar si proviene de una fuente puntual (por ej., una o varias descargas) o si ingresa por una vía difusa (por ej., deposición atmosférica) y posteriormente se redistribuye por fuerzas físicas del sistema (por ej., marea, corrientes, etc).

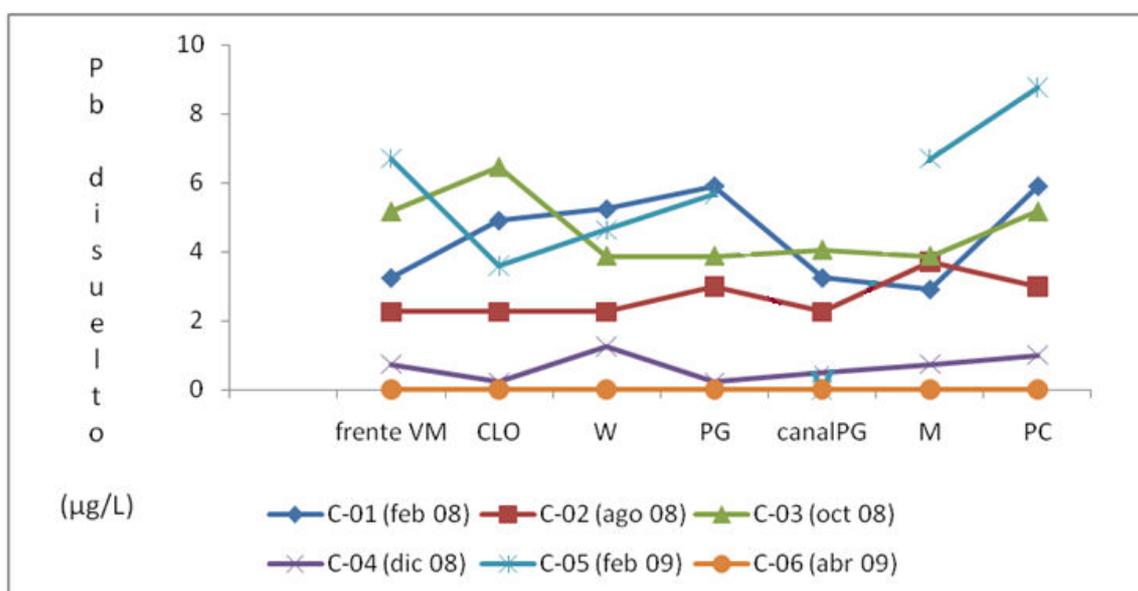


Figura 16.a: Distribución de plomo disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

En los sedimentos superficiales estudiados en este período se determinaron valores de plomo que oscilaron entre los 5,16 y 20,60 $\mu\text{g Pb/g}$, en peso seco (**Figura 16.b**),

medidos en las C #02 (ago/08) y C #05 (feb/09) respectivamente. También este metal mostró en los sedimentos una tendencia igual a la descrita para la fase disuelta, con concentraciones similares (distribución homogénea) a lo largo de toda la zona de estudio en la parte interior del estuario (**Figura 16.b**).

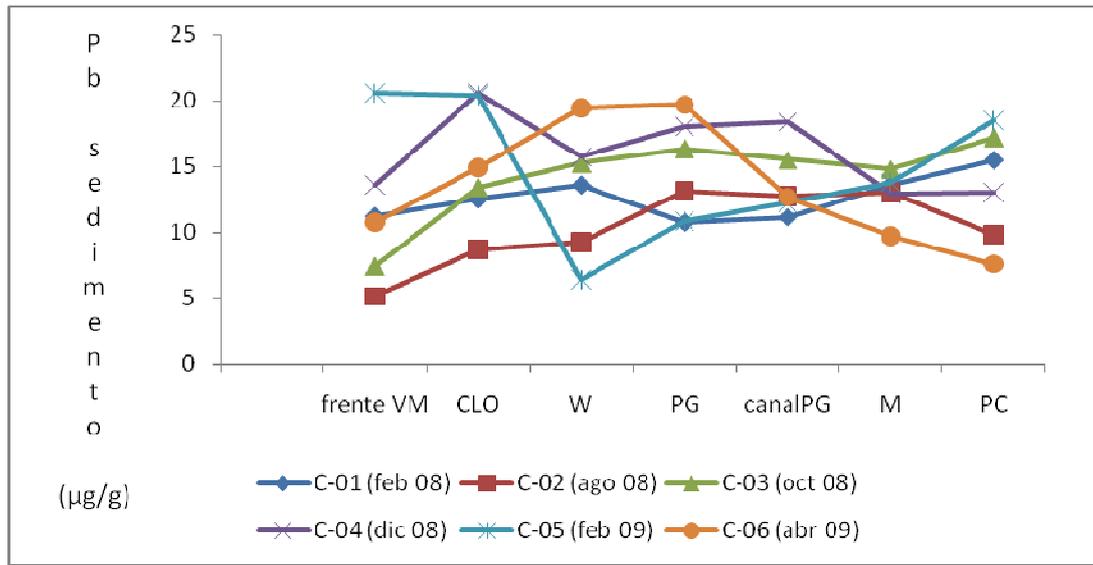


Figura 16.b: Distribución de plomo ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Al comparar estos valores con datos históricos de la región se pudo observar que se mantiene el ingreso de plomo disuelto al sistema, tal y como lo reportado previamente, pero con algunos valores que superan significativamente a los registrados en monitoreos previos; así los $8,77 \mu\text{g/L}$ registrados en la C #05 (feb/09) supera claramente los valores previos de $5 \mu\text{g/L}$ (con picos de hasta $8 \mu\text{g/L}$) (IADO, 1997), así como de $6,55 \mu\text{g/L}$ (IADO, 2000), y resulta similar a los de $9,17 \mu\text{g/L}$ (IADO, 2006). Sin embargo estos valores son inferiores a los registrados en el monitoreo de 2006/07, en los que se encontraron picos de hasta $15,68 \mu\text{g/L}$ (IADO, 2008).

Al analizar los valores de Pb en sedimentos se observó que en todas las campañas realizadas en este período las concentraciones de Pb determinadas (oscilaron entre los $5,16$ y $20,60 \mu\text{g Pb/g}$) (**Figura 16.b**) fueron similares -en promedio- a los

históricos, que llegaron hasta los 27 $\mu\text{g/g}$ -peso seco- (IADO, 1997) y a los 21 $\mu\text{g/g}$ (IADO, 2000). Sin embargo, los presentes valores resultaron significativamente menores que los registrados en el período 2006/07, que llegaron a los 31,07; 34,80 y 42,71 $\mu\text{g Pb/g}$ respectivamente (IADO, 2008).

La **Figura 17.a** muestra la distribución comparativa de los valores de Pb disuelto determinados en las fases previas de este Programa de Monitoreo respecto de las del presente Informe. En tal sentido, y en término de concentraciones medias anuales, es posible observar que los niveles de plomo disuelto en el sistema son similares (o ligeramente superiores) con respecto a los valores determinados en los programas de 2002 y 2005, ligeramente inferiores a los determinados en 2007, aunque no se registran diferencias significativas entre ellos. Esto indica que las fuentes actuales de este metal existen y que lo están introduciendo al estuario, pero también que en los últimos años la magnitud de ese ingreso no ha aumentado considerablemente.

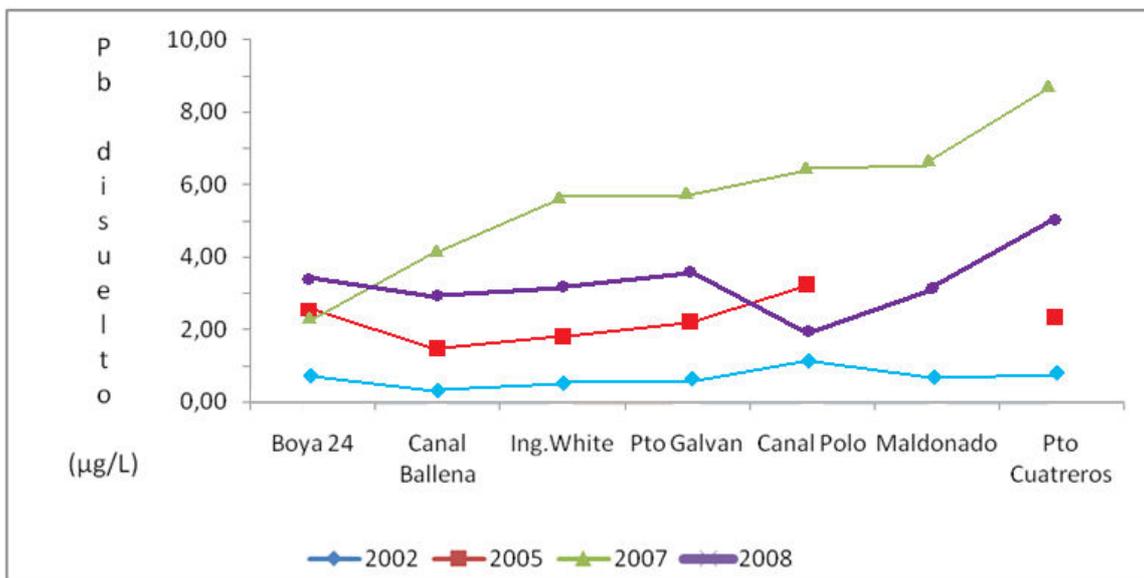


Figura 17.a: Distribución comparativa de Pb disuelto en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Además, en la **Figura 17.b** se presenta un análisis similar para el Pb en sedimentos de la región bajo estudio. En este caso se observa una tendencia similar en la distribución de los presentes niveles de Pb con respecto a los determinados en 2002 y 2005, aunque con valores ligeramente inferiores. Por otro lado, estos valores determinados resultan inferiores a los del 2007, siendo además los más bajos determinados desde el 2002. Esto permite sostener que este metal se sigue acumulando en los sedimentos a una tasa pequeña en la zona interna del estuario, tal y como se informó en las fases previas de este estudio (IADO, 2002; 2006, 2008), aunque los resultados del presente informe sugieren una desaceleración de este proceso.

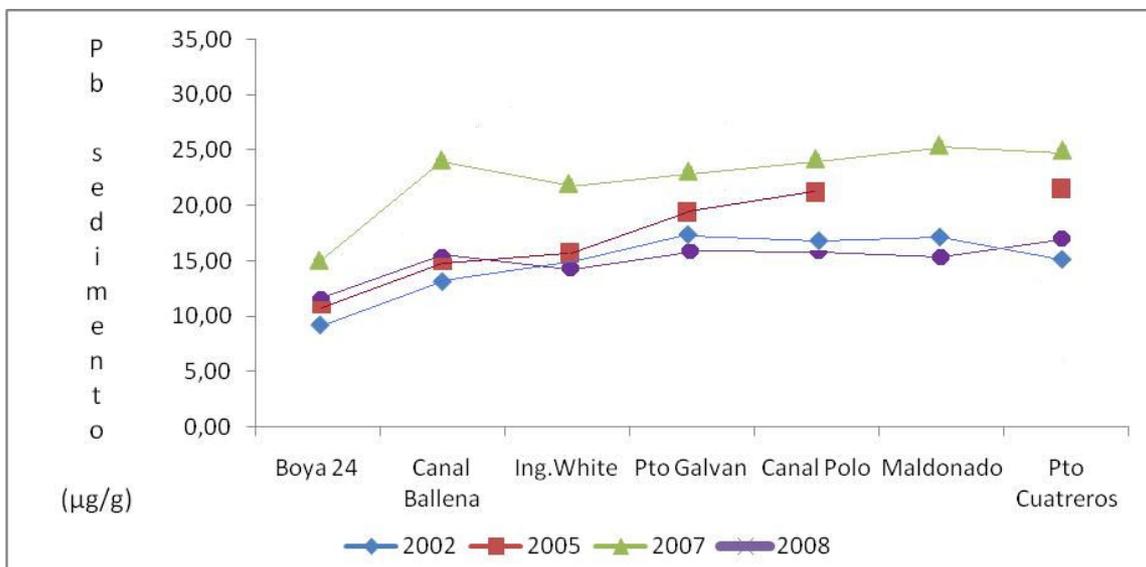


Figura 17.b: Distribución comparativa de Pb en sedimentos superficiales en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

2.1.3. Cobre

En el caso del cobre también fue registrado tanto en forma disuelta como el los sedimentos superficiales del sistema evaluado en todas las campañas realizadas durante este período. Las concentraciones de *cobre disuelto* que se midieron en este período oscilaron entre los 0,29 y 3,63 µg Cu/L, con una tendencia sostenida a lo largo del período

estudiado (**Figura 18.a**). En este caso la distribución de cobre disuelto fue homogénea, sin mostrar puntos críticos a lo largo de la grilla muestreada, a pesar que la concentración más alta fue registrada en la Est.#1 durante la campaña C #03 (ago/08). Este tipo de distribución permite pensar en dos tipos básicos de situaciones: (i) Ingreso multipuntual de cobre al sistema, que determina la distribución homogénea que se registró; o, (ii) Ingreso de Cu a partir de la atmósfera, con difusión posterior al agua del estuario. Ambas posibilidades generan una distribución global homogénea de cobre disuelto en el sistema (**Figura 18.a**).

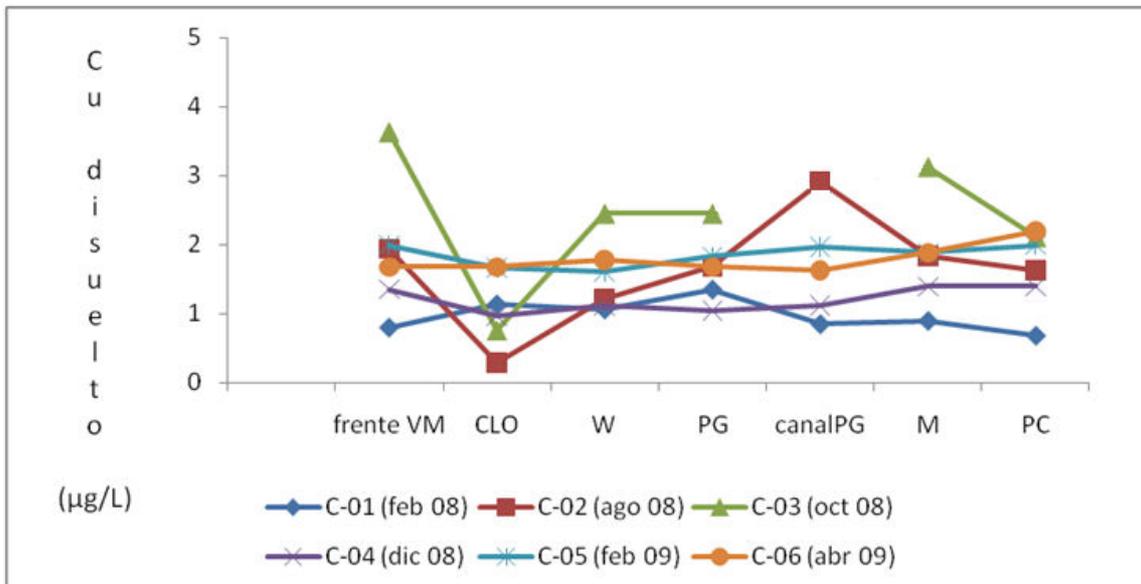


Figura 18.a: Distribución de cobre disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por otro lado, en los sedimentos del estuario se registraron concentraciones de cobre que variaron entre los 2,84 y 19,11 $\mu\text{g Cu/g}$, en peso seco (**Figura 18.b**). También en este caso se observa una tendencia de concentraciones crecientes de Cu desde las estaciones exteriores hacia las interiores (**Figura 18.b**).

Tanto los valores de Cu disuelto como los de Cu en sedimentos fueron ligeramente superiores, aunque del mismo orden de magnitud, que los informados por Villa (1988), Pucci (1988), Marcovecchio y Freije (2004) y Marcovecchio y Ferrer (2005), y

similares a los de las fases previas de este programa de monitoreo (IADO, 2002, 2004, 2006, 2008).

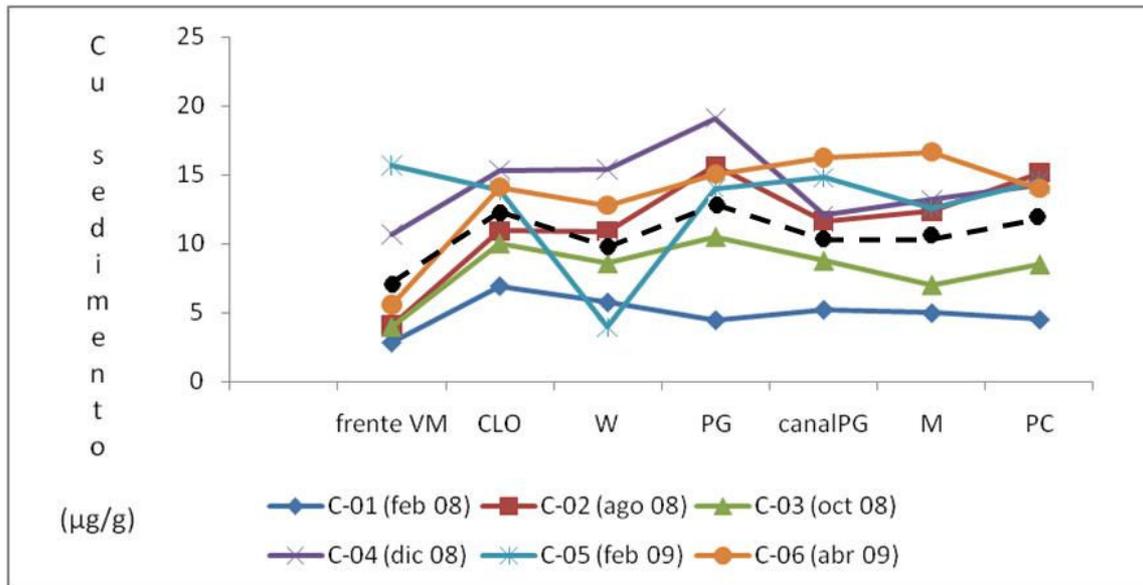


Figura 18.b: Distribución de cobre ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

— — — — : valor promedio de las campañas realizadas.

