

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

Informe Final 2010



**Instituto Argentino de Oceanografía (IADO)
Bahía Blanca
2011**

PROLOGO

El presente **Informe Final 2010**, correspondiente al Monitoreo Permanente del Estuario de Bahía Blanca se presenta al Comité Técnico Ejecutivo de la Ley 12530, e incluye la información obtenida en las seis (6) campañas de investigación realizadas durante el año 2010, 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 de parámetros fisicoquímicos, ecofisiológicos y sustancias potencialmente contaminantes (metales traza, hidrocarburos y compuestos organoclorados) obtenidos en el año 2010, así como un análisis de los mismos ambientalmente integrados.

El proyecto presenta los datos indicados integrados en dicho año de monitoreo, lo que permite 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 las mencionadas campañas durante el año 2010. 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.....	12
Conclusiones para el período estudiado.....	98
Recomendaciones	101
Bibliografía.....	103
<u>Anexo II:</u> Estación de muestreo anexa (<i>Est. #08</i>).....	108

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 lo 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, y la información obtenida en el presente proyecto contribuye a la comprensión de este equilibrio.

Por los motivos anteriormente mencionados, y en virtud a los antecedentes pre-existentes (**IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010**), 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. En este período informado 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 (enero de 2010 - octubre de 2010). Es importante aclarar que la campaña que correspondía al mes de diciembre de 2010 se postergó para enero de 2011 por razones logísticas.

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 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; Marcovecchio, 2000**).

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; 2009; 2010**), 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 ocho (8) 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, una (1) en la zona de descarga del polo industrial, y una (1) en las proximidades de la descarga de planta de tratamientos cloacales de la 3^{ra} cuenca (**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° 20' 29.4" O. **Próxima a descarga del Polo**
- **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.
- **Estación N°8** : 38° 44' 50.7" S. – 62° 19' 54.7" O. **Próxima a PTEC 3^{ra} Cuenca**



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 campañas de investigación) 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 y porcentaje de saturación de oxígeno en el 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 (OCs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), así como muestras de peces (músculo comestible e hígado) para determinar sus contenidos de metales pesados.

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)**

Para la determinación de PAHs se empleó la técnica descrita por **Arias (2008)**, trabajando por cromatografía gaseosa con detección por espectrometría de masas (GC-MS), y para la de organoclorados se siguió el protocolo de **US-EPA (1995; 1996; 2000)**, aplicando la técnica de cromatografía gaseosa con detección por captura de electrones (GC-ECD).

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.

2.4. Verificación de la calidad de los resultados

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).

2.5. Personal participante

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)
- ***Dra. Ana María Martínez*** (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 7,2°C -medidos en la campaña C-08, de agosto de 2010- y los 24,2°C -en la campaña C-04, de enero de 2010-, 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 similares a los del año 2009 (IADO, 2009; 2010) y ligeramente superiores a los del período 2007, así como también 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), Beigt (2007) y Arias et al., 2011.

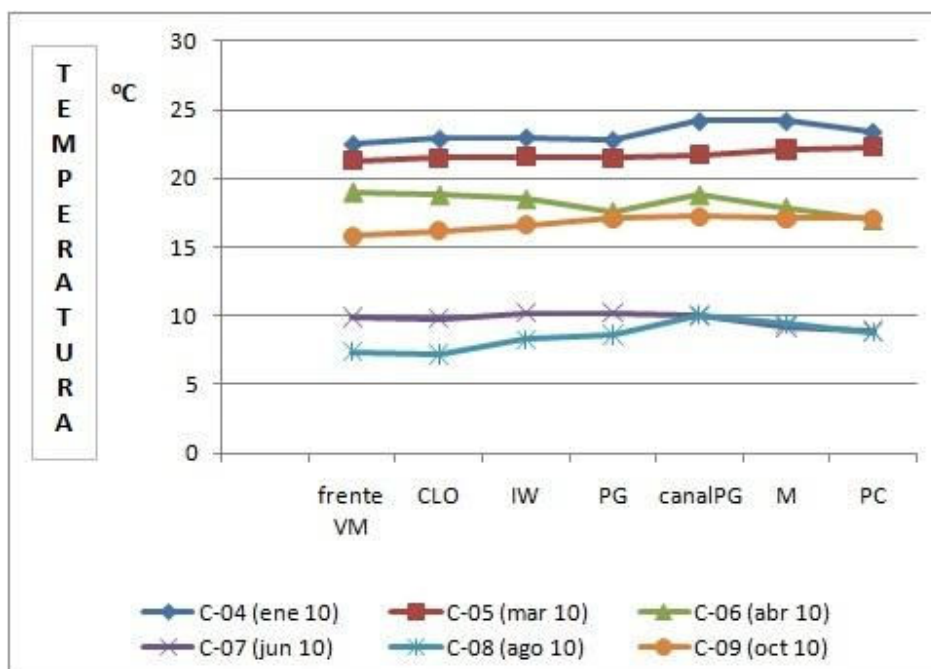


Figura 2: Distribución de la temperatura en el agua del área de estudio.

1.2. **Salinidad**

Los valores de salinidad registrados durante el periodo enero – octubre 2010 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 30,75 ups (Estación #2 en la campaña C-05 de marzo/10) y las 36,05 ups (Estación #2 en la campaña C-08 de agosto/10), con un patrón de distribución homogéneo (Figura 3).

La distribución observada fue significativamente homogénea. Los valores registrados fueron similares a los del periodo febrero – diciembre de 2008 (IADO, 2009), y superiores a los históricos para la misma zona (IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008). Esto está presumiblemente ligado tanto a la ausencia de lluvias en la región durante el periodo de estudio como al aumento de temperaturas registrado para la región, 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.

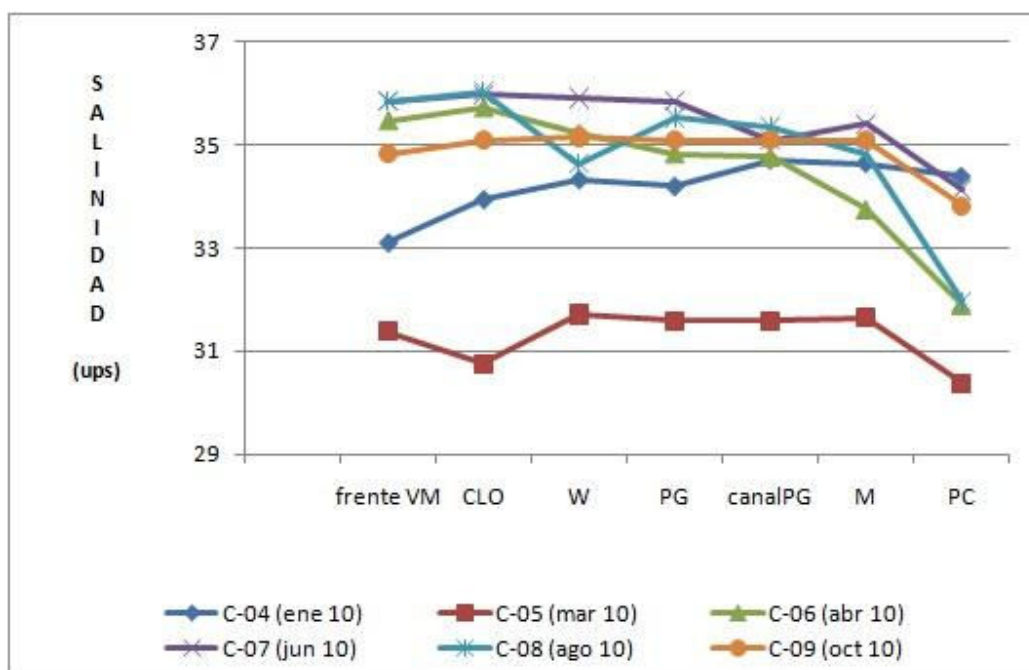


Figura 3. Distribución de la salinidad en el agua del área de estudio.

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 7,9 upH (registrado en las campañas C-07 de junio y C-09 de octubre de 2010), y 8,3 upH (en las campañas C-04 de Enero, C-05 de Marzo y C-08 de Agosto de 2010) (*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 sobre-concentración de las especies que lo hacen tender hacia la zona alcalina.

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 discontinua– 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 CO₂ (aq) en el sistema. También hay que considerar que la discontinuidad temporal observada depende del equilibrio que se produce entre el CO₂ (aq) y el CO₂ (g) de la atmósfera, por lo que el fenómeno puede revertirse espontáneamente.

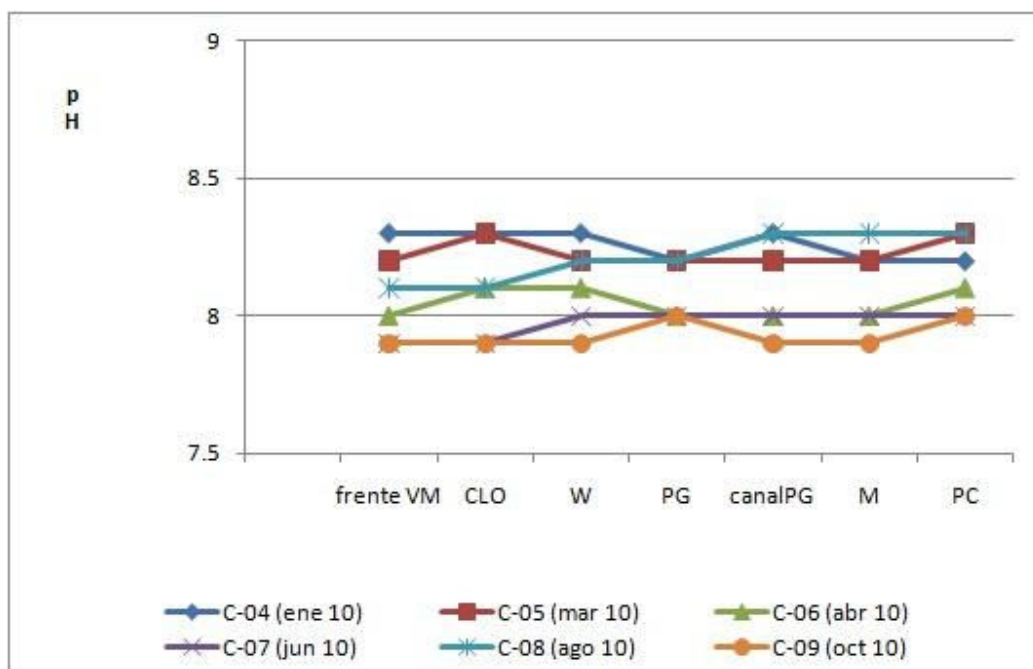


Figura 4: Distribución del pH en el agua del área de estudio.

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 del año. Las concentraciones correspondientes variaron entre los 4,7 mg/L (en las Estación #8 de la campaña C-07 de Junio 2010), y los 10,8 mg/L (en la Estación #4 de la campaña C-08 de Agosto de 2010)(*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, aún 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 plenamente oxigenado: de 100 a 117%** (estación #1, 2, 3,7 Junio 2010; est.#4 Agosto 2010; est.#5 Octubre 2010).
- (ii) Un **sistema oxigenado**: durante el resto del año y estaciones el % de saturación no fue menor del 60%.

Los valores mínimos recurrentes se obtuvieron en la estación #7 a lo largo de todas las campañas de muestreo.

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 período 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**).

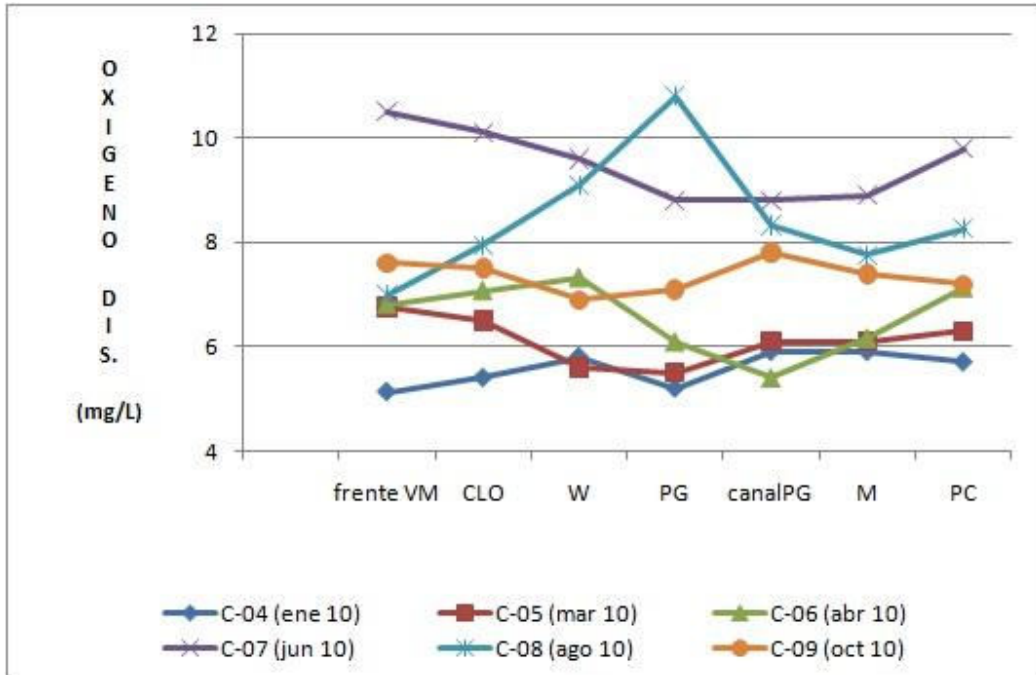


Figura 5.a. Distribución del oxígeno disuelto en el agua mar del área de estudio.

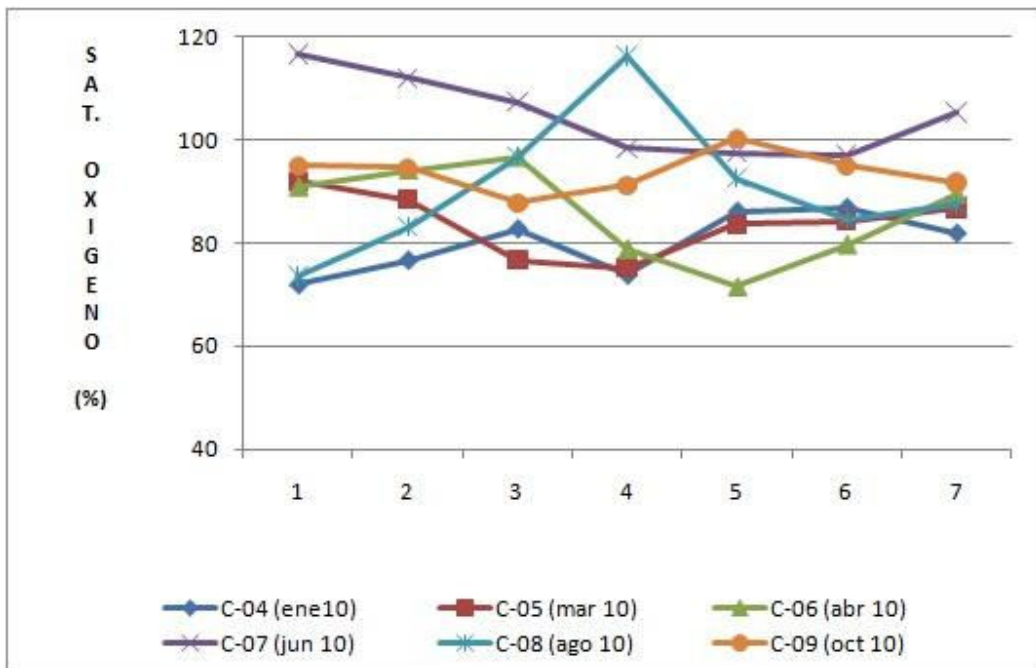


Figura 5.b. Distribución de % saturación de oxígeno en el agua de mar del área de estudio.

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**), excepto en la estación #4 de la C-06 en Abril de 2010. En particular, se hallaron en cada campaña de muestreo valores de turbidez levemente elevados para la estación N°7.

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).

A excepción de lo reportado para la estación #7, la tendencia general de distribución coincide plenamente con los datos históricos, oportunamente informados para la región (**IADO, 1997, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010**).

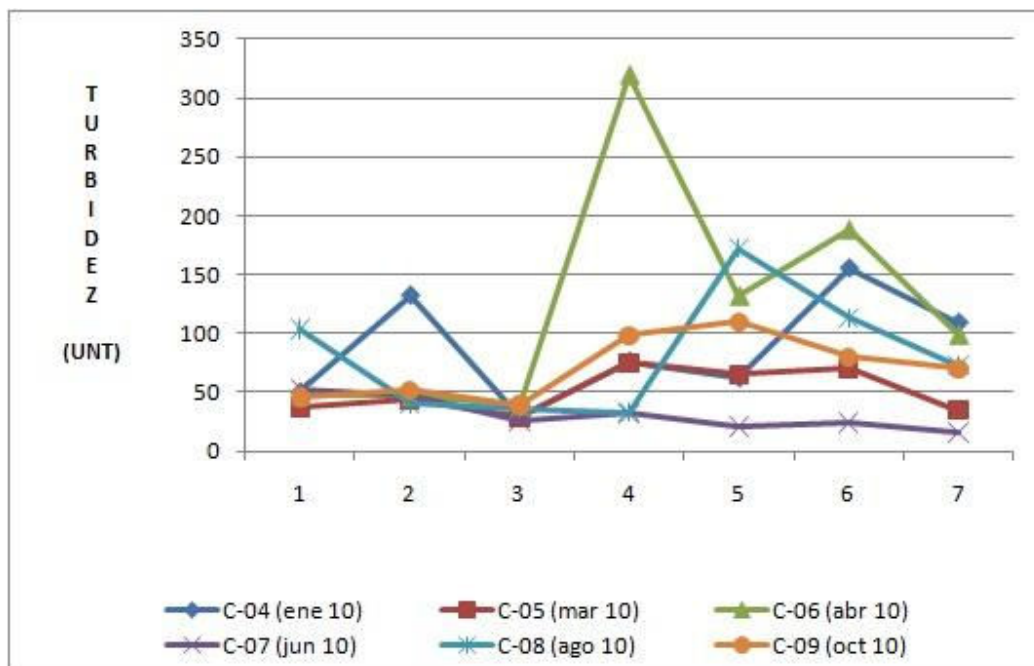


Figura 6. Distribución de la turbidez en el agua del área de estudio.

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 espaciales (a pesar de la diferencia en las magnitudes de sus concentraciones), con picos máximos en otoño y mínimas en invierno – primavera temprana (**Figuras 7.a y 7.b**).

Las concentraciones de nitrato variaron entre los 0,59 – 13,39 $\mu\text{moles/L}$ en primavera/verano (con un valor atípico de 228,4 $\mu\text{moles/L}$ registrado en la Est.#5 en la C-04 de enero de 2010) y los 0,30 – 46,5 $\mu\text{moles/L}$ en otoño/invierno (**Figura 7.a**).

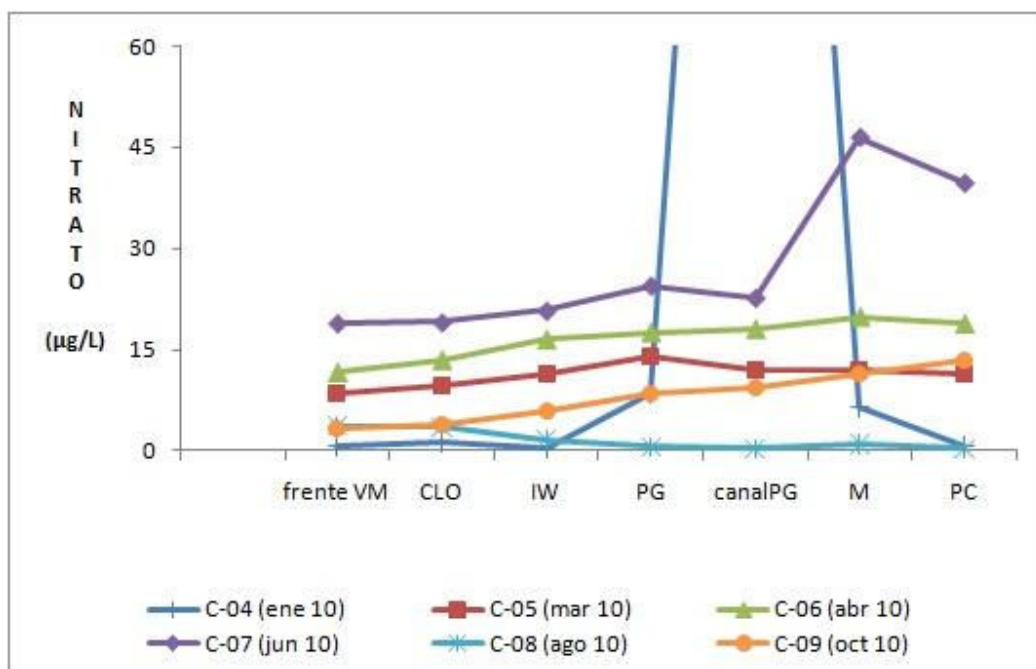


Figura 7.a. Distribución de la concentración de nitrato disuelto en el agua del área de estudio.

Las concentraciones de Nitrito variaron entre 0,09 y 3,93 $\mu\text{moles/L}$ en las campañas de primavera/verano (con el máximo en la Est.#4 de la C-04 de enero de 2010), y 0,08 – 5,84 $\mu\text{moles/L}$ en otoño/invierno (con el máximo en la Est.#5 de la C-05 de marzo de 2010)(**Figura 7.b**).

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, en coincidencia con lo oportunamente informado por **Popovich et al (2008)** y **Popovich y Marcovecchio (2008)** para este mismo sistema.

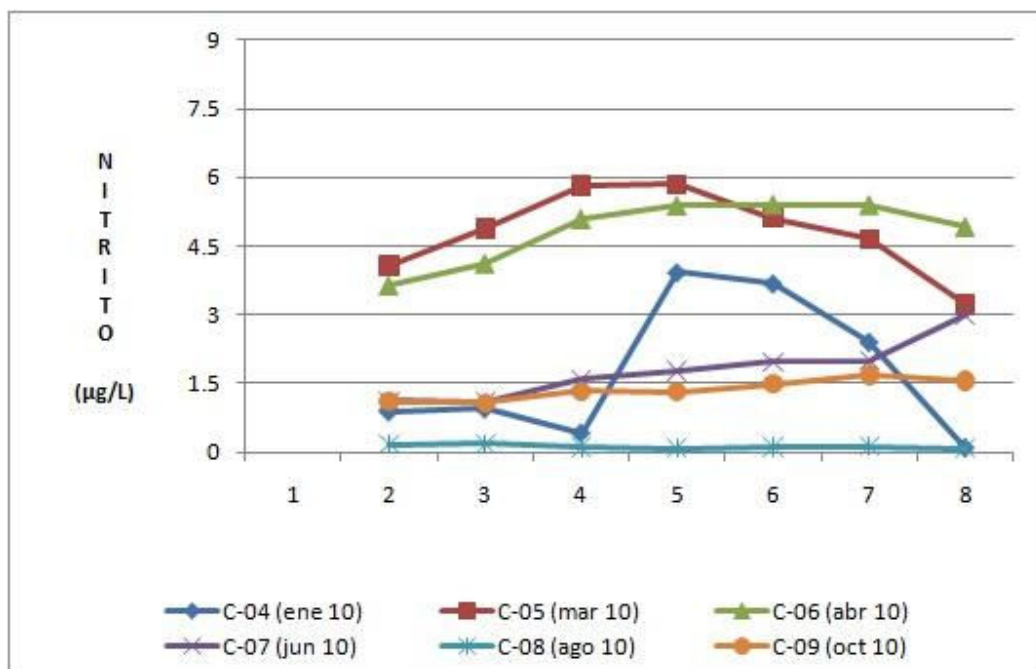


Figura 7.b. Distribución de la concentración de nitrito disuelto en el agua del área de estudio.

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, en coincidencia con lo informado en los últimos años de este Programa de Monitoreo (**IADO, 2009, 2010**). De todas maneras, es importante destacar que 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 primavera (1,5 a 18,1 $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$, octubre de 2010), y los máximos en otoño (27 a 54 $\mu\text{mol NH}_4/\text{L}$, campaña Marzo de 2010)(**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**).

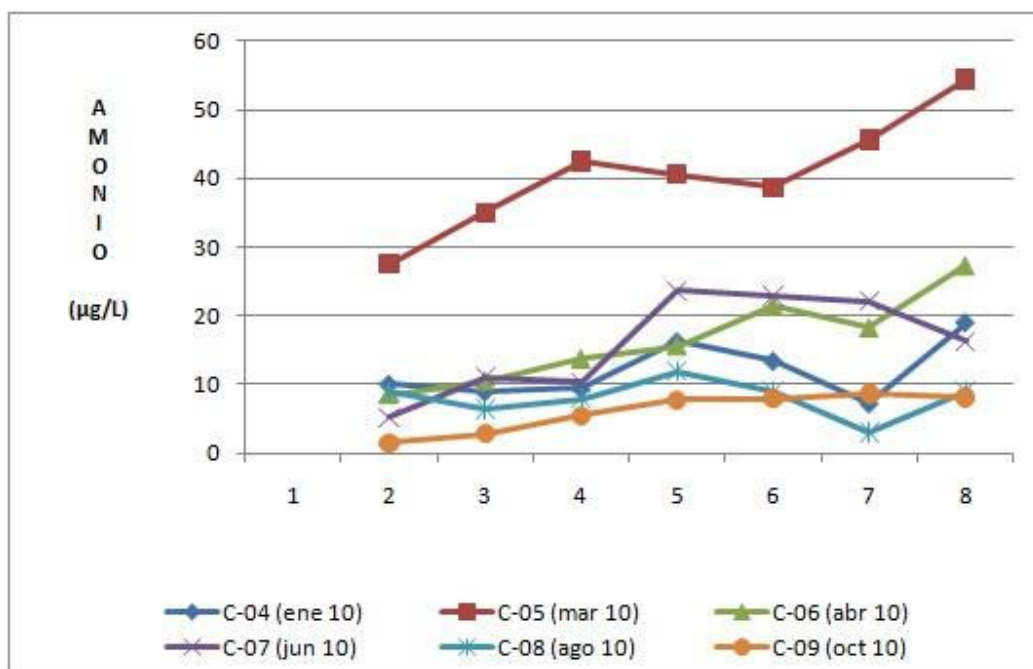


Figura 7.c. Distribución de la concentración de amonio disuelto en el agua del área de estudio.

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 $6 \mu\text{mol PO}_4/\text{L}$ (**Figura 8.a**). En las campañas de primavera/verano los valores de PO_4 variaron entre los $0,65$ y $2,73 \mu\text{mol PO}_4/\text{L}$, mientras que en las de otoño/invierno lo hicieron entre los $0,48$ y $5,86 \mu\text{mol PO}_4/\text{L}$ (**Figura 8.a**). 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, 2009, 2010).

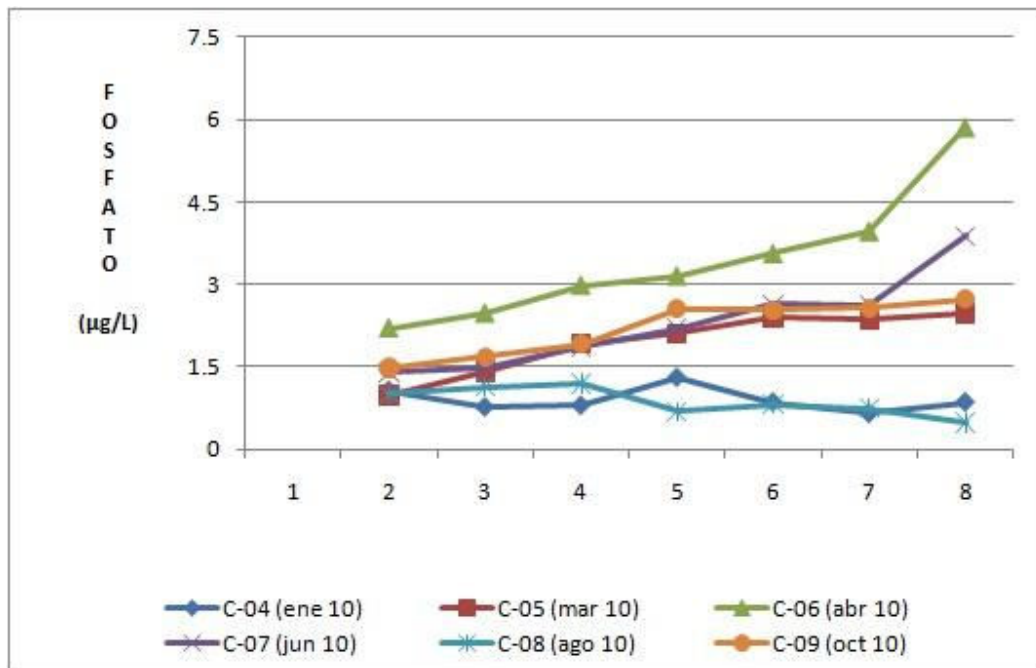


Figura 8.a. Distribución de la concentración de fosfato disuelto en el agua del área de estudio.

1.6.4. Silicato

Los compuestos nutritivos de silicio mostraron una variación homogénea a lo largo del año, con niveles que oscilaron entre los 35,86 y 121,62 $\mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$ en primavera/verano, y entre los 38,29 y 154,2 $\mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$ en las de otoño/invierno (**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 $\sim 80/100$ $\mu\text{mol SiO}_3/\text{L}$ 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 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**).

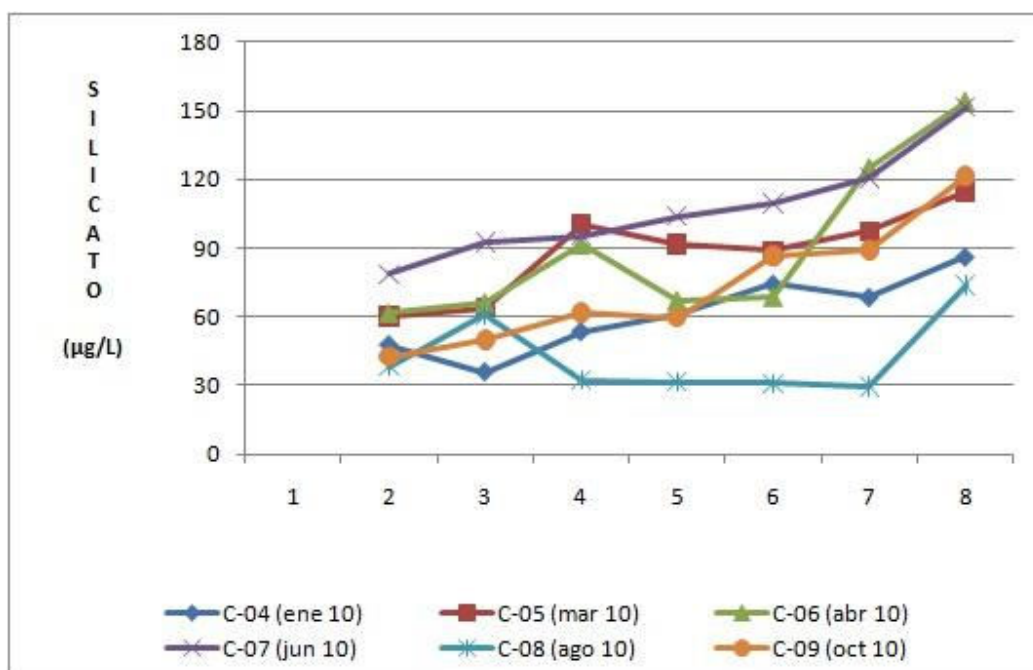


Figura 8.b. Distribución de la concentración de silicato disuelto en el agua del área de estudio.

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. El florecimiento fitoplanctónico se registró en el período “invierno tardío – primavera temprana” de 2010,

con picos máximos de hasta 31,08 mgC/m³ (Est. #7 en la C-08 de Agosto de 2010), y valores significativamente elevados durante la campaña de Agosto de 2010 (***Figura 9.a***). Se observa otro máximo, menor en magnitud, que aconteció en la C-04 en Enero de 2010 en las aguas del estuario, nuevamente obteniendo valores máximos para la estación #7 (~12 mgC/m³) (***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 oportunamente 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.

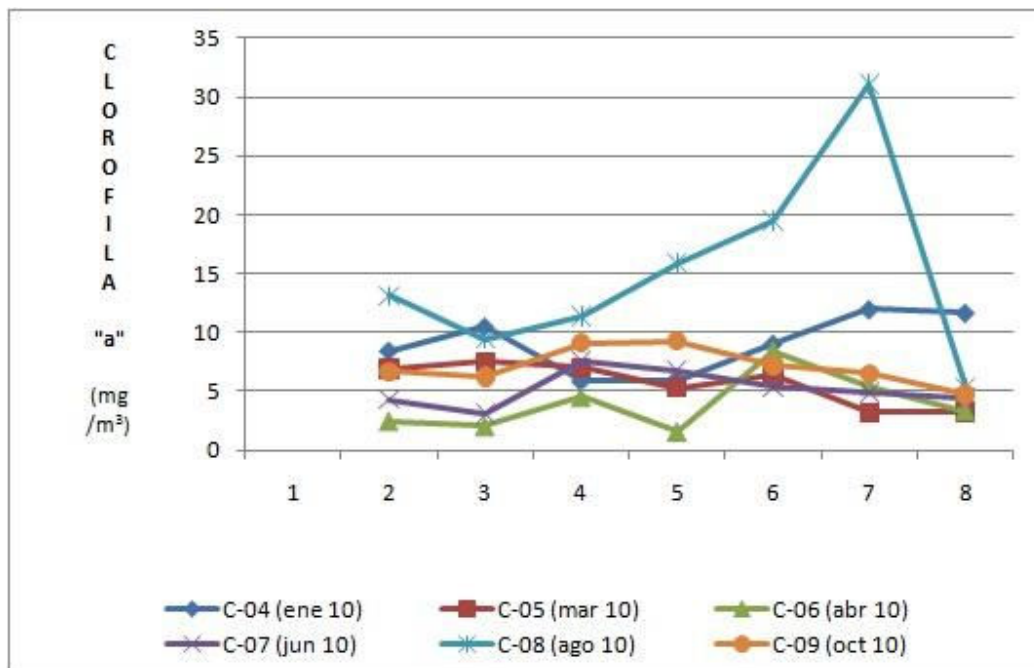


Figura 9.a. Distribución de la concentración de clorofila "a" disuelta en el agua del área de estudio.