Además, la **Figura 19.a** muestra la distribución comparativa de los valores de Cu disuelto determinados en las fases previas de este Programa de Monitoreo respecto de las del presente Informe. En tal sentido, y en término de concentraciones medias anuales, es posible observar que los niveles de cobre disuelto en el sistema fueron similares (o ligeramente inferiores) en el presente período con respecto a los valores determinados en los programas de 2002, 2005 y 2007, aunque no se registran diferencias estadísticamente significativas entre ellos (**Figura 19.a**). Esto indica que las fuentes actuales de este metal existen y que lo están introduciendo al estuario, pero también que en los últimos años la magnitud de ese ingreso no ha aumentado considerablemente. Además, en la **Figura 19.b** se presenta un análisis similar para el Cu en sedimentos de la región bajo estudio. También en este caso se observa una tendencia similar en la distribución de los niveles de Cu con respecto a los determinados en las etapas anteriores del Monitoreo, lo que permite sostener que este metal se sigue acumulando en los sedimentos a tasas similares

en la zona interna del estuario, tal y como se informó en las fases previas de este estudio (IADO, 2002; 2006; 2008).

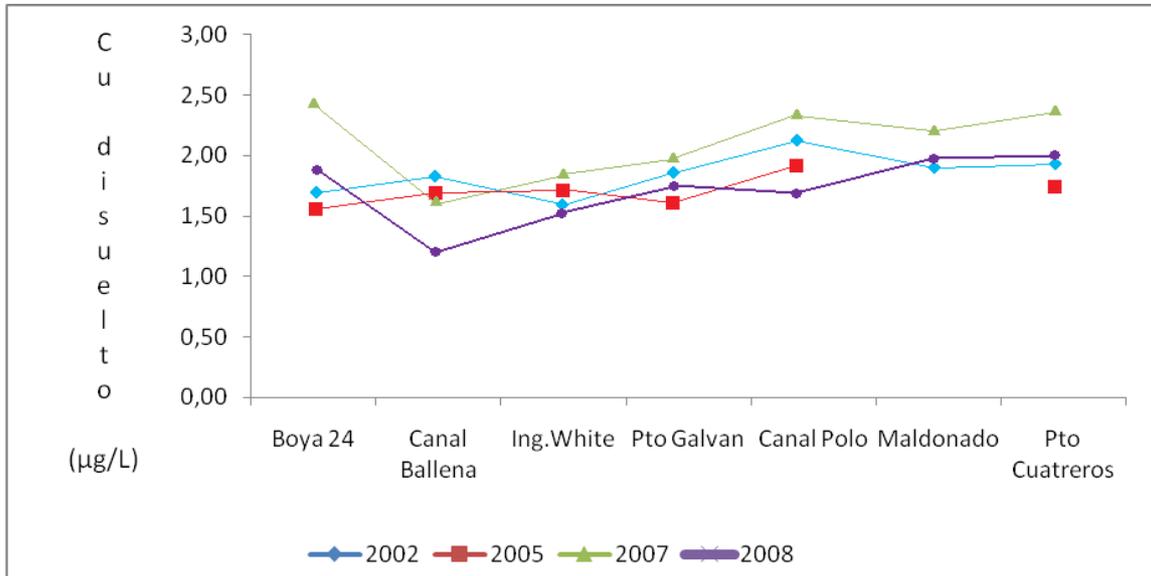


Figura 19.a: Distribución comparativa de Cu disuelto en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

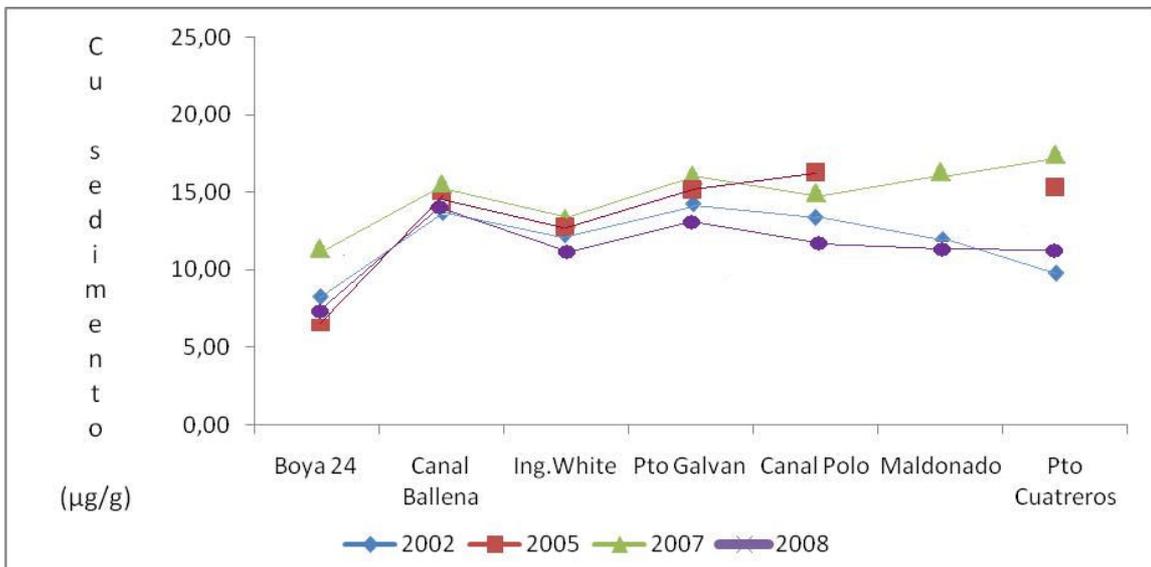


Figura 19.b: Distribución comparativa de Cu en sedimentos superficiales en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

2.1.4. Zinc

La distribución de *zinc disuelto* en el agua del estuario presentó una distribución heterogénea, con concentraciones significativamente altas en las estaciones N°1 y N°2 - próximas a la descarga cloacal de la ciudad- (hasta 25 µg Zn/L) y en las N°4 y N°5 -próxima a Puerto Galván / Canal Galván- (9,14 µg Zn/L) (**Figura 20.a**). Estos valores fueron significativamente superiores a los de la mayoría de las muestras analizadas, cuyas concentraciones oscilaron entre los 0,01 y 8 µg Zn/L (**Figura 20.a**). Esta distribución indica la existencia de fuentes puntuales de zinc en esas zonas indicadas, que están aportando este metal en la actualidad, lo que podría estar combinado con procesos de redistribución.

Por su parte, los sedimentos del sistema han presentado concentraciones que variaron entre 11,24 y 60,34 µg Zn/g, en peso seco, con una tendencia similar a la descrita para los metales analizados en párrafos previos (**Figura 20.b**). También en este caso la distribución de valores es homogénea, lo que hace que este metal se acumule en los sedimentos de toda la zona bajo estudio sin que se hayan identificado puntos críticos en ese sentido.

Los valores extremos de zinc disuelto que se determinaron en algunas estaciones de este estudio resultaron inferiores a los informados previamente, y que alcanzaban los 40 µg/L (IADO, 1997) y los 80 µg/L (IADO, 2000), y que coincidían con los de Villa & Pucci (1987). Además, la mayoría de los datos informados son similares a los determinados en los últimos años de este Programa de Monitoreo (IADO, 2002, 2004, 2006, 2008).

Por otro lado, los valores de Zn en sedimentos de este informe también son inferiores que los de monitoreos previos, aunque mantienen niveles significativos; los previos informaron niveles de alrededor de 100 µg/g -peso seco- (IADO, 1997) y sobre todo a los 700 µg/g medidos posteriormente (IADO, 2000), valores que fueron superiores a los de Pucci (1988) para la misma zona, y son similares a los informados en los últimos

años de este programa de monitoreo (IADO, 2002, 2004, 2006, 2008), así como a los de Freije y Marcovecchio (2004), Marcovecchio y Freije (2004), y Marcovecchio y Ferrer (2005).

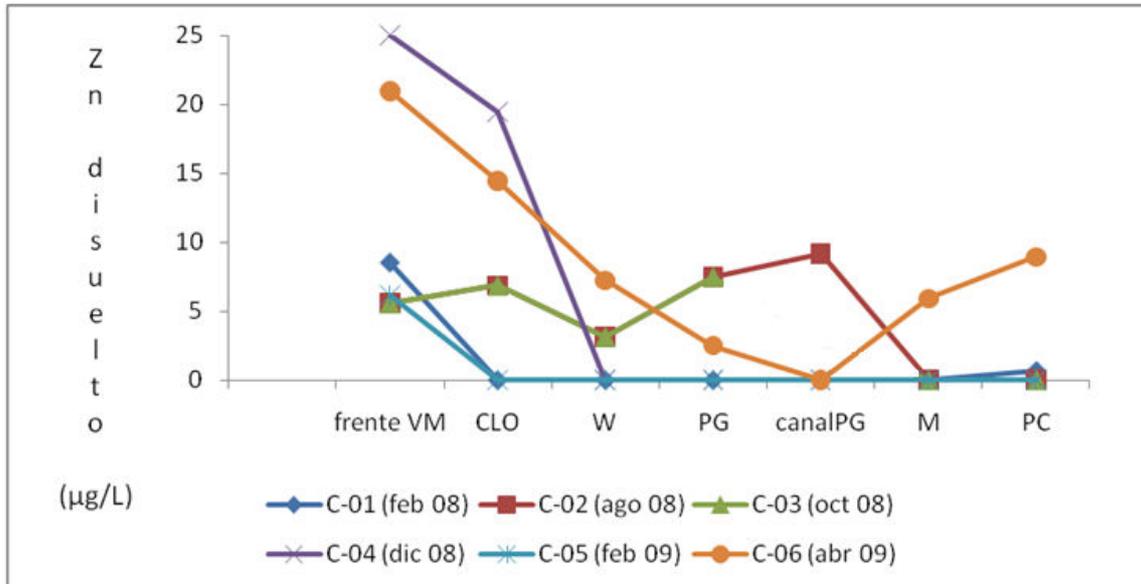


Figura 20.a: Distribución de zinc disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio

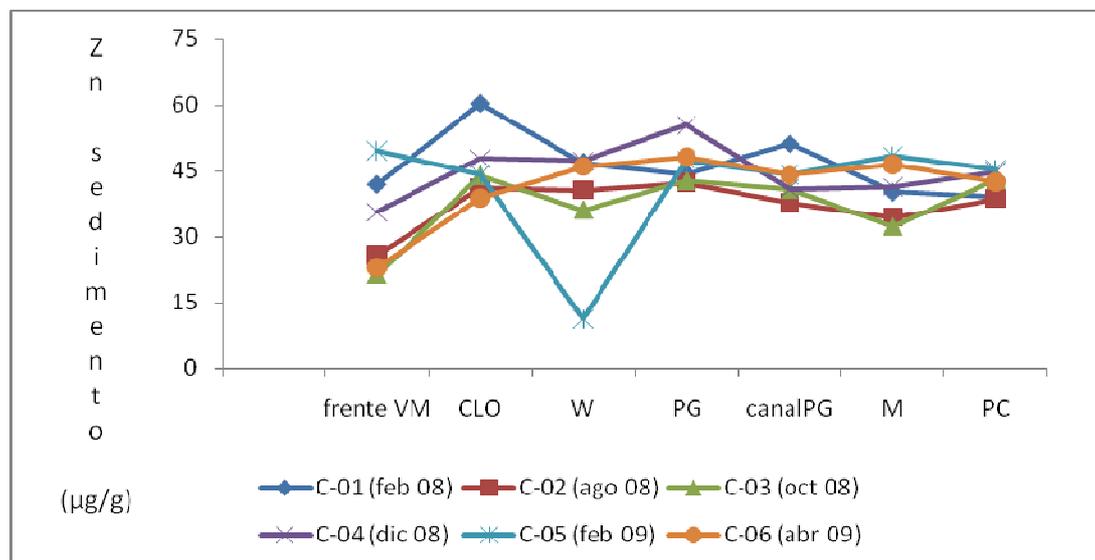


Figura 20.b: Distribución de zinc ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

La **Figura 21.a** muestra la distribución comparativa de los valores de Zn disuelto determinados en las fases previas de este Programa de Monitoreo respecto de las del presente Informe. En tal sentido, y en término de concentraciones medias anuales, es posible observar que los niveles de zinc disuelto en el sistema son similares o ligeramente superiores a los valores determinados en los programas de 2005 y de 2007, y son superiores a los de 2002 (**Figura 21.a**). Esto ratifica lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario actualmente. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en los correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008). Por otro lado, la distribución anual de zinc disuelto indica claramente que para este período la descarga cloacal de la ciudad (próxima a la Est.#2) ha sido la principal fuente de este metal para la zona interna del estuario (**Figura 21.a**).

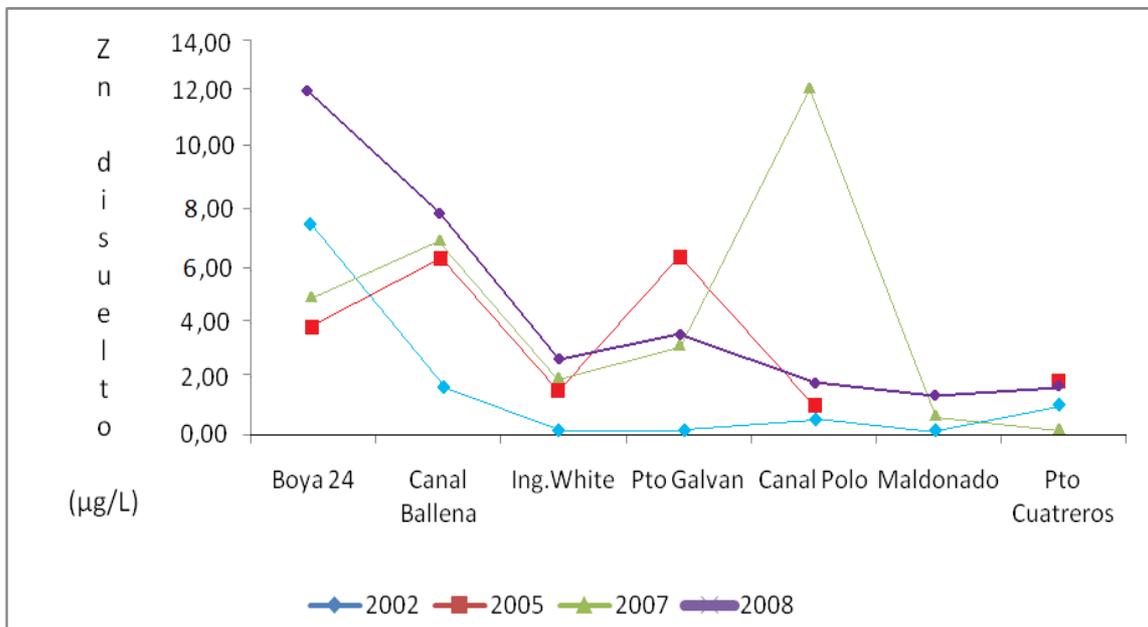


Figura 21.a: Distribución comparativa de Zn disuelto en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Además, en la **Figura 21.b** se presenta un análisis similar para el Zn en sedimentos de la región bajo estudio. En este caso se observa que los niveles de Zn muestran la misma tendencia de distribución que se informó en las etapas anteriores (IADO, 2002; 2006; 2008), aunque los valores son ligeramente inferiores para todas las estaciones de muestreo estudiadas. Por otro lado, también se puede destacar la distribución homogénea de los valores de Zn en los sedimentos del área bajo estudio, lo que permite sostener que existe un fuerte transporte y redistribución en toda la región estudiada.

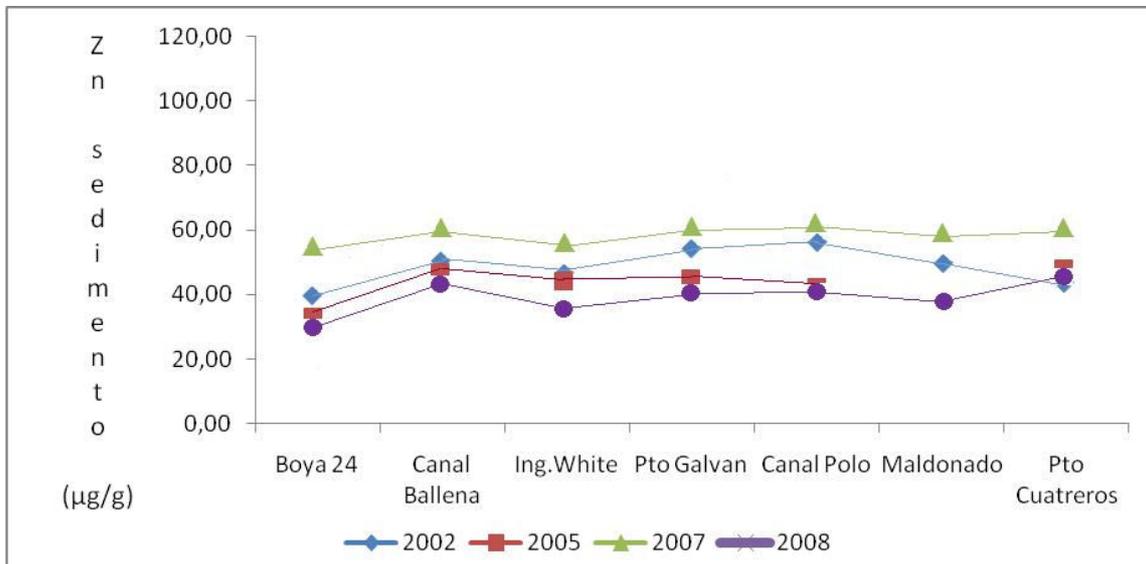


Figura 21.b: Distribución comparativa de Zn en sedimentos superficiales en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

2.1.5. Cromo

En el caso del cromo, también se lo registró en ambas fases analizadas: agua del estuario y sedimentos superficiales. El cromo disuelto presentó valores detectables en todas las campañas realizadas en este período (con la excepción de la C #04 de dic/08, en la que todos los valores estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado), llegando a valores de hasta 5,02 µg Cr/L en la C #05 de feb/09 (**Figura 22.a**).

También en este caso, este tipo de distribución indica la existencia de fuentes multipuntuales de cromo en esa zona, que están aportando este metal en la actualidad. Esta tendencia es diferente a las observadas previamente, donde no se registró -en general- la presencia de Cr disuelto en las primeras fases de este programa (IADO, 1997; 2000), y coinciden con lo informado en la etapa inmediatamente anterior (IADO, 2008). Por otro lado, los valores son similares a los informados por Villa (1988) y en los últimos informes del programa de monitoreo (IADO, 2002; 2004; 2006; 2008) para la misma zona.