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.

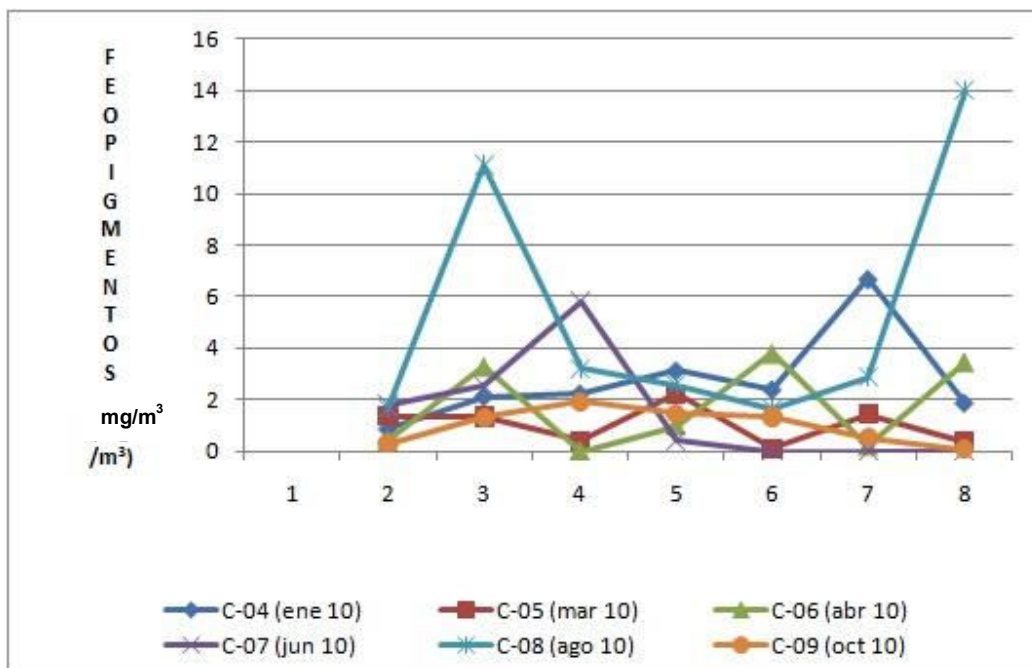


Figura 9.b. Distribución de la concentración de feopigmentos en el agua del área de estudio.

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 34 mg C/m³ (estación #7 en la C-07 de Junio de 2010) y los 6366 mg C/m³ (estación #6 en la C-04 de Enero de 2010) (**Figura 10**). En esta distribución anual de valores se puede observar que los niveles de MOP determinados resultarn particularmente levados en las campañas C-04 (enero de 2010), C-06 (abril de 2010) y C-08 (agosto de 2010)(**Figura 10**). 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., productividad primaria, 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-04, C-06 y C-08, 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.

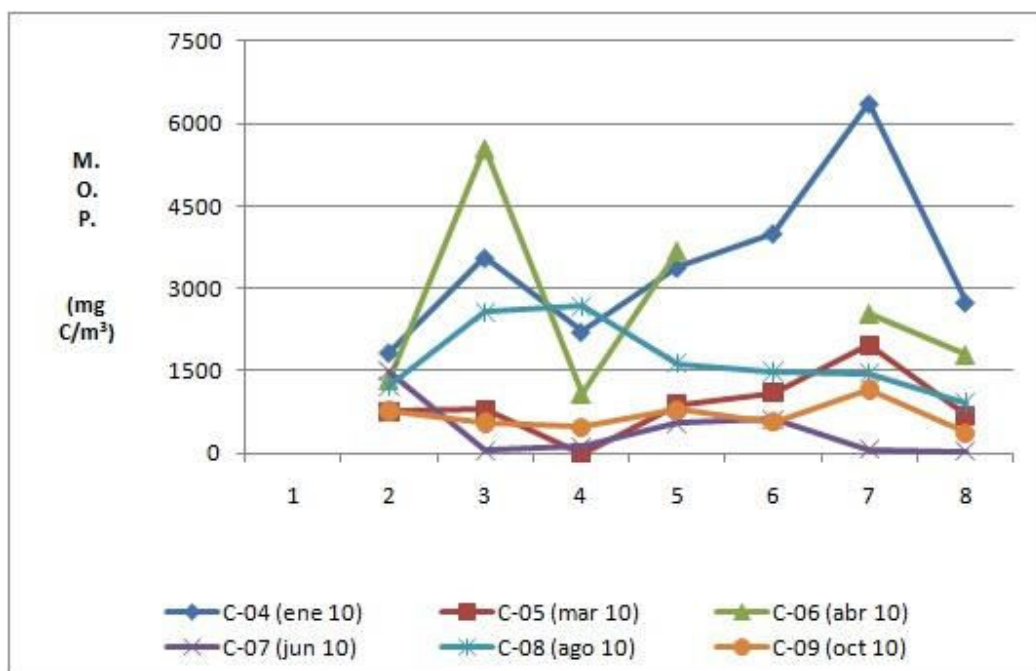


Figura 10. Distribución de la concentración de materia orgánica particulada (MOP) en el agua del área de estudio.

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).

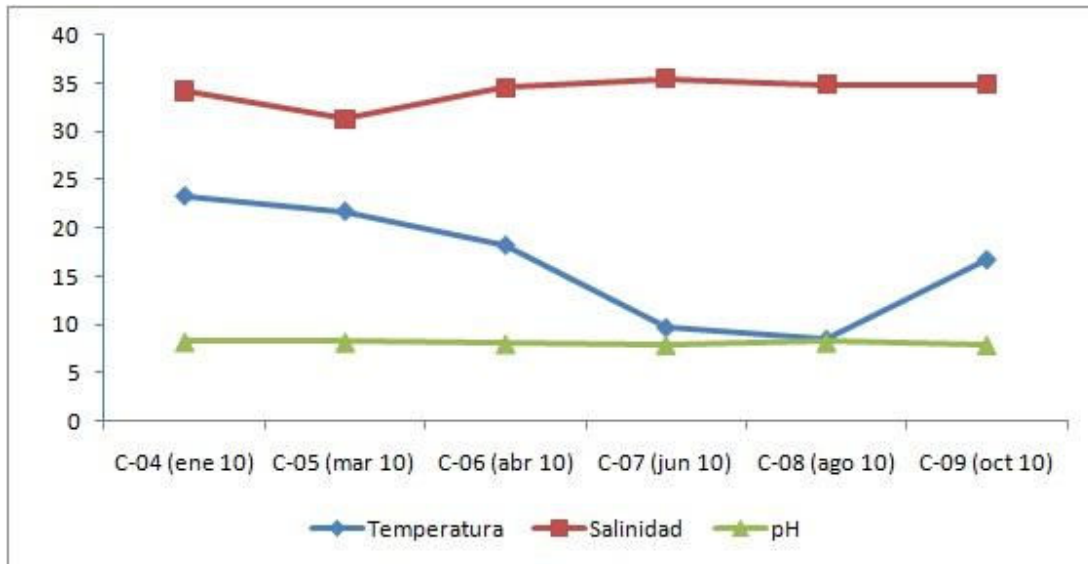


Figura 11.a. Distribución de temperatura (°C), salinidad (ups) y pH (upH) (valores promedio por campaña año 2010) en el agua del área de estudio.

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 fueron del mismo orden de magnitud que los informados históricamente.

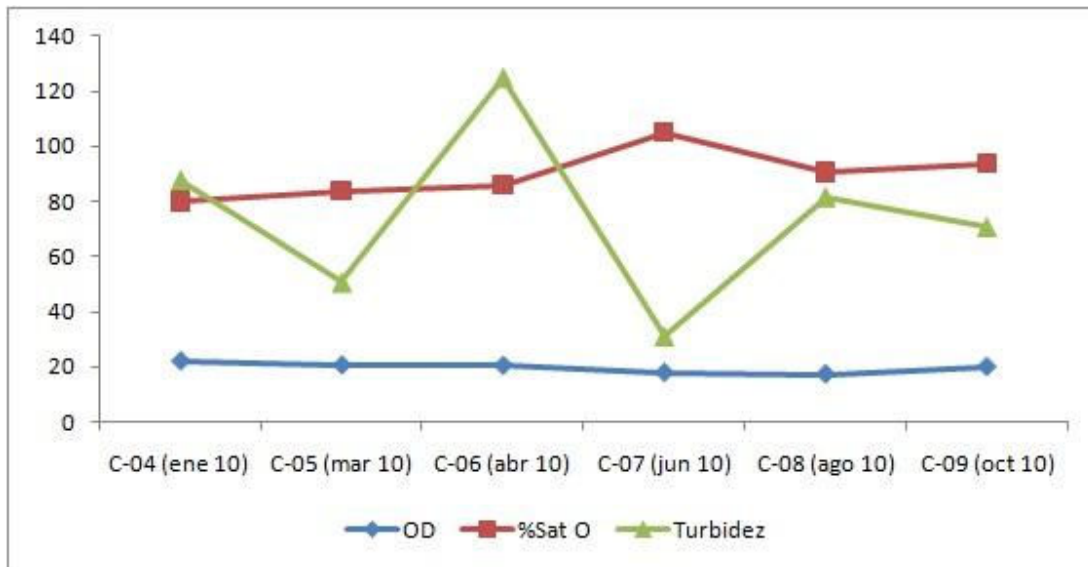


Figura 11.b. Distribución de oxígeno disuelto (mg/L), % de saturación de oxígeno (%) y turbidez (unt) (valores promedio por campaña año 2010) en el agua del área de estudio.

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 prácticamente similar a las históricas.
- (ix) El ciclo anual observado y su sincronía fueron completamente concordantes con las observaciones históricas.

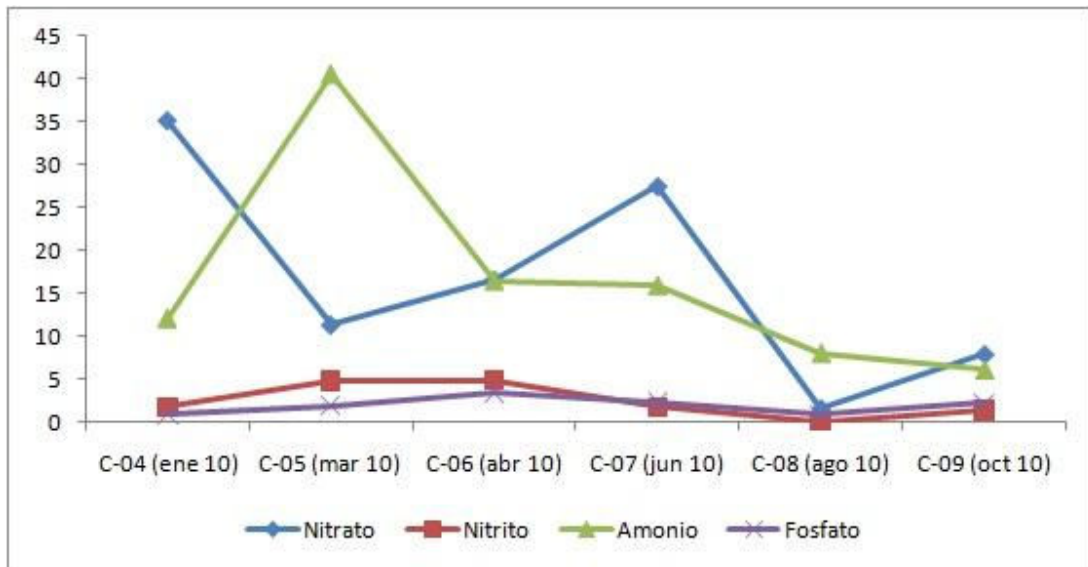


Figura 12.a. Distribución de nutrientes inorgánicos de N y P ($\mu\text{moles/L}$) (valores promedio por campaña año 2010) disueltos en el agua del área de estudio.

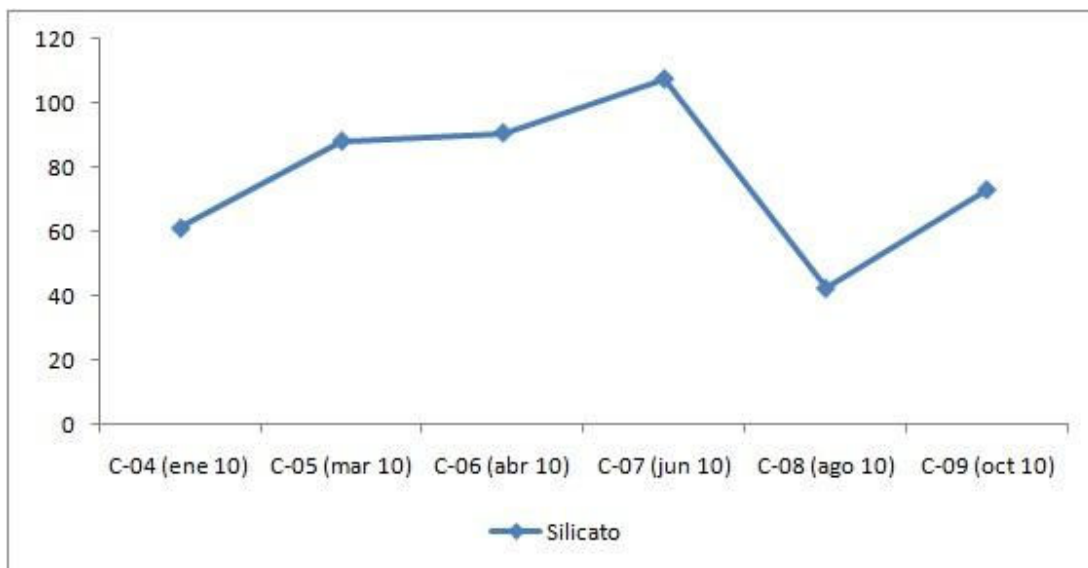


Figura 12.b. Distribución de silicato ($\mu\text{moles/L}$) (valores promedio por campaña año 2010) disuelto en el agua del área de estudio.

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) Sin embargo, la sincronía de los procesos de producción fue coincidente con la histórica, con el máximo nivel en invierno trdío / primavera temprana.
- (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.

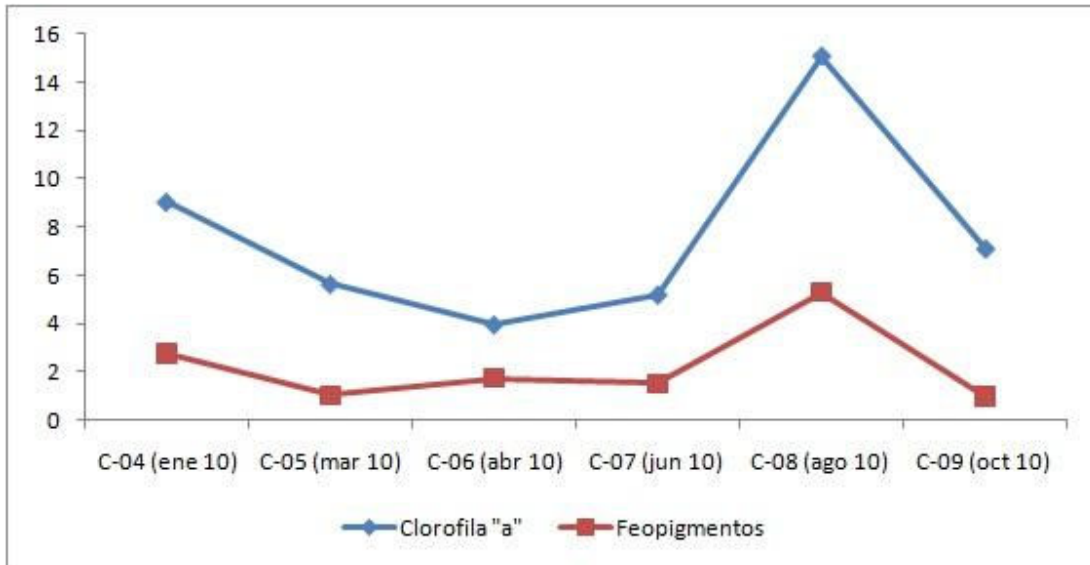


Figura 13.a. Distribución de clorofila a y feopigmentos (mg /m^3) (valores promedio por campaña año 2010) en el agua del área de estudio.

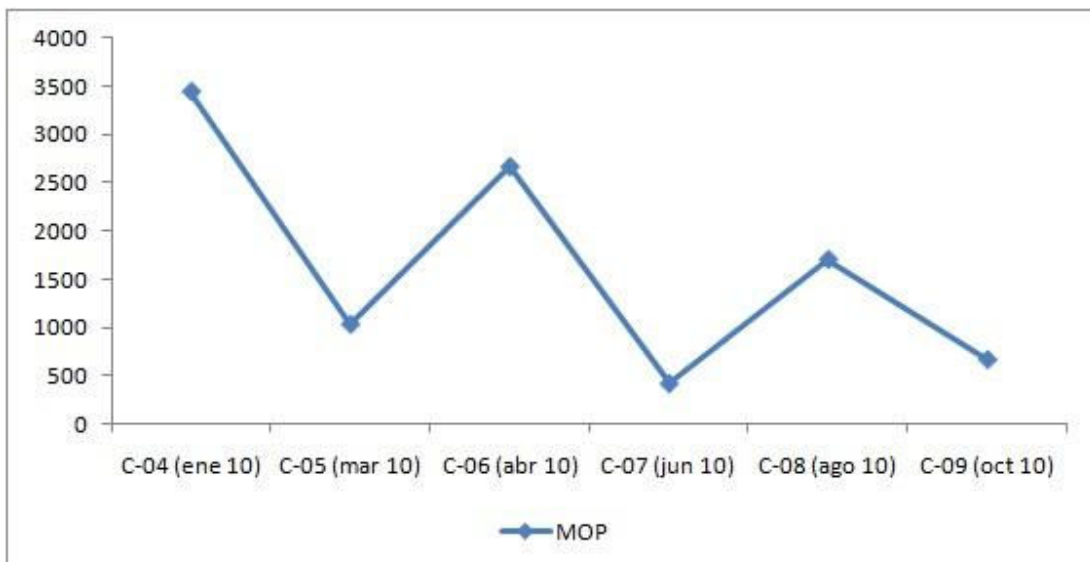


Figura 13.b. Distribución de materia orgánica particulada (mg C/m^3) (valores promedio por campaña año 2010) en el área de estudio.

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, Hg, Fe, Mn) 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*) y de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*), especies características 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 (Ocs) 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 cinco (5) de las seis (6) campañas realizadas (sólo no se registraron en la C-06 de abril de 2010) (**Figura 14.a**). En este sentido cabe mencionar que los valores medidos alcanzaron niveles de 1,11 µg/L (est #3 de la C-07 de junio de 2010), y con muchos valores próximos al límite de detección del método analítico empleado (**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.

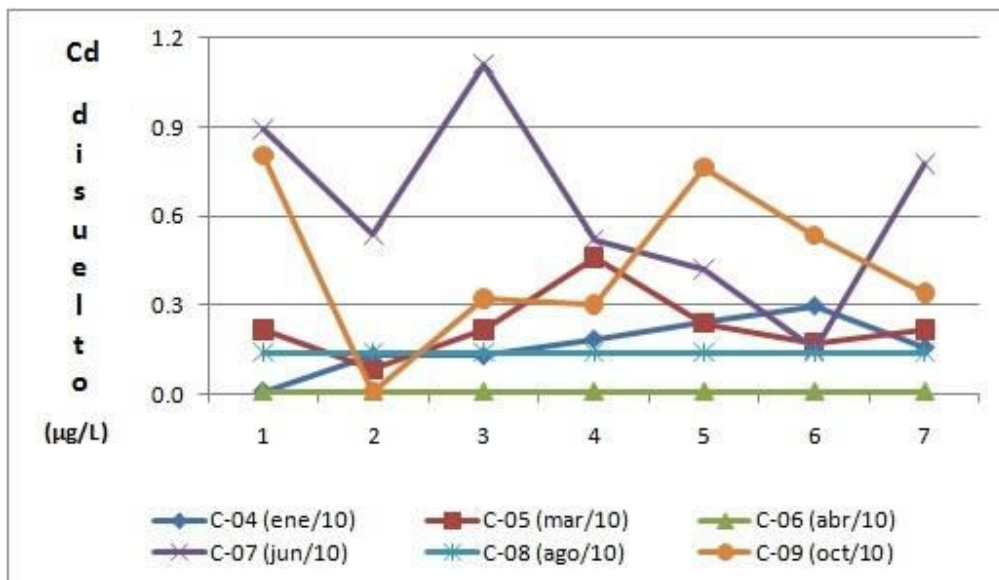


Figura 14.a: Distribución de cadmio disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por su parte, al analizar la presencia de cadmio en los sedimentos superficiales se observaron dos tendencias marcadamente diferentes. En algunas de las campañas evaluadas (C-04 de enero'11, C-05 de mar'11, y C-06 de abr'11), los valores determinados variaron entre los $0,65 - 1,79 \mu\text{g Cd/g}$, en peso seco, con concentraciones relativamente estables en los sedimentos de las estaciones analizadas (**Figura 14.b**). Por otro lado, en las otras tres campañas (C-07 de jun'11, C-08 de ago'11, y C-09 de oct'11) todos los valores de Cd en sedimentos fueron inferiores a los límites de detección del método analítico empleado (**Figura 14.b**).

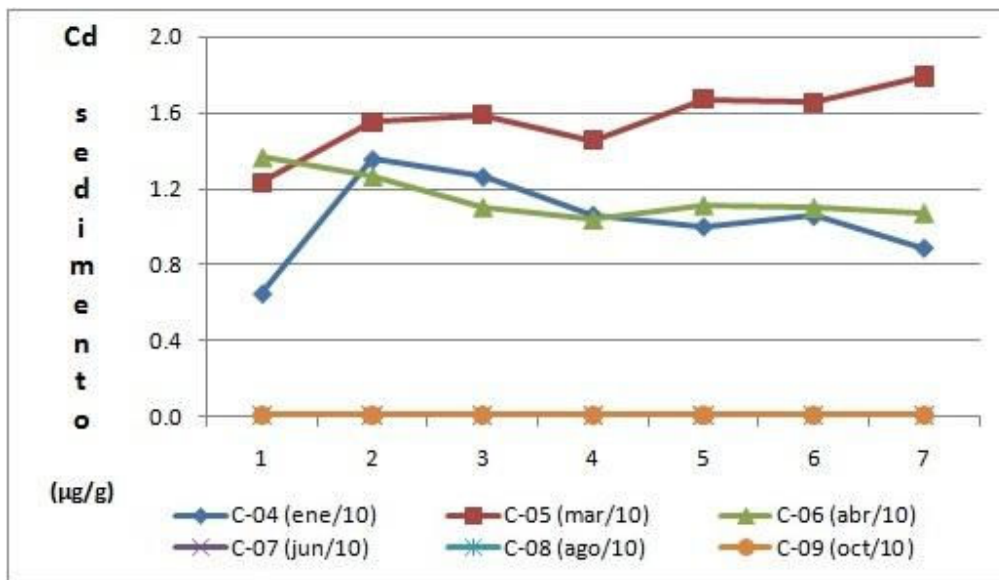


Figura 14.b: Distribución de cadmio ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

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 estos monitoreos se pudo observar frecuentes ingresos puntuales de cadmio disuelto al sistema, de una manera similar a la observada durante el período 2008, y mucho más frecuentes que en las etapas 1997 y 2000, en las cuales los valores determinados 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.

En términos de concentraciones medias anuales, es posible observar que los niveles cadmio disuelto en el sistema determinados durante 2010 resultaron mayores que los valores determinados en los programas anteriores (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010) (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, e incluso permiten sostener que en el último año este proceso se ha intensificado. Vale también reiterar que esto ya había sido informado en los correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

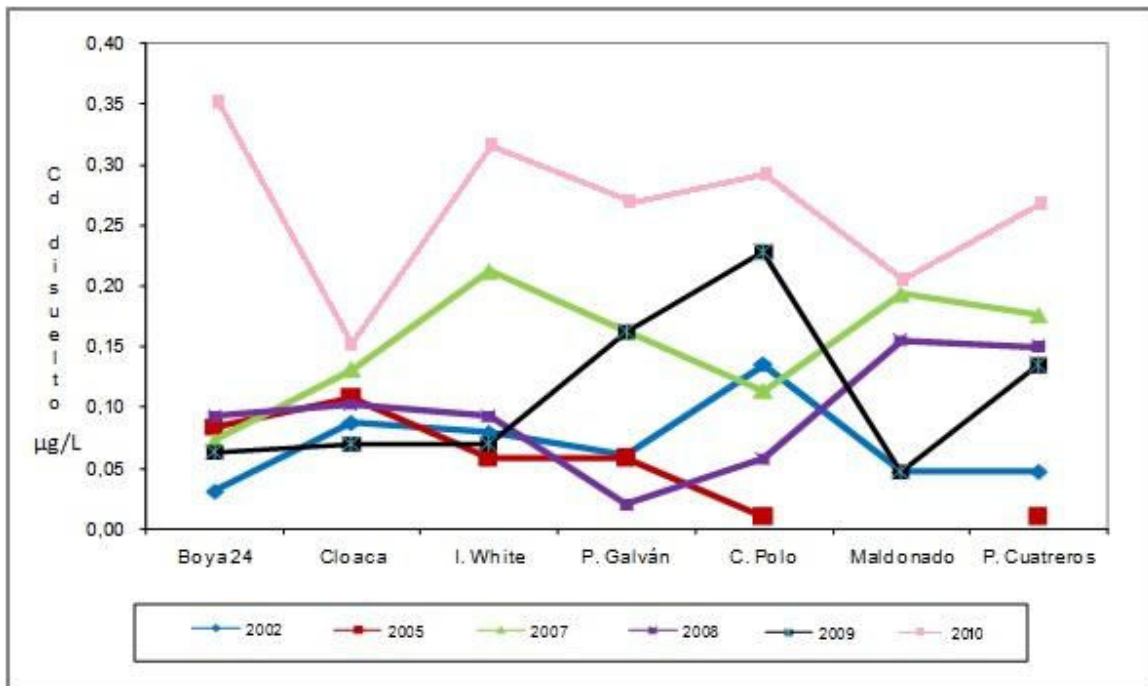


Figura 15.a: Distribución comparativa de Cd disuelto en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

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

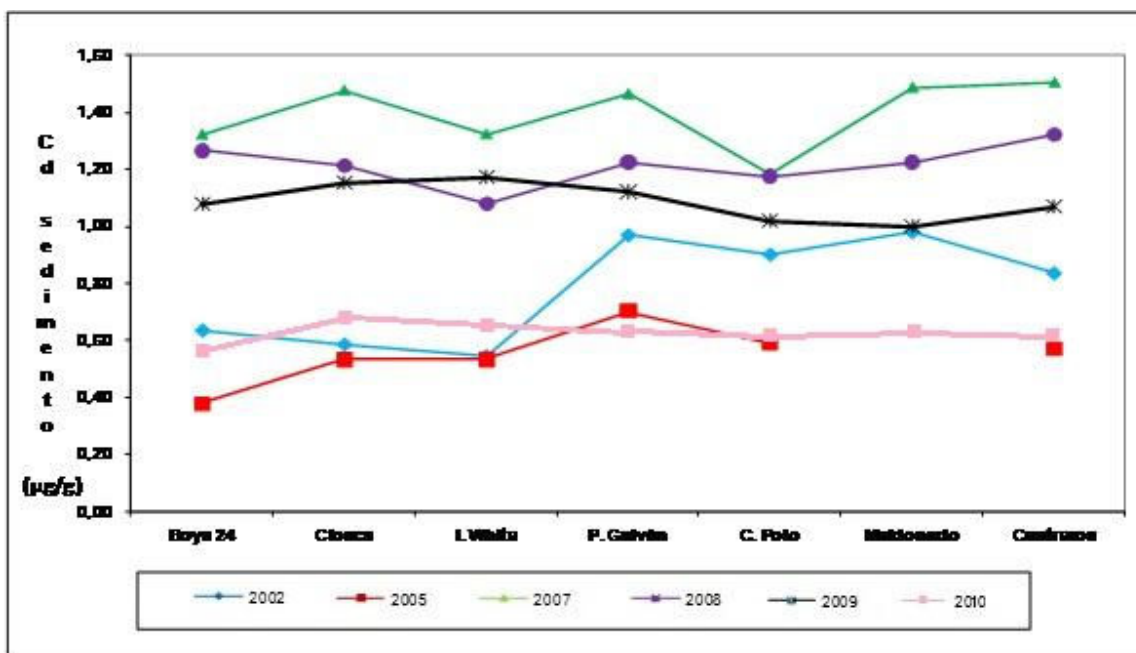


Figura 15.b: Distribución comparativa de Cd en sedimentos superficiales en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Cadmio en peces

Se determinaron los niveles de cadmio en dos especies de peces características del estuario: la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) y la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*).

Los valores de Cd determinados en los tejidos de los ejemplares de pescadilla común de Bahía Blanca presentaron una tendencia mucho más sostenida: los niveles de este metal en músculo estuvieron en todos los casos analizados por debajo del límite de detección del método analítico empleado, mientras que los de hígado variaron entre los 0,72 y 3,63 $\mu\text{g Cd/g}$, en peso húmedo (**Figura 16.a**). 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, 2009, 2010**), aunque los registrados en hígado son significativamente superiores, y merecen ser

estudiados más detenidamente, coincidentemente con lo informado en el período inmediatamente anterior (IADO, 2009, 2010).

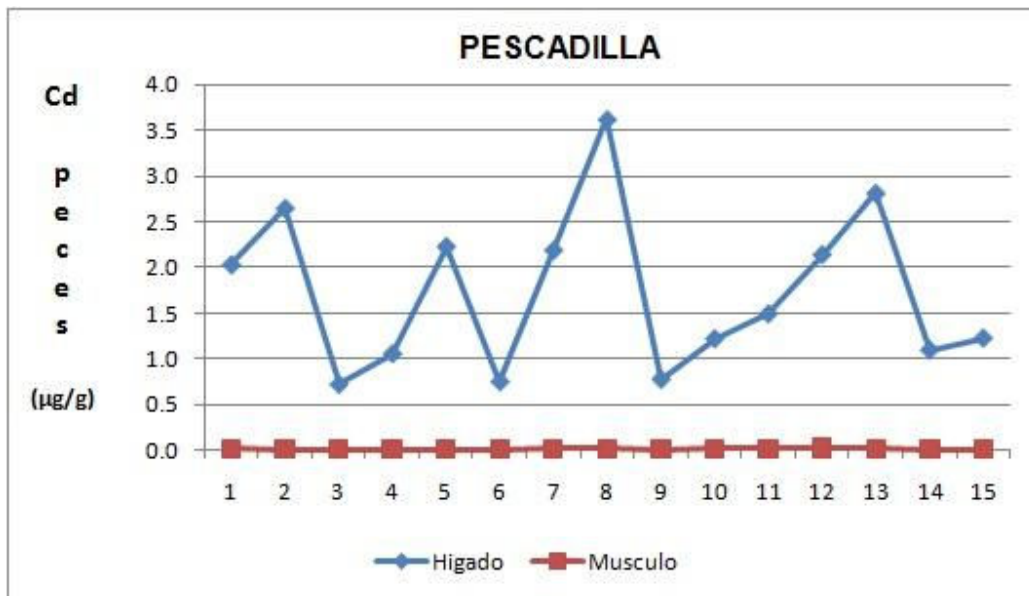


Figura 16.a: Distribución de cadmio en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

Por su parte en el análisis de cadmio en las muestras de corvina rubia también se observaron –en todos los casos– niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado en músculo, mientras que los de hígado variaron entre los 0.04 y 0.24 µg Cd/g, en peso húmedo (**Figura 16.b**).

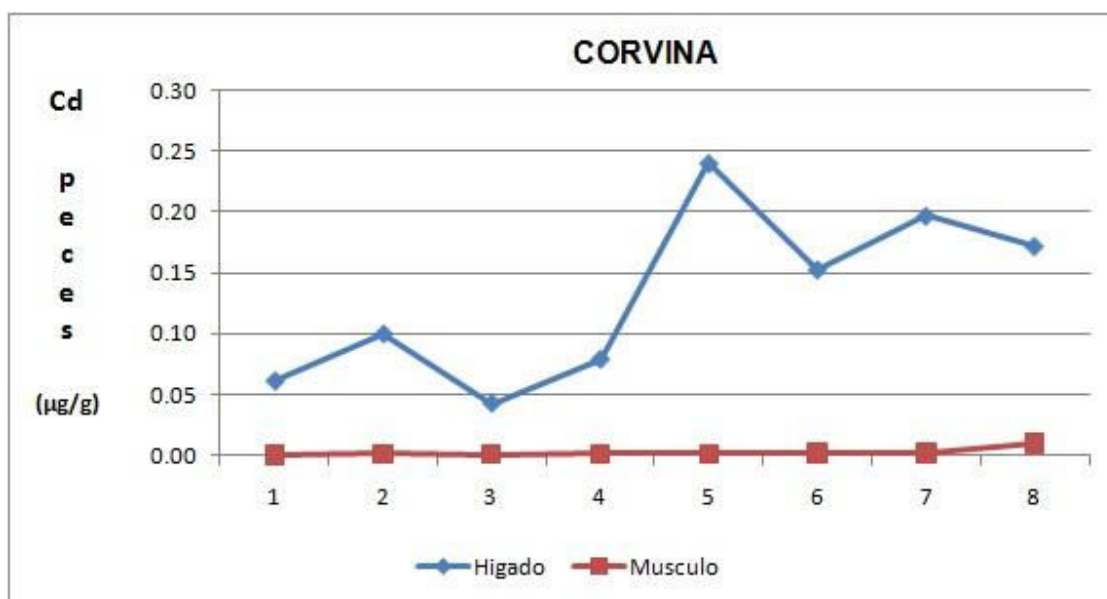


Figura 16.b: Distribución de cadmio en músculo e hígado de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del área bajo estudio.

En ambas especies se observaron tendencias similares en lo que respecta a la acumulación biológica de Cd en los tejidos estudiados. En el la caso de la pescadilla del estuario, la tendencia observada no permite sostener la existencia de una acumulación biológica de Cd en el músculo, aunque parece haber evidencia de la existencia de este proceso en el hígado de los ejemplares estudiados (**Figuras 17.a y 17.b**). Las mismas tendencias fueron identificadas para los tejidos de la corvina rubia, y el comentario previo también vale para este caso (**Figuras 18.a y 18.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. En el Informe del período inmediatamente anterior (**IADO, 2009, 2010**) se reportó que era la primera vez que se registraba acumulación biológica de Cd en un tejido de peces en el estuario, situación que se reitera en el presente Informe. Esta situación indica claramente que este tema merece ser considerado con más profundidad, y vale la pena realizar un estudio pormenorizado que permita identificar los correspondientes mecanismos de acumulación y su potencial alcance biológico.

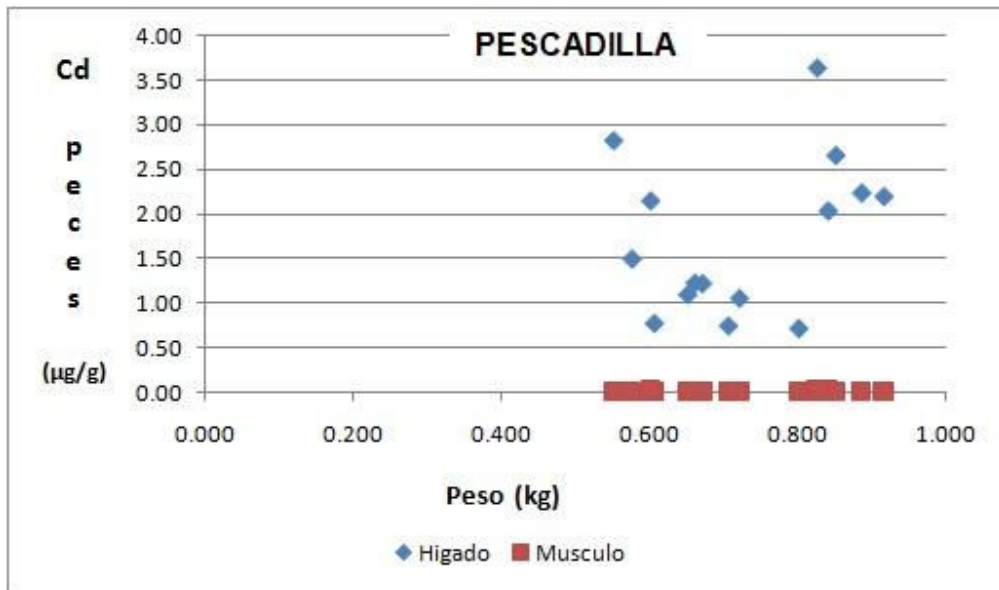


Figura 17.a: Análisis del proceso de bioacumulación de cadmio (concentración vs peso) en tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

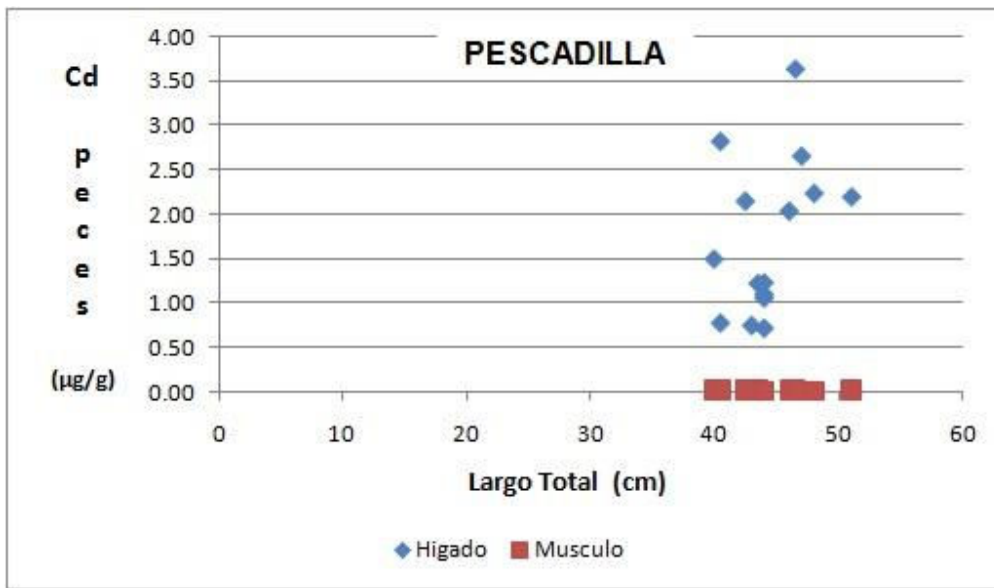


Figura 17.b : Análisis del proceso de bioacumulación de cadmio (concentración vs largo total) en tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

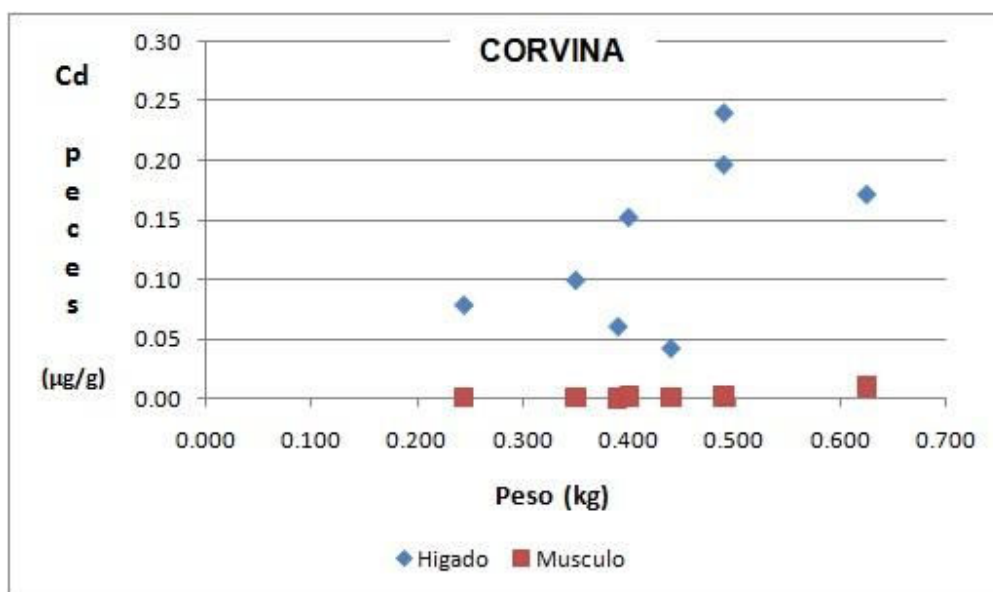


Figura 18.a: Análisis del proceso de bioacumulación de cadmio (concentración vs peso) en tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

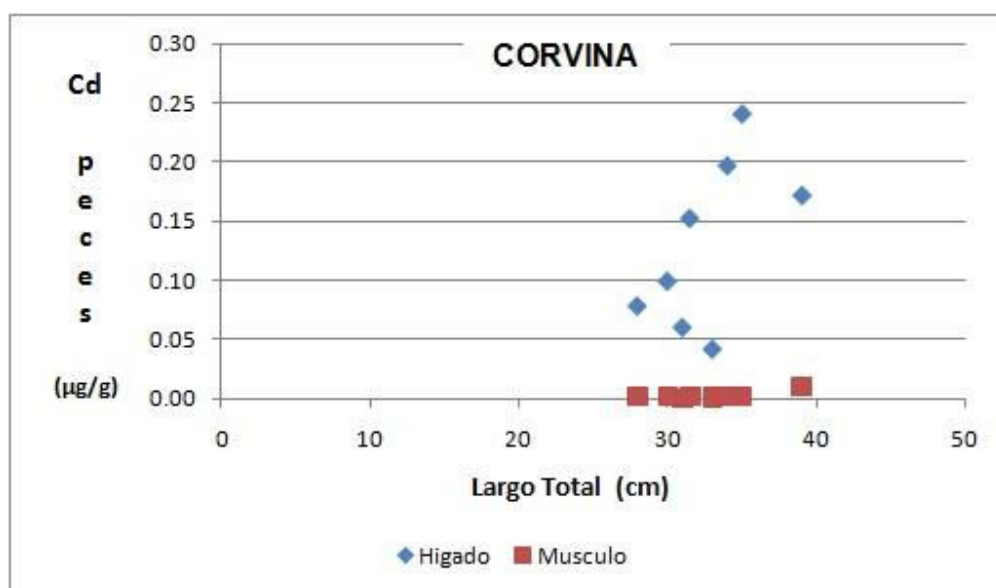


Figura 18.b : Análisis del proceso de bioacumulación de cadmio (concentración vs largo total) en tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

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) (Tablas 1.a y 1.b).

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 1.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 1.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)

=====

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 4 (cuatro) de las 6 (seis) campañas realizadas (con las excepciones de las C-06 de abril/10 y C-08 de agosto/10, en las que todos los valores estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado), alcanzando niveles de hasta 3,31 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 19.a**). La distribución observada indicó niveles variables 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 concluir 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.).

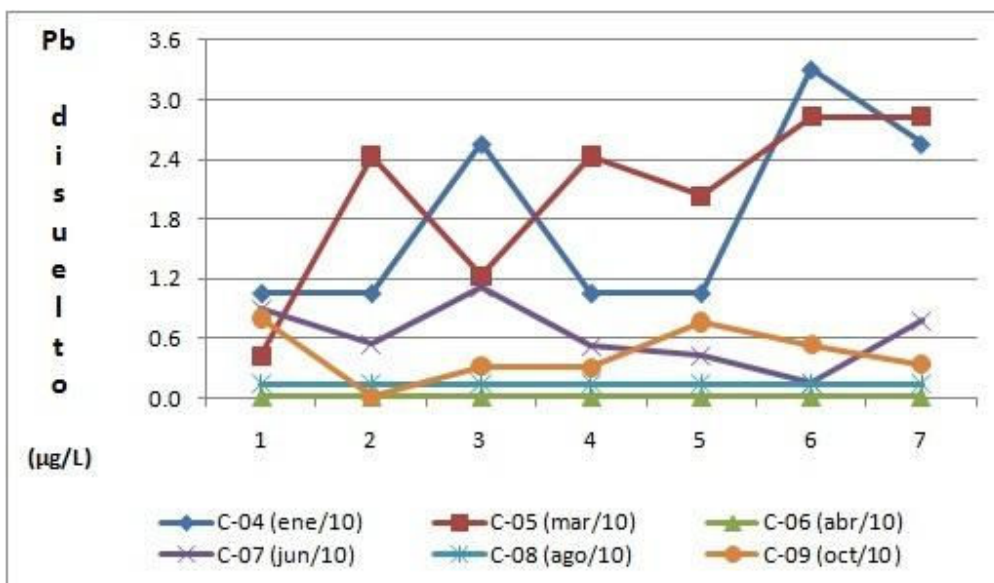


Figura 19.a: Distribución de plomo disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

En los sedimentos superficiales estudiados en este período se determinaron valores de plomo que oscilaron entre los 2,50 y 18,70 $\mu\text{g Pb/g}$, en peso seco (**Figura 19.b**), medidos en las C-08 (Ago/10) y C-04 (Ene/10) 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 19.b**).

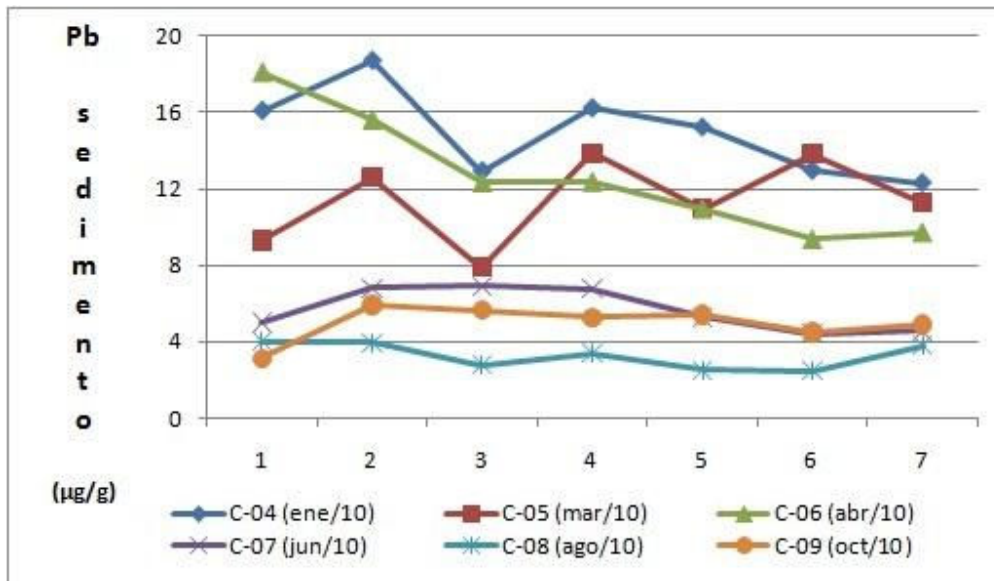


Figura 19.b: Distribución de plomo ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

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 valores significativamente menores que los registrados en monitoreos previos (IADO, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010). En este sentido vale la pena destacar que los valores de Pb disuelto determinados durante 2010 sólo superaron a los del 2002, resultando inferiores a los de todos los otros años monitoreados (Figura 20.a).

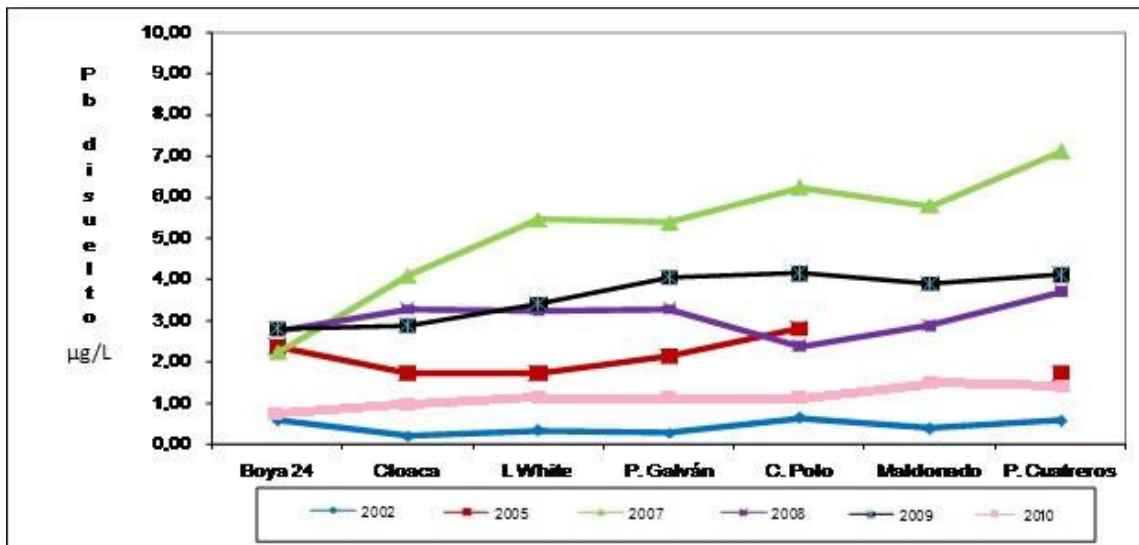


Figura 20.a: Distribución comparativa de Pb disuelto en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

La **Figura 20.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 (enero-octubre 2010). En tal sentido, y en término de concentraciones medias anuales, es posible observar que los niveles de plomo disuelto en el sistema son inferiores con respecto a los valores determinados en los programas de 2005, 2007, 2008 y 2009, y superiores a los determinados en 2002. 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, y que en este último período ha disminuido.

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 2,50 y 18,70 µg Pb/g) (**Figura 20.b**) fueron -en promedio- las más bajas registradas en la base histórica del Programa de Monitoreo, en la que los niveles determinados llegaron hasta los 27 µg/g -peso seco- (**IADO, 1997**) y a los 21 µg/g (**IADO, 2000**). Los datos del período que aquí se informa resultaron ser también inferiores que los

registrados en el período 2006/07, que llegaron hasta los 31,07; 34,80 y 42,71 $\mu\text{g Pb/g}$ respectivamente (IADO, 2008).

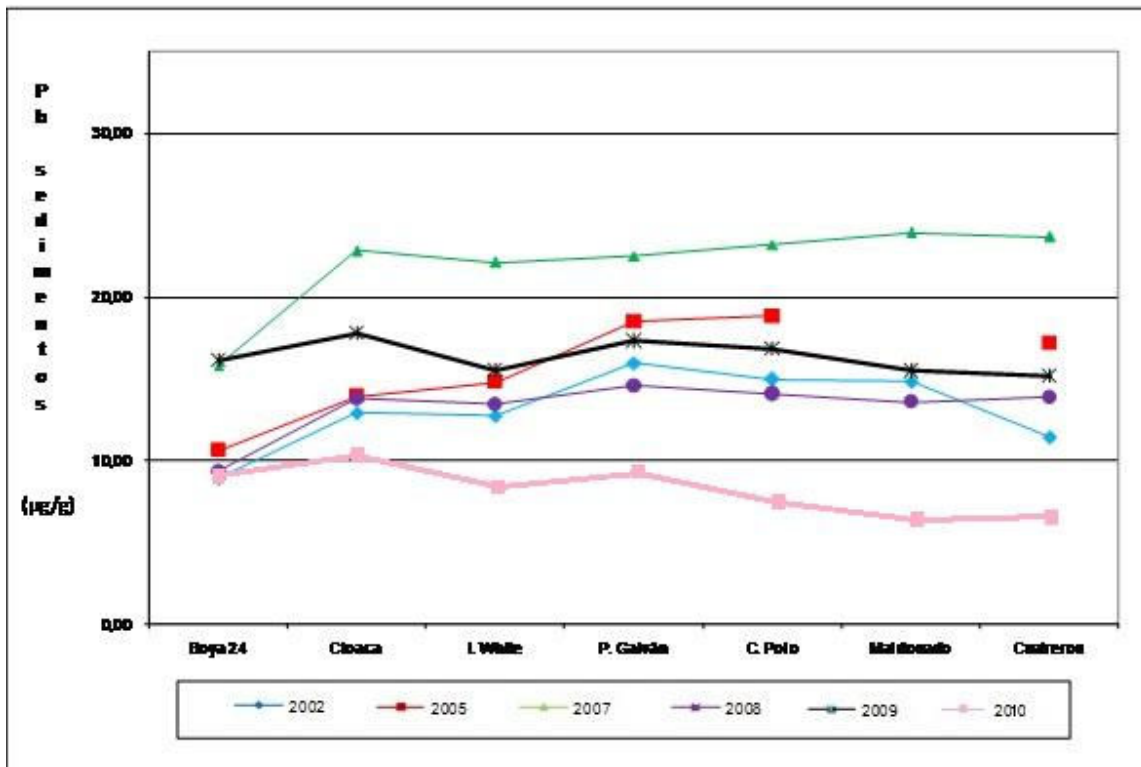


Figura 20.b: Distribución comparativa de Pb en sedimentos superficiales en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Además, en la **Figura 20.b** se presenta un análisis similar para el Pb en sedimentos de la región bajo estudio. En este caso se observa una significativa disminución en la distribución de los presentes niveles de Pb con respecto a los determinados en las fases previas del Programa de Monitoreo, con valores claramente inferiores (**Figura 20.b**). 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, o aún un predominio de la removilización de este metal en el sedimento, lo que resultaría en un decremento en sus niveles.

Plomo en peces

Los valores de Pb determinados en los tejidos de pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca presentaron una tendencia claramente definida para este período: los niveles de este metal analizados músculo comestible estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado, excepto un valor de 0,029 $\mu\text{g Pb/g}$, mientras que en hígado se detectaron solo dos valores de 0,085 y 0,095 $\mu\text{g Pb/g}$, en peso húmedo, y los restantes estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (**Figura 21.a**). Los valores determinados en este estudio son similares a los informados en las últimas etapas de este Programa de Monitoreo (IADO, 2009, 2010), y tal como se reportó en esos informes, significativamente superiores que los antecedentes históricos que existen para esta especie en el estuario de Bahía Blanca (IADO, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008).

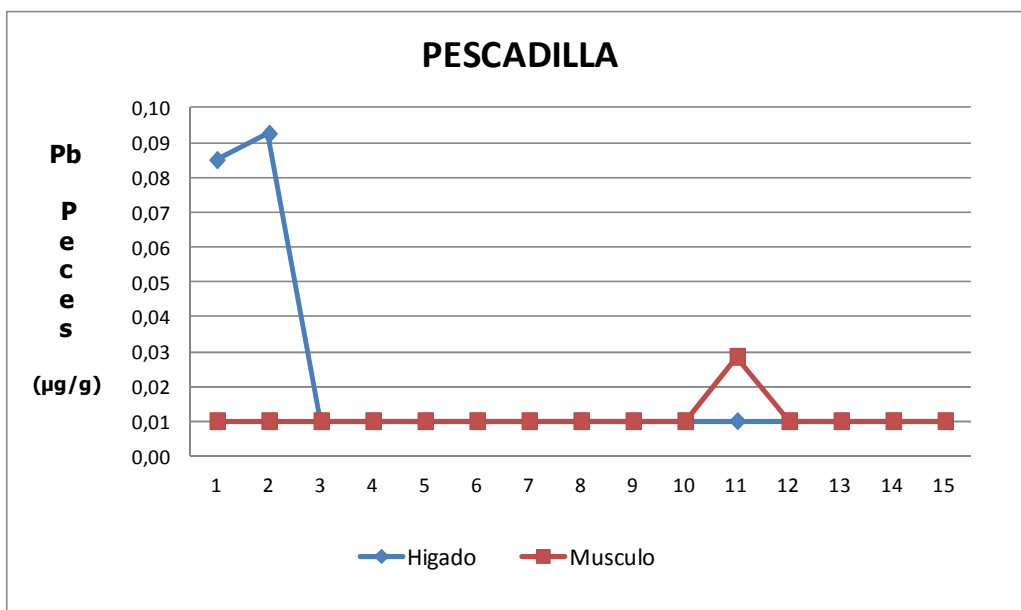


Figura 21.a : Distribución de plomo en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

Por su parte en el análisis de plomo en las muestras de corvina rubia se observaron –en todos los casos– niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado tanto en músculo como en hígado (**Figura 21.b**).

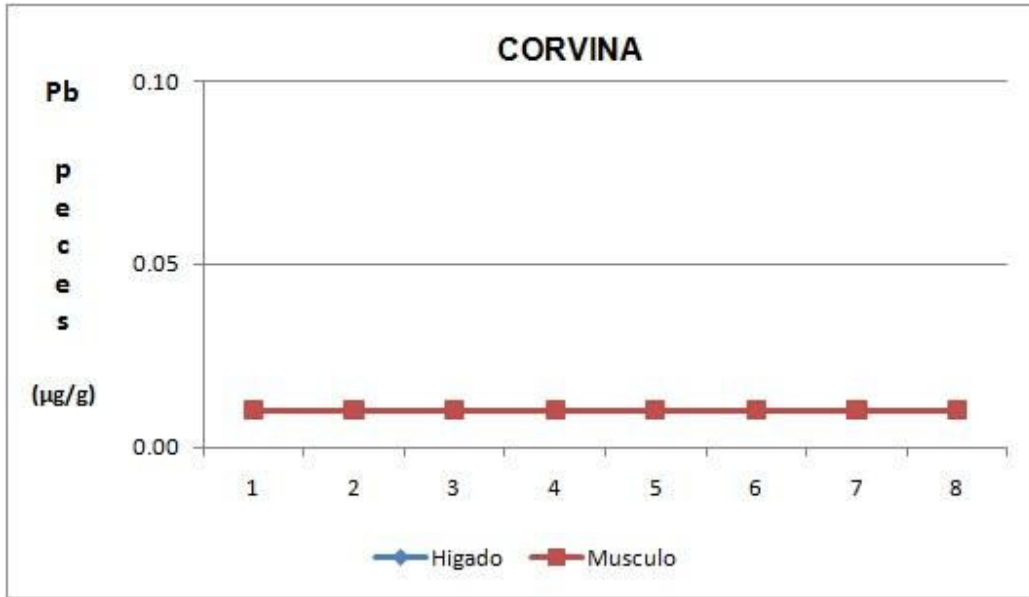


Figura 21.a: Distribución de plomo en músculo e hígado de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del área bajo estudio.

Por otro lado, las tendencia de distribución de datos observada no permite sostener la existencia de acumulación biológica de Pb en ninguno de los tejidos analizados de ambas especies estuario (**Figuras 22.a y 22.b ; 23.a y 23.b**).

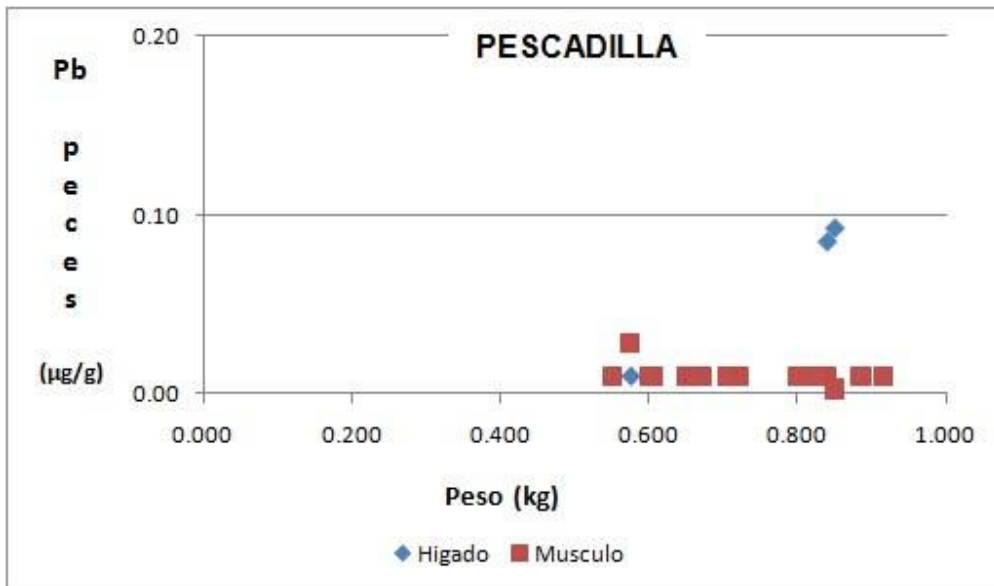


Figura 22.a: Análisis del proceso de bioacumulación de plomo en músculo e hígado (concentración vs peso) de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

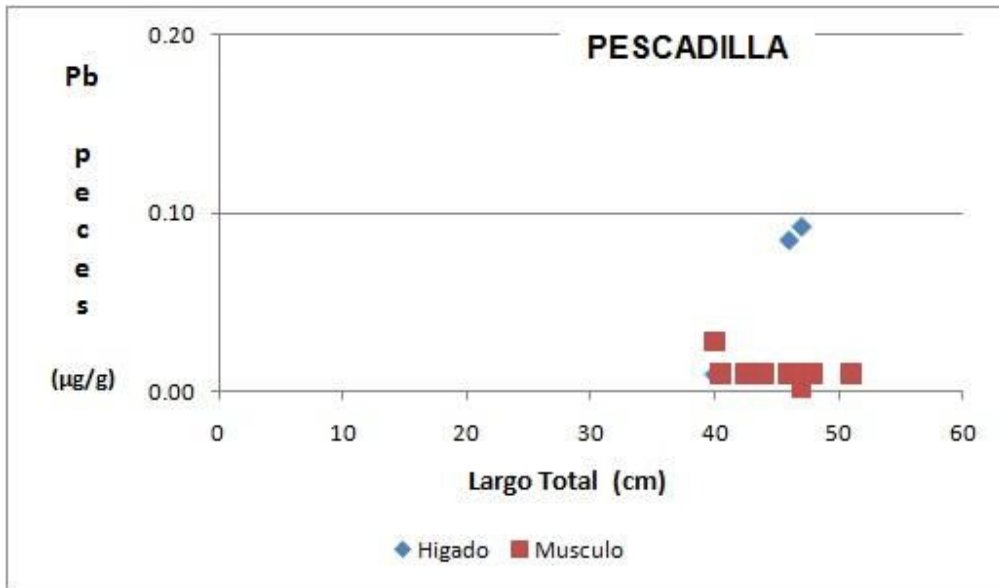


Figura 22.b: Análisis del proceso de bioacumulación de plomo en músculo e hígado (concentración vs largo total) de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

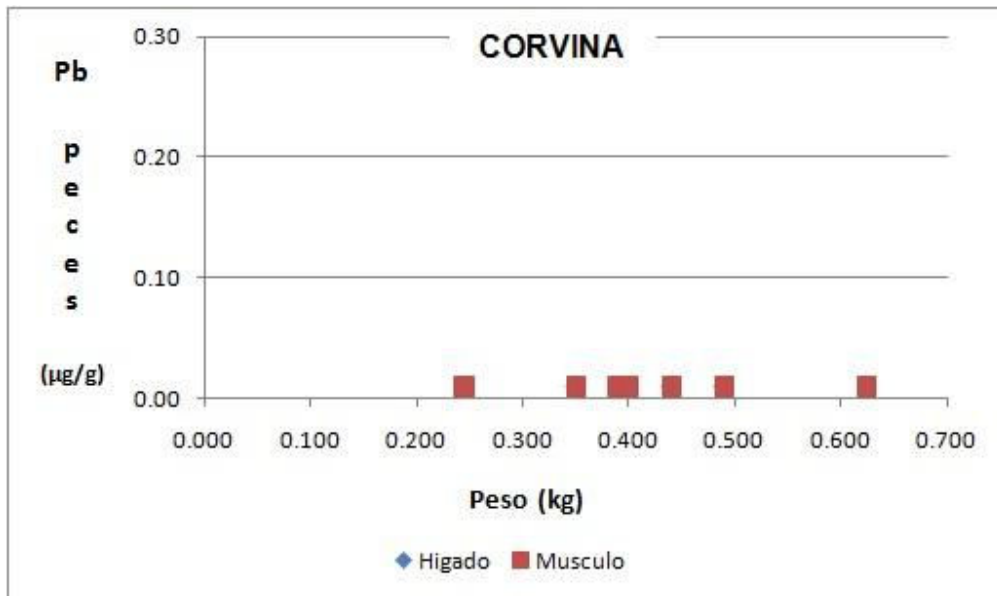


Figura 23.a: Análisis del proceso de bioacumulación de plomo en músculo e hígado (concentración vs peso) de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

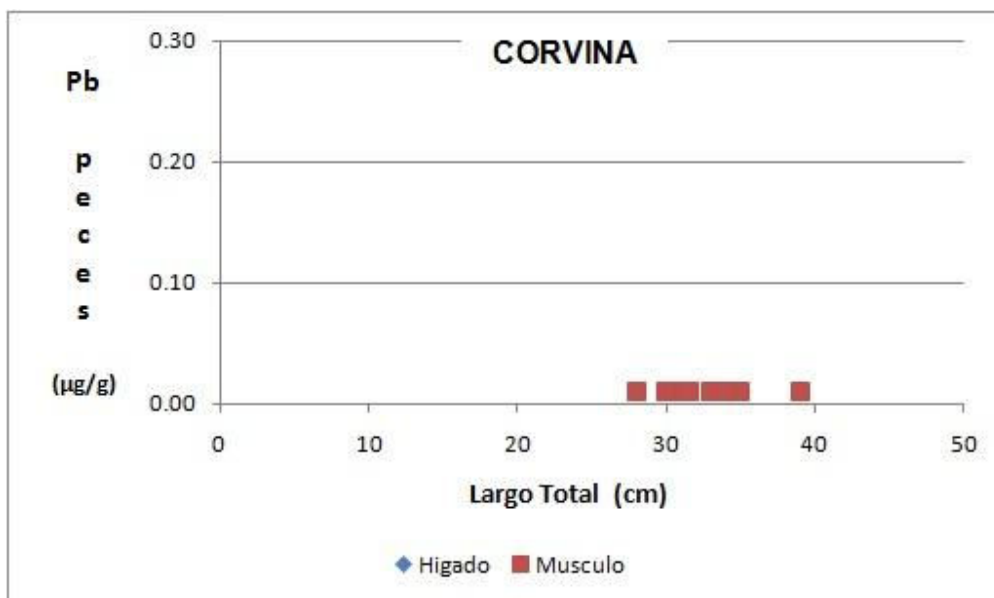


Figura 23.b: Análisis del proceso de bioacumulación de plomo en músculo e hígado (concentración vs largo total) de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

Los valores de plomo determinados en todas las muestras de músculo comestible de las especies evaluadas fueron inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (Tablas 1.a y 1.b).