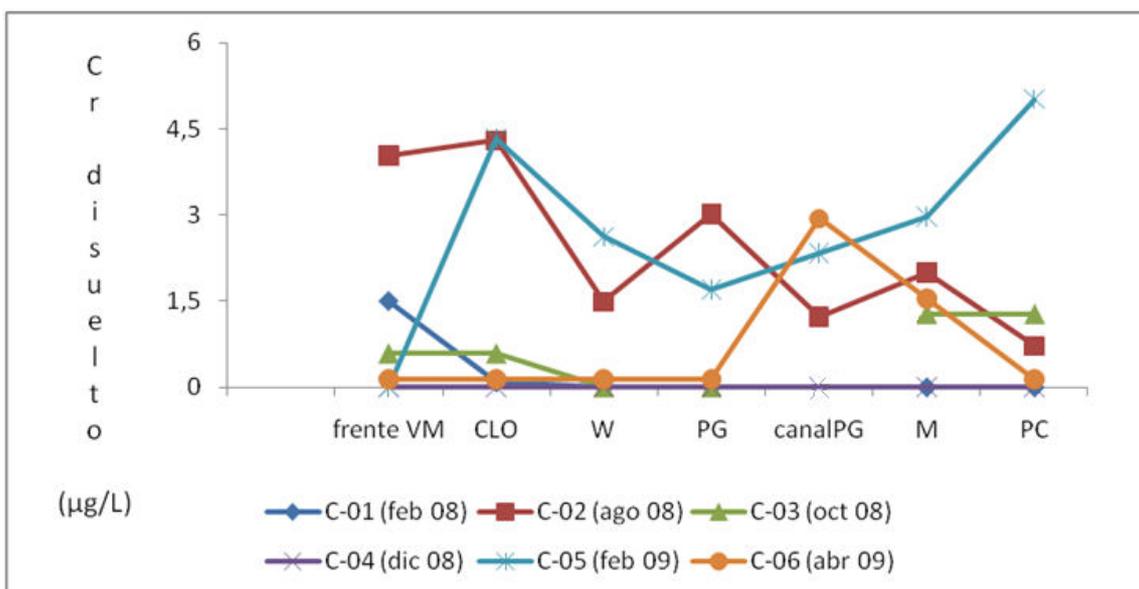


Figura 22.a: Distribución de cromo disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por otro lado, al analizar la presencia de Cr en los sedimentos superficiales del estuario se determinaron concentraciones que variaron entre los 1,76 y 21,06 $\mu\text{g Cr/g}$, en peso seco (**Figura 22.b**). Los valores de Cr en sedimentos determinados en el presente estudio fueron similares a los registrados en las fases iniciales del programa de monitoreos (IADO, 1997; 2000), así como a los de Pucci (1988) y a los de las últimas fases del monitoreo para la misma región (IADO, 2002; 2004; 2006; 2008).

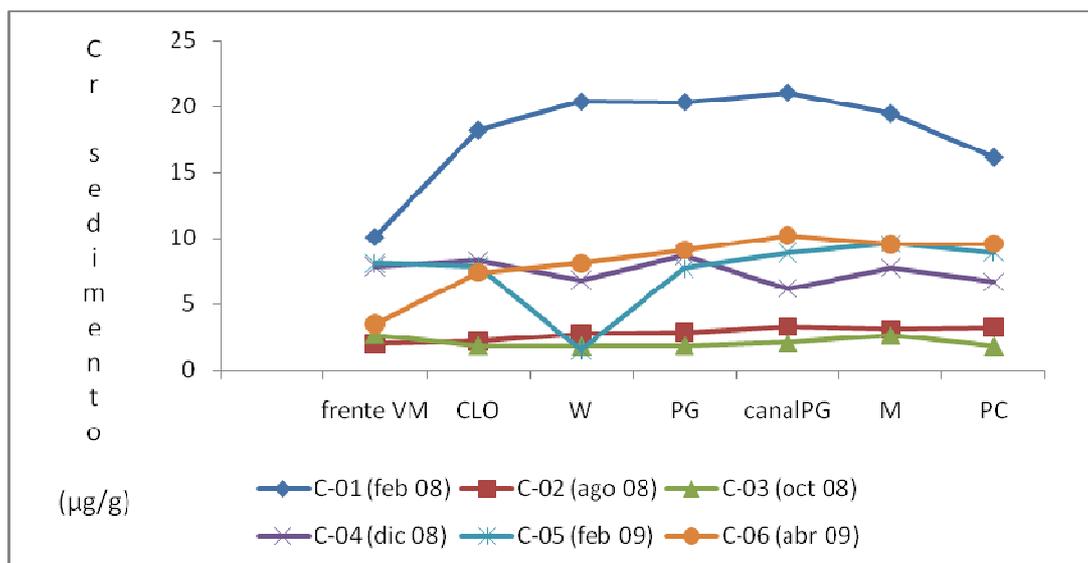


Figura 22.b: Distribución de cromo ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Las **Figuras 23** muestran la distribución comparativa de los valores de Cr disuelto determinados en las fases previas de este Programa de Monitoreo respecto de las del presente Informe. En tal sentido, y en término de concentraciones medias anuales, es posible observar que los niveles de cromo disuelto no han aumentado en el sistema con respecto a los valores determinados en los programas de 2002, 2005 y 2007, y los valores determinados presentan magnitudes similares o inferiores, aunque sin presentar diferencias estadísticamente significativas (**Figura 23.a**). Esto ratifica lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario actualmente. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en los correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008). Por otro lado, la distribución anual de cromo disuelto indica claramente que para este período las descargas de efluentes cloacales de la ciudad de Bahía Blanca (próxima a la Est.#2), el Canal Maldonado (próxima a la Est.#6) y del Canal del Polo (próxima a la Est.#5) han sido la principal fuente de este metal para la zona interna del estuario (**Figura 22.a**). Además, en la **Figura 23.b** se presenta un análisis similar para el Cr en sedimentos de la región bajo estudio. También en este caso se observa una tendencia estable en los niveles de Cr con

respecto a los determinados en las etapas anteriores del Monitoreo, tal y como se informó en las fases previas de este estudio (IADO, 2002; 2006; 2008). Los valores de Cr analizados para los períodos de Monitoreo comparados en esa figura permiten sostener que no hay diferencias estadísticamente significativas entre ellos.

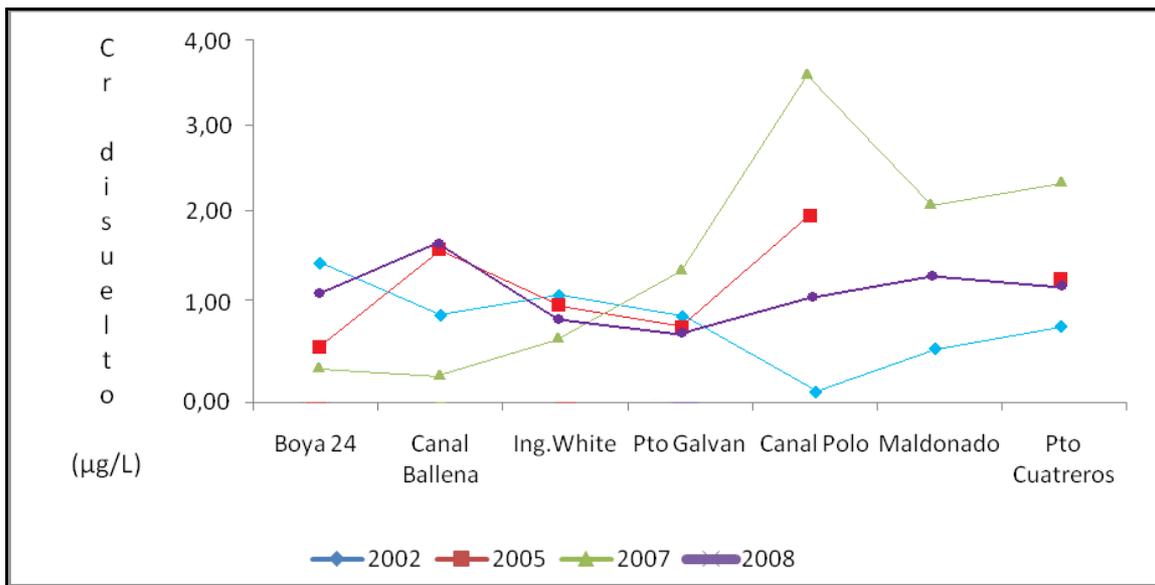


Figura 23.a: Distribución comparativa de Cr disuelto en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

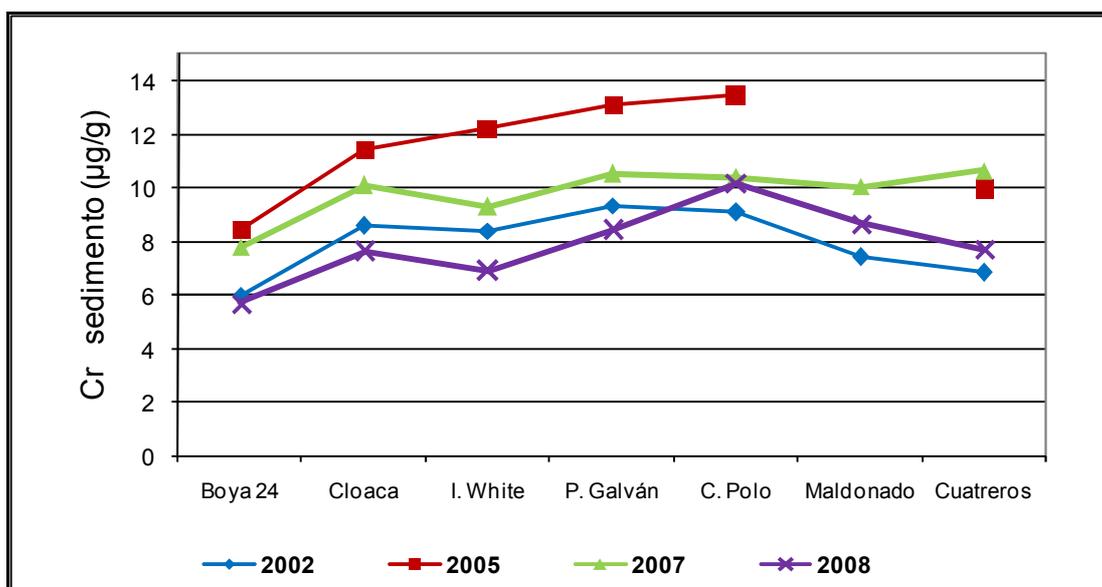


Figura 23.b: Distribución comparativa de Cr en sedimentos superficiales en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

2.1.6. Níquel

Este metal fue incluido por primera vez en el programa de monitoreo de 2005 (IADO, 2006), y desde entonces se lleva adelante su análisis. En 4 (cuatro) de las campañas de investigación realizadas durante el 2008 - 2009 los valores de níquel disuelto estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (C #01, C #03, C #04 y C #05), mientras que las otras dos presentaron niveles variables, que oscilaron entre concentraciones inferiores al límite de detección del método analítico empleado y los 2,39 $\mu\text{g Ni/L}$ (**Figura 24.a**), lo que permite sostener que existieron ingresos recientes y discontinuos de este metal en la zona durante el período estudiado. Estos valores resultaron ligeramente superiores a los informados en el período anterior (IADO, 2006), cuando no se registraron valores detectables de Ni disuelto, y similares a los del inmediatamente anterior (IADO, 2008).

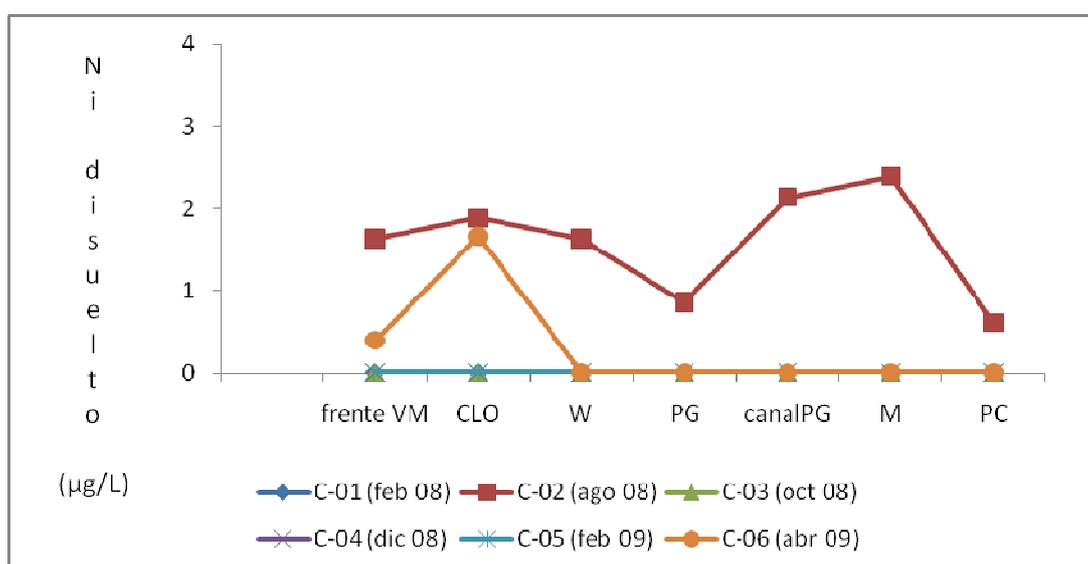


Figura 24.a: Distribución de níquel disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por su parte, el análisis de níquel en sedimentos superficiales presentó valores que oscilaron entre 1,75 y 22,64 $\mu\text{g Ni/g}$, en peso seco (**Figura 24.b**), con los valores distribuidos de manera homogénea, y con algunos niveles destacables ligados a las

estaciones próximas a la descarga cloacal (Est.#2) y a la descarga del Polo (Est.#5), que alcanzaron concentraciones de $\sim 23 \mu\text{g Ni/g}$, en peso seco, respectivamente (**Figura 24.b**). Hay pocos valores previos con los que puedan ser comparados los datos de níquel en sedimentos registrados en este estudio; los del presente estudio resultaron ligeramente superiores a los informados en la fase previa del Monitoreo (IADO, 2006) y similares a los del año siguiente (IADO, 2008), aunque las diferencias registradas no fueron en ningún caso estadísticamente significativas. De la misma manera, fueron ligeramente superiores a los valores oportunamente informados por Ferrer (2001).

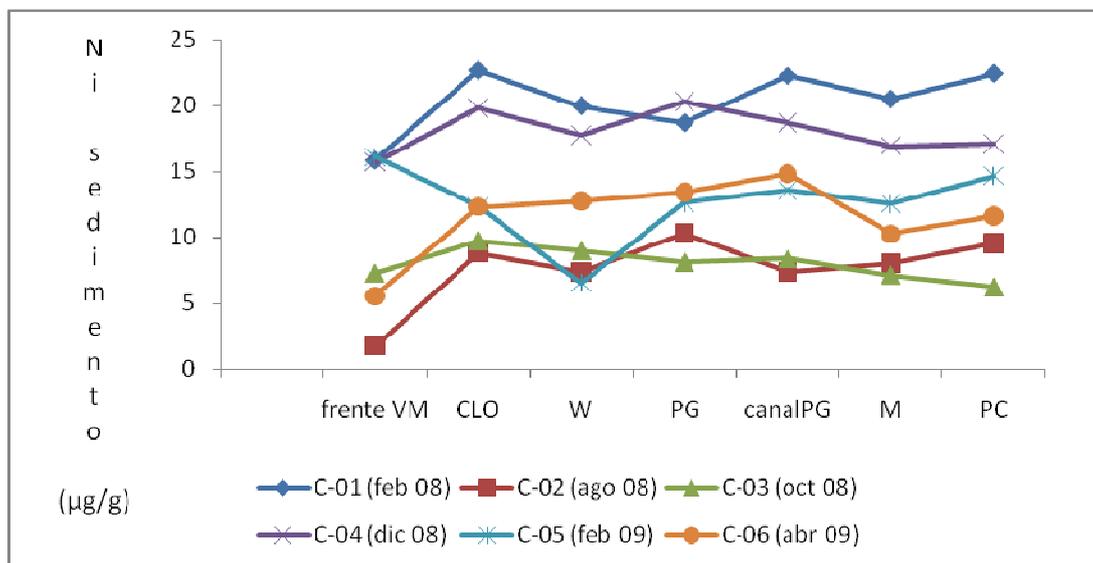


Figura 24.b: Distribución de níquel ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

2.1.7. Hierro

También este metal fue incluido por primera vez en el programa de monitoreo de 2005 (IADO, 2006), por lo que los valores presentados en ese informe representan uno de los pocos antecedentes para esta serie. En todas las campañas realizadas en este período los valores de Fe disuelto fueron detectables, y variaron entre los 0,01 y $28,33 \mu\text{g Fe/L}$ (**Figura 25.a**). Estos niveles de Fe disuelto mostraron una distribución regular a lo largo del

toda el área de estudio, por lo que podemos sostener que existe una fuente global de este metal para el sistema, probablemente sumado a la existencia de procesos de recirculación significativos. Por otro lado se debe destacar que una de las campañas (C #01, feb/08) presentó valores de Fe disuelto mucho más altos que los de las otra 5 (cinco) campañas (**Figura 25.a**). La magnitud de los valores de Fe determinados en esta fase del Programa de Monitoreo coincide plenamente con los informados para la fase previa (IADO, 2006; 2008), lo que permite sostener que no ha habido cambios significativos en las fuentes de ingreso de este metal al sistema.