=====

2.1.3. Cobre

En el caso del cobre también fue registrado tanto en forma disuelta como en los sedimentos superficiales del sistema evaluado en todas las campañas realizadas durante este período. Las concentraciones de *cobre disuelto* que se midieron en el período “enero-octubre de 2010” oscilaron entre los 1,05 y 16,15 µg Cu/L, con una tendencia sostenida a lo largo del período estudiado (Figura 24.a). En este caso la distribución de cobre disuelto fue homogénea, sin una variabilidad significativa y con un rango de valres que isciló entre los 1,05 y los 4,16 µg Cu/L para la mayor parte de las estaciones muestreadas durante el

desarroll del Programa en este período. Sin embargo, también se registraron dos (2) puntos críticos a lo largo de la grilla muestreada: el valor determinado en la Est.#1 de la C-07 de jun/11 (8,66 $\mu\text{g Cu/L}$), y el de la Est.#7 de la misma campaña (16,15 $\mu\text{g Cu/L}$), los que generaron una dispersión significativa de los valores y un cambio significativo en los correspondientes valores medios anuales (**Figura 24.a**). 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 pueden generar una distribución global homogénea de cobre disuelto, tal y como la observada en el sistema durante este período (**Figura 24.a**).

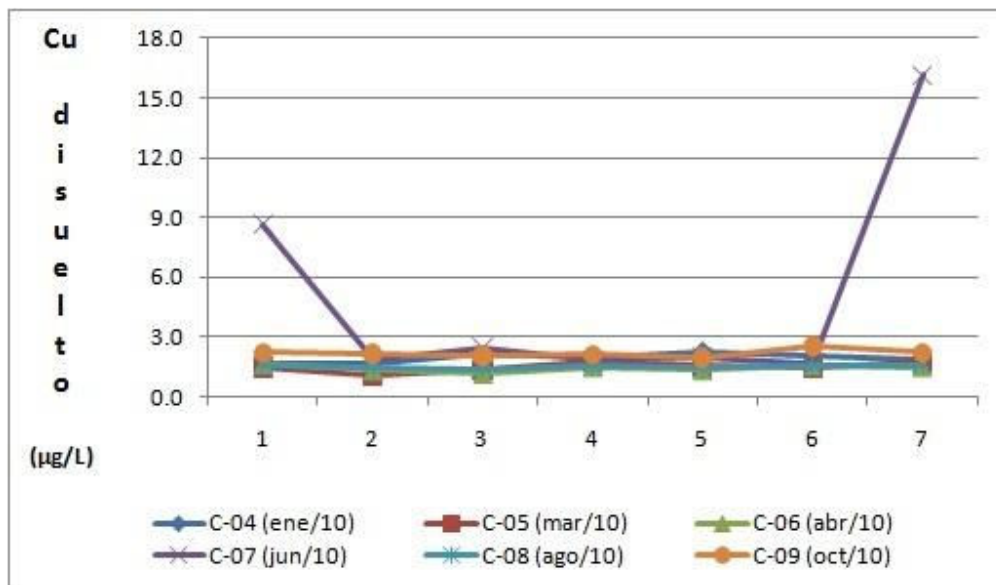


Figura 24.a: Distribución de cobre disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por otro lado, en los sedimentos del estuario y durante este período de estudio se registraron concentraciones de cobre que variaron entre los 6,09 y 25,30 $\mu\text{g Cu/g}$, en peso seco (**Figura 24.b**).

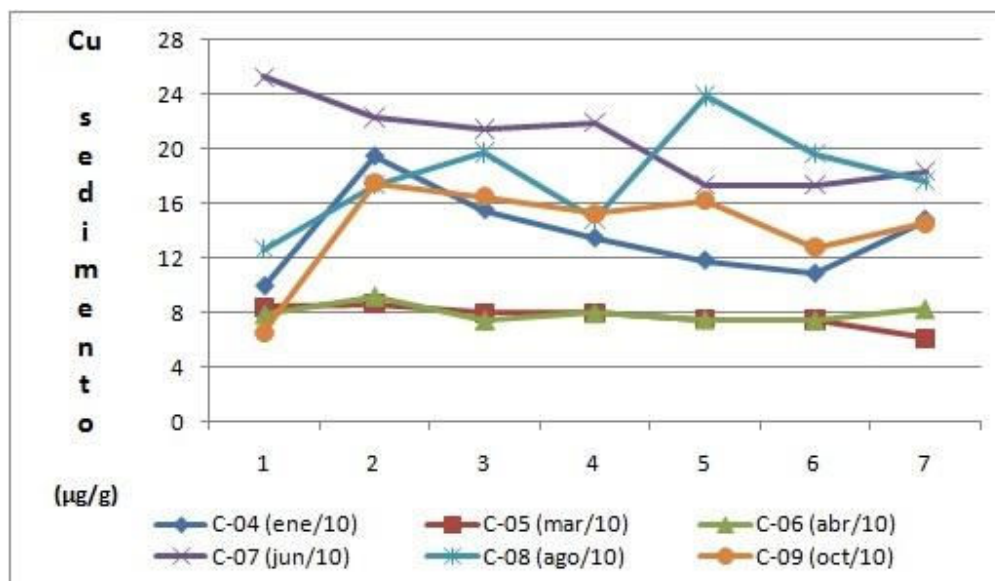


Figura 24.b: Distribución de cobre ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Los valores de Cu disuelto en este período de monitoreo fueron 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, 2009**), aunque indicando que los valores extremos registrados en el presente período superaron significativamente todos los anteriores.

Análogamente, las concentraciones de Cu en sedimentos fueron del mismo orden de magnitud o ligeramente superiores a los informados en las fases previas de este programa de monitoreo (**IADO, 2002, 2004, 2006, 2008 y 2009**), aunque en algunos casos los valores superaron significativamente a los previamente reportados.

Además, la **Figura 25.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 ligeramente superiores en el presente período con respecto a los valores determinados en los programas de 2002, 2005, 2007, 2008 y 2009, aunque las diferencias registradas no fueron significativas ($p < 0,01$) en ningún caso (**Figura 25.a**). Por otro lado, y a pesar de esta

diferencia en la magnitud de los valores determinados, la tendencia de distribución de los valores de Cu disuelto coincide claramente con la de los períodos anteriores. 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.

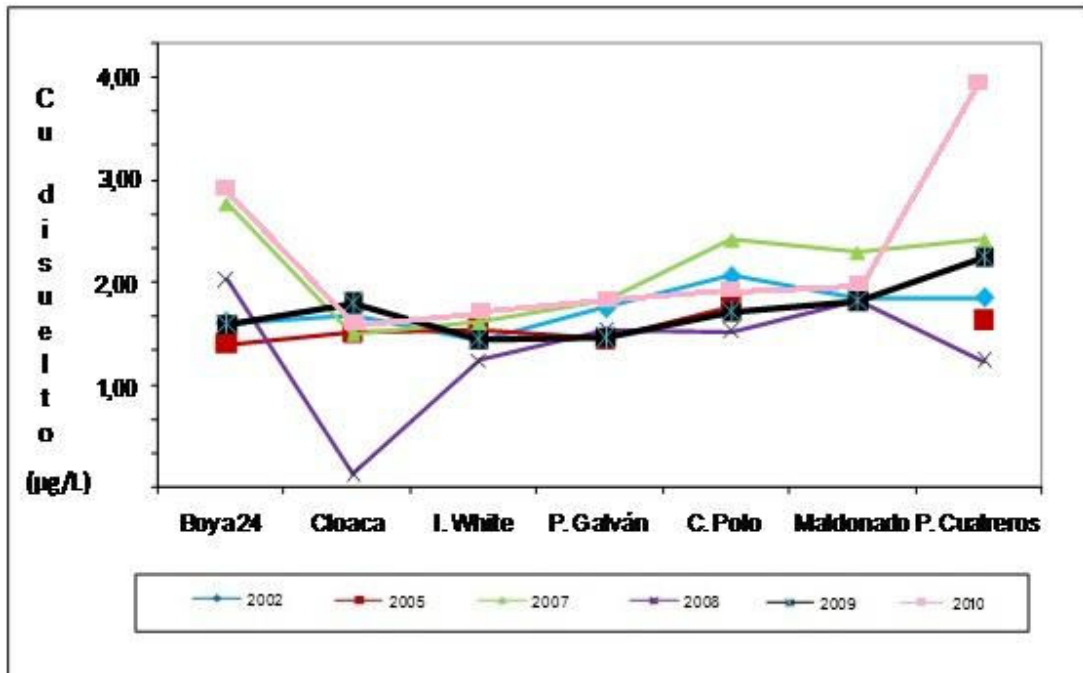


Figura 25.a: Distribución comparativa de Cu disuelto en el agua del estuario en los últimos programas de monitoreo de Bahía Blanca.

Además, en la **Figura 25.b** se presenta un análisis similar para el Cu en sedimentos de la región bajo estudio. En este caso se observa que la tendencia de distribución de valores se sostiene claramente a lo largo del tiempo, y además que los valores determinados en el presente período fueron los más altos desde que se inició el Programa de Monitoreo, superando a los de todas las etapas anteriores (**IADO, 2002, 2004, 2006, 2008, 2009, 2010**), aún cuando las diferencias determinadas no son significativas ($p < 0,01$). Esto nos permite sostener que este metal se mantiene acumulado en los sedimentos de la zona interna del estuario.

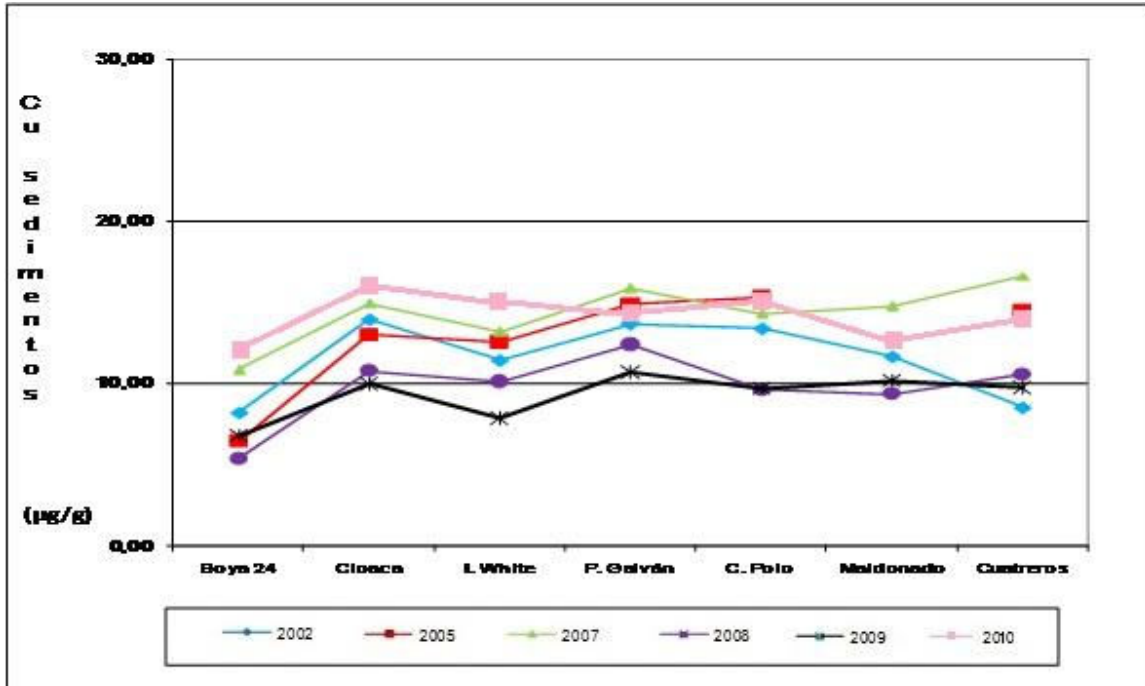


Figura 25.b: Distribución comparativa de Cu en sedimentos superficiales en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Cobre en peces

Los valores de Cu determinados en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca presentaron una tendencia sostenida: en todos los casos los niveles de este metal en músculo estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (**Figura 26.a**). Por su parte los valores de Cu registrados en las muestras de hígado de los ejemplares de esta especie variaron entre los 0,23 y 212,50 µg Cu/g, en peso húmedo (**Figura 26.a**). Aquí es importante destacar que los contenidos de Cu de las muestras de hígado variaron entre los 0,23 y 57,00 µg Cu/g, en peso húmedo, con una sola muestra que excede estos niveles (212,50 µg Cu/g, en peso húmedo) (**Figura 26.a**). Los valores de Cu 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, 2009).

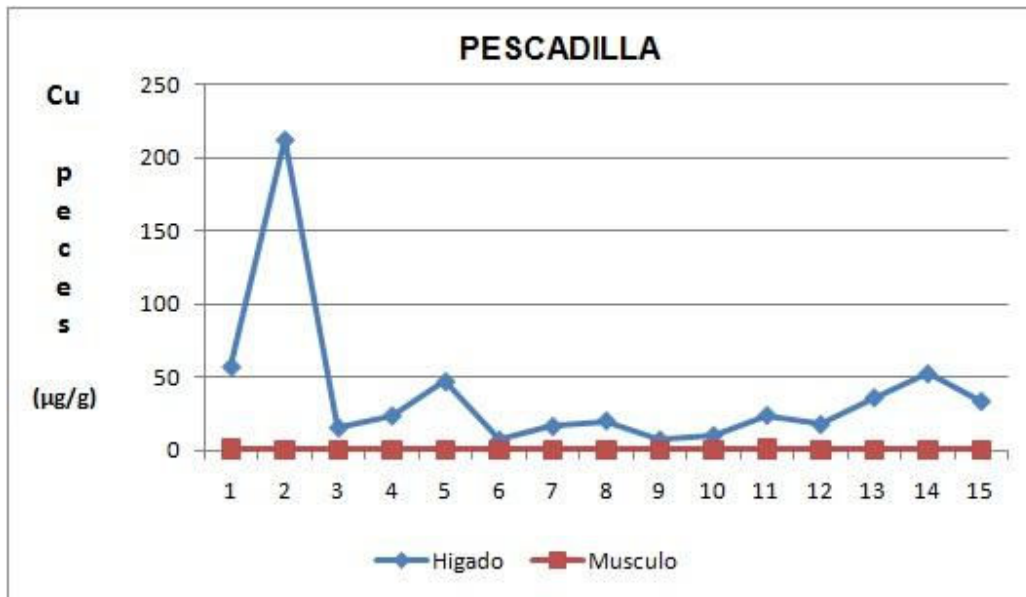


Figura 26.a : Distribución de cobre en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

Por su parte en el análisis de cobre en las muestras de músculo de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) se observaron –en la mayoría de los casos– niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado, y cuando presentaron niveles detectables, variaron entre los 0,12 y 0,43 µg Cu/g, en peso húmedo (**Figura 26.b**). Simultáneamente los valores de Cu en el hígado de los ejemplares analizados de esta especie variaron entre los 4,42 y 13,17 µg Cu/g, en peso húmedo (**Figura 26.b**).

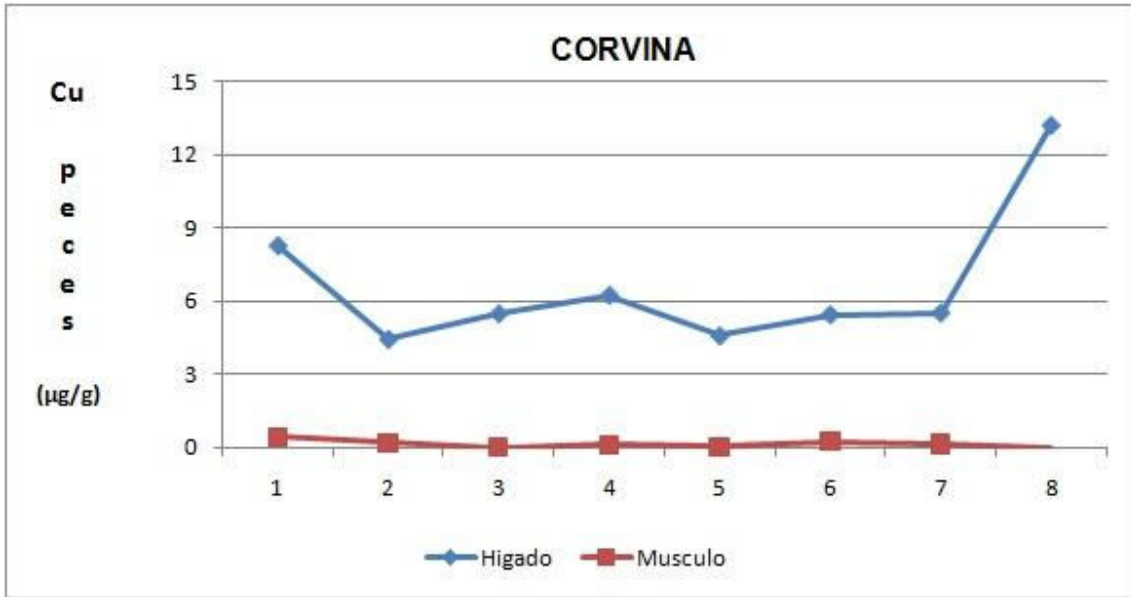


Figura 26.b: Distribución de cobre en músculo e hígado de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del área bajo estudio.

La tendencia de distribución de Cu en función a variables morfométricas observada no permite sostener la existencia de una acumulación biológica de este metal en el músculo de la pescadilla del estuario (**Figuras 27.a y 27.b**). Sin embargo, al analizar los datos obtenidos se puede identificar la existencia de un incipiente proceso de bioacumulación de cobre en el hígado de los ejemplares estudiados (**Figuras 27.a y 27.b**).

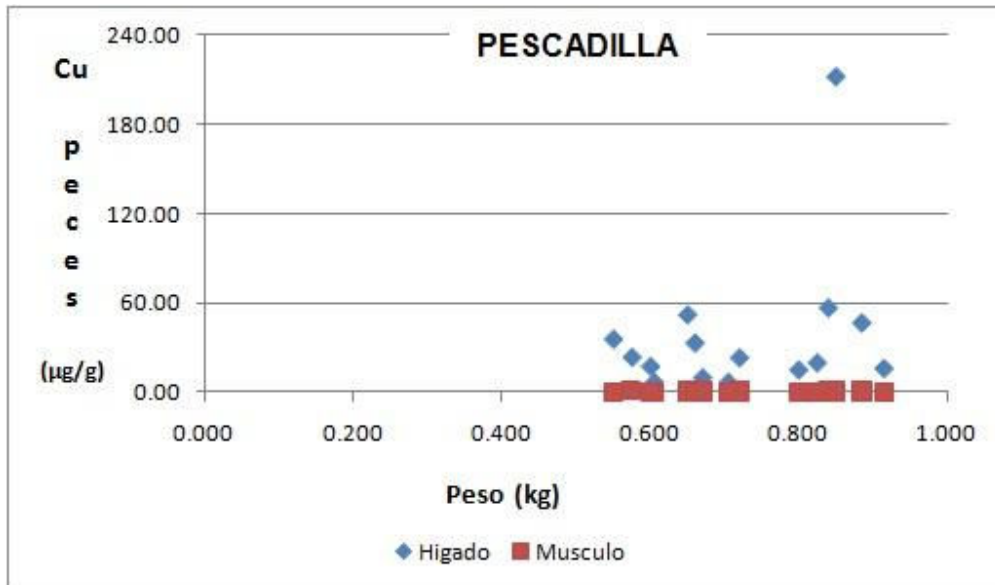


Figura 27.a: Análisis del proceso de bioacumulación de cobre (concentración vs peso) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

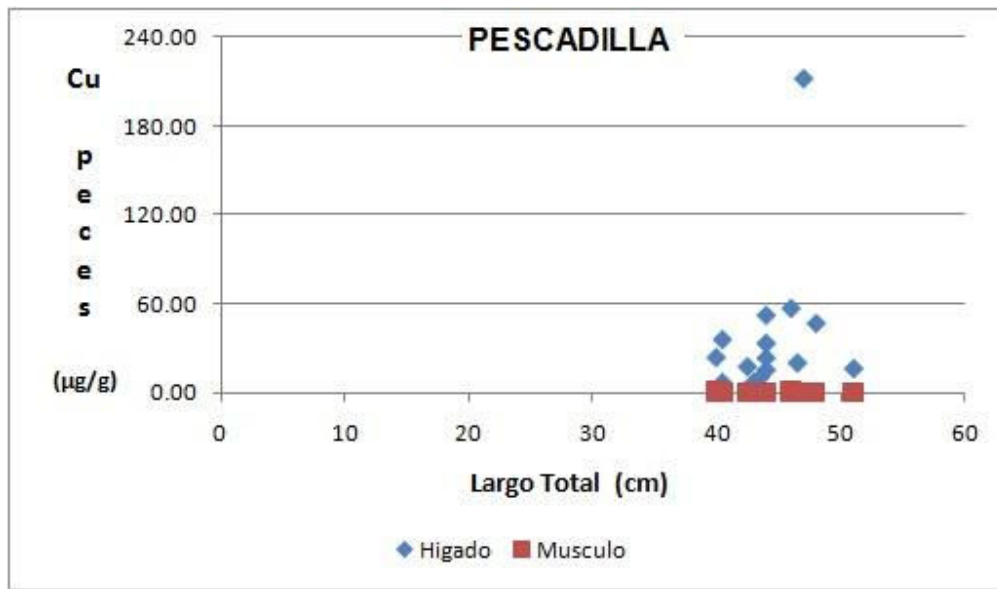


Figura 27.b: Análisis del proceso de bioacumulación de cobre (concentración vs largo total) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Al analizar la acumulación biológica de Cu en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) se observaron las siguientes tendencias: (i) En ninguno de los casos estudiados se observó bioacumulación de Cu en el músculo comestible de los ejemplares estudiados (**Figuras 28.a y 28.b**). (ii) Por el contrario, en el hígado se observó un claro proceso de bioacumulación de Cu, tanto en función al peso como a la talla de los ejemplares estudiados (**Figuras 28.a y 28.b**).

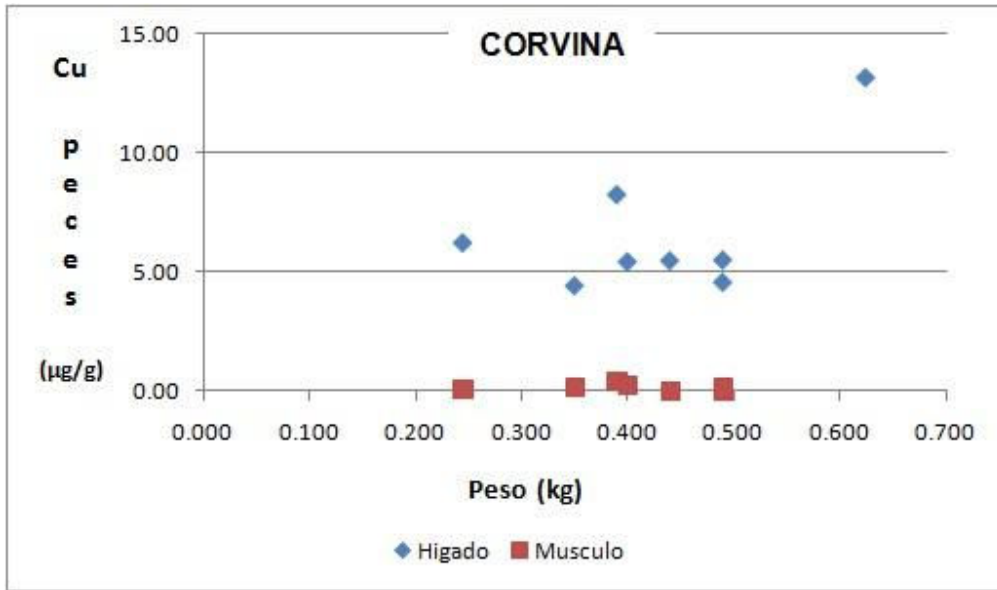


Figura 28.a: Análisis del proceso de bioacumulación de cobre (concentración vs peso) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

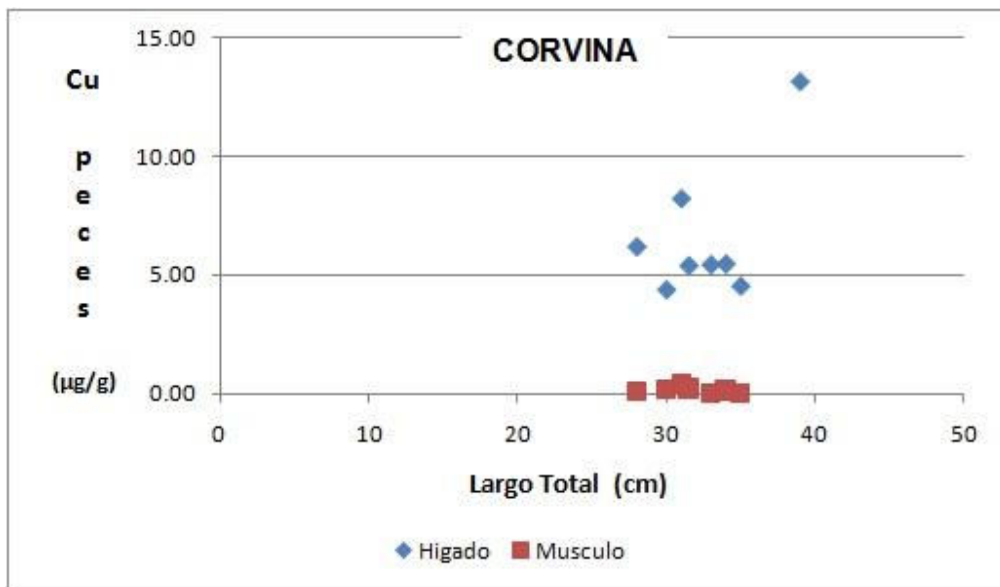


Figura 28.b: Análisis del proceso de bioacumulación de cobre (concentración vs largo total) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

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) (Tablas 1.a y 1.b).

=====

2.1.4. Zinc

La distribución de *zinc disuelto* en el agua del estuario presentó una distribución homogénea, sin dispersiones notables, aunque con un valor máximo significativo puntual determinado en la Est.#7 de la C-07 (jun/10), que alcanzó los 197,44 $\mu\text{g Zn/L}$ (**Figura 29.a**). Este valor fue significativamente superior a la mayoría de las muestras analizadas, cuyas concentraciones oscilaron entre los 0,01 y 47,98 $\mu\text{g Zn/L}$ (**Figura 29.a**). Esta distribución indica la existencia de fuentes puntuales de zinc en las zonas bajo estudio, que están aportando este metal en la actualidad, lo que podría estar combinado con procesos de redistribución.

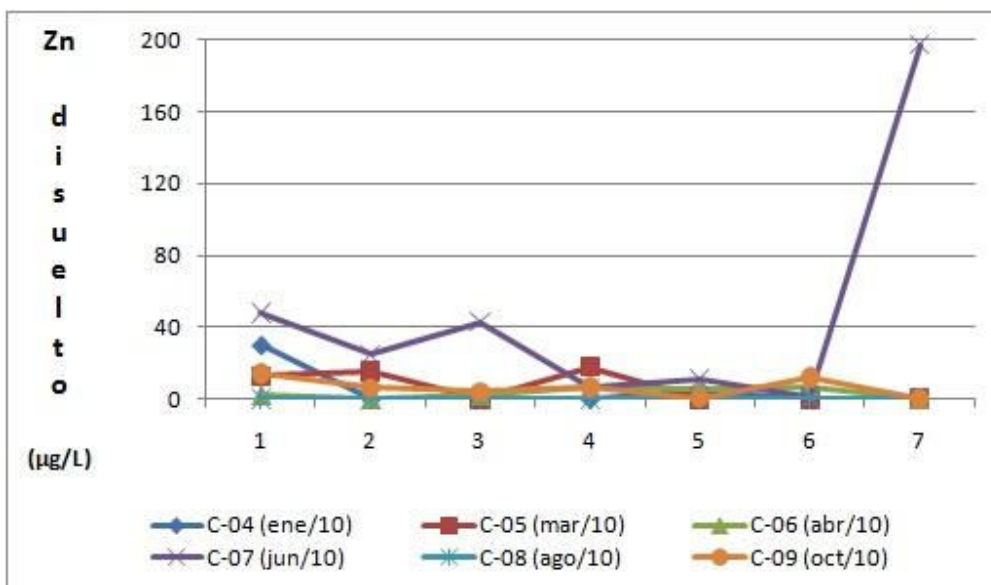


Figura 29.a: Distribución de zinc disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio

Por su parte, los sedimentos del sistema han presentado concentraciones que variaron entre 19,56 y 56,22 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso seco, con una tendencia similar a la descrita para los metales analizados en párrafos previos (**Figura 29.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.

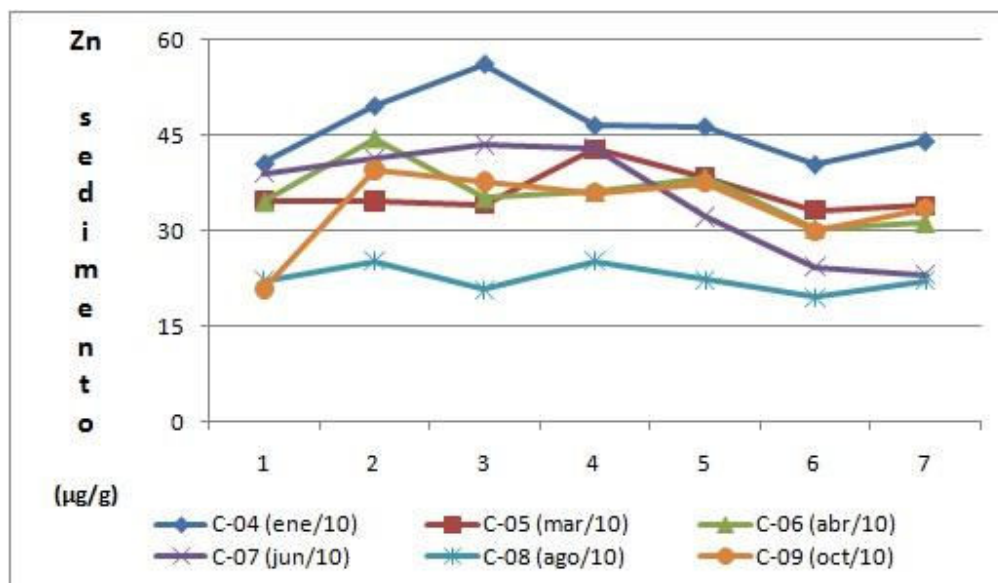


Figura 29.b: Distribución de zinc ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Muchos de los valores de zinc disuelto que se determinaron en la mayoría de las estaciones de muestreo resultaron inferiores a los informados previamente, y que alcanzaban los $40 \mu\text{g/L}$ (IADO, 1997) y los $80 \mu\text{g/L}$ (IADO, 2000), los que coincidían además 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, 2009, 2010), con la excepción del valor puntual de $\sim 198 \mu\text{g/L}$ indicado en el primer párrafo.

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 $100 \mu\text{g/g}$ -peso seco- (IADO, 1997) y sobre todo a los $700 \mu\text{g/g}$ 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, 2009, 2010), así como a los de Freije y Marcovecchio (2004), Marcovecchio y Freije (2004), y Marcovecchio y Ferrer (2005).

La **Figura 30.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 período que aquí se informa son ligeramente superiores a los valores determinados en prácticamente todos los años previos (**Figura 30.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 lo correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

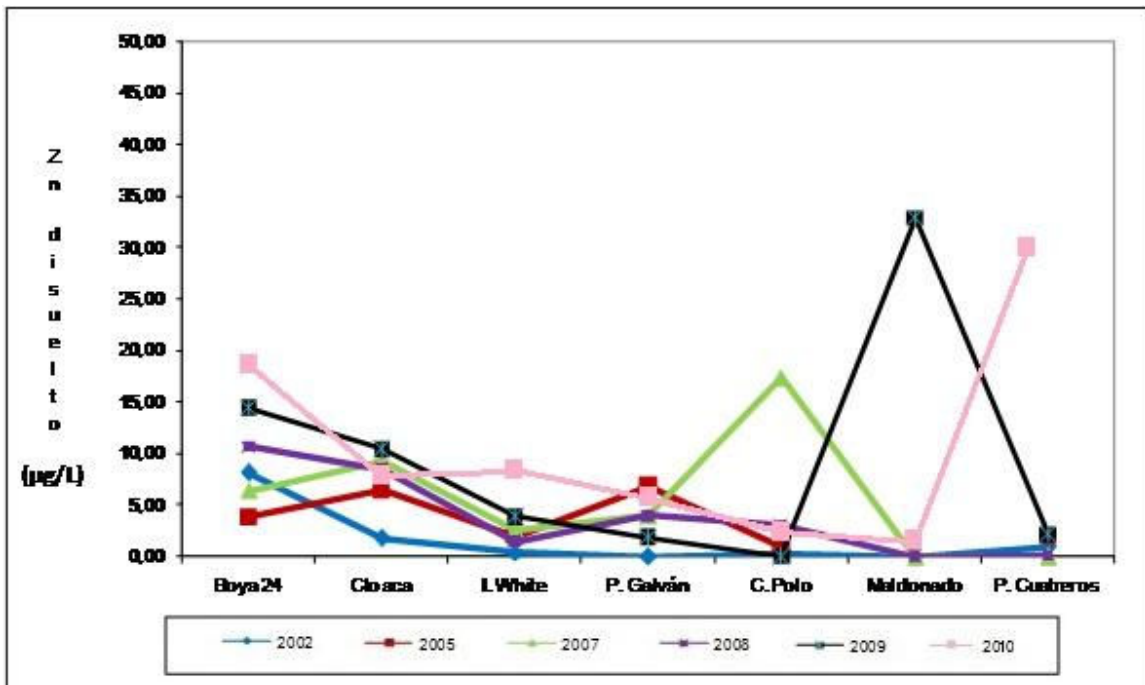


Figura 30.a: Distribución comparativa de Zn disuelto en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Además, en la **Figura 30.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; 2009; 2010), pero es importante destacar que el nivel de Zn en sedimentos determinado (en término de valores medios anuales) fue el más bajo de todo

el Programa de Monitoreo (IADO, 2002, 2006, 2008, 2009, 2010). 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.

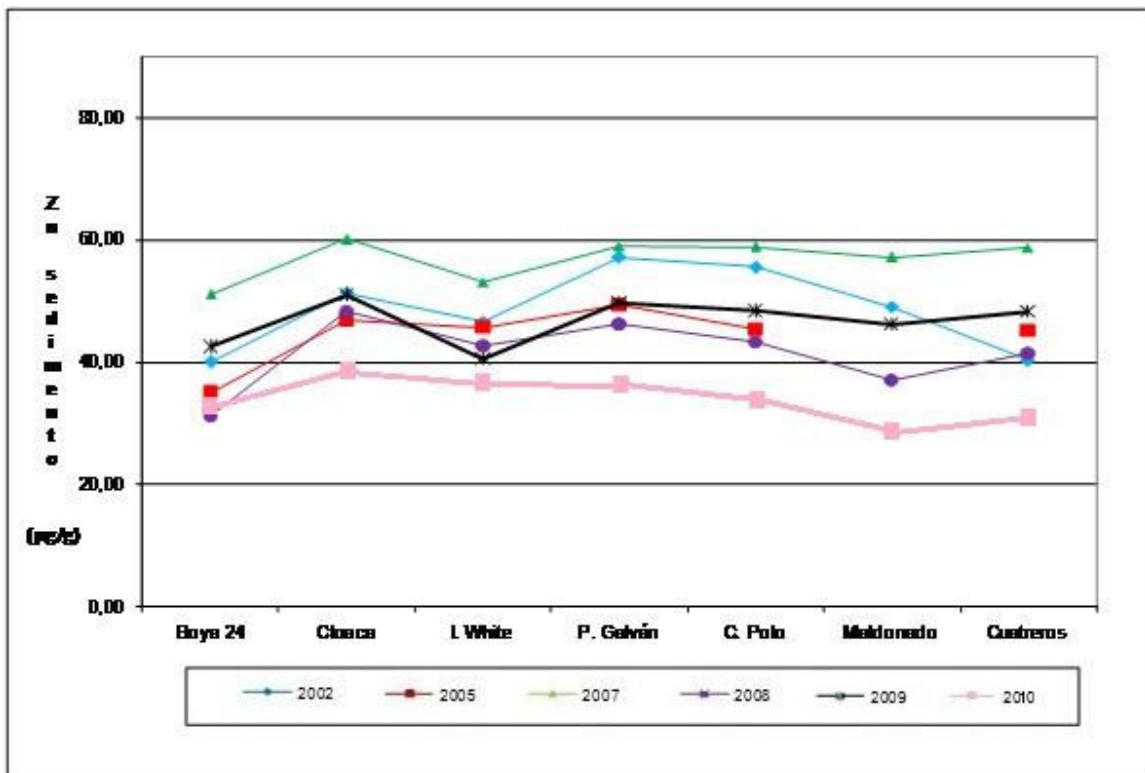


Figura 30.b: Distribución comparativa de Zn en sedimentos superficiales en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Zinc en peces

Los valores de Zn determinados en los tejidos de la pescadilla (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca presentaron la siguiente tendencia: en todos los casos los niveles de este metal en músculo variaron entre los 0,89 y 4,44 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo, mientras que los de hígado lo hicieron entre los 19,66 y 50,12 $\mu\text{g Zn/g}$, en peso húmedo (**Figura 31.a**). Por otro lado, vale la pena mencionar que 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, 2009, 2010).

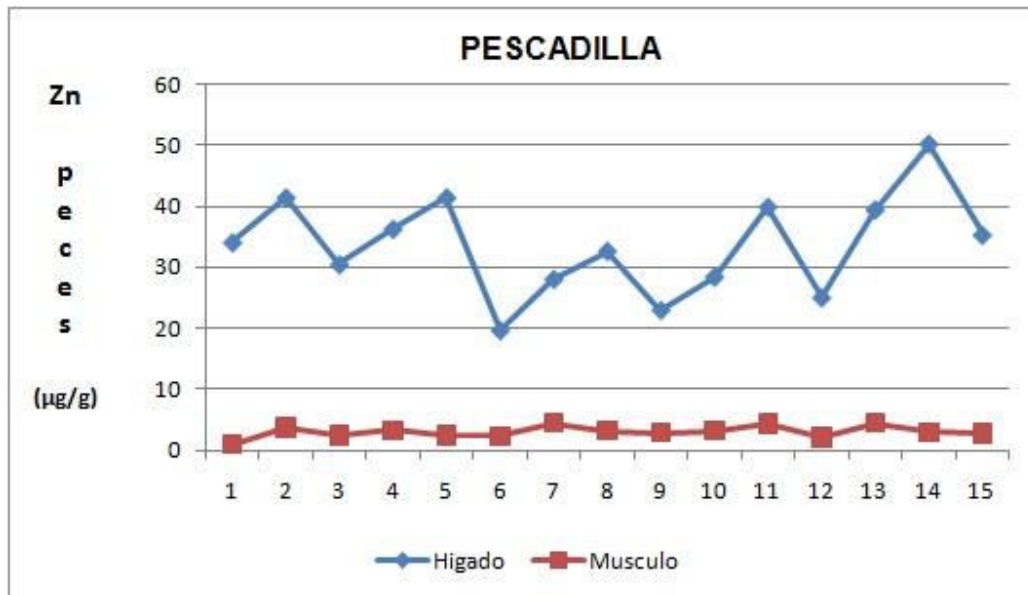


Figura 31.a: Distribución de zinc en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

Por su parte en el análisis de zinc en las muestras de músculo de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) se observaron niveles inferiores al límite de detección del método analítico empleado en todos los casos estudiados, mientras que los valores registrados en las muestras de hígado variaron entre los 10,14 y 14,87 µg Cu/g, en peso húmedo (**Figura 31.b**).

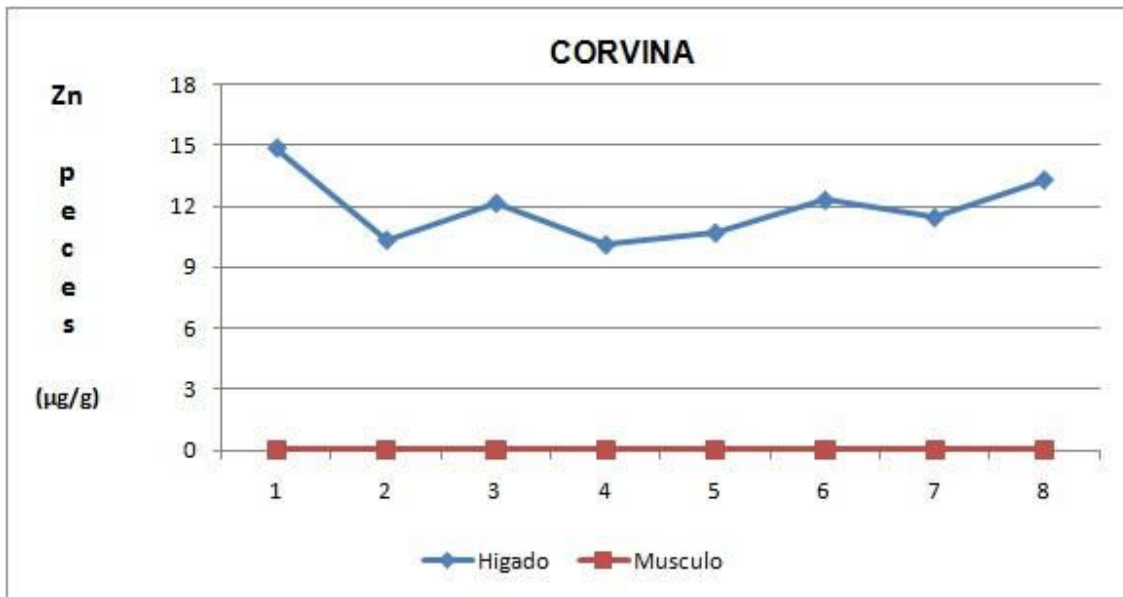


Figura 31.b: Distribución de zinc en músculo e hígado de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del área bajo estudio.

El análisis de los datos de Zn en función a los parámetros morfométricos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) permite sostener la existencia de una incipiente acumulación biológica de Zn en el músculo de esta especie, y de una bioacumulación mucho más marcada en el hígado de los ejemplares del estuario estudiados (**Figura 32.a y 32.b**).

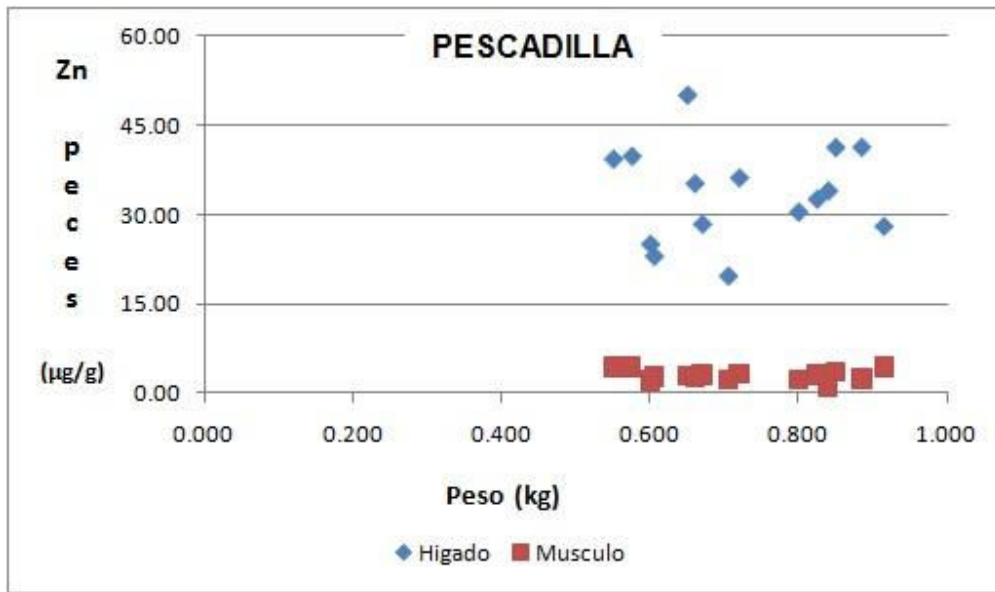


Figura 32.a: Análisis del proceso de bioacumulación de zinc (concentración vs peso) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

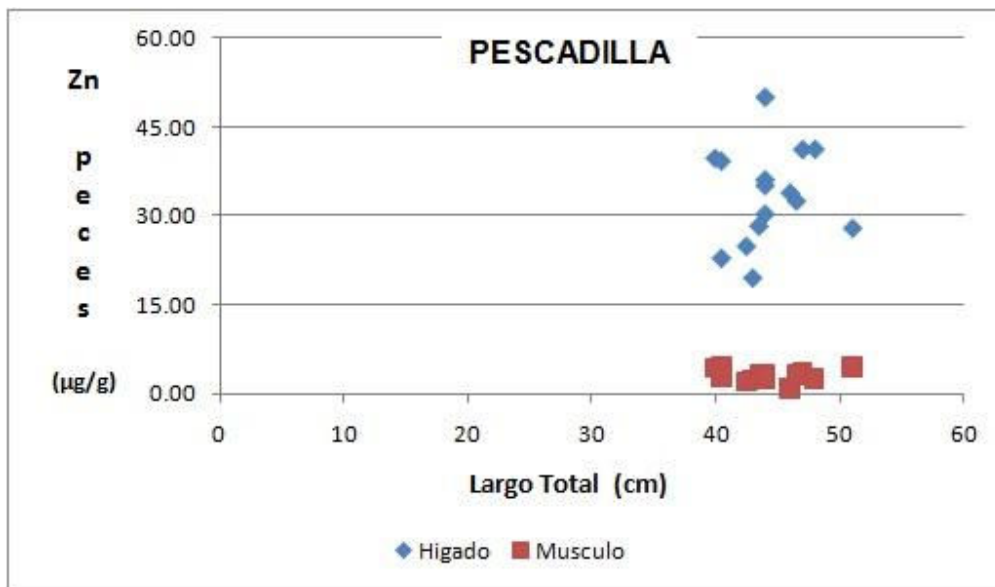


Figura 32.b: Análisis del proceso de bioacumulación de zinc (concentración vs largo total) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Por su parte, al analizar los niveles de Zn determinados en los tejidos de la corvina (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca en función a los parámetros morfométricos de los ejemplares estudiados, se pudo concluir que: (i) En ningún caso hubo bioacumulación de Zn en el músculo comestible de los ejemplares evaluados. Y, (ii) Se identificó un claro

proceso de bioacumulación de Zn en el hígado de los mismos organismos (**Figuras 33.a y 33.b**).

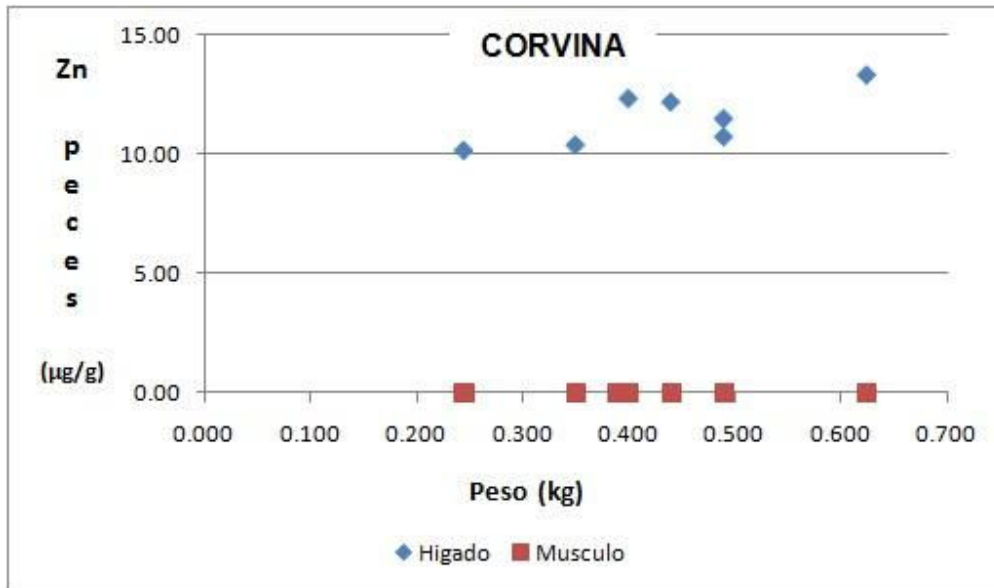
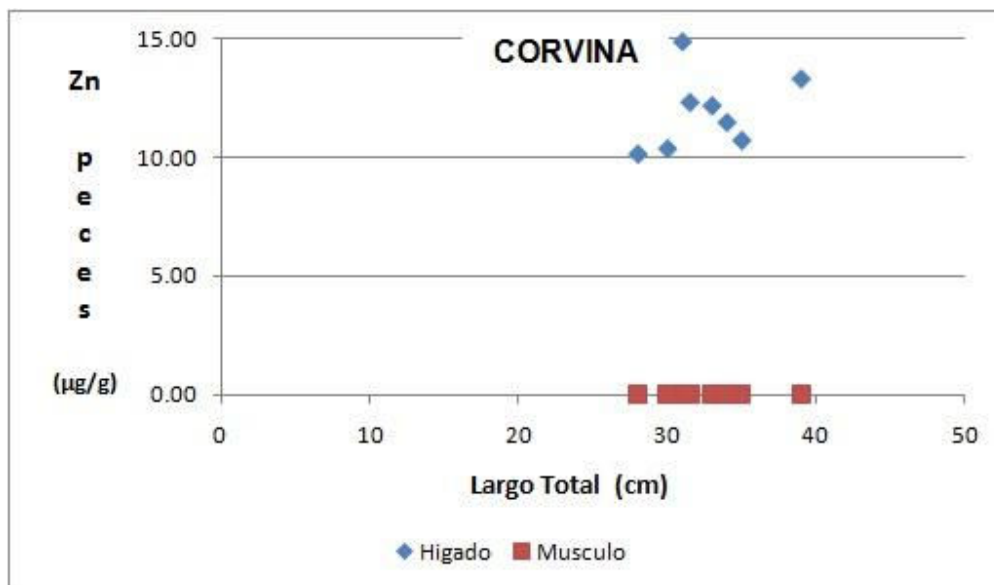


Figura 33.a: Análisis del proceso de bioacumulación de zinc (concentración vs peso) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.



En todos los casos analizados los valores de zinc determinados en el músculo comestible de las especies evaluadas fueron inferiores a los estándares

internacionalmente aceptados como aptos para el consumo humano directo o indirecto (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (*Tablas 1.a y 1.b*).

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 tres (3) de las campañas realizadas en el período enero-octubre 2010, que variaron entre los 0,75 y 7,92 $\mu\text{g Cr/L}$ (*Figura 34.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 coincide con lo informado en las etapas anteriores de este programa de monitoreo (IADO, 2005, 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; 2009; 2010) para la misma zona.

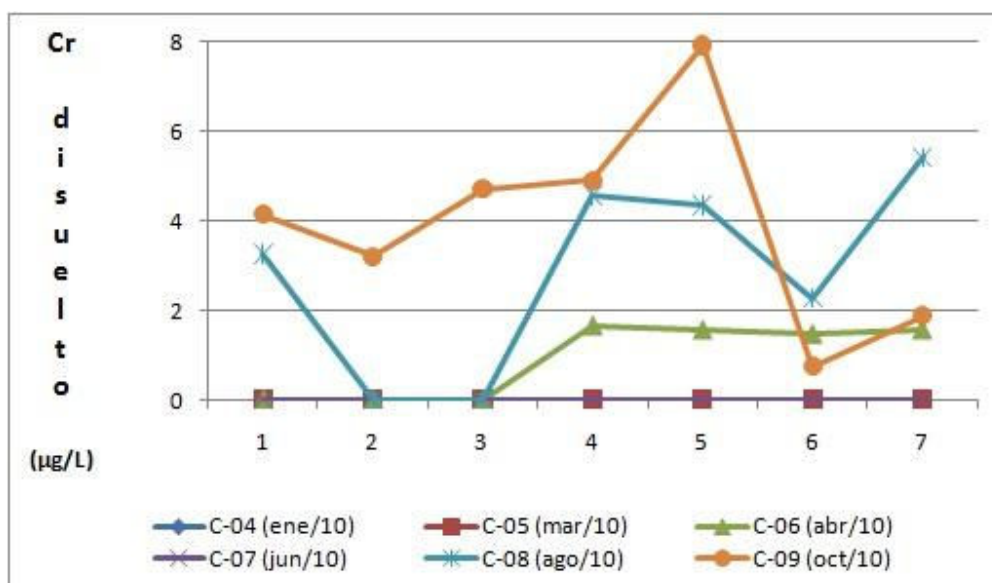


Figura 34.a: Distribución de cromo disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por otro lado, al analizar la presencia de Cr en los sedimentos superficiales del estuario se determinaron concentraciones que variaron entre los 6,89 y 13,53 $\mu\text{g Cr/g}$, en peso seco (**Figura 34.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; 2009; 2010**).

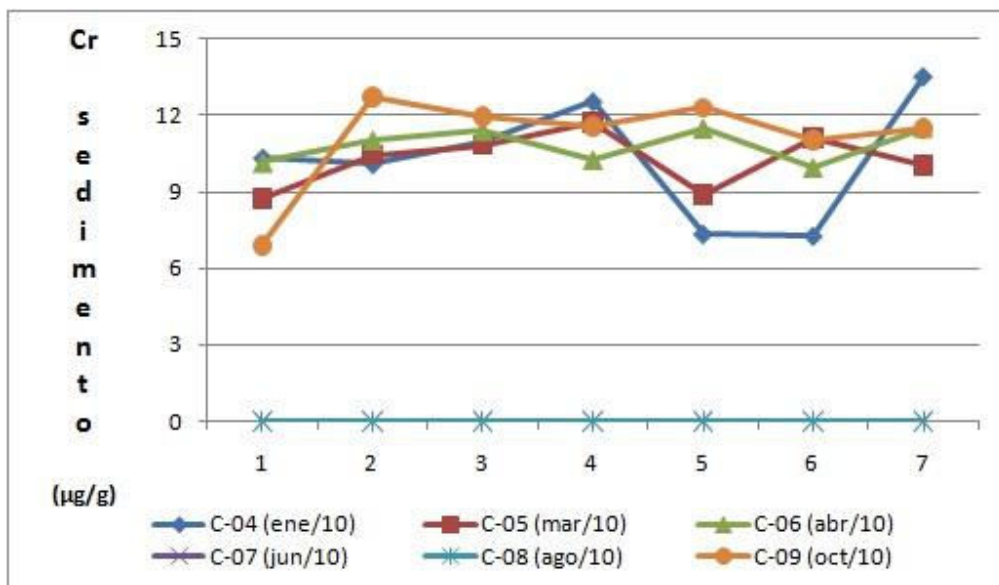


Figura 34.b: Distribución de cromo ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Las **Figuras 35** muestran la distribución comparativa de los valores de Cr 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, 2007, 2008 y 2009, y los valores determinados presentan magnitudes similares o inferiores (**Figura 35.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; 2009; 2010).

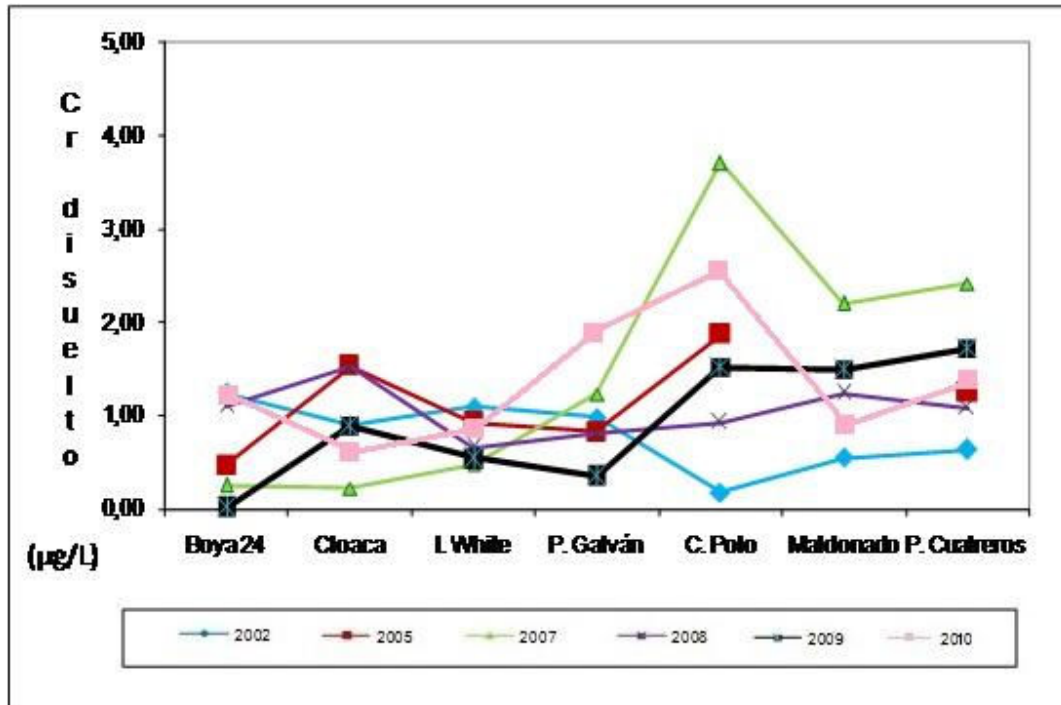


Figura 35.a: Distribución comparativa de Cr disuelto en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Además, en la **Figura 35.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; 2009; 2010). Los valores de Cr analizados para el período de monitoreo enero-octubre 2010 fueron los más bajos con respecto a las instancias previas del Programa, y sus niveles resultaron muy similares a los informados para el año 2008 (IADO, 2009)(Figura 35.b).

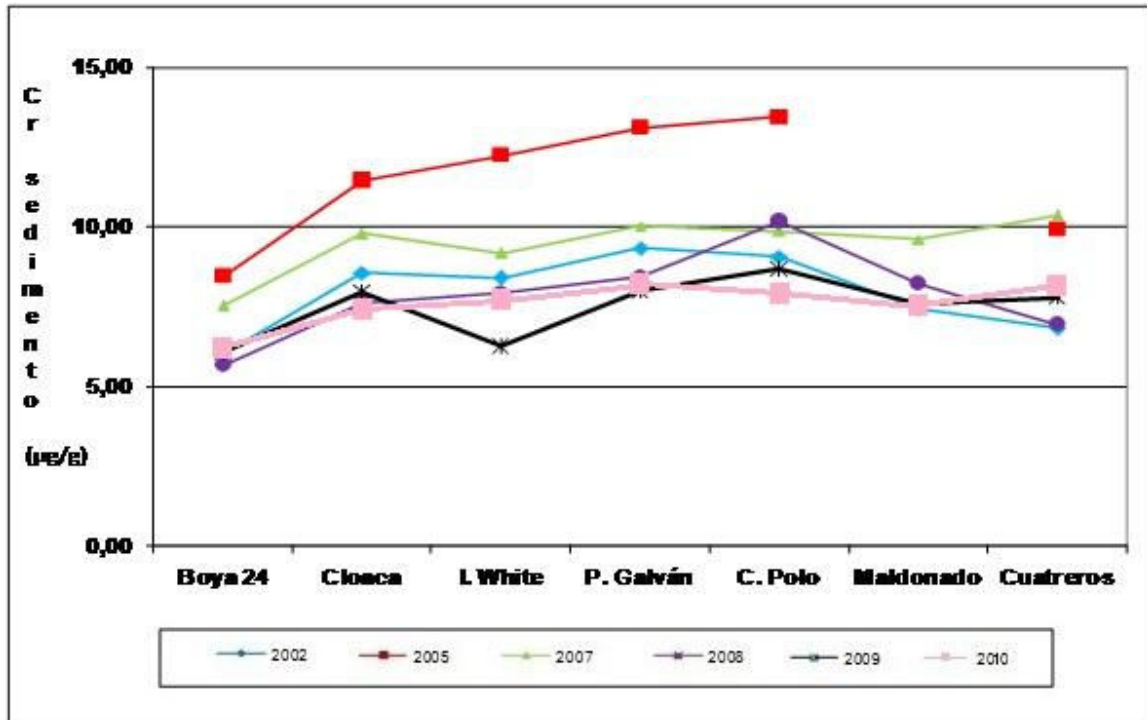


Figura 35.b: Distribución comparativa de Cr en sedimentos superficiales en los últimos 4 programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Cromo en peces

Los valores de cromo determinados en el músculo comestible de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca variaron entre los 0,04 y 0,23 µg Cr/g, en peso húmedo, mientras que las de hígado lo hicieron entre los 0,10 y los 1,04 µg Cr/g, en peso húmedo (**Figura 36.a**).

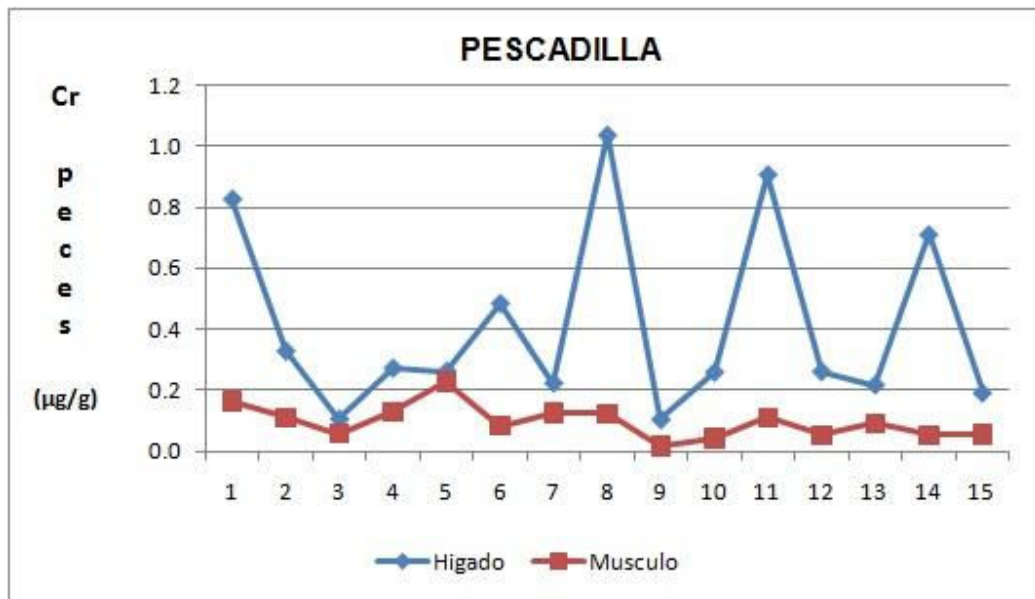


Figura 36.a: Distribución de cromo en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

Por su parte, los valores de cromo en el músculo comestible de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) variaron entre los 0,06 y 0,23 µg Cr/g, en peso húmedo, mientras que las de hígado lo hicieron entre los 0,07 y los 1,19 µg Cr/g, en peso húmedo (**Figura 36.b**).

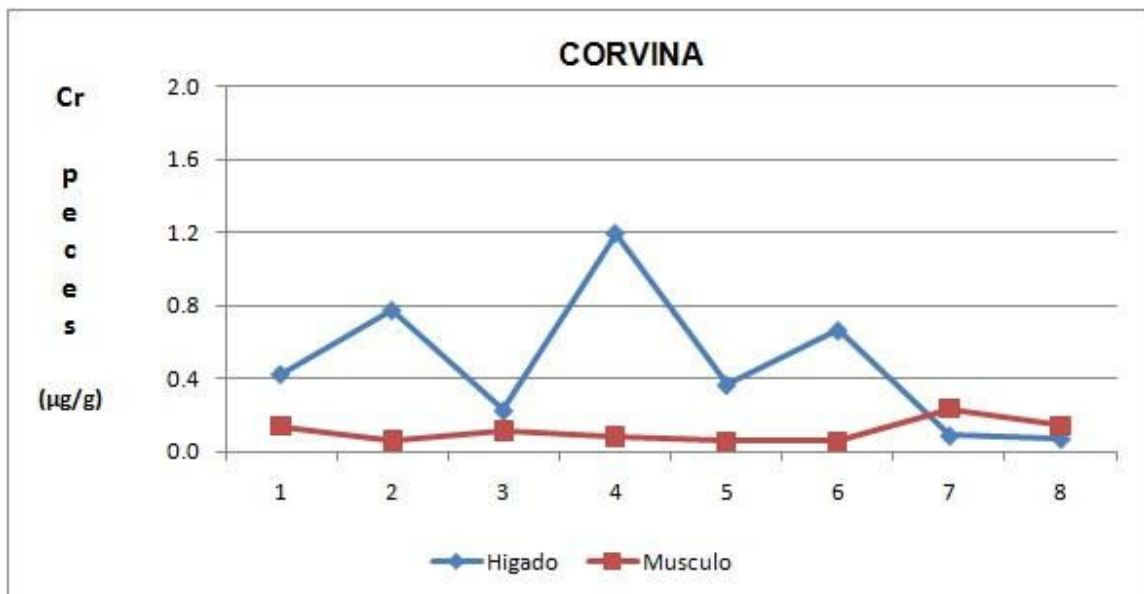


Figura 36.b: Distribución de cromo en músculo e hígado de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del área bajo estudio.

Estos resultados son similares a los registrados en las instancias previas del Programa de Monitoreo (IADO, 2000, 2002, 2004) se habían registrado valores bajos (pero detectables) de Cr en tejidos de peces del estuario, a diferencia de lo informado en los últimos años en los que ninguna de las muestras analizadas superó el límite de detección del método analítico empleado (IADO, 2006, 2008, 2009, 2010).

El análisis de los datos de Cr en función a los parámetros morfométricos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) no permite sostener la existencia de una acumulación biológica de este metal en el músculo de esta especie; en el caso de hígado, no se observa una tendencia muy marcada, aunque el análisis de concentraciones vs talla de los peces sugiere una incipiente bioacumulación en los ejemplares del estuario estudiados (Figura 37.a y 37.b). Habrá que intensificar los estudios para clarificar este proceso.