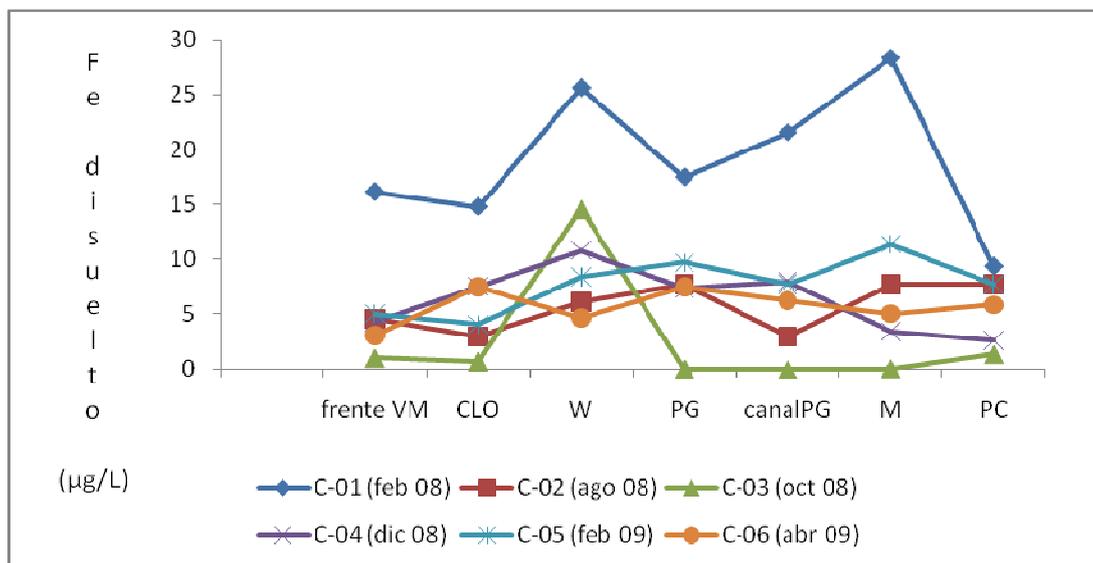


Figura 25.a: Distribución de hierro disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por su parte el análisis de Fe en sedimentos mostró una distribución sostenida a lo largo del período de estudio, y una tendencia homogénea a lo largo del área de estudio. Los valores registrados variaron entre los 7 mg Fe/g, en peso seco (C #02, agosto de 2008), y 27 mg Fe/g, en peso seco (C #04, diciembre de 2008) (**Figura 25.b**). Estos valores son ligeramente superiores a los informados para la fase anterior (IADO, 2006), y similares a los de la inmediatamente anterior (IADO, 2008).

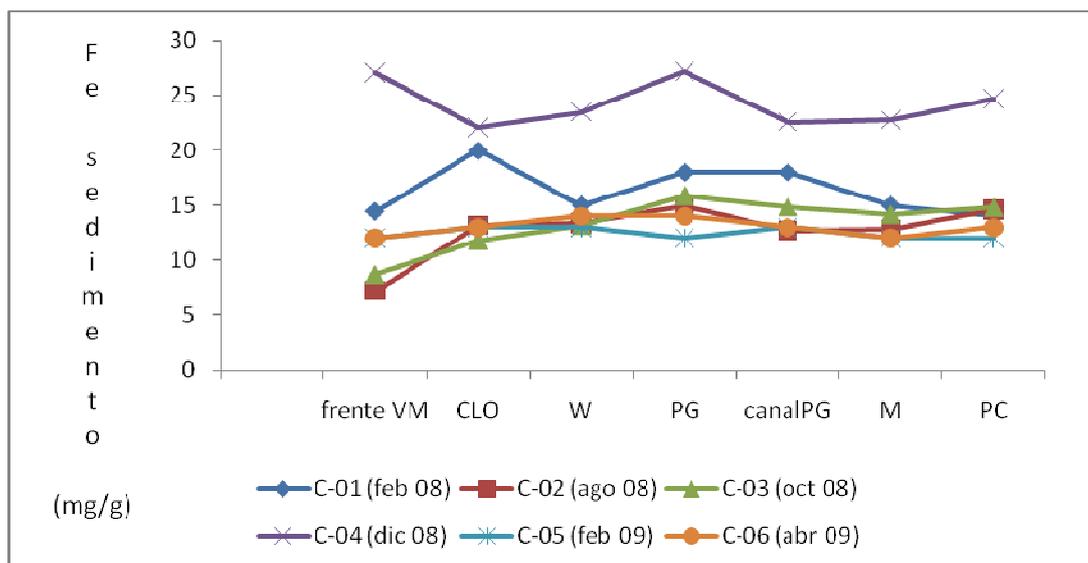


Figura 25.b: Distribución de hierro (mg/g) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Hay pocos valores previos con los que puedan ser comparados los datos de hierro en sedimentos registrados en este estudio, y en tal sentido se destaca que resultan similares a los informados oportunamente por Ferrer (2001) y por Marcovecchio & Ferrer (2005).

2.1.8. Mercurio

Se registraron bajas concentraciones de *mercurio disuelto* a lo largo de toda la grilla de muestreo utilizada, con valores que oscilaron entre los 0,01 y los 2,60 $\mu\text{g Hg/L}$. Las concentraciones más altas fueron registradas en la estación #3 (próxima a Puerto Ing. White) - en la C #02, de agosto de 2008 (2,60 $\mu\text{g Hg/L}$) y en la estación #2 (próxima a la descarga cloacal de la ciudad) – en la campaña C#03, de octubre de 2008 (1,06 $\mu\text{g Hg/L}$) (**Figura 26.a**). También en este caso, y a pesar de los bajos valores determinados, la tendencia distributiva observada fue homogénea a lo largo de toda el área de estudio; este hecho permite sostener la posible existencia de ingreso multipuntual de mercurio al

sistema o, ingreso de Hg a partir de la atmósfera, con difusión posterior al agua del estuario; ambas posibilidades generan una distribución global homogénea de mercurio disuelto en el sistema (**Figura 26.a**).

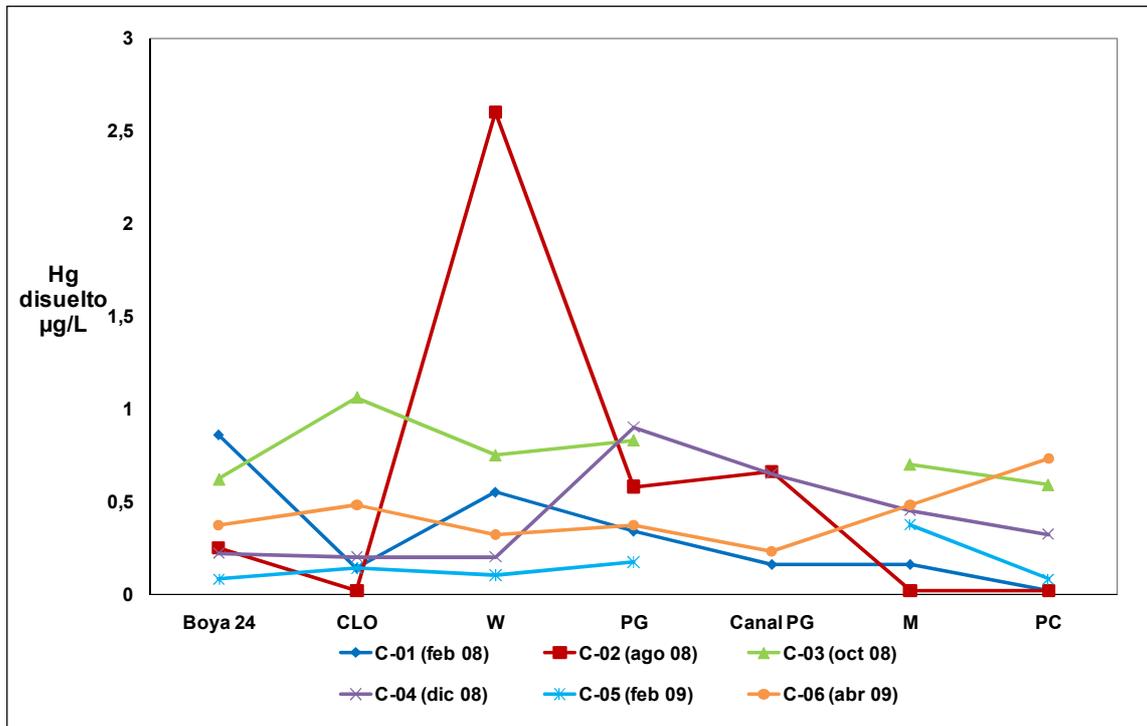


Figura 26.a: Distribución de mercurio disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por su parte, la distribución de mercurio en los sedimentos superficiales del estuario han variado entre los 0.03 y 0.12 $\mu\text{g Hg/g}$, en peso seco (**Figura 26.b**). Estos valores son muy bajos, y pueden ser considerados como propios de un ambiente no impactado por mercurio.

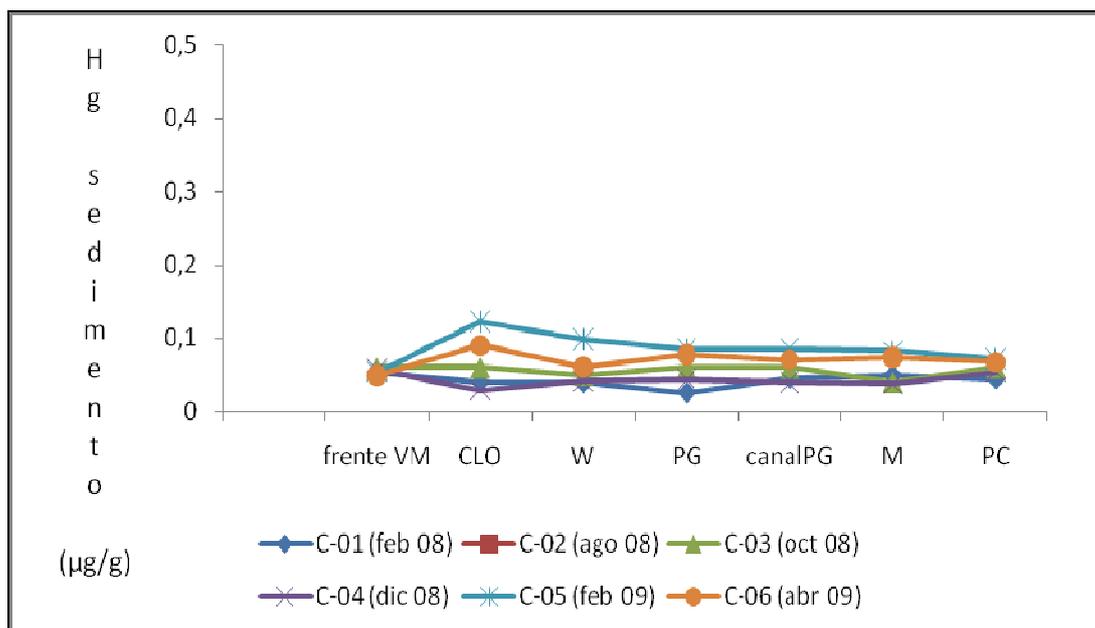


Figura 26.b: Distribución de mercurio ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Los valores de Hg disuelto que aquí se informan fueron similares a los registrados en trabajos previos (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008), como así también los determinados en sedimentos, respecto a las etapas previas de este programa de monitoreo (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008).

La **Figura 27.a** muestra la distribución comparativa de los valores de Hg disuelto determinados en las fases previas de este Programa de Monitoreo respecto de las del presente Informe. En tal sentido, y en término de concentraciones medias anuales, es posible observar que los niveles de mercurio disuelto no han aumentado significativamente en el sistema con respecto a los valores determinados en los programas de 2002, 2005 y 2007, y los valores determinados siguen presentando magnitudes similares. La presencia de mercurio disuelto en la columna de agua en la zona bajo estudio ratifica lo previamente comentado sobre la existencia de fuentes de este metal que lo están introduciendo al estuario actualmente. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en los correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008). Además, en la **Figura 27.b** se presenta un análisis similar para el Hg en sedimentos

de la región bajo estudio. También en este caso se observa una tendencia estable decreciente en los niveles de Hg con respecto a los determinados en las etapas anteriores para este estuario (por ej., $1,04 \pm 0,39 \mu\text{g Hg/g}$, en peso seco, según lo informado por De Marco et al., 2006), tal y como se informó en las fases previas de este estudio (IADO, 2002; 2006; 2008). Los valores analizados para los períodos de Monitoreo comparados en esa figura permiten sostener que los niveles actuales son estadísticamente menores que los de las etapas previas.

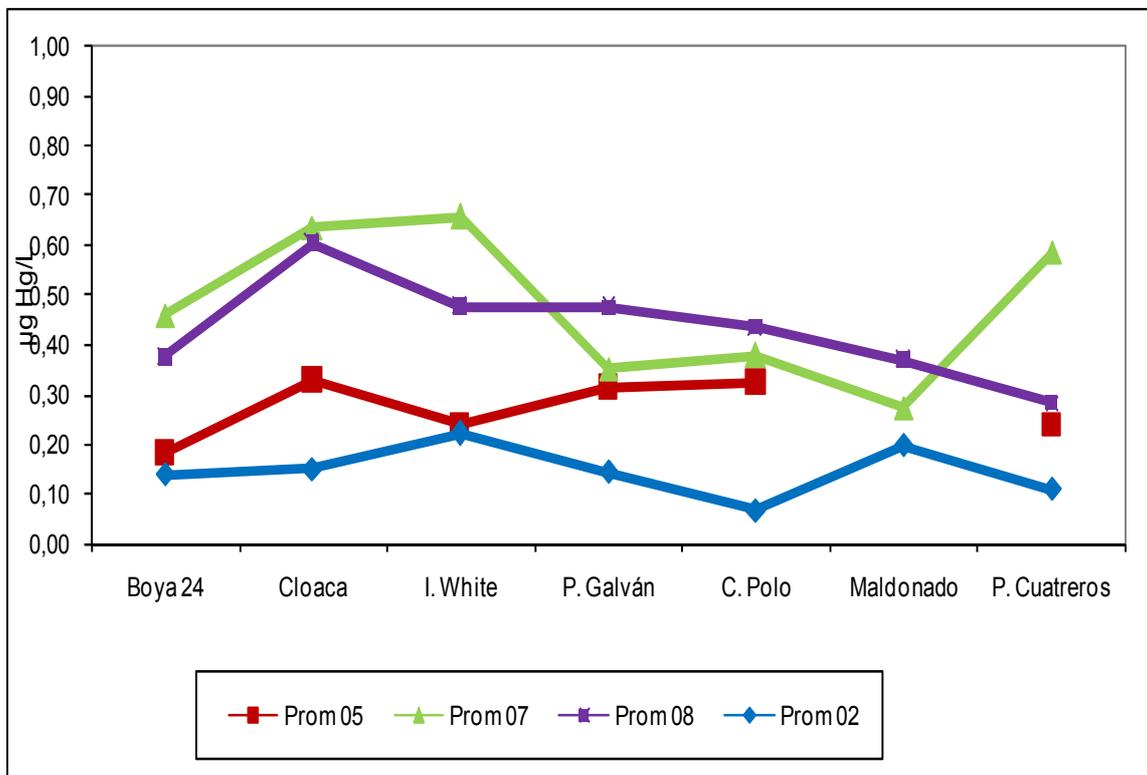


Figura 27.a: Distribución comparativa de Hg disuelto en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

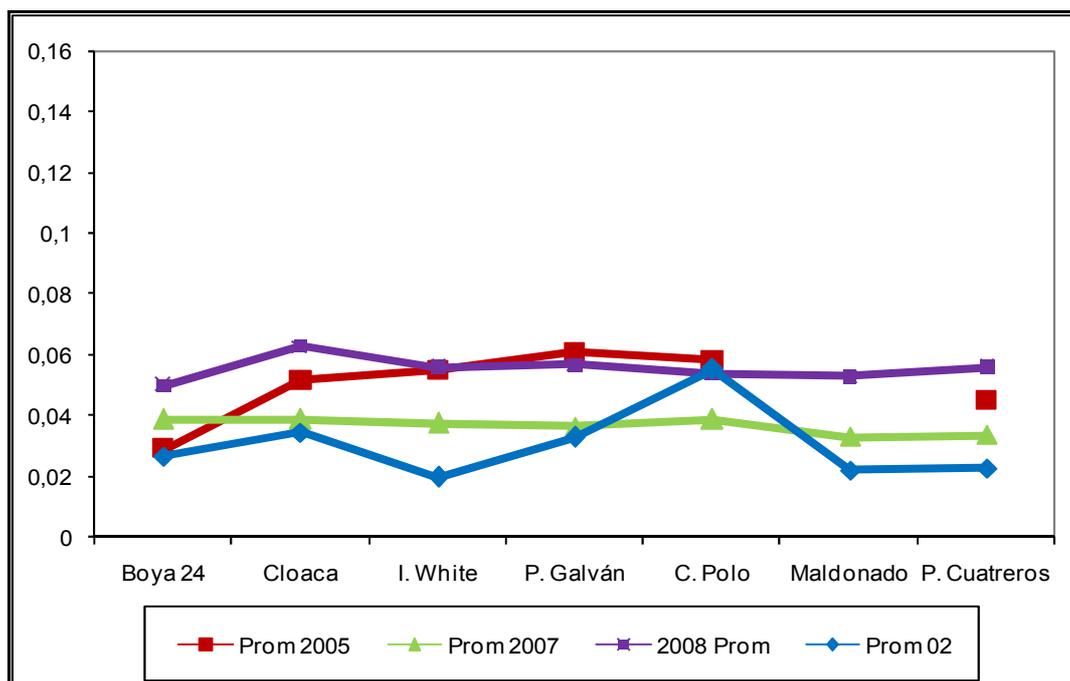


Figura 27.b: Distribución comparativa de Hg en sedimentos superficiales en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

2.2. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (PAHs)

Durante el presente programa de Monitoreo se llevó adelante el análisis de la presencia, concentración y distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en los sedimentos superficiales del área bajo estudio, en dos de las campañas del período: C-#01 (feb/08) y C-#02 (ago/08). Se determinó un amplio rango de niveles de concentraciones totales de PAHs (expresados como la suma de las concentraciones de los 17 PAHs analizados) para el área bajo estudio. El rango varió desde 59.4 ng PAH/g p.s. (est.#3, 20/8/2008), hasta más de 700 ng PAH /g p.s. (est.#7, 20/8/2008), con una media de 287.3 ng PAH /g p.s. (n=14) (**Figura 28**).

Las máximas concentraciones de PAHs se registraron en los sedimentos muestreados en las estaciones #5 (descarga Polo Petroquímico), seguida por #4 (Ing. White) y #2 (próxima a la descarga de efluentes cloacales de la ciudad), registrándose en

esta última la mayor variabilidad, probablemente debido a la falta de homogeneidad de los vertidos del sistema de efluentes cloacales. Estos niveles se encuentran en el rango de concentraciones reportadas previamente para el lecho sedimentario del estuario (Arias et al., 2008a) y mantienen en general niveles puntuales que se correlacionan estrechamente a las actividades antrópicas desarrolladas en las cercanías (**Figura 28**).