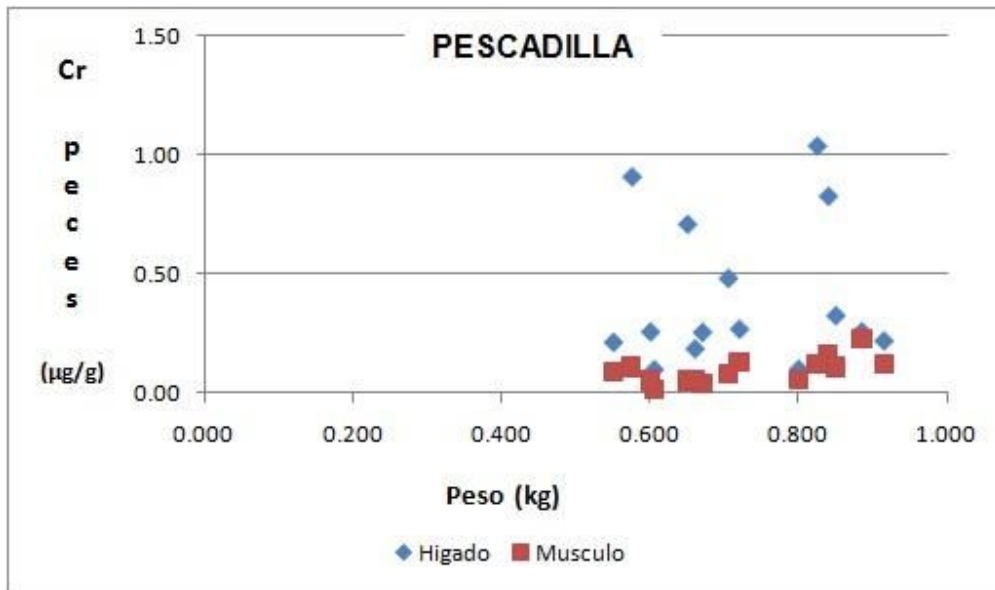


Figura 37.a: Análisis del proceso de bioacumulación de cromo (concentración vs peso) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

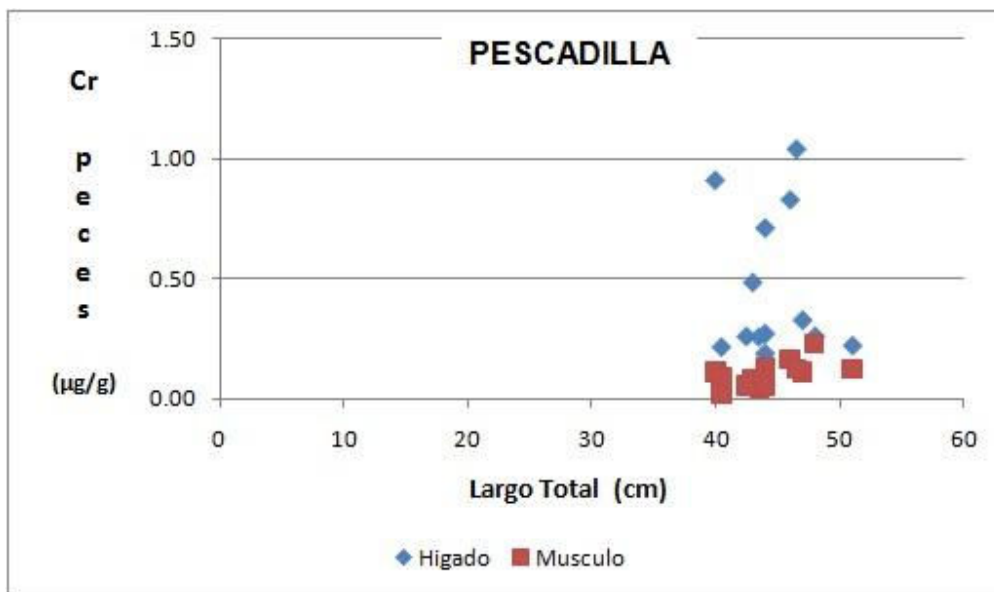


Figura 37.b: Análisis del proceso de bioacumulación de cromo (concentración vs largo total) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Por su parte, al hacer este análisis para las muestras de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) no se observó acumulación de cromo en ninguno de los tejidos estudiados (**Figuras 38.a y 38.b**).

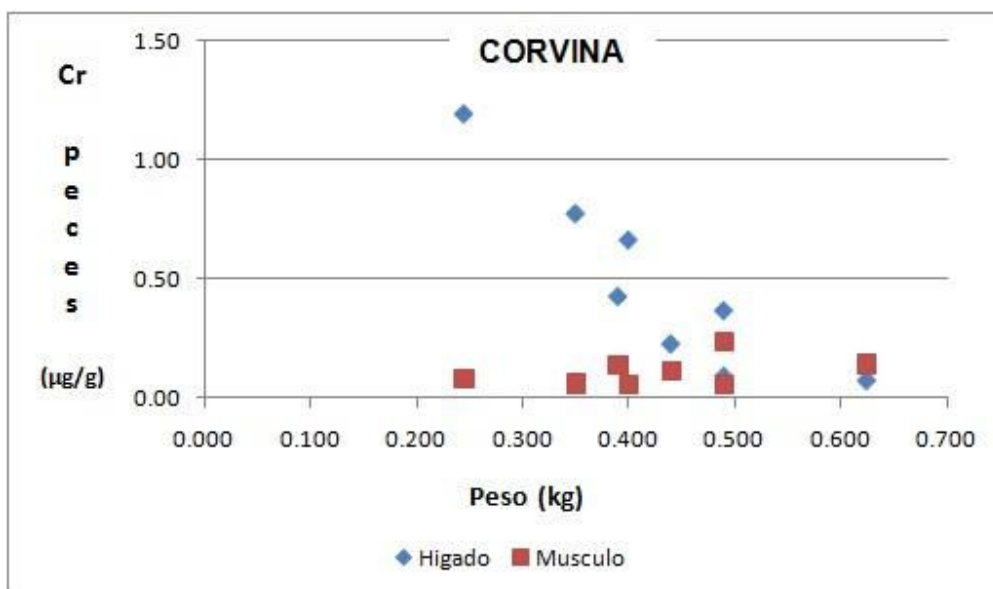


Figura 38.a: Análisis del proceso de bioacumulación de cromo (concentración vs peso) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

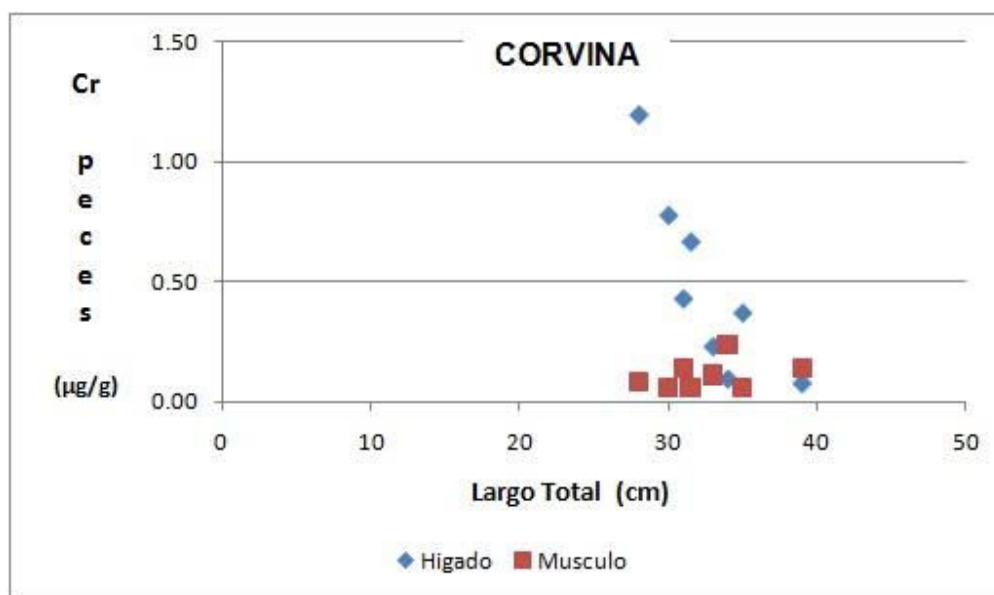


Figura 38.b: Análisis del proceso de bioacumulación de cromo (concentración vs largo total) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

En todos los casos analizados los valores de cromo determinados en el músculo comestible de las especies evaluadas fueron inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como aptos para el consumo humano directo o indirecto (Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003) (Tablas 1.a y 1.b).

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 2 (dos) de las 6 (seis) campañas de investigación realizadas durante enero-octubre de 2010 los valores de níquel disuelto estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado (C-04 de enero/10 y C-06 de abril /10), mientras que las otras tres campañas presentaron niveles variables, que oscilaron entre concentraciones inferiores al límite de detección del método analítico empleado y los 8,59 µg Ni/L (Figura 39.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 inicial anterior (IADO, 2006), cuando no se registraron valores detectables de Ni disuelto, y similares a los posteriores (IADO, 2008; 2009).

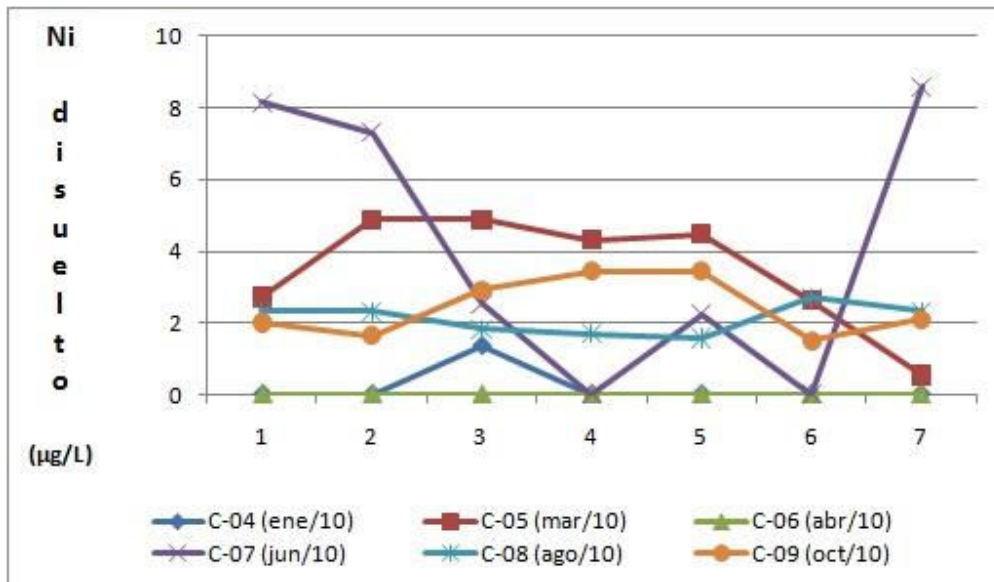


Figura 39.a: Distribución de níquel disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por su parte, el análisis de níquel en sedimentos superficiales presentó valores que oscilaron entre 1,86 y 13,76 $\mu\text{g Ni/g}$, en peso seco, con los valores distribuidos de manera homogénea (Figura 39.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 inferiores a los informados en las fases previas del Monitoreo de años 2007 y 2008, y similares a los del año 2005 (IADO, 2006). De la misma manera, fueron ligeramente superiores a los valores oportunamente informados por Ferrer (2001).

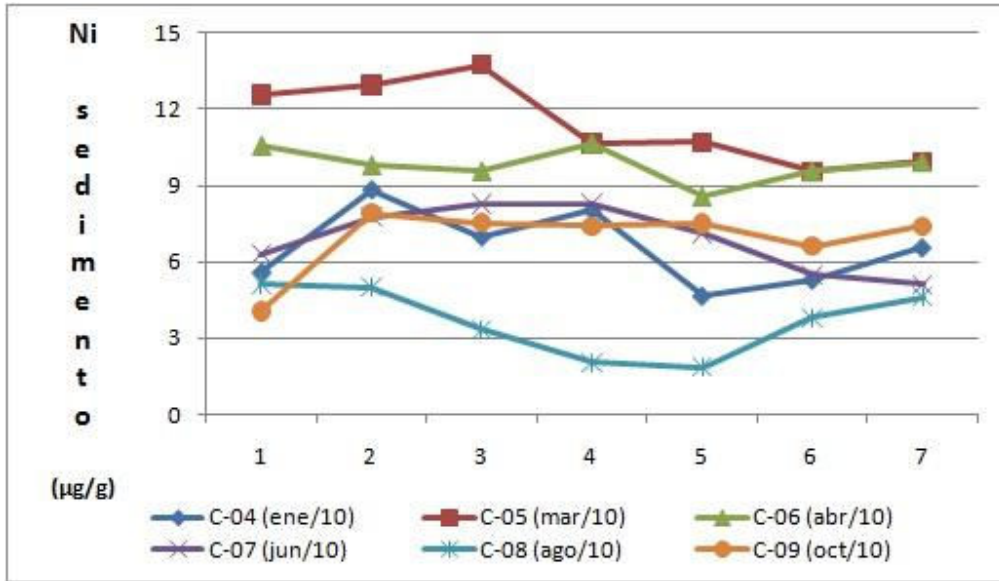


Figura 24.b: Distribución de níquel ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Los niveles de Ni disuelto determinados en el período que aquí se informa resultaron ser similares o ligeramente superiores a los de períodos anteriores (en términos de valores medios anuales) siendo superados solamente por algunos valores de estaciones interiores en la evaluación del año 2006 (IADO, 2006), tal y como se puede ver en la **Figura 40.a**.

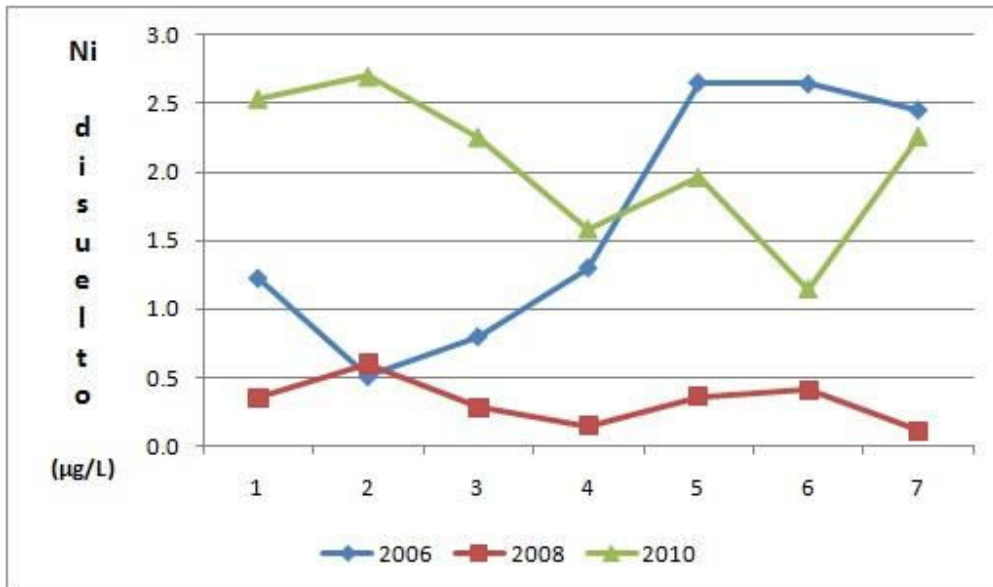


Figura 40.a: Distribución comparativa de Ni disuelto en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Por su parte, al realizar el análisis comparativo de los valores de Ni en sedimentos se observó que los determinados en el presente período fueron los más bajos registrados hasta el momento, con valores significativamente menores ($p < 0,01$) que los informados en las fases previas (IADO, 2007; 2008; 2009) (Figura 40.b).

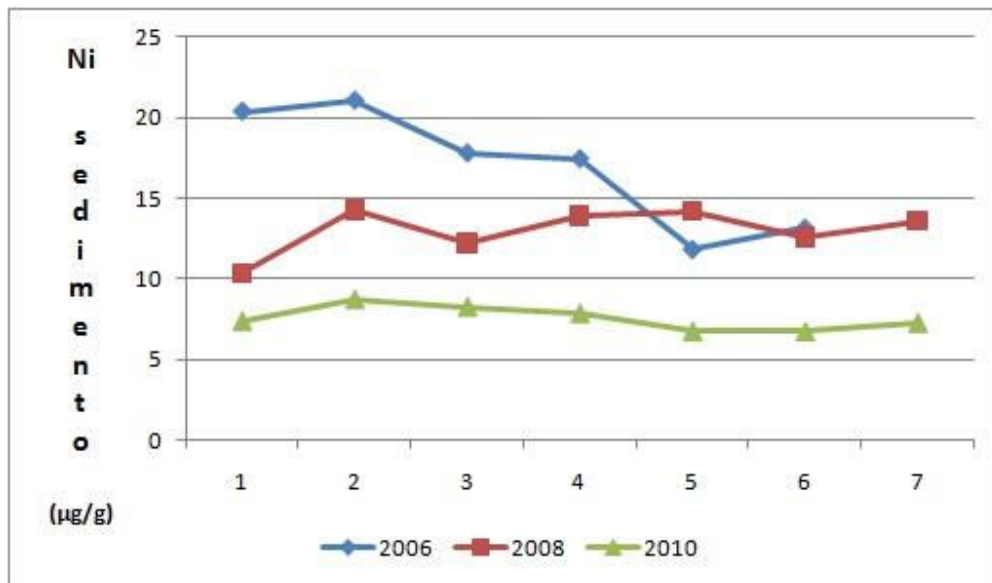


Figura 40.b: Distribución comparativa de Ni en sedimentos en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Níquel en peces

El análisis de los niveles de Ni en músculo comestible de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del estuario de Bahía Blanca presentó una variación entre valores inferiores al límite de detección del método analítico empleado y los 0,16 µg Ni/g, en peso húmedo, mientras que los de hígado llegaron hasta los 0,09 µg Ni/g, en peso húmedo (Figura 41.a).

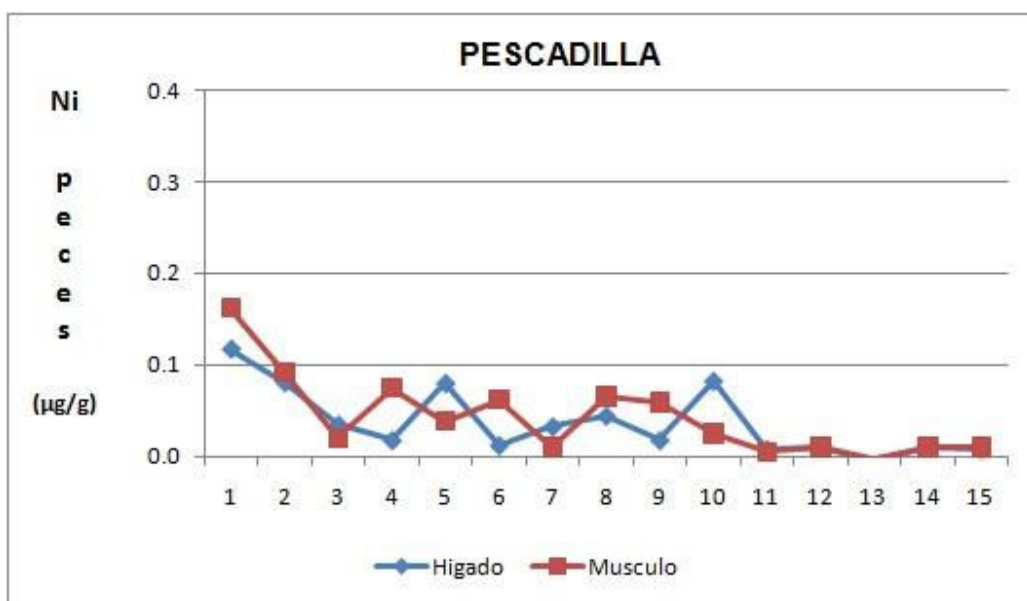


Figura 41.a: Distribución de níquel en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

Por otra parte, al realizar el análisis de los niveles de Ni en músculo comestible de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del estuario de Bahía Blanca se observó una variación entre 0,06 y 0,66 µg Ni/g, en peso húmedo, mientras que los de hígado variaron entre los 0,04 y 1,06 µg Ni/g, en peso húmedo (**Figura 41.b**).

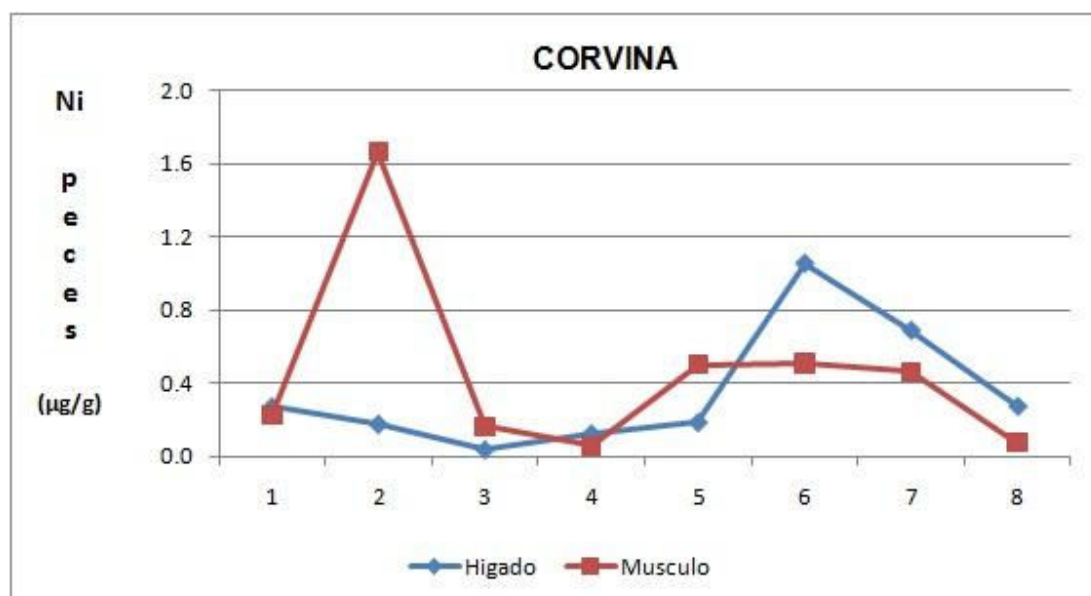


Figura 41.b: Distribución de níquel en músculo e hígado de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del área bajo estudio.

Estos valores determinados en ambas especies de peces evaluadas no tienen antecedentes para el estuario de Bahía Blanca, y constituyen los primeros registros en tal sentido.

Al evaluar la distribución de los contenidos de Ni contra los parámetros morfométricos de los peces estudiados se observaron las siguientes tendencias. En el caso de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) está acumulando Ni tanto en músculo como en hígado, en ambos casos en concentraciones muy pequeñas, tal y como se muestra en las **Figuras 42.a** y **42.b**.

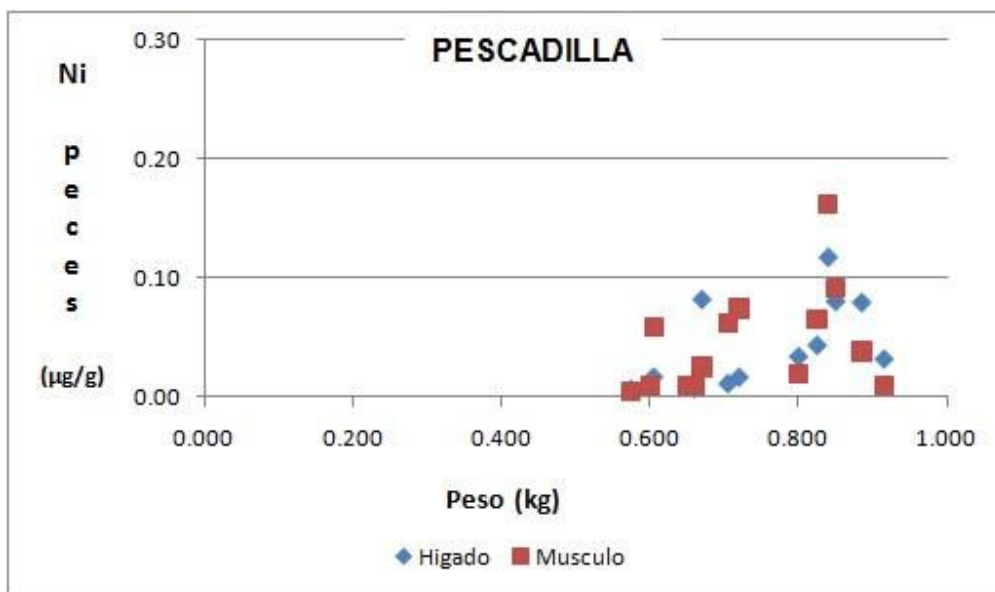


Figura 42.a: Análisis del proceso de bioacumulación de níquel (concentración vs peso) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

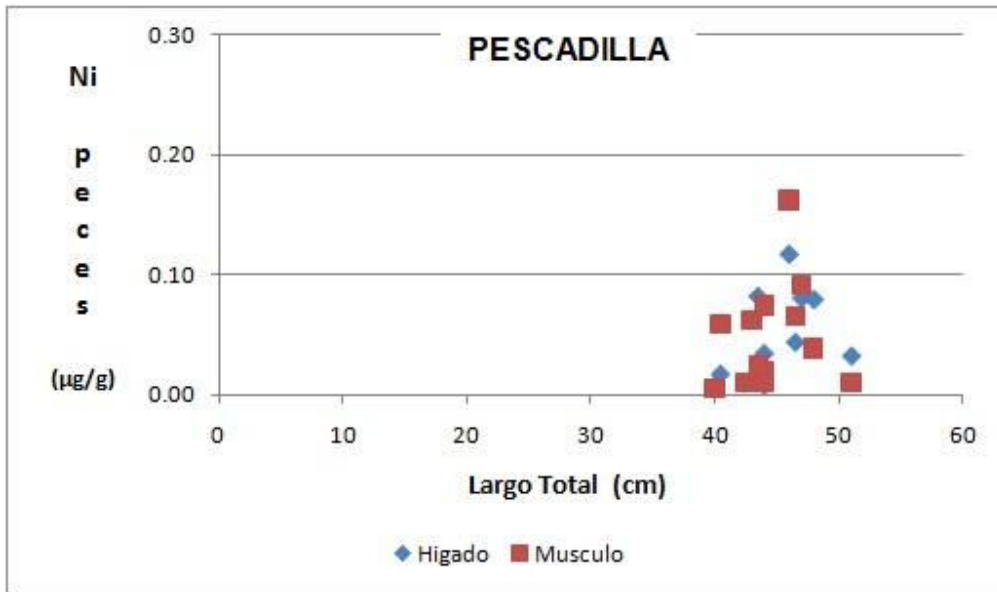


Figura 42.b: Análisis del proceso de bioacumulación de níquel (concentración vs largo total) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Al realizar el mismo tipo de análisis con los datos obtenidos para los tejidos (músculo e hígado) de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) se observó una gran dispersión en la distribución, que no permite sostener en forma concluyente la existencia de bioacumulación de este metal, aunque la distribución observada parece sugerirlo (**Figuras 43.a y 43.b**).

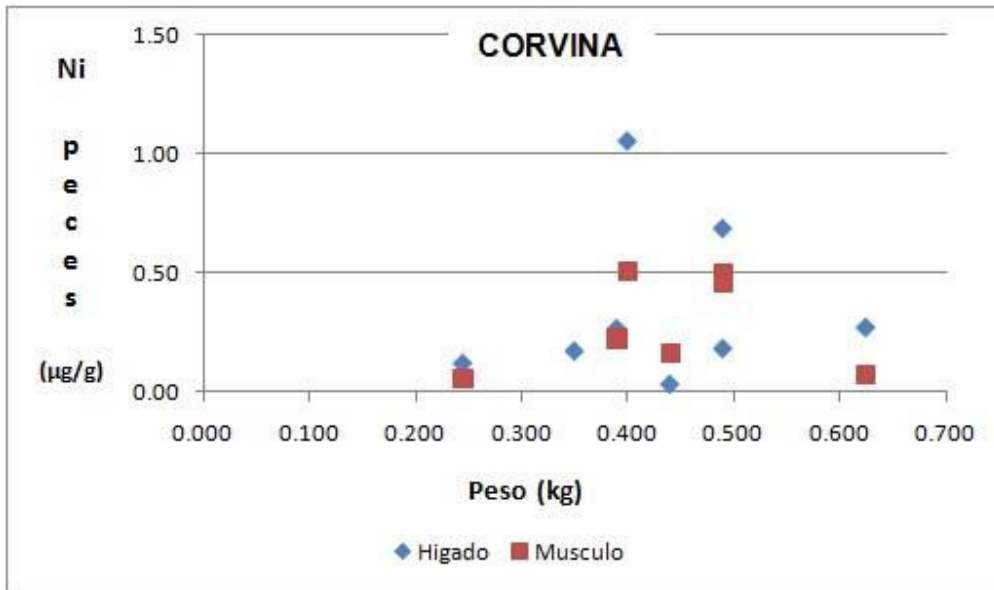


Figura 43.a: Análisis del proceso de bioacumulación de níquel (concentración vs peso) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

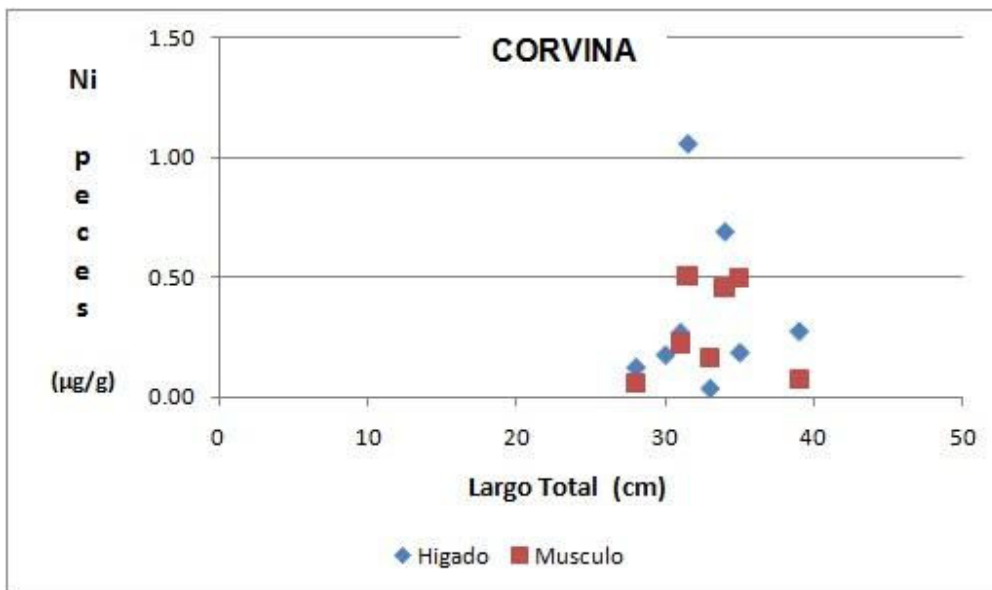


Figura 43.b: Análisis del proceso de bioacumulación de níquel (concentración vs largo total) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

=====

2.1.7. Mercurio

Se registraron bajas concentraciones de *mercurio disuelto* a lo largo de toda la grilla de muestreo utilizada, incluyendo muchos valores por debajo del límite de detección del método analítico empleado. Las dos campañas en las que se detectaron los mayores valores fueron la C-04 de enero/10 (0,09 a 0,30 $\mu\text{g Hg/L}$) y la C-09 de octubre/10 (0,15 a 1,06 $\mu\text{g Hg/L}$)(**Figura 44.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 44.a**).

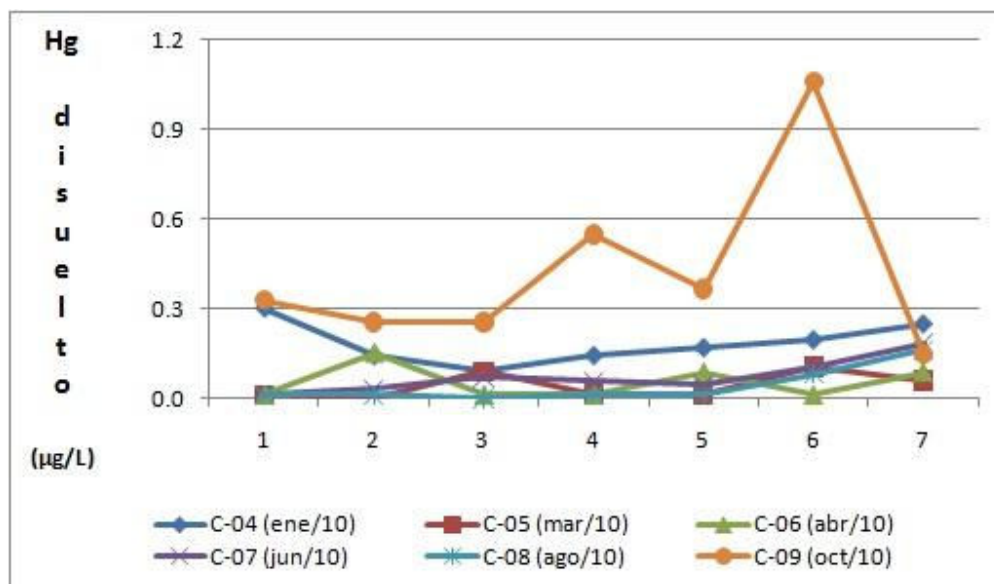


Figura 44.a: Distribución de mercurio disuelto ($\mu\text{g/L}$) en el agua del estuario en la zona bajo estudio.