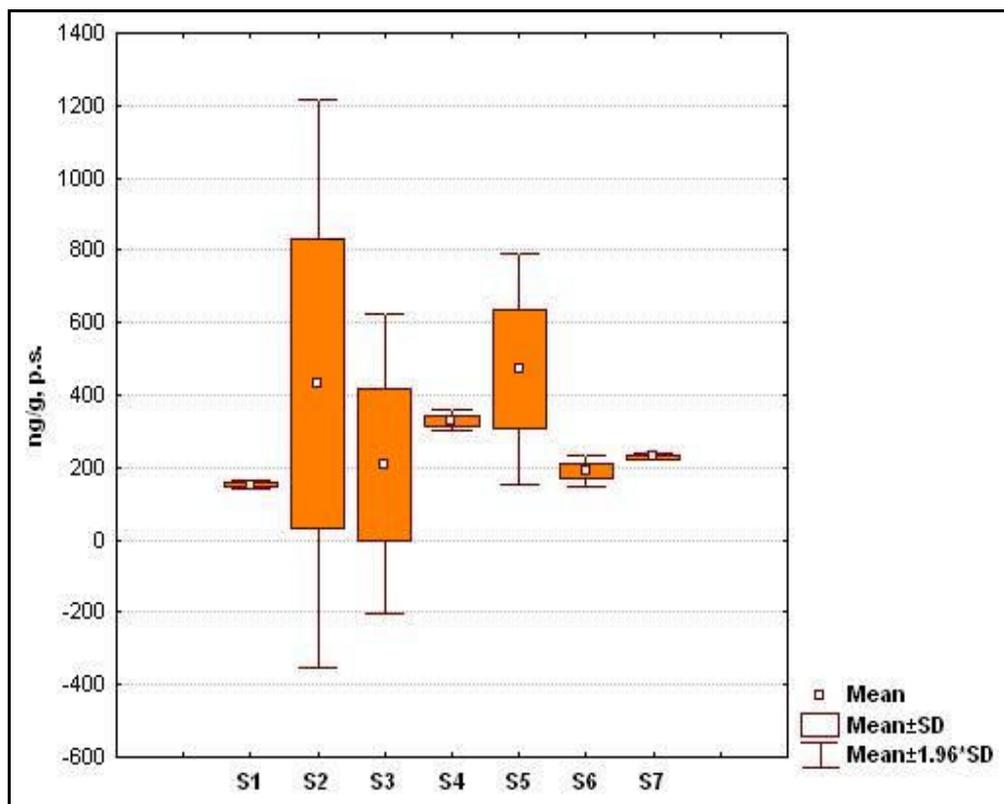


Figura 28: Distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) (ng PAH/g, p.s.) en sedimentos superficiales del área bajo estudio.

Si bien no existe una normativa internacional que así lo tipifique, es de amplio consenso que los valores de PAHs en sedimentos menores a 10 ng PAH/g (p.s.) corresponden a un nivel de distribución basal o “background” de los ecosistemas. Estos valores son hallados en lugares prístinos, generalmente alejados de las poblaciones. Las concentraciones que se ubican entre 10 y 100 ng/g corresponden a niveles con baja contaminación, encontrados por ejemplo en zonas turísticas (Baumard *et al.*, 1998). Por otro lado, los niveles de PAHs en el rango de 100-1000 ng/g identifican zonas con

moderado impacto antrópico; estos valores son hallados en general en zonas portuarias y costeras urbanizadas alrededor del mundo. Valores de PAHs por encima de 1000 ng/g indican niveles de moderados a altos de contaminación, y probables procesos de introducción crónica de estos contaminantes en los sistemas. Los valores por encima de 10000 ng/g responden a procesos de contaminación severa de sedimentos, con efectos frecuentes observados sobre la biota (Long *et al.*, 1995). **En virtud a esta escala de clasificación, se puede sostener que la zona de estudio presentó niveles que corresponden a un moderado impacto antrópico (92% de las muestras en este nivel).**

El estudio de los perfiles de emisión mediante la aplicación de índices diagnósticos arrojó una preeminencia de aportes pirolíticos, de acuerdo con lo reportado en otros trabajos previos (Arias *et al.*, 2008a, 2008b). Por ejemplo, el índice Fluoranteno/(Fluoranteno+Pireno) obtuvo puntuaciones en el rango 0.47 a 0.74 (*pirólisis* > 0.40), mientras que el índice BaA/228 obtuvo puntuaciones en el rango 0.35 a 0.75 (*pirólisis* > 0.35).

2.3. COMPUESTOS ORGANOCLORADOS

Se estudió la distribución de compuestos organoclorados en sedimentos de tres campañas durante este período (C #02, agosto de 2008; C #04, diciembre de 2008; C #06, abril de 2009).

Los valores obtenidos en la C #02 (□O-clorados) variaron entre los 0,90 y 79,68 ng/g, con una distribución homogénea en todas las estaciones estudiadas (**Tabla 1**), predominando los valores bajos.

Estación	Compuesto (ng/g, p.s.)	Compuesto dominante
Est #1	9,43	□organo-clorados
Est #2	13,17	□organo-clorados
Est #3	17,35	□organo-clorados
Est #4	19,81	□organo-clorados
Est #5	26,67	□organo-clorados
Est #6	79,68	□organo-clorados
Est #7	0,90	□organo-clorados

Tabla 1: Distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales de la campaña **C #02** (ago/08).

Las muestras de sedimentos correspondientes a la C-#04 presentaron concentraciones detectables –aunque extremadamente bajas– de estos compuestos (□O-clorados) solamente en las estaciones #2 (~0,23 ng/g), mientras que en el resto de las estaciones de muestreo estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (**Tabla 2**).

Estación	Compuesto (ng/g, p.s.)	Compuesto dominante
Est #1	< 0,01	---
Est #2	0,23	□organo-clorados
Est #3	< 0,01	---
Est #4	< 0,01	---
Est #5	< 0,01	---
Est #6	< 0,01	---
Est #7	< 0,01	---
Est #8	0,45	□organo-clorados

Tabla 2: Distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales de la campaña **C #04** (dic/08).

Est. #8 corresponde a las proximidades de la descarga de la 3ra. Cloaca de la ciudad

Por último, las muestras de la campaña C #06 (abr/09) presentaron residuos de compuestos organoclorados en casi todas las estaciones de muestreo (con excepción de las #5 y #7, en las que estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico

empleado). Los valores registrados variaron entre los 0,28 ng/g y los 26,5 ng/g (**Tabla 3**). En este caso los compuestos predominantes fueron DDE y DDE+DDD (ambos metabolitos de la degradación del DDT).

Estación	Compuesto (ng/g, p.s.)	Compuesto dominante
Est #1	0,28	DDE
Est #2	26,50	DDE + DDD
Est #3	6,01	DDE + DDD
Est #4	6,56	DDE + DDD
Est #5	< 0,01	- - -
Est #6	5,07	DDE + DDD
Est #7	< 0,01	- - -

Tabla 3: Distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales de la campaña **C #06** (abr/09).

Si bien los valores de compuestos organoclorados que se han registrado en los sedimentos de Bahía Blanca en este período son bajos, y distan mucho de ser críticos, su presencia indica la existencia de fuentes antrópicas que los aportan, dado que son compuestos sintéticos que no existen en la Naturaleza. En ese sentido vale aclarar que durante este período usualmente se ha registrado la presencia de conjuntos de compuestos organoclorados no resueltos, con la única excepción de la campaña C #06, en la que se determinaron residuos de DDE y de DDE+DDD (**Tablas 1, 2 y 3**).

2.4. METALES EN PECES

Para desarrollar esta parte del trabajo se obtuvieron en la zona de estudio muestras de una especie típica del estuario de Bahía Blanca: la pescadilla común *Cynoscion guatucupa*. En los ejemplares capturados se determinó el contenido de los metales estudiados en el músculo comestible y en el hígado. Los resultados obtenidos son los siguientes:

2.4.1. Cadmio en peces

Los valores de Cd determinados en los tejidos de los ejemplares de pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca presentaron una tendencia mucho más sostenida: los niveles de este metal en músculo estuvieron desde valores inferiores al límite de detección del método analítico empleado hasta los 0,31 µg Cd/g, en peso húmedo, mientras que los de hígado variaron entre los 0,01 y 3,11 µg Cd/g, en peso húmedo (**Figura 29**). Los valores de Cd en músculo determinados en este estudio son del mismo orden que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988 ; Marcovecchio *et al.*, 1988.a ; 1988.b ; IADO, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008), aunque los registrados en hígado son significativamente superiores, y merecen ser estudiados más detenidamente.

En este caso la tendencia observada no permite sostener la existencia de una acumulación biológica de Cd en el músculo de la pescadilla del estuario (**Figura 30.a**), aunque parece haber evidencia de la existencia de este proceso en el hígado de los ejemplares estudiados (**Figura 30.b**). Probablemente esta situación se de así porque los valores de Cd en músculo (que son muy bajos) están por debajo del umbral que dispara la bioacumulación, mientras que los del hígado lo superan significativamente. Esta es la

primera vez que se registra acumulación biológica de Cd en un tejido de esta especie en el estuario.

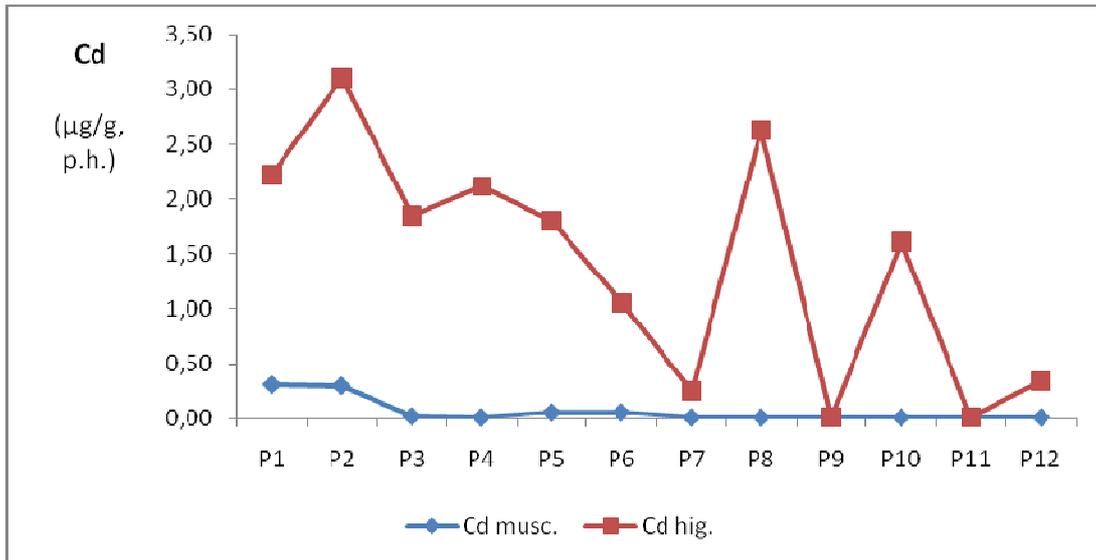


Figura 29: Distribución de cadmio en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

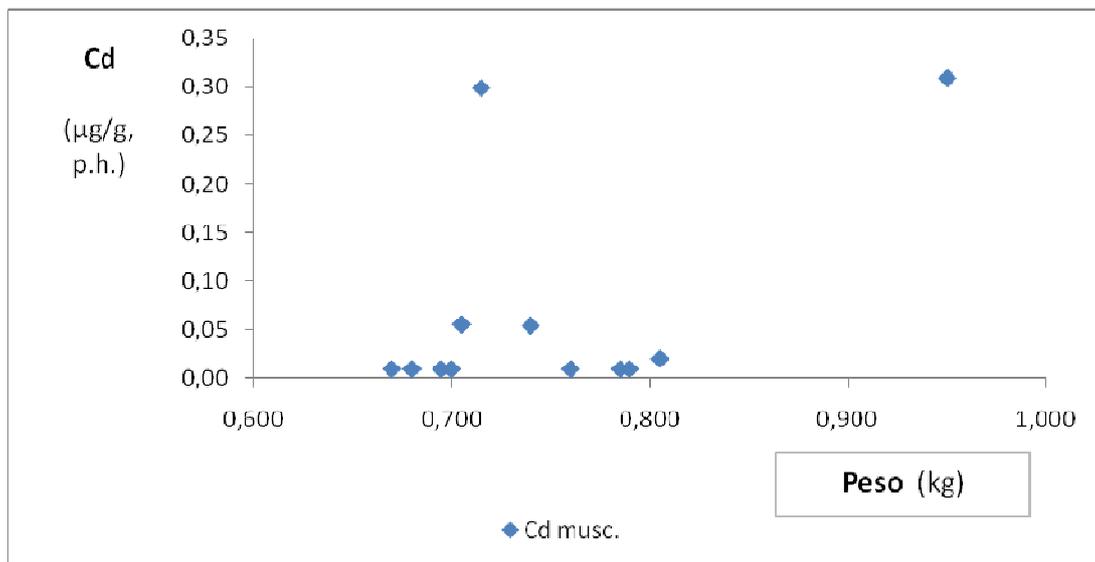


Figura 30.a: Análisis del proceso de bioacumulación de cadmio en músculo de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

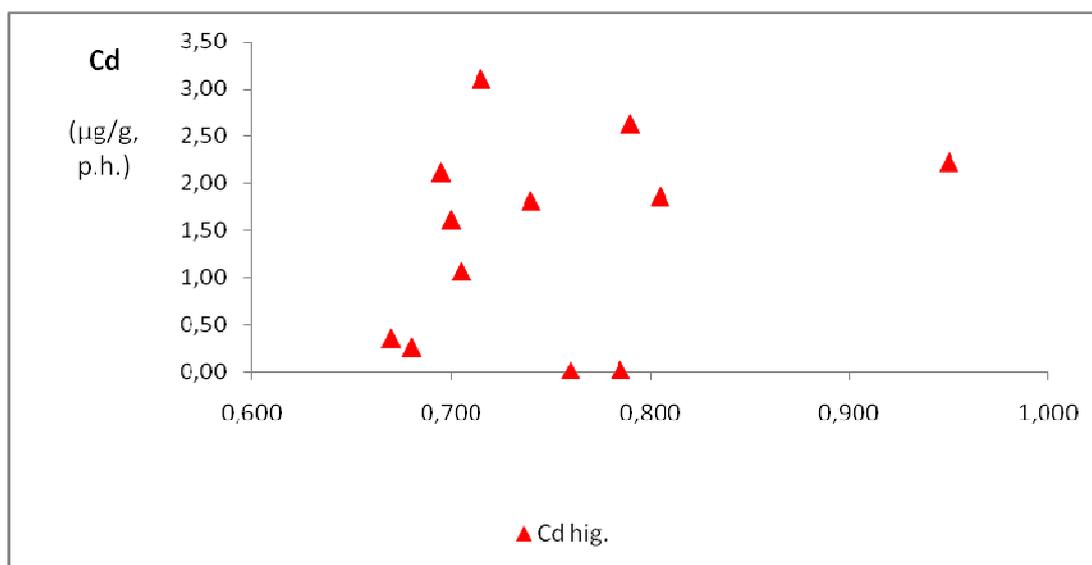


Figura 30.b: Análisis del proceso de bioacumulación de cadmio en hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Los valores de cadmio determinados en el músculo comestible de la especie evaluada son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983; WHO, 1991; JECFA, 2003) (**Tabla 4**).

2.4.2. Plomo en peces.

Los valores de Pb determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca presentaron una tendencia mucho más dispersa: en algunos casos los niveles de este metal en ambos tejidos analizados (músculo comestible e hígado) estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado, mientras que en otros alcanzaron niveles de hasta 5,46 y 4,90 µg Pb/g, en peso húmedo (**Figura 31**). Los valores determinados en este estudio son significativamente superiores que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (IADO, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

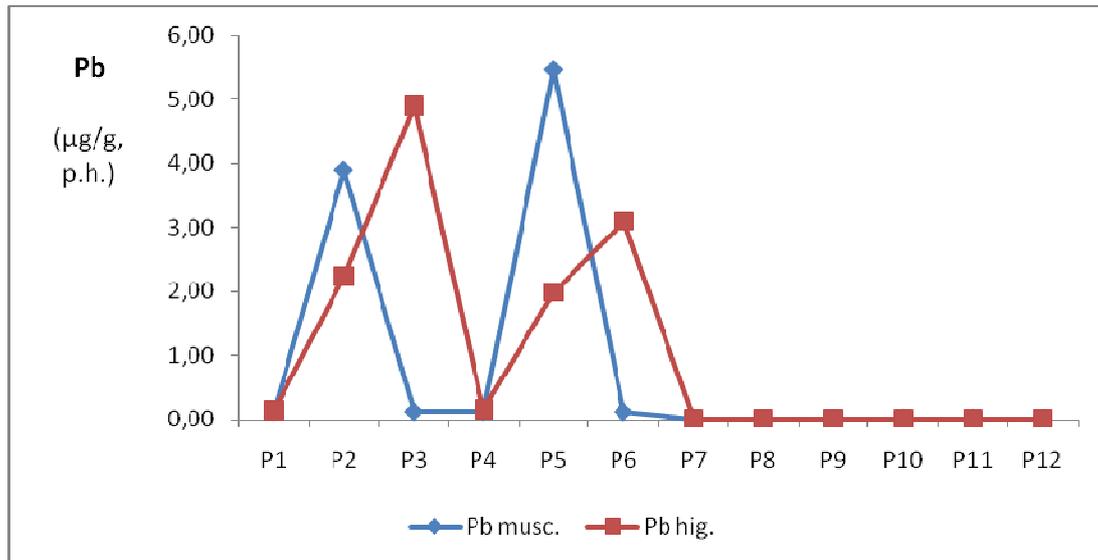


Figura 31: Distribución de plomo en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

En este caso la tendencia observada no permite sostener la existencia de una acumulación biológica de Pb en el músculo de la pescadilla del estuario (**Figura 32.a**), pero sin embargo los datos indican la existencia de un incipiente proceso de bioacumulación de plomo en el hígado de los ejemplares estudiados (**Figura 32.b**).

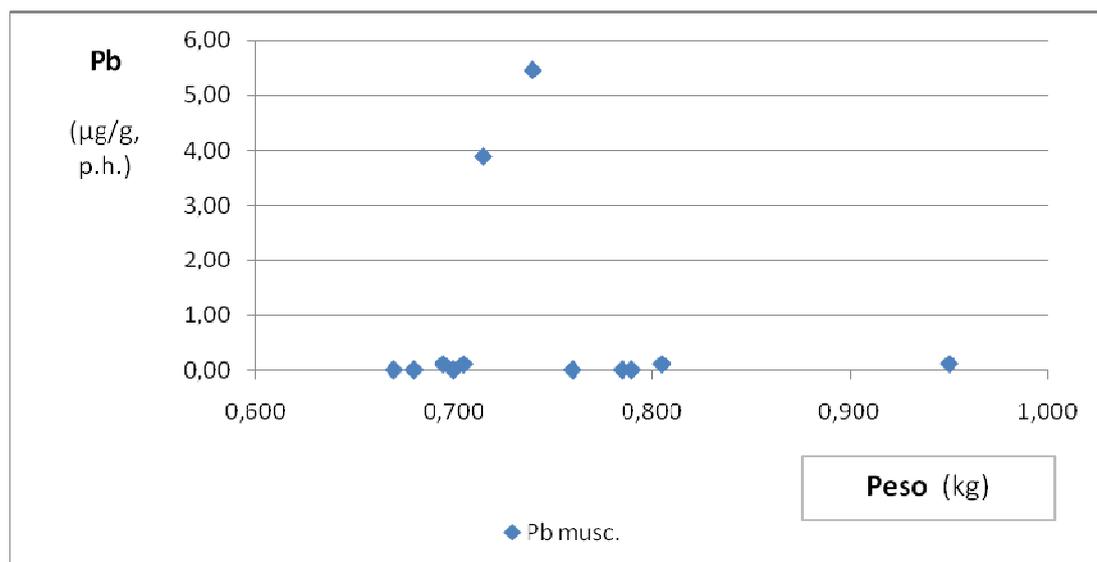


Figura 32.a : Análisis del proceso de bioacumulación de plomo en músculo de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

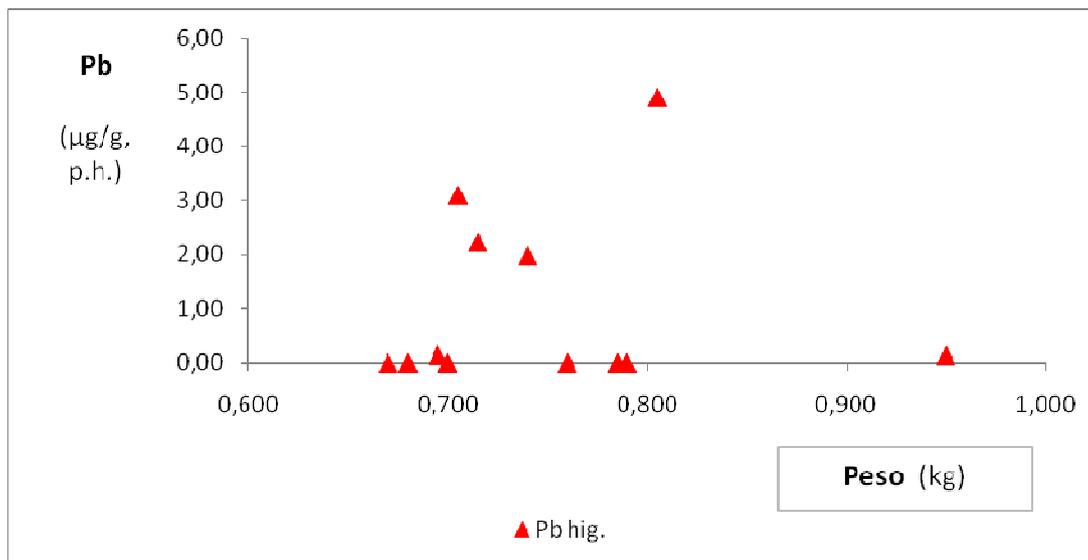


Figura 32.b: Análisis del proceso de bioacumulación de plomo en hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Los valores de plomo determinados en la mayoría de las muestras de músculo comestible de la especie evaluada fueron inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (**Tabla 4**), aunque algunos valores individuales superaron claramente esos niveles.

2.4.3. Cobre en peces.

Los valores de Cu determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca presentaron una tendencia mucho más sostenida: en la mayoría de los casos los niveles de este metal en músculo estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado con algunas excepciones que presentaron valores entre los 0,21 y 4,67 µg Cu/g, en peso húmedo (**Figura 33**). Por su parte los valores registrados en los hígados de los ejemplares de esta especie variaron entre los 2,50 y 21,62 µg Cu/g, en peso húmedo (**Figura 33**). Los valores determinados en este estudio son del mismo orden que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (IADO, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

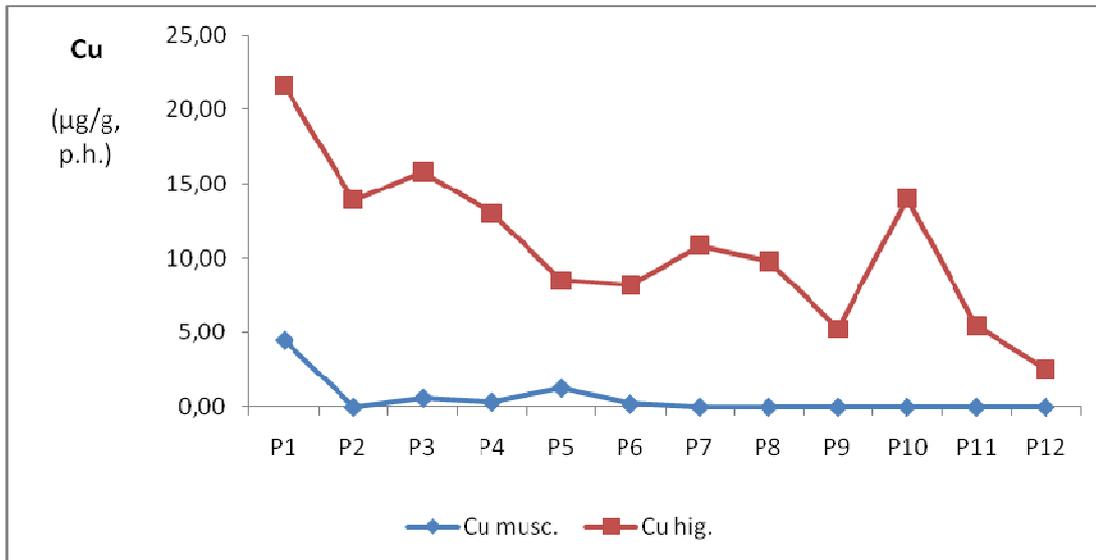


Figura 33: Distribución de cobre en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

También en este caso la tendencia observada no permite sostener la existencia de una acumulación biológica de Cu en el músculo de la pescadilla del estuario (**Figura 34.a**), pero sin embargo los datos indican la existencia de un incipiente proceso de bioacumulación de cobre en el hígado de los ejemplares estudiados (**Figura 34.b**).

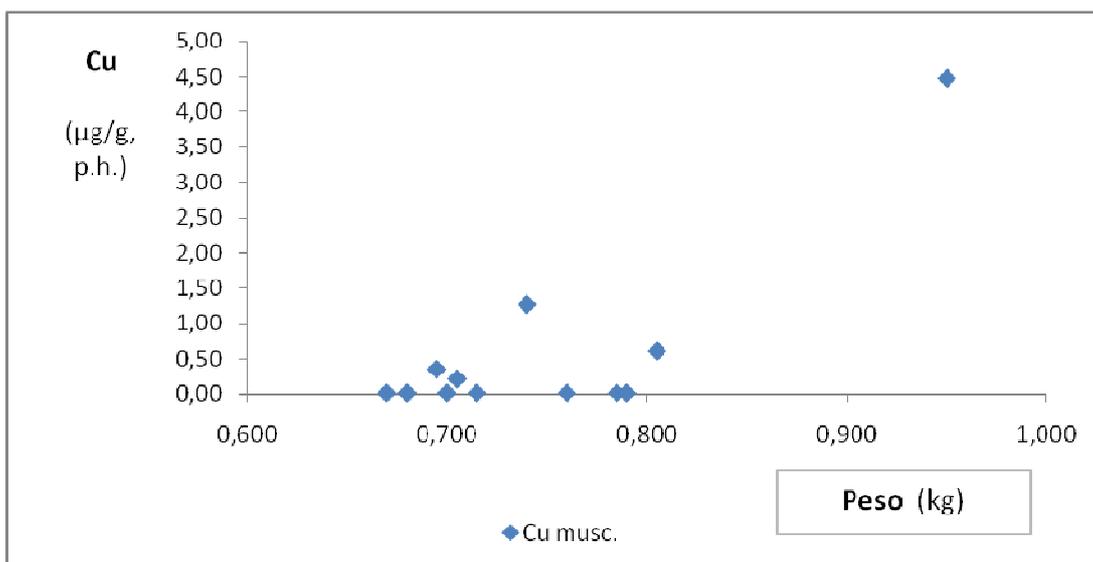


Figura 34.a: Análisis del proceso de bioacumulación de cobre en músculo de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

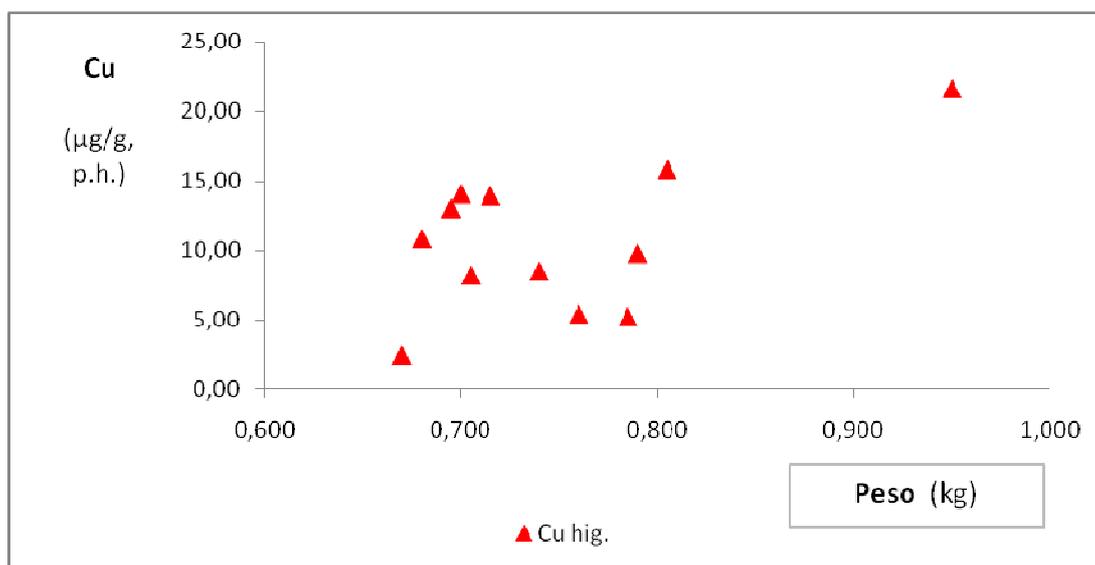


Figura 34.b: Análisis del proceso de bioacumulación de cobre en hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Los valores de cobre determinados en el músculo comestible de la especie evaluada son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (**Tabla 4**).

2.4.3. Zinc en peces.

Los valores de Zn determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca presentaron la siguiente tendencia: en todos los casos los niveles de este metal en músculo variaron entre los 2,03 y 5,94 µg Zn/g, en peso húmedo, mientras que los de hígado lo hicieron entre los 24,35 y 50,60 µg Zn/g, en peso húmedo (**Figura 35**). Los valores determinados en este estudio son del mismo orden que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988 ; Marcovecchio *et al.*, 1988.a ; 1988.b.; IADO, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

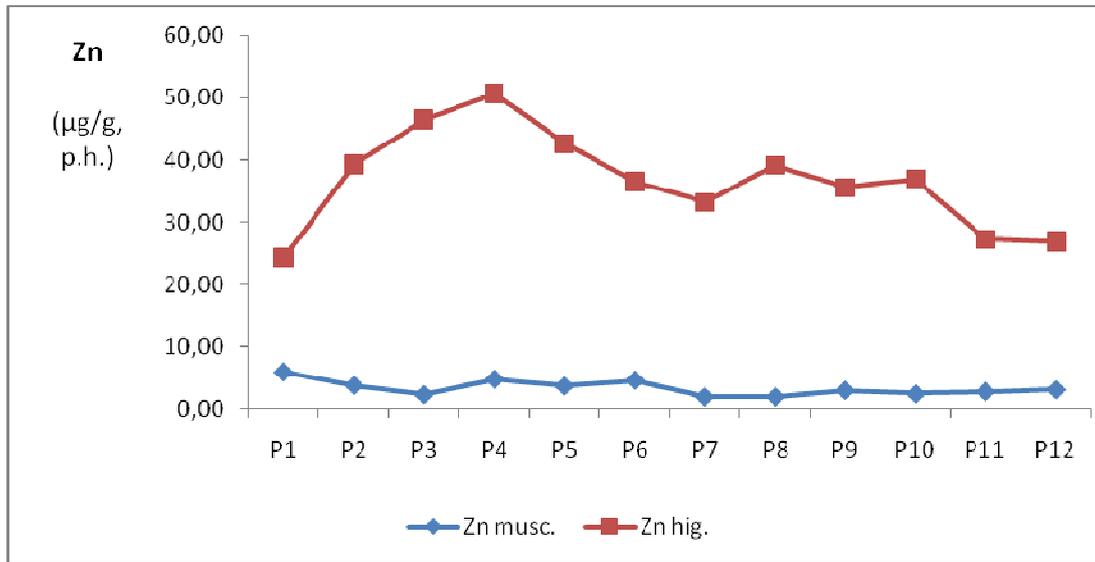


Figura 35: Distribución de zinc en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

En este caso la tendencia observada es lo suficientemente definida como para sostener la existencia de una acumulación biológica de Zn en los tejidos analizados (músculo e hígado) de la pescadilla del estuario (**Figura 36.a y 36.b**).

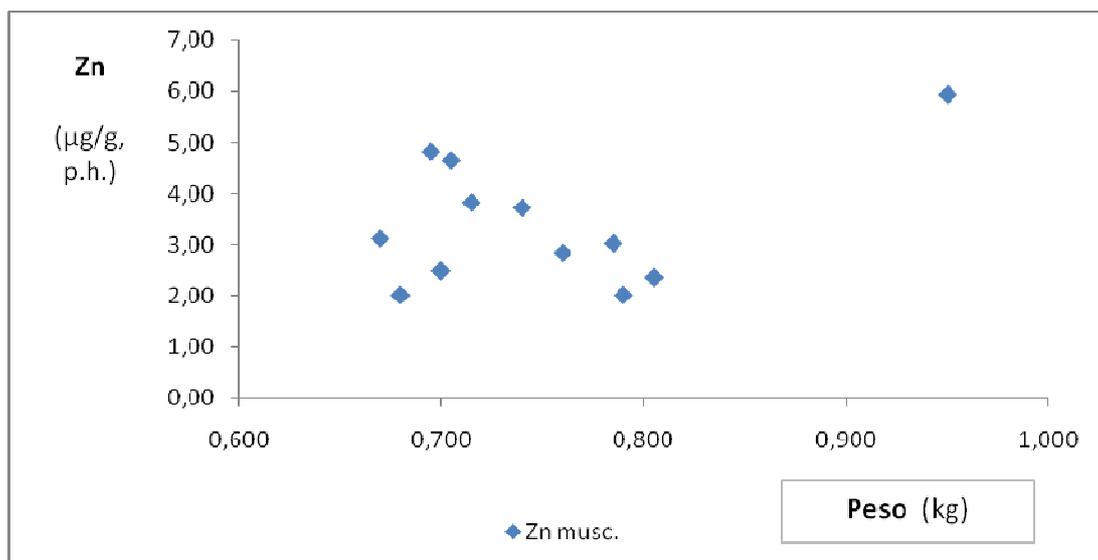


Figura 36.a: Análisis del proceso de bioacumulación de zinc en músculo de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

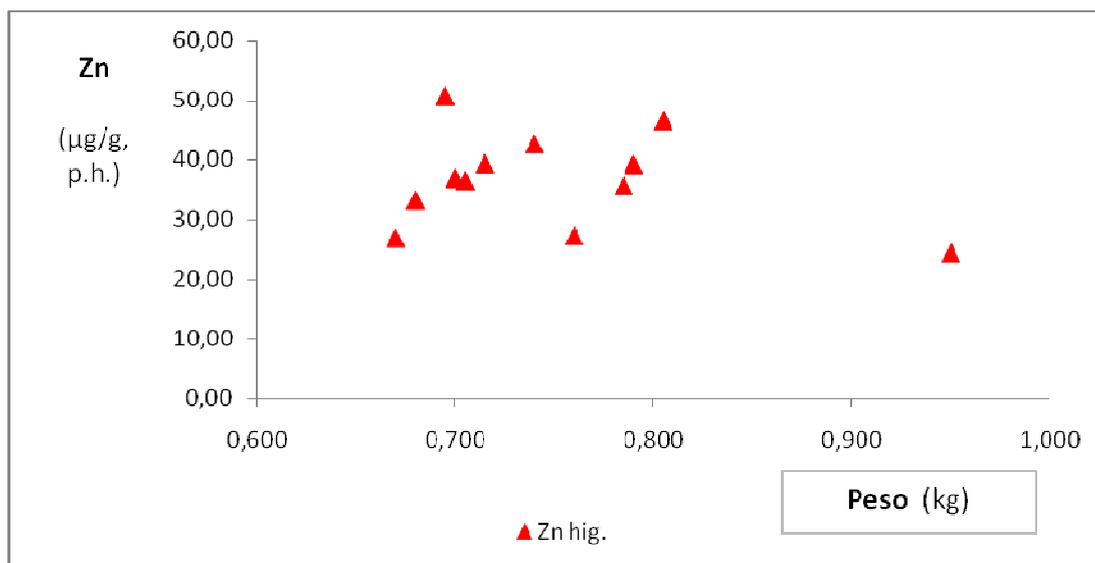


Figura 36.b: Análisis del proceso de bioacumulación de zinc en hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Los valores de zinc determinados en el músculo comestible de la especie evaluada son inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983; WHO, 1991; JECFA, 2003) (**Tabla 4**).