Por su parte, la distribución de mercurio en los sedimentos superficiales del estuario han variado entre los 0.04 y 0.185 $\mu\text{g Hg/g}$, en peso seco (**Figura 44.b**). Estos valores son muy bajos, y pueden ser considerados como propios de un ambiente no

impactado por mercurio, y están en el mismo orden de magnitud que los informados en los años previos de este Programa de Monitoreo (IADO, 2002; 2006; 2007; 2008; 2009), con algún valor puntual que debe ser considerado (por ej., Est.#4 y #7 en la C-09 de octubre de 2010) que presumiblemente responden a alguna descarga eventual que ha repercutido sobre la distribución en el estuario (**Figura 44.b**).

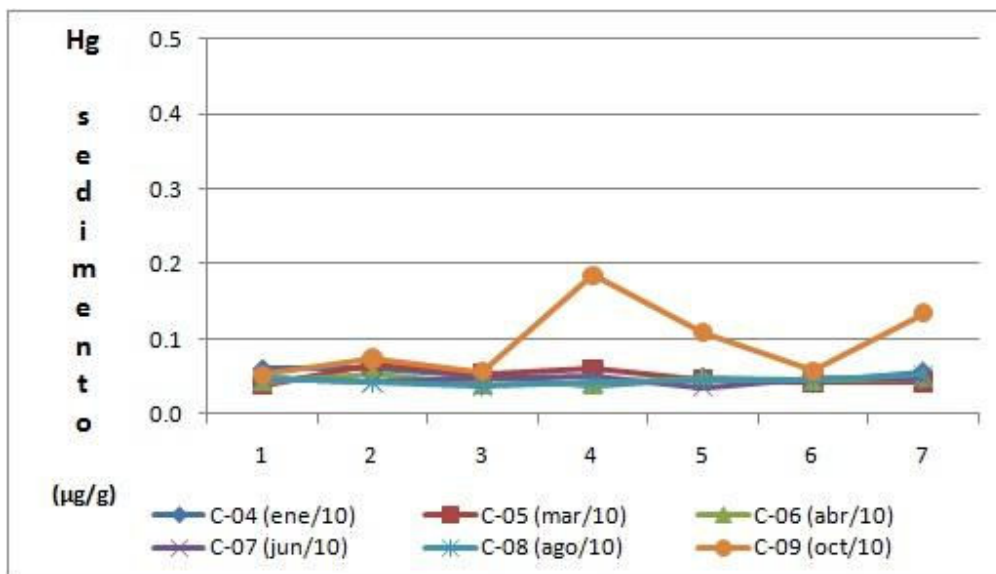


Figura 44.b: Distribución de mercurio ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales del estuario en la zona bajo estudio.

Los valores de Hg disuelto que aquí se informan fueron similares o ligeramente inferiores a los registrados en las fases previas de trabajo (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008; 2009), a diferencia de los determinados en sedimentos, que fueron superiores a los previamente informados en este programa de monitoreo (IADO, 1997; 2000; 2002; 2004; 2006; 2008; 2009).

La **Figura 45.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. Aún cuando los valores medios anuales de Hg disuelto de este año han sido menores que los previamente informados, su presencia 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 lo correspondientes Informes de las etapas previas (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

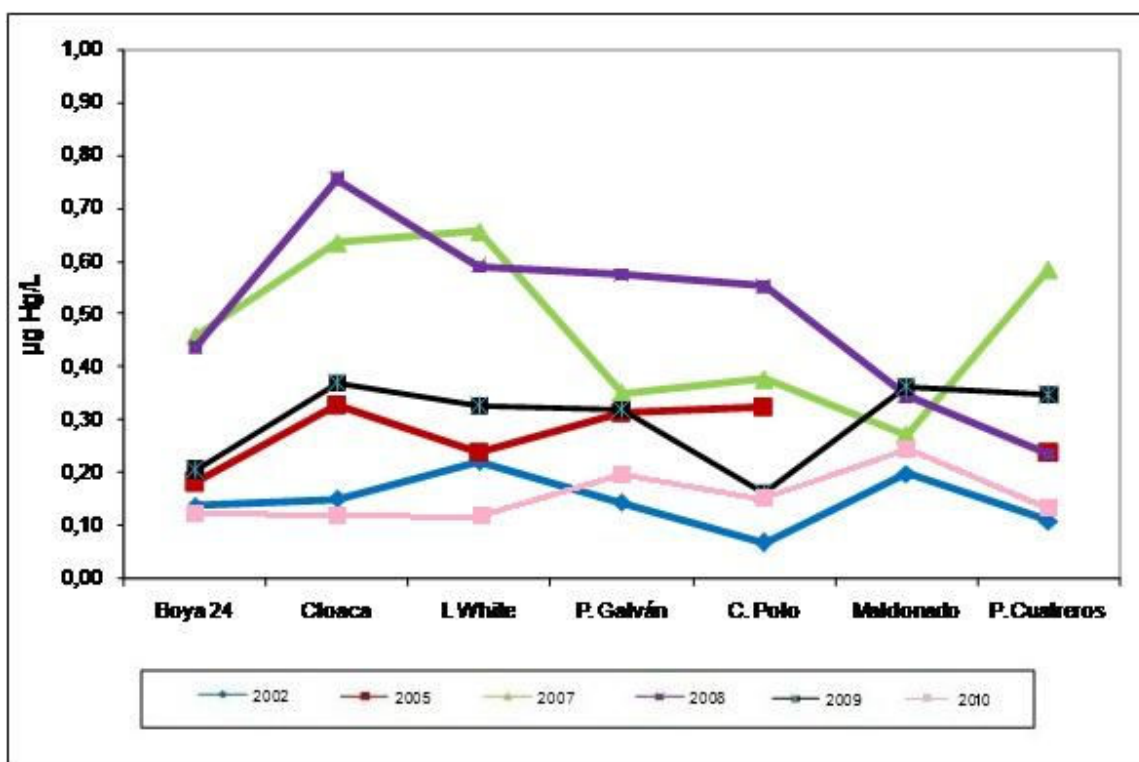


Figura 45.a: Distribución comparativa de Hg disuelto en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

Además, en la **Figura 45.b** se presenta un análisis similar para el Hg en sedimentos de la región bajo estudio. En este caso se observa una tendencia estable en la distribución de los niveles de Hg, observándose que los del año 2010 están en el mismo orden de magnitud, con valores promedio que no superan los $0.08 \mu\text{g Hg}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s. Este hecho

concuerta con lo oportunamente informado para las instancias previas de este Programa de Monitoreo, sin registrarse cambio significativos en los niveles promedio determinados (IADO, 2002; 2006; 2008; 2009; 2010).

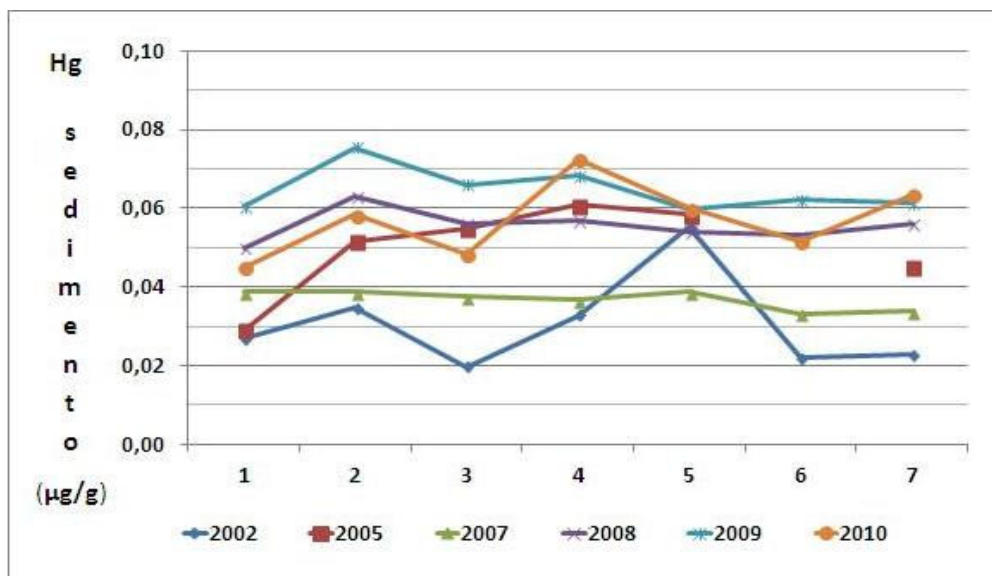


Figura 45.b: Distribución comparativa de Hg en sedimentos superficiales en los últimos programas de monitoreo del estuario de Bahía Blanca.

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 valores inferiores al límite de detección del método analítico empleado y 0,34 µg Hg/g, en peso húmedo, mientras que los de hígado llegaron hasta los 0,67 µg Hg/g, en peso húmedo (**Figura 46.a**). 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; 2009; 2010**).

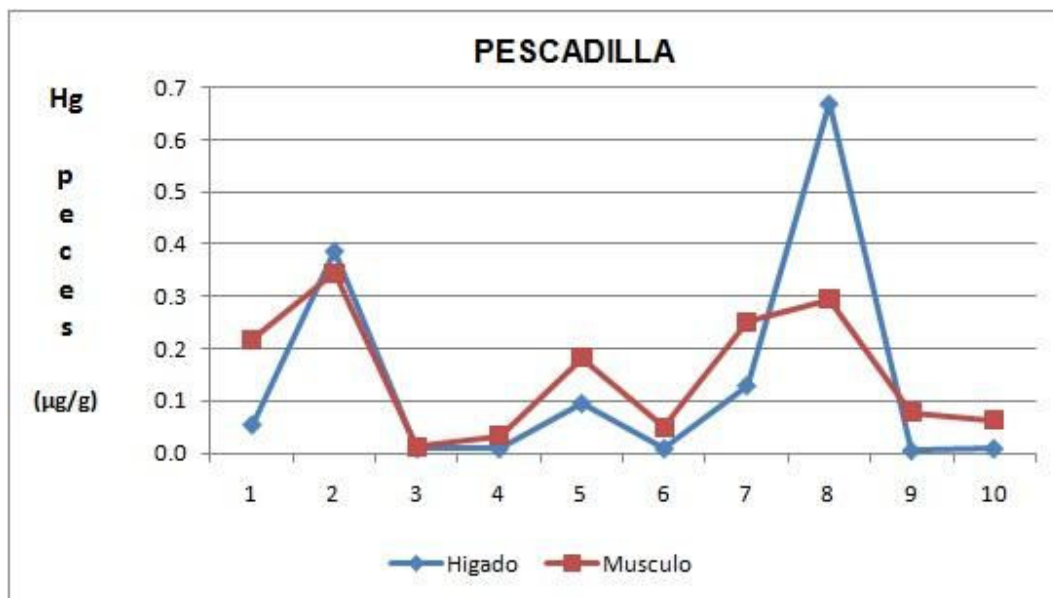


Figura 46.a: Distribución de mercurio en músculo e hígado de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) del área bajo estudio.

Por su parte, el análisis de los contenidos de Hg total en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) mostró las siguientes tendencias: los niveles determinados en el músculo variaron entre los 0,04 y 0,10 µg Hg/g, en peso húmedo, mientras que los del hígado lo hicieron entre los 0,08 y 0,17 µg Hg/g, en peso húmedo (**Figura 46.b**).

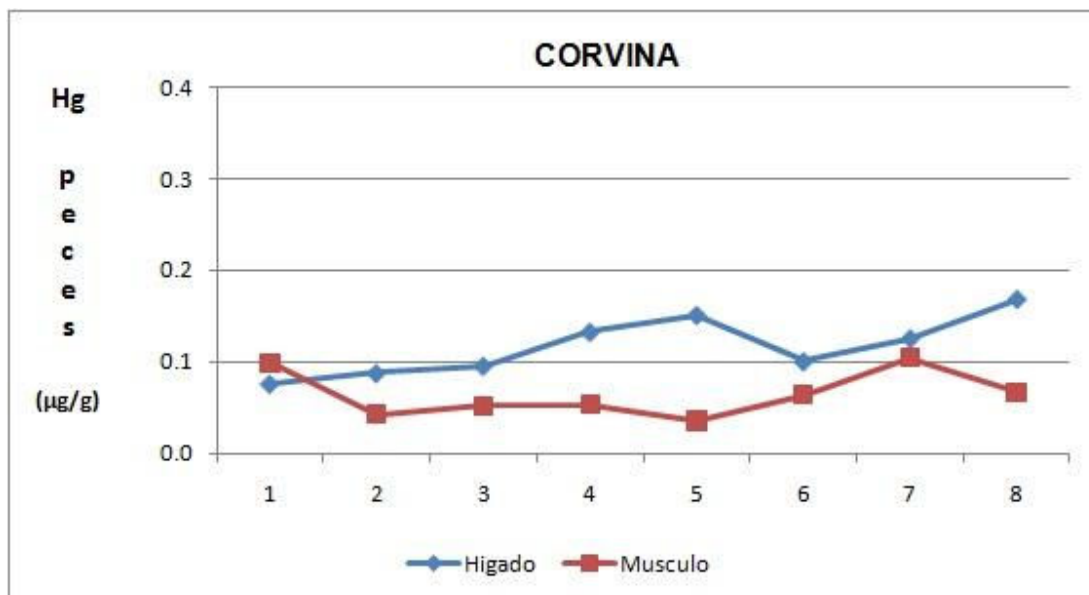


Figura 46.b: Distribución de mercurio en músculo e hígado de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del área bajo estudio.

En este caso las tendencias observadas muestran que –a pesar de las bajas concentraciones de Hg registradas– se puede sostener la existencia de una acumulación biológica de Hg en ambos tejidos de la pescadilla del estuario (**Figura 47.a y 47.b**).

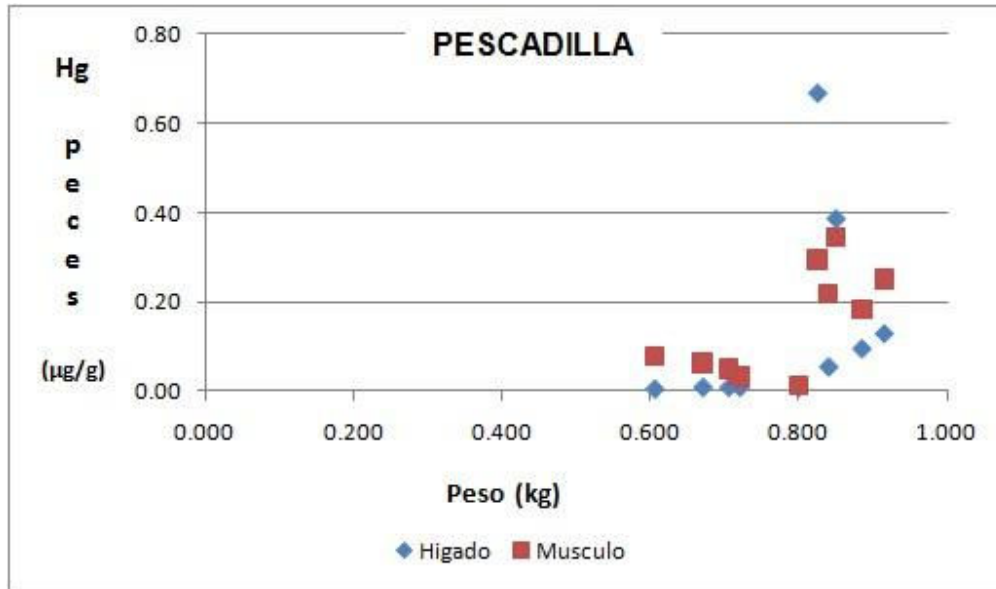


Figura 47.a: Análisis del proceso de bioacumulación de mercurio (concentración vs peso) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

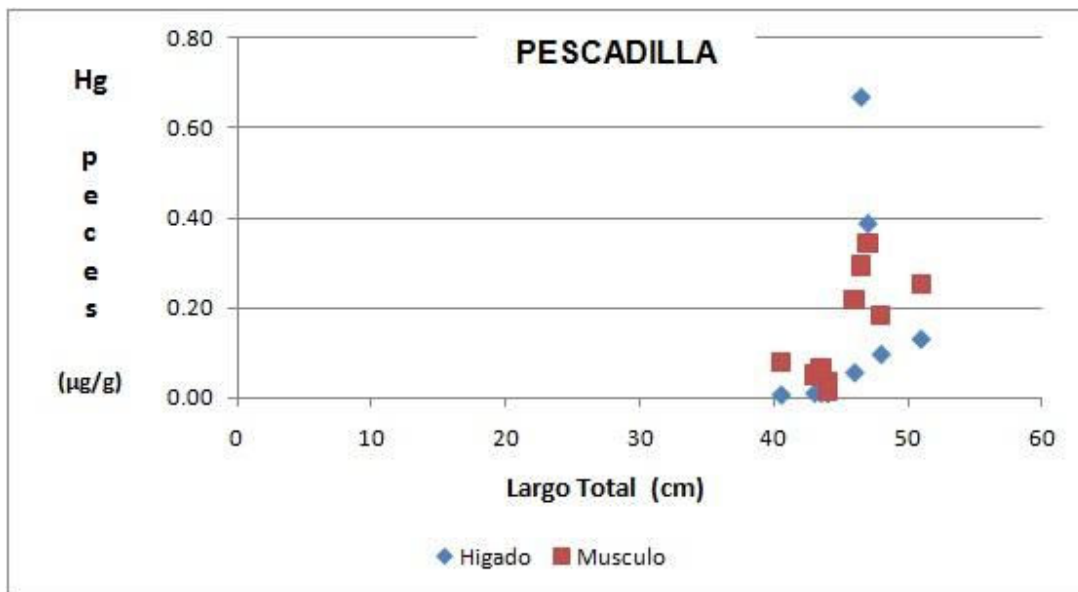


Figura 47.b: Análisis del proceso de bioacumulación de mercurio (concentración vs largo total) en los tejidos de la pescadilla común (*Cynoscion guatucupa*) de Bahía Blanca.

Por su parte, el análisis de los contenidos de Hg en función a los parámetros morfométricos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca presentó una tendencia menos definida, que parece indicar la existencia de una incipiente bioacumulación de Hg en ambos tejidos, pero que debería ser verificada a través de nuevos estudios (**Figuras 48.a y 48.b**).

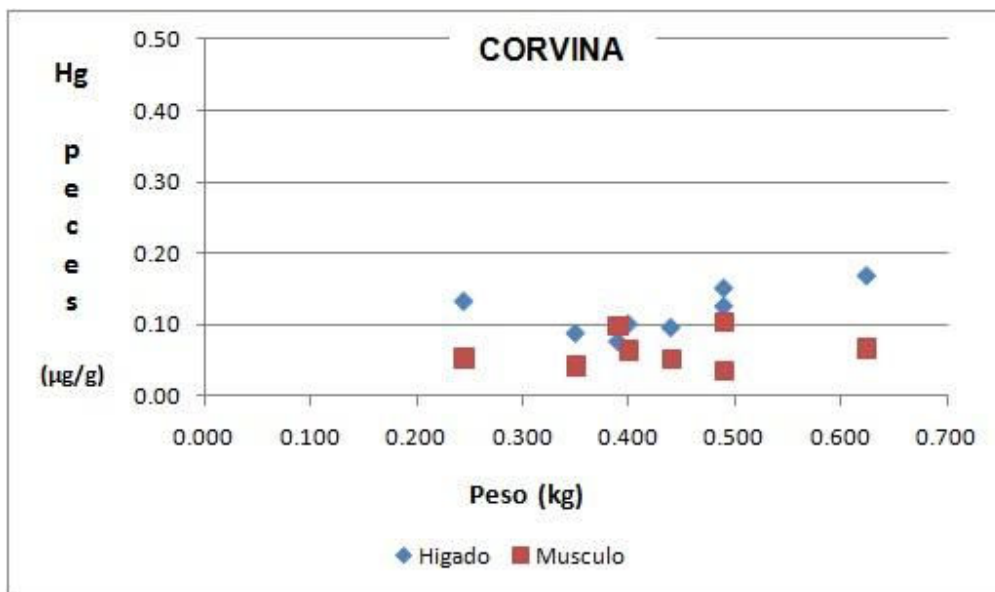


Figura 48.a: Análisis del proceso de bioacumulación de mercurio (concentración vs peso) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

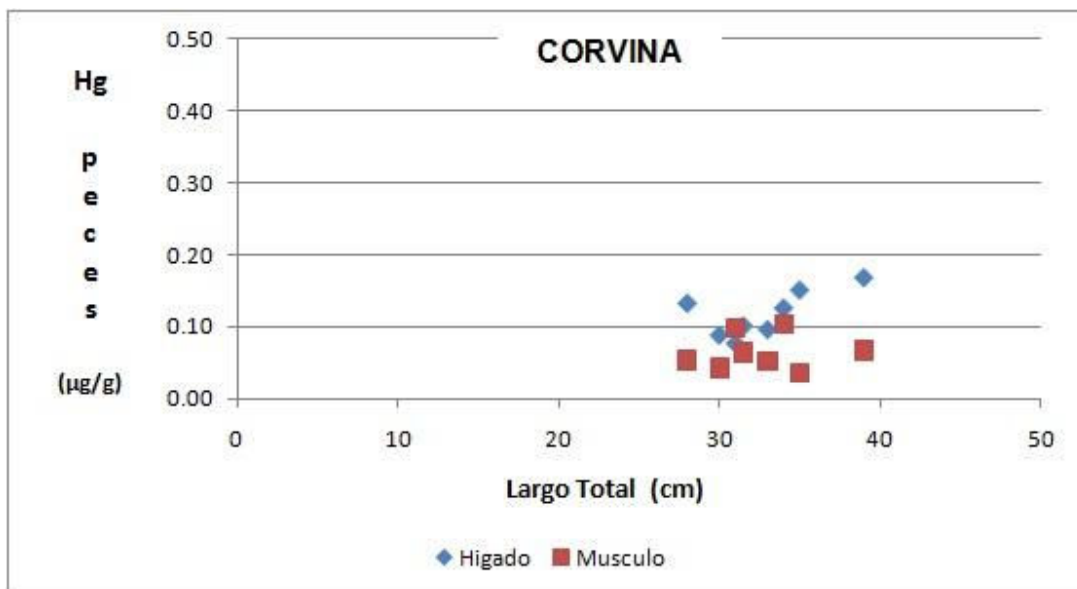


Figura 48.b: Análisis del proceso de bioacumulación de mercurio (concentración vs largo total) en los tejidos de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) de Bahía Blanca.

Los valores de mercurio determinados en el músculo comestible de ambas especies durante el período enero – octubre de 2010, han sido –en todos los casos– inferiores a los estándares internacionalmente aceptados como de aptitud para el consumo humano (**Nauen, 1983 ; WHO, 1991; JECFA, 2003**) (*Tablas 1.a y 1.b*).

=====

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 todas las campañas desarrolladas en el período. 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 ~ 3000 a 6000 ng PAH/g, en peso seco (**Figura 49**).

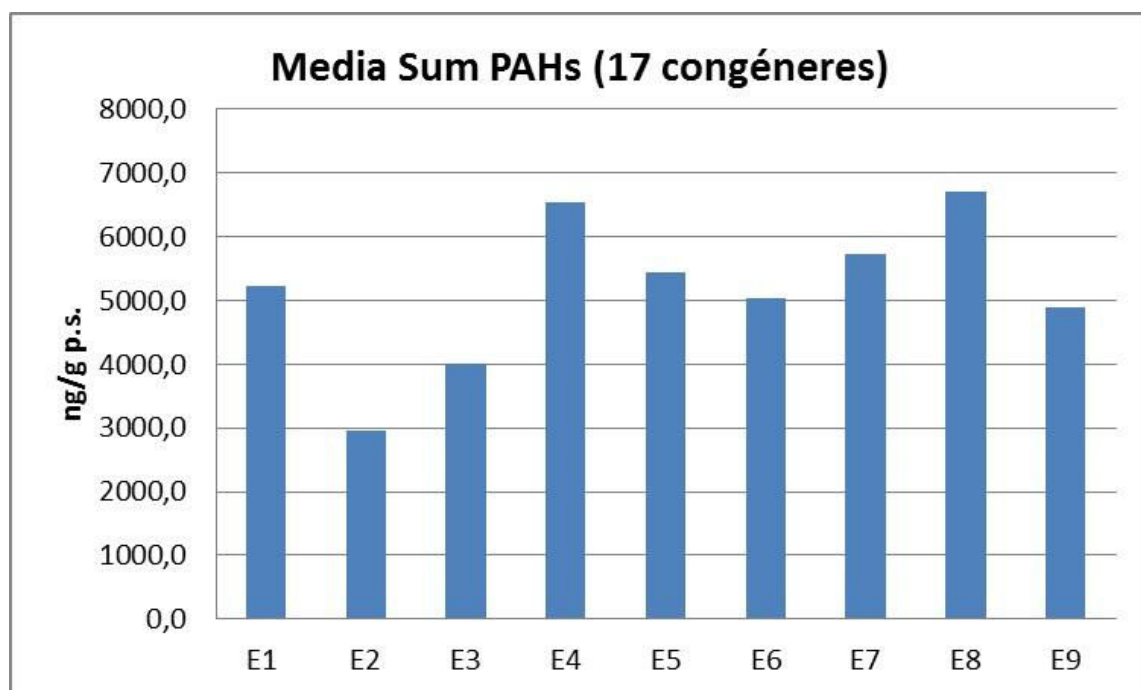


Figura 49: Distribución de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) (ng PAH/g, p.s.) en sedimentos superficiales del área bajo estudio.

Las máximas concentraciones de PAHs se registraron en los sedimentos muestreados en las estaciones #4, #5, #7 y #8. Los valores registrados en las dos estaciones mencionadas en primer término fueron similares, y en ambos casos presentaron una alta variabilidad, probablemente debido a la falta de homogeneidad de los vertidos del sistema de efluentes cloacales y/o la existencia de fuentes discontinuas de estos compuestos al ambiente (alto tráfico marítimo + descargas de industrias). Estos

niveles se encuentran en un rango de concentraciones ligeramente superior a las reportadas anteriormente (IADO, 2009), pero en concordancia con valores reportados en diversas publicaciones (Arias et al., 2008; 2009; 2010), y mantienen en general niveles puntuales que se correlacionan estrechamente a las actividades antrópicas desarrolladas en las cercanías (Figura 49).

Si bien no existe una normativa internacional que así lo tipifique, es de amplio consenso que los valores de PAHs en sedimentos en el rango de 100-1000 ng/g identifican zonas con moderado impacto antrópico (*nivel I*) y los 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 (*nivel II*), mientras que los valores por encima de 10000 ng/g responden a procesos de contaminación severa de sedimentos, con efectos frecuentes observados sobre la biota (*nivel III*) (Long et al., 1995). En el presente trabajo de monitoreo no se encontraron muestras con contenidos de PAHs incluidos en este último nivel, y la totalidad de las muestras se ubicó en los niveles I y II.

2.3. HIDROCARBUROS TOTALES

Se utilizó el método 1664 A para cuantificar concentraciones de aceites y grasas en sedimentos, el cual prevé un paso de “limpieza” de la muestra para la extracción de compuestos polares. La concentración de Hidrocarburos Totales (HCT) es un parámetro operacional y una contaminante convencional, que incluye sustancias tales como lípidos biológicos (aceites vegetales, grasas animales, jabones y ceras) e hidrocarburos relativamente no volátiles (alifáticos a partir del decano, aromáticos, ramificados, etc.) que poseen similares características fisicoquímicas, entre ellas, la solubilidad al solvente orgánico utilizado.

Los niveles de HCT disueltos/dispersos en el agua del estuario presentaron niveles por debajo del límite de detección del método analítico empleado en todos los casos

analizados. En cambio en los sedimentos los resultados presentaron un rango de variación entre los 0,10 a 0,87 mg HCT/g sedimento (en peso seco), presentando una tendencia general homogénea, con los valores mínimos registrados en Agosto y los máximos en Enero y Octubre. Se observó una tendencia general decreciente hacia las estaciones #7, #8 y #9 (zona más interna del estuario).

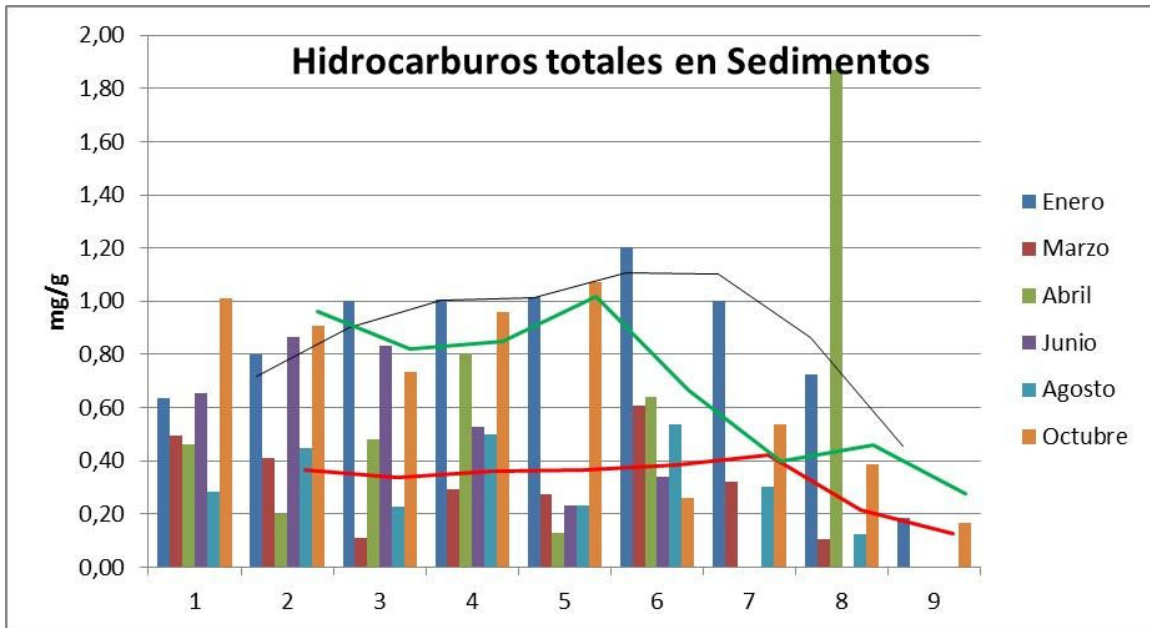


Figura 50: Distribución de hidrocarburos totales (HCT) en sedimentos superficiales del área bajo estudio.



2.4. **COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS**

Se estudió la distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales de tres campañas durante este período: C-05 (mar/10), C-07 (jun/10) y C-09 (oct/10).

Las muestras de la campaña C-05 (mar/10) presentaron residuos de compuestos organoclorados en tres (3) de las siete (7) estaciones de muestreo estudiadas (con excepción de las #2, #3, #5 y #6, en las que estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado). Los valores registrados variaron entre los 0,94 ng/g y los 10,11 ng/g (**Tabla 2**). En todos los casos el compuesto predominante fue el **o-p'** - **DDE** (metabolito de la degradación del DDT).

En el análisis de la C-07 (jun/10) la mayoría de las estaciones evaluadas presentaron concentraciones inferiores al límite de detección del método analítico empleado, y sólo dos de las estaciones presentaron niveles detectables: 7,94 ng/g (Est.#7) y 85,62 ng/g (Est.#3), siendo en ambos casos el compuesto predominante el **Endosulfán II** (**Tabla 3**).

Por último, las muestras de la campaña C-09 (oct/10) presentaron residuos de compuestos organoclorados en cuatro (4) de las siete (7) estaciones de muestreo (con excepción de las #1, #6 y #7, en las que estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico empleado). Los valores registrados variaron entre los 1,90 ng/g y los 6,10 ng/g (**Tabla 4**). En todos los casos el compuesto predominante fue el **Endosulfán II**.

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 se ha registrado la presencia de residuos de metabolitos del DDT (o-p' - DDE) y del insecticida/acaricida Endosulfán II (**Tablas 2, 3 y 4**).

Estación	Compuesto (ng/g, p.s.)	Compuesto dominante
Est #1	10,11	o-p' - DDE
Est #2	< 0,01	---
Est #3	< 0,01	---
Est #4	8,54	o-p' - DDE
Est #5	< 0,01	---
Est #6	< 0,01	---
Est #7	0,94	o-p' - DDE

Tabla 2: Distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales de la campaña C-05 (04/mar/10).

Estación	Compuesto (ng/g, p.s.)	Compuesto dominante
Est #1	< 0,01	---
Est #2	< 0,01	---
Est #3	85,62	Endosulfán II
Est #4	< 0,01	---
Est #5	< 0,01	---
Est #6	< 0,01	---
Est #7	7,94	Endosulfán II

Tabla 3: Distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales de la campaña C-07 (14/jun/10).

Estación	Compuesto (ng/g, p.s.)	Compuesto dominante
Est #1	< 0,01	---
Est #2	6,10	Endosulfán II
Est #3	2,50	Endosulfán II
Est #4	1,90	Endosulfán II
Est #5	4,20	Endosulfán II
Est #6	< 0,01	---
Est #7	< 0,01	---

Tabla 4: Distribución de compuestos organoclorados en sedimentos superficiales de la campaña C-09 (26/oct/10).

CONCLUSIONES PARA EL PERIODO ESTUDIADO

La zona interior del estuario de Bahía Blanca, estudiada durante el año 2010 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 descrita 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 presentaron concentraciones variadas. Ninguna de las distribuciones observadas presentó predominio de algún metal en la zona exterior del área de

estudio. Algunos de estos metales disueltos presentaron concentraciones medias más bajas que en etapas anteriores (Pb, Hg), otros niveles similares (Cu, Zn), y otros superiores que en las fases previas (Cd, Cr, Ni).