2.4.4. Cromo en peces.

Ninguna de las muestras de músculo e hígado de la especie estudiada en esta fase del Programa de Monitoreo presentó niveles que superaran el límite de detección del método analítico empleado. Cabe recordar que en las instancias previas de este Programa (IADO, 2000, 2002, 2004) se habían registrado valores bajos (pero detectables) de Cr en tejidos de peces del estuario, aunque en las instancias inmediatamente anteriores (IADO, 2006, 2008) los niveles de Cr también fueron no detectables en todos los casos.

2.4.5. Mercurio en peces.

Los valores de Hg determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca presentaron la siguiente tendencia: en todos los casos los niveles de este metal en músculo variaron entre los 0,10 y 0,28 $\mu\text{g}/\text{g}$, en peso húmedo, mientras que los de hígado lo hicieron entre los 0,04 y 0,16 $\mu\text{g}/\text{g}$, en peso húmedo (**Figura 37**). Los valores determinados para esta especie en el presente estudio son inferiores a los de los antecedentes históricos que existen para el estuario de Bahía Blanca (Marcovecchio, 1988; Marcovecchio *et al.*, 1988.a; 1988.b; 2001), y confirman la tendencia decreciente informada en las fases previas de este Programa (IADO, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

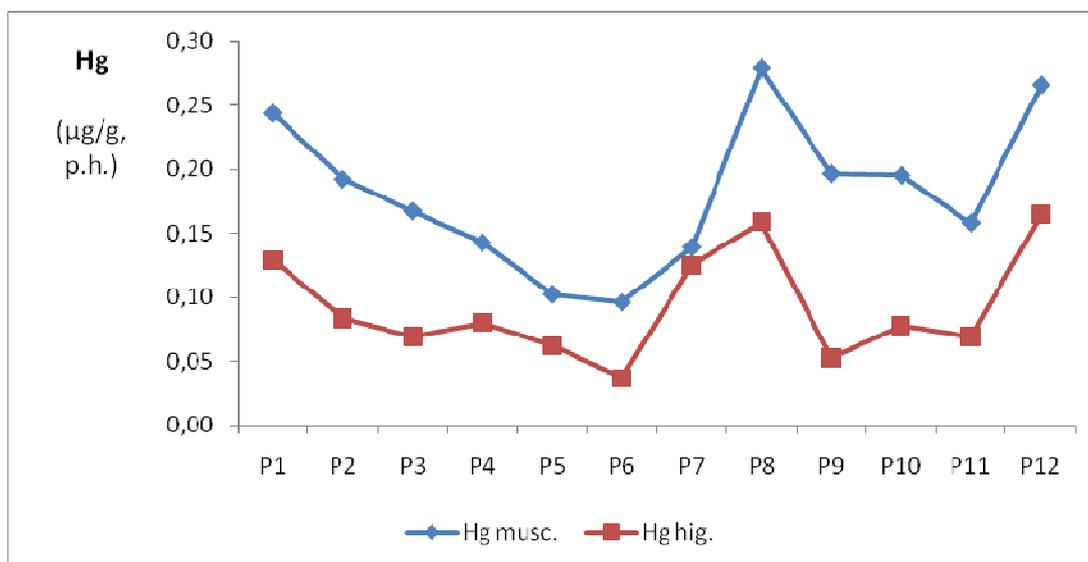


Figura 37: Distribución de mercurio en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

En este caso la tendencia observada muestra que –a pesar de las bajas concentraciones de Hg registradas– se puede observar la existencia de una acumulación biológica de Hg en ambos tejidos de la pescadilla del estuario (**Figura 38.a** y **38.b**).

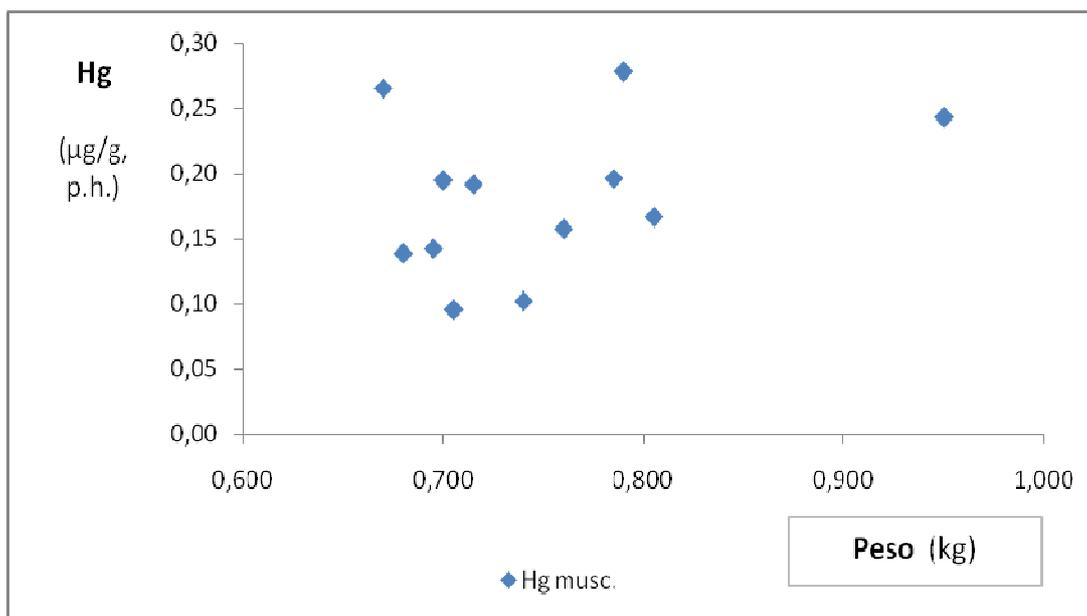


Figura 38.a: Análisis del proceso de bioacumulación de mercurio en músculo de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

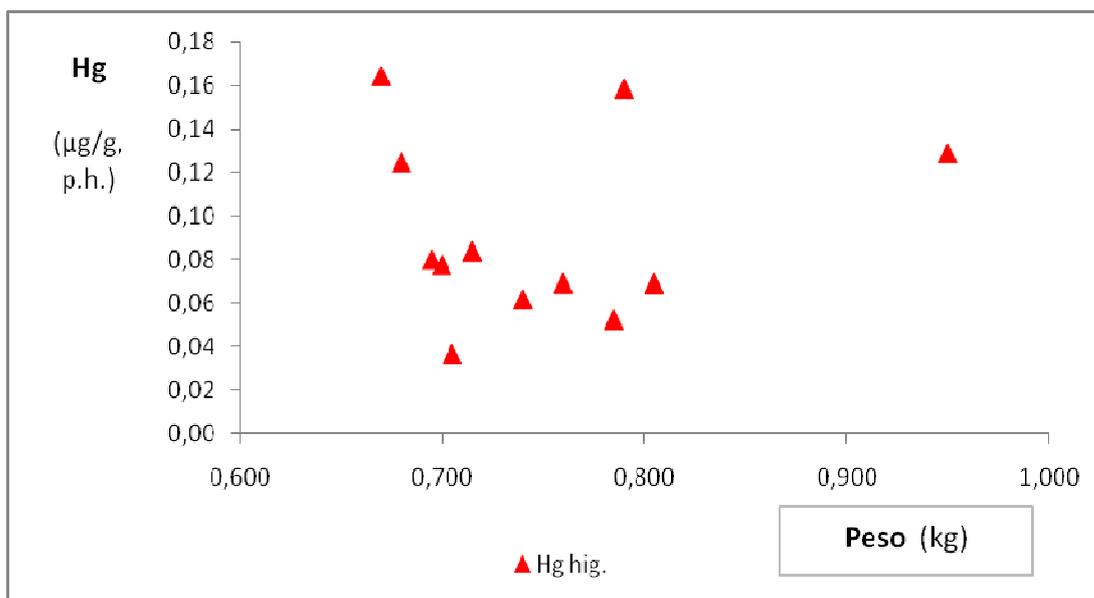


Figura 38.b: Análisis del proceso de bioacumulación de mercurio en hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Los valores de mercurio determinados en el músculo comestible de esta especie son –en todos los casos– inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (**Tabla 4**).

Metal	FAO ⁽¹⁾	WHO ⁽²⁾	U.E. ⁽³⁾	U.K. ⁽⁴⁾	Código Alimentario Argentino ⁽⁵⁾
Cd	1,00	1,50	0,05 / 0,30	0,05 / 0,30	---
Pb	2,00	2,50	0,20 / 0,40	0,20 / 0,40	---
Hg	0,70 / 1,00	1,00	0,50 / 1,00	0,50 / 1,00	0,50
Zn	40,00	50,00	35,00 / 50,00	---	---
Cu	30,00	40,00	30,00 / 45,00	---	---

Tabla 4.a: Estándares internacionales y nacionales de metales pesados en músculo comestible de peces aceptados como aptos para el consumo humano directo o indirecto. La concentraciones están expresadas en **µg Me / g músc. (en peso húmedo) = ppm**

⁽¹⁾: extraído de Nauen (1983)

⁽²⁾: extraído de World Health Organization (1991)

⁽³⁾: extraído de Official Journal of the European Union (2005)

⁽⁴⁾: extraído de FIN Fact Sheet (2006)

⁽⁵⁾: extraído de Código Alimentario Argentino (Ley 18284, Decreto Reglam. 2126/71, Cap.VI)

Metal	FAO ⁽¹⁾	WHO ⁽²⁾	U.E. ⁽³⁾	U.K. ⁽⁴⁾	Código Alimentario Argentino ⁽⁵⁾
Cd	1,00	1,50	0,50 / 1,00	0,50 / 1,00	---
Pb	2,00	2,50	0,50 / 1,00	0,50 / 1,00	---
Hg	0,70 / 1,00	1,00	0,50 / 1,00	0,50 / 1,00	0,50
Zn	40,00	50,00	35,00 / 50,00	---	---
Cu	30,00	40,00	30,00 / 45,00	---	---

Tabla 4.b: Estándares internacionales y nacionales de metales pesados en organismos acuáticos (marinos) aceptados como aptos para el consumo humano directo o indirecto. La concentraciones están expresadas en **µg Me / g músc. (en peso húmedo) = ppm**

⁽¹⁾: extraído de Nauen (1983)

⁽²⁾: extraído de World Health Organization (1991)

⁽³⁾: extraído de Official Journal of the European Union (2005)

⁽⁴⁾: extraído de FIN Fact Sheet (2006)

⁽⁵⁾: extraído de Código Alimentario Argentino (Ley 18284, Decreto Reglam. 2126/71, Cap.VI)

CONCLUSIONES PARA EL PERIODO ESTUDIADO

La zona interior del estuario de Bahía Blanca, estudiada durante febrero/08 – abril/09, presentó condiciones que permiten caracterizarlo de la siguiente manera:

- i. Los *parámetros físico-químicos estructurales* del sistema (por ej., temperatura, salinidad, pH) presentaron una tendencia de distribución similar a la descripta como histórica para el sistema, pero con algunas variaciones significativas en sus niveles y sincronidades. Estos cambios pueden ser desencadenadores de otros que se registraron por primera vez en el estuario, y que se comentan en los párrafos siguientes. **Se registraron aumentos importantes en los tres parámetros mencionados (T, S y pH)**
- ii. El análisis de los *parámetros ecofisiológicos* mostró algunos procesos diferenciables: **menores niveles de oxígeno disuelto y % de saturación de oxígeno (aunque adecuados para los procesos biológicos). Menores niveles de turbidez. Menores niveles de nitrato, nitrito, silicato. Similares (históricos) niveles de amonio y fosfato. Menores niveles clorofila, y altos de materia orgánica.**
- iii. La *distribución horizontal* de los parámetros físico-químicos presentó una tendencia homogénea, sin variaciones significativas a lo largo de la grilla de muestreo, lo que permite sostener que desde el punto de vista oceanográfico esta zona funciona como una unidad.
- iv. La co-existencia de menores niveles de pigmentos fotosintetizadores / altos niveles de materia orgánica sugieren un ciclo de producción biológica diferente al que se ha registrado históricamente.
- v. La mayoría de los *metales pesados disueltos* estudiados (Pb, Cu, Zn, Cr y Hg) presentaron concentraciones variadas. Ninguna de las distribuciones observadas presentó predominio de algún metal en la zona exterior del área de estudio. Algunos predominaron en la zona interior (Pb, Cr),

mientras que otros mostraron distribuciones globales (Cd, Cu, Fe, Ni, Zn). Hg presentó niveles bajos.

- vi. Con excepción del Hg, todos los *metales pesados* estudiados (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr) mostraron que se están acumulando en los *sedimentos* del sistema, presentando además una tendencia a acumularse más en la zona interior que en la exterior de la grilla de muestreo empleada.
- vii. Los niveles determinados de *hidrocarburos aromáticos policíclicos* en los sedimentos superficiales del área de estudio en el estuario, presentaron niveles correspondientes a un moderado impacto antrópico.
- viii. En las tres campañas en que se midió organoclorados se registraron valores detectables, pero relativamente bajos.
- ix. Las muestras de peces (pescadilla común, *Cynoscion guatucupa*) estudiadas mostraron residuos de Cd, Pb, Cu, Zn y Hg en sus tejidos (músculo e hígado), mientras que el Cr no fue detectable en ninguno.
- x. Con la excepción del mercurio y plomo en los ejemplares de pescadilla común capturados, todos los otros metales tuvieron en general mayores niveles en el hígado que en el músculo.
- xi. Los niveles de Pb, Cu y Cr acumulados en los sedimentos del sistema parecen estar estabilizados con respecto a los valores de los últimos años. Los de Hg parecen seguir decreciendo, tal y como lo vienen mostrando en los últimos 5 años. Finalmente, los de Zn y los de Cd muestran un incremento (de baja pendiente pero constante) en sus niveles en el estuario.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, 1992.** *Standard methods for the examination of water and wastewater.* L.Clesceri, A.Greenberg & A.Eaton (eds), APHA-AWWA.WEF, Washington,USA, 680 pp.
- APHA - AWWA - WEF, 1998.** Chlorophyll. En: Clesceri, L.S.; Greenberg, A. E.; Eaton, A. D. (Eds.), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 20th Edition, American Public Health Association, Washington: 10-18 a 10-25.
- Arias, A. 2008.** Comportamiento de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en aguas, sedimentos y organismos de la zona interna del estuario de Bahía Blanca. **Tesis Doctoral**, Depto.de Biología, Bioquímica y Farmacia, UNS, 178 pp.
- Arias A., Vazquez- Botello A., Tombesi N., Ponce-Velez G., Freije R., Marcovecchio J. 2008.a.** Presence, distribution and origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. ***Environmental Monitoring and Assessment*** (en prensa)
- Arias, A. H., Marcovecchio, J. E. & Freije R.H. 2008. b.** Composición y origen de los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) detectados en el estuario industrializado de Bahía Blanca (Argentina). In: Juan F. Gallardo Lancho (Coord), *La contaminación en Iberoamérica: xenobióticos y metales pesados.* Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental, pp. 45-68.
- Baumard P., Budzinski H., Michon Q., Garrigues T., Burgeot T.y Bellocq J. 1998.** Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from Mussel and sediment Records. ***Estuarine Coastal and Shelf Science***, 47:77-90.
- Beigt, D. 2007.** Balance energético de las planicies de marea del estuario de Bahía Blanca y su relación con la productividad plantónica del estuario. **Tesis Doctoral.** Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Sur, 344 pp.
- Beigt, D. & M.C.Piccolo 2003.** Estudio de la temperatura del agua en relación con la abundancia del microzooplancton en Puerto Cuatreros, estuario de Bahía Blanca. ***Contribuciones Científicas GAEA***, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos, 49-55. (ISSN 0328-3194)
- Botté SE, RH Freije, JE Marcovecchio, 2008.** Dissolved heavy metal (Cd, Pb, Cr, Ni) concentrations in surface water and porewater from Bahia Blanca estuary tidal flats. ***Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*** 79 (4), 415-421.
- Código Alimentario Argentino, 1971.** Ley 18284, Decreto Reglamentario 2126/71, Cap.VI: Alimentos Carneos, Art. 247 al 549.
- De Marco, S.D., S.E.Botté & J.E.Marcovecchio. 2006.** Mercury distribution in abiotic and biological compartments within several estuarine systems from Argentina: 1980 – 2005 period. ***Chemosphere*** 65 (2): 213-233.

- Eberlein, K. & G. Kattner. 1987.** Automatic method for determination of orthophosphate and total dissolved phosphorus in the marine environment. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 326, 354–357.
- 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, UNS, 221 pp.
- FIN Fact Sheet (2006).** FIN Fact Sheet: Legislación sobre Contaminantes - Dioxinas, PCBs y Metales Pesados en el Reino Unido de la Gran Bretaña. (www.fin.org.uk) Marzo de 2006
- Freije R.H y J.E.Marcovecchio, 2004.** Oceanografía química del estuario de Bahía Blanca. En: *El ecosistema del estuario de Bahía Blanca*, M.C.Piccolo & M.Hoffmeyer (eds), IADO, Bahía Blanca (Argentina), Cap. 8: 69-78. (ISBN 987-9281-96)
- Gayoso, A.A., 1989.** Species of the Diatom Genus *Thalassiosira* from a Coastal Zone of the South Atlantic (Argentina). *Botanica Marina* 32: 331-337.
- Ginsberg, S.S. y G.M.E. Perillo, 2000.** Deep scour holes at the confluence of tidal channels in the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Marine Geology* 160: 171-182.
- Grasshoff, K. 1983.** In : *Methods in seawater analysis* , K. Grasshoff, M. Erhardt & K. Kremling (eds), 2nd.Edition, Verlag-Chemie, Ch.9, pp.134-137.
- IADO, 1997.** Estudio de la calidad del agua en la ría de Bahía Blanca. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía: 60 pp.
- IADO, 2000.** Estudio de la calidad del agua en la ría de Bahía Blanca, 2da.Etapa. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía: 55pp.
- IADO, 2002.** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía: 76 pp.
- IADO, 2004.** Estudio del impacto de la descarga cloacal de la ciudad sobre el estuario de Bahía Blanca. *Informe final*, Instituto Argentino de Oceanografía: 105 pp.
- IADO, 2006.** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía: 90 pp.
- IADO, 2008.** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. *Informe Final*, Instituto Argentino de Oceanografía: 103 pp.
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). 2003.** JECFA 61st Meeting. Rome (Italy), 10–19 June 2003.
Available from: <<http://www.who.int/pes/jecfa/jecfa.htm>>.
- Long, R., McDonald, D., Smith, S., Calder, F. 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19: 81-87.

- Marcovecchio, J.E. 1988.** Estudio comparativo de la distribución de los metales traza mercurio, cadmio y zinc en organismos de dos zonas estuariales de Argentina: Bahía Blanca y desembocadura del Río de la Plata. *Tesis Doctoral*, Fac.Cs.Exactas y Nat., UNMdP, 212 pp.
- Marcovecchio, J., V. Moreno & A. Pérez. 1988.a.** Determination of some heavy metal baselines in the biota of Bahía Blanca, Argentina. *Sci. Tot. Environ.*, 75: 181-190
- Marcovecchio, J., V. Moreno & A. Pérez. 1988.b.** Total mercury contents in marine organisms of the Bahía Blanca estuary trophic web. In: *Metals in coastal environments of Latin America*, U. Seeliger, L.D. Lacerda & S. Patchineelam (eds), Springer-Verlag, pp. 122-129.
- Marcovecchio JE, S Andrade, L Ferrer, R Asteasuain, S De Marco, MA Gavio, N Scarlato, RH Freije, AE Pucci, 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.
- Marcovecchio, J. & R.H. Freije. 2004.** Efectos de la intervención antrópica sobre sistemas marinos costeros: el estuario de Bahía Blanca. *Anales de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (ANCEFN)*, Argentina, 56: 115-132.
- Marcovecchio, J. & L. Ferrer. 2005.** Distribution and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahía Blanca estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 21 (4): 826-834.
- Nauen, C.E. 1983.** Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fish. Circ.* N°764: 102 pp.
- Official Journal of the European Union (2005).** Regulation (EC) N°466/2001 as regards heavy metals in natural food items: amendments 2005. **COMMISSION REGULATION (EC) No 78/2005 of 19 January 2005.**
- Perillo, G.M.E., M.B. García Martínez y M.C. Piccolo, 1996.** Geomorfología de canales de marea: análisis de fractales y espectral. *Actas de VI Reunión Argentina de Sedimentología*: 155-160.
- Perillo, G.M.E. y M.C. Piccolo, 1991.** Tidal response in the Bahía Blanca estuary. *Journal of Coastal Research* 7: 437-446.
- Perillo, G.M.E. y M.C. Piccolo, 1999.** Bahía Blanca estuary: a review of its geomorphologic and physical characteristics. In: Perillo, G.M.E., M.C. Piccolo & M. Pino Quivira (eds), *Estuaries of South America: their geomorphology and dynamics*, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Perillo, G.M.E., M.C. Piccolo, E. Parodi & R.H. Freije, 2001.** The Bahía Blanca estuary, Argentina. In: U. Seeliger & B. Kjerfve (eds), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 205-217.
- Piccolo, M.C., G.M.E. Perillo, and W.D. Melo, 2008.** The Bahía Blanca estuary: An integrated overview of its geomorphology and dynamics. In: *Perspectives on Integrated Coastal Zone*

Management in South America, R. Neves, J.Baretta and M. Mateus, eds., IST Scientific Publishers, Lisbon (Portugal), (2008), pp. 221–232. (ISBN:978-972-8469-74-0)

Popovich C.A. & A.M. Gayoso, 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.

Popovich CA, CV Spetter, JE Marcovecchio, RH Freije, 2008. Dissolved nutrients availability during winter diatom bloom in a turbid and shallow estuary (Bahía Blanca, Argentina). *Journal of Coastal Research* 24 (1), 95-102.

Popovich CA, JE Marcovecchio, 2008. Spatial Variability of Phytoplankton and Environmental Factors in a Temperate Estuary of South América (Atlantic Coast, Argentina). *Continental Shelf Research* 28, 236-244.

Pucci, A., R.Freije, R.Asteasuain, J.Zavatti & J.Sericano. 1979. Estado de la contaminación en aguas y sedimentos de Bahía Blanca. *Contrib.Cientif. IADO* N°52 : 78 pp.

Pucci, A., R.Freije, R.Asteasuain, J.Zavatti & J.Sericano. 1980. Estado de la contaminación en aguas y sedimentos de Bahía Blanca. *Contrib.Cientif. IADO* N°56 : 69 pp.

Pucci, A.E. 1988. Heavy Metals in Water and Sediments of the Blanca Bay, Argentina. In: *Metals in Coastal Environments of Latin America*, U.Seeliger, L.D.Lacerda & S.R.Patchineelam (eds), Springer-Verlag: pp. 9-15.

Strickland, J & Parsons, T. 1968. A Practical Handbook of Seawater Analysis, *Fish. Res. Bd. Can.* 167: pp 207-211.

Technicon®, 1973. Silicate determination in seawater. *Industrial Method* N° 186 - 72 W/B.

Treguer, P., & P. Le Corre. 1975. *Manuel D'Analyse des Sels Nutritifs dans l'Eau de Mer*, Univ.Bretagne Occidentale : 109 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*, U.Seeliger, L.D.Lacerda & S.R.Patchineelam (eds), Springer-Verlag: pp.30-44.

Villa, N. & Pucci, A.E. 1987. Seasonal and spatial distributions of copper, cadmium and zinc in the seawater of Blanca Bay. *Est.Coast & Shelf Sci.* 25, 67-80.

WHO (World Health Organization). 1991. Inorganic mercury environmental health criteria 118. *World Health Organization International Program on Chemical Safety (WHO-IPCS)*, Geneva, 168pp.

ANEXO II

**INFORMACIÓN DE LA ESTACIÓN DE MUESTREO ANEXA (#8) EN
LAS PROXIMIDADES DE LA DESCARGA DE LA NUEVA PLANTA
DE TRATAMIENTOS (3RA CUENCA)**

En forma complementaria al Programa de Monitoreo desarrollado en la zona interior del estuario de Bahía Blanca, se realizaron 4 (cuatro) campañas adicionales en la Estación #08, localizada en las proximidades de la descarga de la nueva planta de tratamiento de efluentes cloacales de Bahía Blanca, correspondiente a la 3^{ra} cuenca de la ciudad (**Figura 1**). En tal sentido se registraron los parámetros físico-químicos (temperatura, salinidad, pH, turbidez y oxígeno disuelto), nutrientes inorgánicos (nitrato, nitrito, amonio, fosfato, silicato), materia orgánica particulada, y pigmentos fotosintetizadores (clorofila *a* y feopigmentos) en la mencionada estación.

Las campañas mencionadas se llevaron adelante en las siguientes fechas:

CC - #01: 08 de enero de 2008.

CC - #02: 10 de julio de 2008.

CC - #03: 22 de setiembre de 2008.

CC - #04: 18 de noviembre de 2008.

Los muestreos, procesamiento de muestras, tratamientos analíticos y post-procesamiento de los datos obtenidos se realizaron tal y como se describe en el apartado “**Materiales y métodos**” en el cuerpo principal de este Informe.

Resultados

a. Parámetro físico - químicos

En la **Tabla 5** se presentan los datos de los parámetros físicoquímicos estudiados. Los valores de temperaturas registrados en estas campañas variaron entre los 9,4°C (CC - #02, jul/08) y los 23,3°C (CC - #01, ene/08). Esas temperaturas son del mismo orden que las registradas en la misma época en la Zona Interior de estuario, que variaron entre los 22,9 y 25,2°C en la C - #01, feb/08) (**Figura 2**).

Campaña	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	Oxígeno disuelto (mg/L)	Turbidez (unt)	pH
CC – 01 (08/ene/08)	23,3	37,51	6,8	157	8,3
CC – 02 (10/jul/08)	9,4	38,98	6,1	71	8,7
CC – 03 (22/set/08)	14,3	35,09	6,0	100	8,5
CC – 04 (18/nov/08)	17,5	41,92	6,3	202	8,5

Tabla 5. Distribución de parámetros físico-químicos en el agua de la estación #8 durante el período estudiado.

Por su parte la salinidad presentó valores altos, con un rango de variación que estuvo entre los 37,51 ups (CC - #01, ene/08) y los 41,92 ups (CC - #04, nov/08) (**Tabla 5**). También en este caso los datos de salinidad en el canal de desagüe de la descarga cloacal son consistentes con los registrados en la Zona Interior del estuario que está bajo estudio, donde los valores oscilaron entre las 32,54 ups (C - #02, ago/08) y las 41,53 ups (C - #06, abr/09) (**Figura 3**).

Los valores de pH que se registraron en canal de desagüe de la descarga cloacal variaron entre 8,3 upH (CC - #01, ene/08) y 8,7 upH (CC - #02, jul/08) (**Tabla 5**). Estos valores de pH fueron similares a los registrados en la Zona Interior del estuario, que presentó variaciones entre las 7,8 upH (C - #01, feb/08) y las 8,7 upH (C - #03, oct/08) (**Figura 4**).

En el análisis de los datos de turbidez en las muestras de la estación #08 se observó una variación entre las 71 unt (CC - #02, jul/08) y las 202 unt (CC - #04, nov/08) (**Tabla 5**). Estos datos son comparables a los de la Zona Interior de estuario, donde –para este período- se registraron valores que variaron entre las 14 unt (C - #02 – ago/08) y las 210 unt (C - #01 – feb/08) (**Figura 6**).

Por último, al analizar la distribución de oxígeno disuelto en el canal de desagüe de la descarga cloacal se determinó un rango de variación que osciló entre los 6,0 y 6,8 mg/L (CC - #03, set/08 y CC - #01, feb/08 respectivamente) (**Tabla 5**). A los efectos comparativos se puede comentar que para el mismo período los valores de oxígeno disuelto en la Zona Interior del estuario variaron entre los 4,0 mg/L (C - #03, oct/08) y los 7,4 mg/L (C - #01, feb/08 y C - #02, ago/08) (**Figura 5**).

Los valores de parámetros físico-químicos medidos en el canal de desagüe de la nueva descarga cloacal de la ciudad no difieren significativamente de los que se registraron –en el mismo período– en el área bajo estudio de la Zona Interior del estuario. En este sentido hay algunas consideraciones que deben ser tomadas en cuenta para interpretar adecuadamente estos resultados:

1. El canal bajo estudio es estrecho y de baja profundidad (no más de 4,5 m) con respecto al Canal Principal en la Zona Interior, donde se desarrolla el Programa de Monitoreo.
2. La nueva planta de tratamiento de efluentes cloacales todavía no tiene conectada la cuenca competida para la que fue construida, y sólo funciona con < 10% de las conexiones domiciliarias que a futuro recibirá.
3. Lo mencionado en el *item* 2 implica que tampoco está ingresando un gran volumen de agua dulce (asociada a la descarga de los efluentes), y se puede presumir que a futuro ese volumen aumentará significativamente.

Las situaciones mencionadas hacen que –en el período que aquí se informa– no se refleje un cambio significativo en los parámetros físico-químicos estudiados ; sin embargo, y teniendo en cuenta los cambios de condiciones operativas que se darán a futuro (cuando la planta esté trabajando con su carga residual completa y el porcentaje de conexiones maximizado), este monitoreo resulta muy trascendente ya que presumiblemente puede haber cambios significativos en la condición físico-química del canal receptor de la descarga.

b. Nutrientes inorgánicos

El análisis de nutrientes inorgánicos en el canal receptor de la descarga de la nueva cloaca de la ciudad mostró los siguientes resultados. En el caso de los nutrientes nitrogenados se ve un marcado predominio de la forma reducida (amonio) sobre las formas oxidadas (nitrato + nitrito), con una diferencia significativa entre sus concentraciones (**Tabla 6**). Así, los niveles de nitrato variaron entre los 0,16 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #04, nov/08) y los 8,25 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #03, set/08) (**Tabla 6**). Estos valores fueron menores que los registrados en el mismo período en la zona interior del estuario, que variaron entre los 0,29 $\mu\text{mol/L}$ (C - #03, oct/08) y los 14,14 $\mu\text{mol/L}$ (C - #01, feb/08) (**Figura 7.a**).

Campaña	Nitrato ($\mu\text{mol/L}$)	Nitrito ($\mu\text{mol/L}$)	Amonio ($\mu\text{mol/L}$)	Fosfato ($\mu\text{mol/L}$)	Silicato ($\mu\text{mol/L}$)
CC – 01 (08/ene/08)	1,29	0,21	49,96	1,56	50,38
CC – 02 (10/jul/08)	5,53	0,85	7,94	2,68	68,86
CC – 03 (22/set/08)	8,25	2,88	12,27	4,09	81,18
CC – 04 (18/nov/08)	0,16	0,08	73,86	1,24	43,54

Tabla 6. Distribución de nutrientes inorgánicos en el agua de la estación #8 durante el período estudiado.

Por su parte, la distribución de nitrito en el canal receptor de la descarga cloacal varió entre los 0,08 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #04, nov/08) y los 2,88 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #03, set/08) (**Tabla 6**). También en este caso los valores de nitrito fueron menores que los determinados en el mismo período en la zona interior del estuario, que variaron entre los 0,16 $\mu\text{mol/L}$ (C - #03, oct/08) y los 5,78 $\mu\text{mol/L}$ (C - #01, feb/08) (**Figura 7.b**).

Finalmente, los valores de amonio en el canal receptor de la descarga cloacal variaron entre los 7,94 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #02, jul/08) y los 73,86 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #04, nov/08) (**Tabla 6**). Estos valores resultaron significativamente superiores a los registrados en la zona interior del estuario, donde el rango de variación osciló entre los 5,42 $\mu\text{mol/L}$ (C - #02, ago/08) y los 46,52 $\mu\text{mol/L}$ (C - #06, abr/09) (**Figura 7.c**).

Al analizar la distribución de los valores de fosfato en el canal receptor de la descarga cloacal se observó que variaba entre los 1,24 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #04, nov/08) y los 4,09 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #03, set/08) (**Tabla 6**). Estos valores resultaron similares a los registrados en la zona interior del estuario, que presentó un rango de variación entre los 1,16 $\mu\text{mol/L}$ (C - #02, ago/08) y 7,07 $\mu\text{mol/L}$ (C - #01, feb/08) (**Figura 8.a**).

Por último, los valores de silicato determinados en el canal receptor de la descarga de la nueva cloaca de la ciudad variaron entre los 43,54 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #04, nov/08) y los 81,18 $\mu\text{mol/L}$ (CC - #03, set/08) (**Tabla 6**). También estos valores resultaron similares a los registrados en la zona interior del estuario, que oscilaron entre los 37,23 $\mu\text{mol/L}$ (C - #03, oct/08) y los 114,73 $\mu\text{mol/L}$ (C - #01, feb/08) (**Figura 8.b**).

Probablemente las diferencias que se registran entre los nutrientes nitrogenados en el canal receptor de la descarga y en la zona interior del estuario están relacionadas con los bajos niveles de oxígeno registrados, lo que puede favorecer el predominio de las formas reducidas de nitrógeno (por ej., amonio) sobre las oxidadas (por ej., nitro +

nitrato). De todas maneras, los altos niveles de nutrientes muestran que los sistemas de mineralización / remineralización de la materia orgánica (funcionen por vía aerobia o anaerobia) cumplen largamente con su rol.

c. Pigmentos fotosintetizadores y materia orgánica

La distribución de clorofila a en el canal receptor de la descarga de la nueva cloaca presentó un rango de variación entre los 1,86 $\mu\text{g/L}$ (CC - #03, set/08) y los 9,14 $\mu\text{g/L}$ (CC - #04, nov/08) (**Tabla 7**). Estos valores fueron similares a los registrados para la zona interior del estuario para el mismo período, que oscilaron entre los 1,09 $\mu\text{g/L}$ (C - #06,abr/09) y los 12,10 $\mu\text{g/L}$ (C - #01, feb/08) (**Figura 9.a**). También se observó una adecuada sincronidad entre los picos máximos de clorofila a en el canal receptor y en la zona interior del estuario, lo que indica que están gobernados por los mismos procesos biológicos.

Campaña	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	Feopigmentos ($\mu\text{g/L}$)	Materia orgánica particulada (MOP) (mg C/m^3)
CC – 01 (08/ene/08)	6,04	4,86	1044
CC – 02 (10/jul/08)	4,33	1,07	1283
CC – 03 (22/set/08)	1,86	5,22	1156
CC – 04 (18/nov/08)	9,14	5,97	957

Tabla 7. Distribución de pigmentos fotosintetizadores y materia orgánica particulada en el material particulado en suspensión del agua de la estación #8 durante el período estudiado.

Por su parte la distribución de feopigmentos en el canal de descarga de la nueva cloaca presentó una variación entre los 1,07 $\mu\text{g/L}$ (CC - #02, jul/08) y los 5,97 $\mu\text{g/L}$ (CC - #04, nov/08) (**Tabla 7**). Para comparar estos valores con los determinados en la zona interior del estuario, vale comentar que estos últimos variaron entre los inferiores al límite de detección del método analítico empleado (C - #02, ago/08 y #04, dic/08) y los 11,81 $\mu\text{g/L}$ (C - #05, feb/09) (**Figura 9.b**).

Por último, la distribución de materia orgánica particulada (MOP) en el canal de descarga de la cloaca nueva de la ciudad presentó un rango de variación entre los 957 mg C/m^3 (CC - #04, nov/08) hasta los 1283 mg C/m^3 (CC - #02, jul/08) (**Tabla 7**). Ese rango de valores fue mucho más estrecho que el registrado en la zona interior del estuario, donde los niveles correspondientes variaron entre los 36 mg C/m^3 (C - #06, abr/09) y los 3014 mg C/m^3 (C - #04, dic/08) (**Figura 10**).

Los valores de parámetros físico-químicos, nutrientes inorgánicos, pigmentos fotosintetizadores y materia orgánica particulada presentan –para el período que aquí se informa– valores y distribuciones consistentes con los de la zona interior del estuario, históricamente monitoreada.

Sin embargo se observan disminuciones en los valores de oxígeno disuelto, que aunque no sean fisiológicamente críticas señalan un proceso de depleción que debe ser seguido para controlar cuidadosamente su evolución.

En concordancia con el comentario anterior, y considerando la disminución de los nutrientes nitrogenados oxidados y aumento de los reducidos con respecto a los valores medidos en la zona interior del estuario, es necesario mantener el monitoreo para evaluar la situación de estos compuestos.

Por último, y teniendo en cuenta que la planta de tratamiento aun no recibe la descarga de la cuenca completa para la que está diseñada (recién recibe < 10%), deberá vigilarse atentamente esta estación para evitar problemas importantes en un área de muy baja energía del estuario, lo que hace que aumenten significativamente los tiempos de residencia de los compuestos químicos en el agua.

Los datos del presente estudio servirán como datos de base (*background*) para determinar con precisión la evolución de esta zona en el futuro.