- vi. Todos los **metales pesados** estudiados 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. Alguno (Cu) mostró estar aumentando sus concentraciones, otro (Hg) mantuvo el mismo nivel de concentraciones, mientras que la mayoría (Cd, Pb, Zn, Cr, Ni) presentaron niveles medios inferiores que los de las etapas previas.
- vii. Los niveles de Cr y Hg acumulados en los sedimentos del sistema parecen estar estabilizados con respecto a los valores de los últimos años. Los de Cu han sufrido un aumento significativo, a diferencia de lo registrado en los últimos años. Finalmente, los de Cd, Pb, Zn y Ni muestran un decremento en sus niveles en los sedimentos del estuario.
- viii. Los niveles determinados de **hidrocarburos aromáticos policíclicos** en los **sedimentos** superficiales del área de estudio en el estuario, presentaron concentraciones correspondientes a **nivel I** (moderado impacto antrópico) y **nivel II** (moderado a alto grado de contaminación). En ningún caso se registraron casos en el **nivel III** (procesos de contaminación severa).
- ix. En el **músculo de las dos especies** de peces estudiadas (*Cynoscion guatucupa* y *Micropogonias furnieri*) no se registraron residuos de Cd, Pb y Cu, y sí de los otros metales analizados (Zn, Cr, Ni y Hg).
- x. En cambio en todas las muestras de **hígado de ambas especies** se registraron residuos de todos los metales estudiados, con la única excepción de Pb en el de corvina rubia.
- xi. En general, todos los metales tuvieron en mayores concentraciones en el hígado que en el músculo.

- xii. Muy pocos de los metales estudiados parecen estar bioacumulándose en el músculo de las especies estudiadas: Ni y Hg en el de pescadilla, y Ni en el de corvina.
- xiii. En el caso de los hígados, Cd, Zn, Cr, Ni y Hg se bioacumulan en el de pescadilla, y Cd, Cu, Zn, Ni y Hg en el de corvina.
- xiv. Los **hidrocarburos totales disueltos/dispersos** estuvieron por debajo del límite de detección del método analítico en todos los casos, mientras que los **HCT en sedimento** fueron bajos para todas las muestras analizadas.
- xv. En las tres campañas en que se midió **organoclorados** en los sedimentos superficiales se registraron valores detectables, pero relativamente bajos.

RECOMENDACIONES

La información generada para este Informe, junto con la previa oportunamente reportada en el marco del Programa de Monitoreo vigente (**IADO, 2002; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2010**) permite caracterizar con claridad algunos aspectos de la estructura y funcionamiento ambiental de este sistema natural, y así proponer algunas instancias futuras que permitan completar las “lagunas de conocimiento” identificadas.

En ese sentido, en virtud al trabajo desarrollado en los últimos diez (10) años, se pueden identificar los siguientes **puntos altos** en el conocimiento del sistema, y los correspondientes **puntos bajos**:

1. TEMAS CON MUCHA INFORMACION RELEVANTE SOBRE EL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA

- Ciclos productivos del estuario: nutrientes inorgánicos, pigmentos fotosintetizadores, materia orgánica.
- Condiciones físico-químicas de la zona interior del estuario
- Distribución de metales traza potencialmente tóxicos en sedimentos del estuario
- Información parcial sobre metales en tejidos de peces explotados comercialmente en el estuario
- Información parcial sobre hidrocarburos (particularmente PAHs), plaguicidas (OCs) y otros compuestos orgánicos potencialmente tóxicos (por ej., OTs)

2. TEMAS QUE REQUIEREN INFORMACIÓN Y SOBRE LOS CUALES SERÍA BUENO HACER FOCO EN LAS PRÓXIMAS ETAPAS DEL PROGRAMA DE MONITOREO

- Metales en peces (tanto especies explotadas comercialmente, como otras endémicas del estuario)
- Compuestos orgánicos persistentes (COPs) en peces y otros organismos del estuario

- Potenciales efectos biológicos de sustancias contaminantes y de microorganismos patógenos sobre esas poblaciones, y su potencialidad de transferencia a la población humana
- Conservar un esquema mínimo de monitoreo que permita verificar la evolución de los parámetros bien conocidos, en incluidos en el *item 1*.

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. 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.
- Arias A., Vazquez- Botello A., Tombesi N., Ponce-Velez G., Freije R., Marcovecchio J. 2009.** 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., Piccolo, M.C., Spetter, C.V., Freije, R.H., Marcovecchio J.E. 2011.** Lessons from multi-decadal oceanographic monitoring at an estuarine ecosystem in Argentina. *International Journal of Environmental Research* (en prensa)
- 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 Cuatros, 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. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- 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. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- 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. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- 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. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>

- IADO, 2009.** Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. **Informe Final**, Instituto Argentino de Oceanografía: 107 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- IADO, 2010.** Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca. **Addenda al Informe Final 2009**. Instituto Argentino de Oceanografía: 92 pp. Disponible en <http://www.bahiablanca.gov.ar/cte/index.html>
- 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 end 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. **The Science of the Total Environment** 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, *Fisheries Research Board of Canada* 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.
- US EPA (*Environmental Protection Agency*). 1995. Method N°508: Determination of chlorinated pesticides in water by gas chromatography with an electron capture detector. **US EPA N°508**, 30 pp.
- US EPA (*Environmental Protection Agency*). 1996. Method N°8081-A: Organochlorine pesticides by gas chromatography. **US EPA N°8081-A**, 44 pp.
- US EPA (*Environmental Protection Agency*). 2000. Method N°8081-B: Organochlorine pesticides by gas chromatography. **US EPA N°8081-B**, 57 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. ***Estuarine Coastal & Shelf Science*** 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 (3^{RA} CUENCA)**

En forma complementaria al Programa de Monitoreo desarrollado en la zona interior del estuario de Bahía Blanca, en las 6 (seis) campañas se realizaron muestreos 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 ay feopigmentos) en la mencionada estación.

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 continuación se comentan brevemente los resultados obtenidos en el análisis de los parámetros evaluados:

a. Parámetro físico - químicos

Los valores de temperaturas registrados en estas campañas variaron entre los 9,4°C (C-07, de junio de 2010) y los 24,5°C (C-04, de enero de 2010) (**Figura 51**). Esas temperaturas son del mismo orden que las registradas en la misma época en la Zona Interior de estuario, que variaron entre los 7,2 y 24,4°C en las C-08 de ago/10 y C-04 de ene/10 respectivamente (**Figura 2**).

Por su parte la salinidad presentó valores altos, con un rango de variación que estuvo entre los 29,79 ups (C-05, mar/10) y los 35,15 ups (C-04, ene/10) (**Figura 51**). 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 30,37 ups (C-05, mar/10) y las 36,05 ups (C-08, ago/10) (**Figura 3**).

Los valores de pH que se registraron en canal de desagüe de la descarga cloacal variaron entre 7,9 upH (C-07 de jun/10 y C-09 de oct/10) y 8,3 upH (C-04 de ene/10 y C-08 de ago/10) (**Figura 51**). Estos valores de pH fueron similares a los registrados en la Zona Interior del estuario, que presentó exactamente el mismo rango de variaciones (7,9 a 8,3) para el período bajo estudio (**Figura 4**).

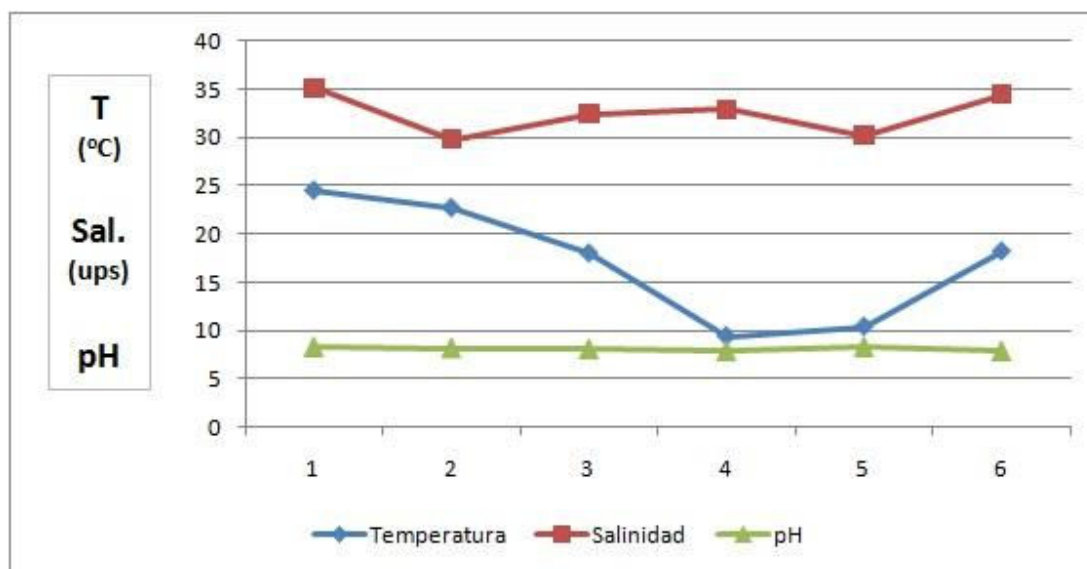


Figura 51: Distribución de temperatura, salinidad y pH en la estación #8 de las campañas de 2010.

En el análisis de los datos de turbidez en las muestras de la estación #08 se observó una variación entre las 28 unt (C-07, jun/10) y las 247 unt (C-04, ene/10) (**Figura 52**). Estos datos son comparables a los de la Zona Interior de estuario, donde –para este período– se registraron valores que variaron entre las 16 unt (C-07, jun/10) y las 310 unt (C-06, abr/10) (**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 4,7 y 8,6 mg/L (C-06 de jun/10, y C-08 de ene/09, respectivamente) (**Figura 52**). 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 5,1 mg/L (C-04, ene/10) y los 10,8 mg/L (C-08, ago/10) (**Figura 5.a**). En este sentido es importante destacar que el porcentaje de saturación de oxígeno en la zona de la descarga varió entre 60 y 93%, con un valor promedio de 75% (**Figura 52**), lo que resulta significativamente inferior a los porcentajes calculados para la Zona Interior del estuario para el mismo período, que variaron entre 72 y 117%, con un promedio de 90% (**Figura 5.b**).

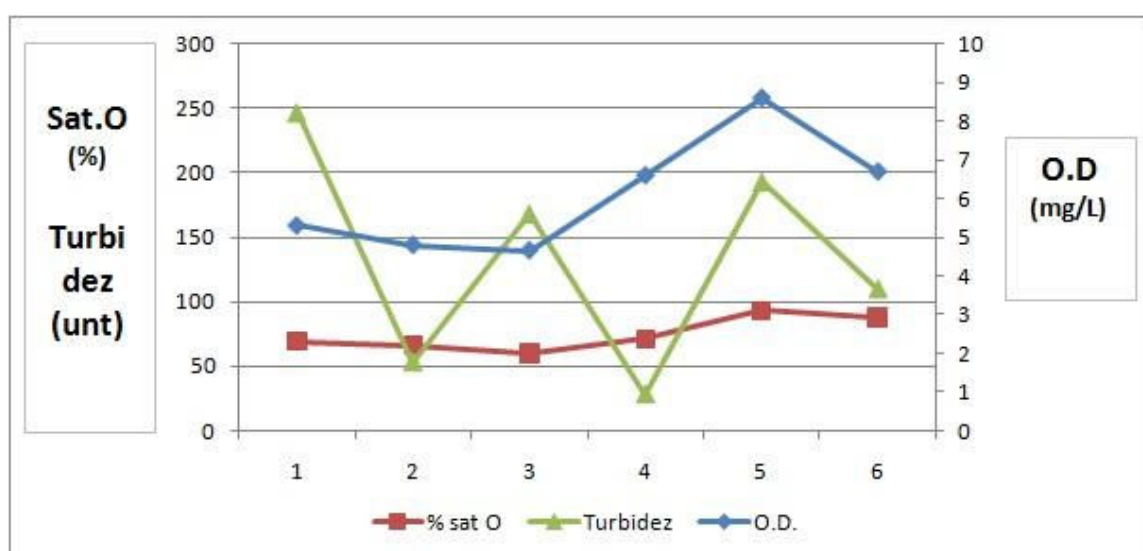


Figura 52: Distribución de oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en el agua del estuario y pH en la estación #8 de las campañas de 2010.

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, con la excepción de los de OD (y consecuentemente los del % de saturación de oxígeno) que fueron significativamente inferiores en la zona de la descarga. 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 competa para la que fue construída, 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, y a diferencia de lo informado en el Programa anterior (**IADO, 2009, 2010**) se observó un predominio de una de las formas oxidadas (nitrato), con una diferencia significativa entre sus concentraciones y las de amonio y nitrito que fueron mucho

menores (**Figuras 53 y 54**). Así, los niveles de nitrato variaron entre los 9,10 $\mu\text{mol/L}$ (C-08, ago/10) y los 73,27 $\mu\text{mol/L}$ (C-07, jun/10), valores que resultaron significativamente mayores ($p < 0,01$) que los informados en las fases previas del estudio (**IADO, 2009; 2010**). Estos valores fueron mayores que los registrados en el mismo período en la zona interior del estuario (**Figuras 7.a, 7.b y 7.c**), aunque las diferencias registradas no fueron estadísticamente significativas.

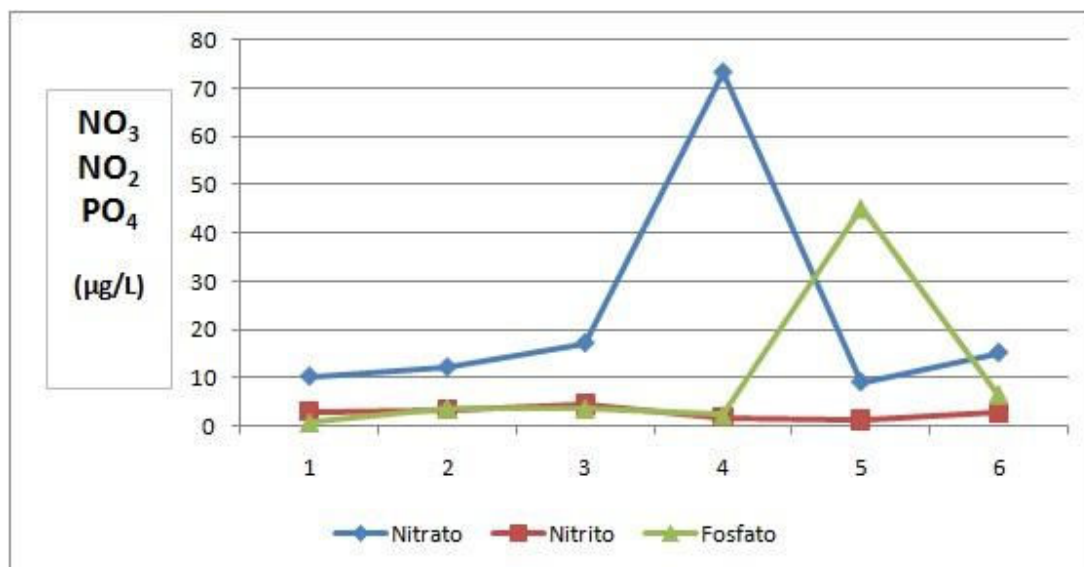


Figura 53: Distribución de nitrato, nitrito y fosfato (μmol) en la estación #8 de las campañas de 2010.

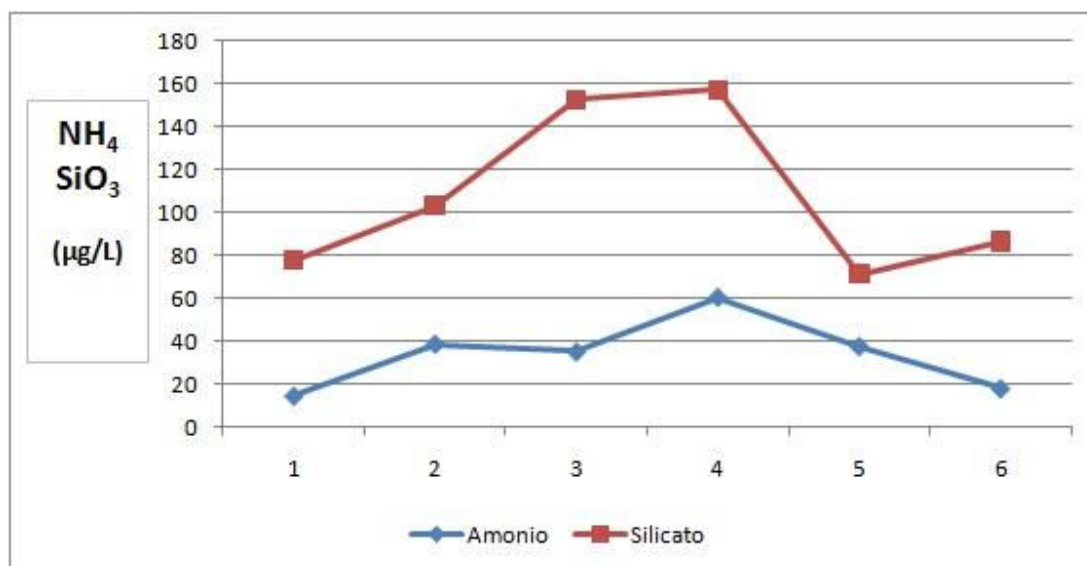


Figura 54: Distribución de amonio y silicato (μmol) en la estación #8 de las campañas de 2010.

Por su parte, la distribución de nitrito en el canal receptor de la descarga cloacal varió entre los 1,31 $\mu\text{mol/L}$ (C- 08, ago/10) y los 4,51 $\mu\text{mol/L}$ (C- 06, abr/10)(**Figura 53**), valores que también resultaron significativamente mayores ($p < 0,01$) que los informados en las fases previas del estudio (**IADO, 2009; 2010**). También en este caso los valores de nitrito fueron similares o ligeramente menores que los determinados en el mismo período en la zona interior del estuario (**Figura 7.b**).

Finalmente, los valores de amonio en el canal receptor de la descarga cloacal variaron entre los 14,57 $\mu\text{mol/L}$ (C-04, ene/10) y los 60,52 $\mu\text{mol/L}$ (C-07, jun/10)(**Figura 54**), valores que también resultaron significativamente mayores ($p < 0,01$) que los informados en las fases previas del estudio (**IADO, 2009; 2010**). Estos valores resultaron significativamente superiores a los registrados en la zona interior del estuario (**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 0,83 $\mu\text{mol/L}$ (C-04, ene/10) y los 45,19 $\mu\text{mol/L}$ (C-08, ago/10)(**Figura 53**). Estos valores son superiores a los determinados en las fases previas de este estudio (**IADO, 2009; 2010**), y también resultaron significativamente superiores a los registrados en la zona interior del estuario durante el mismo período (**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 71,28 $\mu\text{mol/L}$ (C-08, ago/10) y los 157,19 $\mu\text{mol/L}$ (C-07, jun/10) (**Figura 54**), los que resultaron significativamente mayores que los previamente informados para esta zona (**IADO, 2009; 2010**). Estos valores resultaron similares a los registrados en la zona interior del estuario (**Figura 8.b**).

El aumento de carga de nutrientes en esta zona con respecto a la región interior del estuario puede responder a una descarga significativa que queda acantonada en las

proximidades de la planta de tratamiento. Esta situación no ha llegado a niveles críticos hasta este momento, pero si esta situación se mantiene en el tiempo habría que ser muy cuidadosos, considerando que un incremento significativo de nutrientes en una zona de circulación restringida (como es el lugar donde se localiza la PTEC) puede desembocar en un proceso de eutroficación, que potencialmente resultaría muy perjudicial para la salud integral del estuario.

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 1,66 $\mu\text{g/L}$ (C-07, jun/10) y los 47,94 $\mu\text{g/L}$ (C-08, ago/10)(**Figura 55**). Estos valores fueron similares o ligeramente superiores a los registrados para la zona interior del estuario para el mismo período, que oscilaron entre los 1,55 $\mu\text{g/L}$ y los 34,08 $\mu\text{g/L}$ (**Figura 9.a**). También se observó una adecuada sincronización 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.

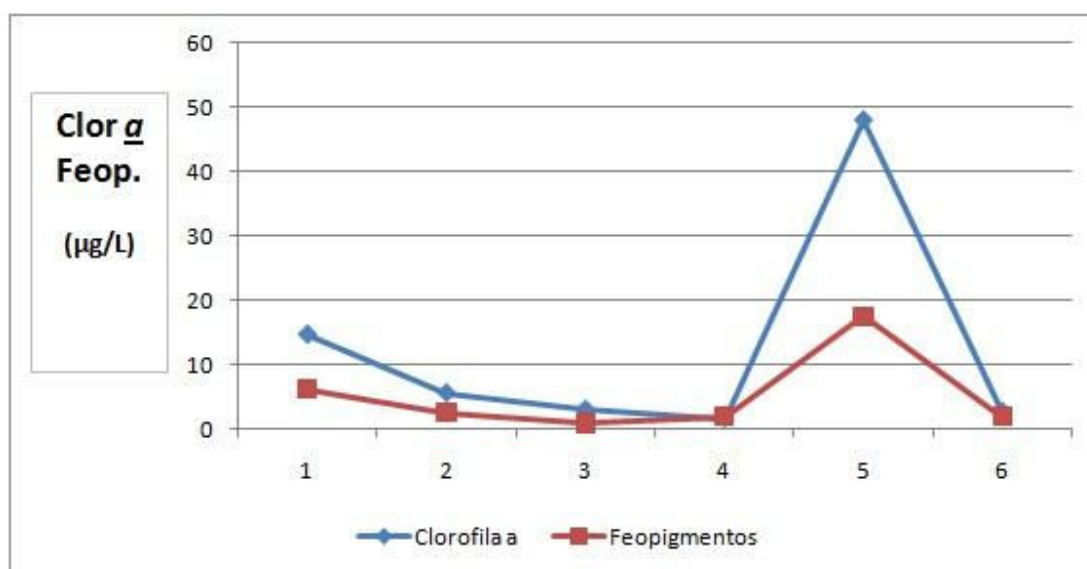


Figura 55: Distribución de clorofila a y feopigmentos ($\mu\text{g/L}$) en la estación #8 de las campañas de 2010.

Por su parte la distribución de feopigmentos en el canal de descarga de la nueva cloaca presentó una variación entre los 0,89 $\mu\text{g/L}$ (C-06, abr/10) y los 17,55 $\mu\text{g/L}$ (C-08, ago/10) (**Figura 55**). Para comparar estos valores con los determinados en la zona interior del estuario, vale comentar que estos últimos variaron entre 0,07 y 1,91 $\mu\text{g/L}$ (**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 137 mg C/m^3 (C-05, mar/10) hasta los 3701 mg C/m^3 (C-08, ago/10) (**Figura 56**). Ese rango de valores fue similar al registrado en la zona interior del estuario, aunque allí los niveles máximos fueron significativamente mayores que los registrados en el área del canal de descarga (**Figura 10**).

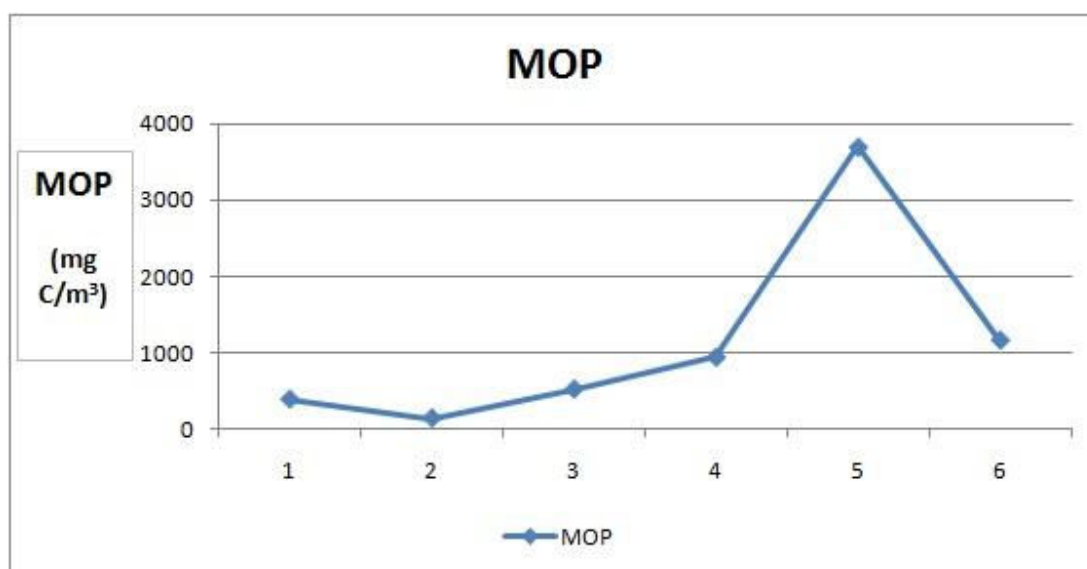


Figura 56: Distribución de materia orgánica particulada –MOP– (mg C/m^3) en la estación #8 de las campañas de 2010.

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 el aumento significativo en la concentración de nutrientes (sobre todo de N y P) con respecto a los valores medidos en la zona interior del estuario, es necesario mantener el monitoreo para evaluar la situación de estos compuestos. Si el incremento se sostiene en el tiempo, hay riesgo de **eutroficación** de la zona.

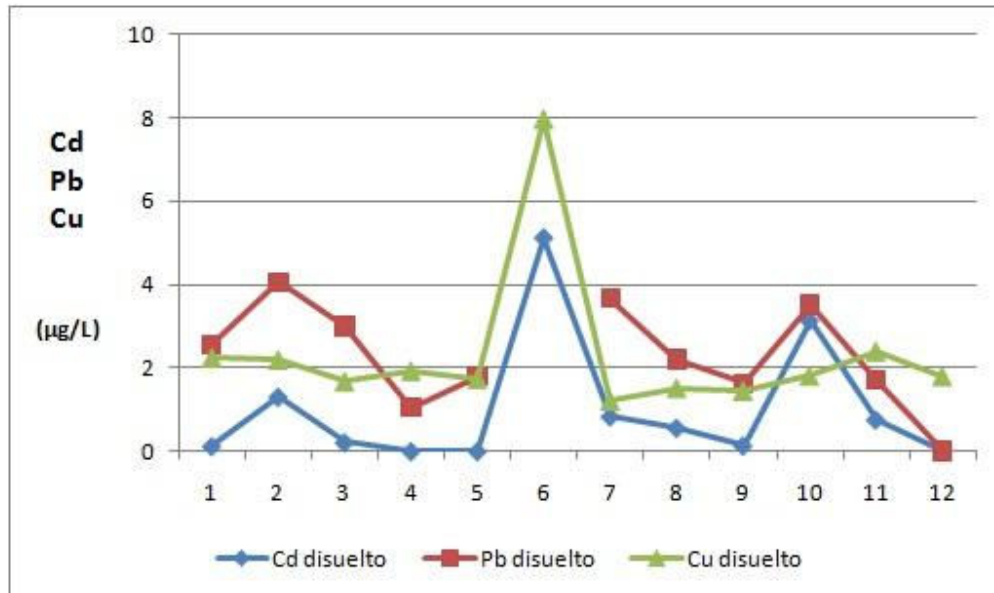
Por último, y teniendo en cuenta que la planta de tratamiento aun no recibe la descarga de la cuenca completa para la que está diseñada (recién recibe < 10%), deberá vigilarse atentamente esta estación para evitar problemas importantes en un área de muy baja energía del estuario, lo que hace que aumenten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

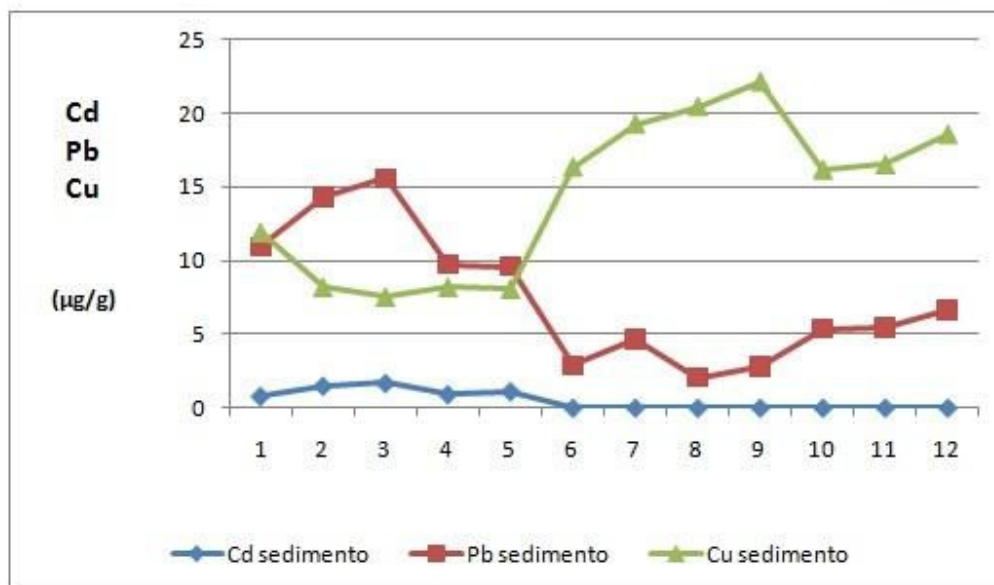
=====

b. Sustancias potencialmente contaminantes

En el estudio de metales traza en la Est.#8 se registraron los siguientes resultados:



(a)



(b)

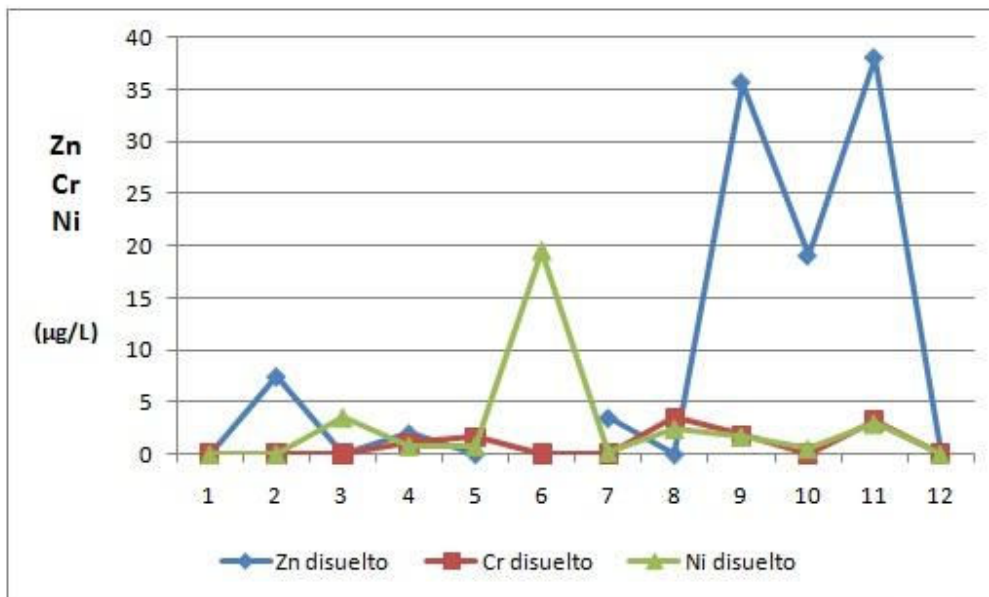
Figura 57: Distribución de cadmio, plomo y cobre en la estación #8 de las campañas de 2010. (a): disuelto ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); (b): en sedimentos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s.)

Los valores de Cd disuelto variaron entre los 0.01 y 5.12 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 57.a**), valores que resultaron significativamente mayores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 1.11 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 14.a**). Por su parte los valores de Cd en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 0.01 y 1.69 $\mu\text{g Cd.g}^{-1}$, p.s. (**Figura 57.b**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 1.79 $\mu\text{g Cd.g}^{-1}$, p.s. ; **Figura 14.b**).

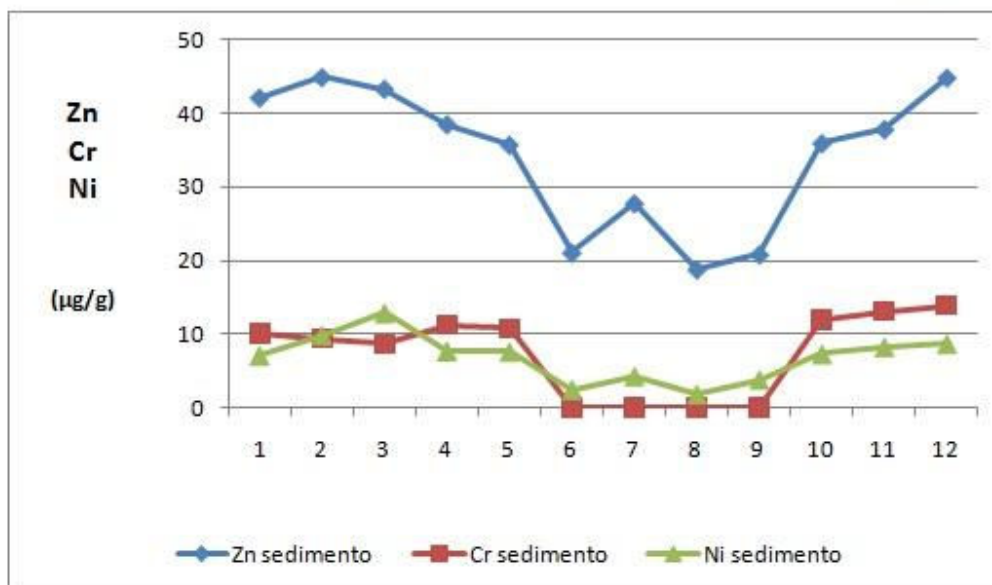
Los valores de Pb disuelto variaron entre los 2.04 y 4.06 $\mu\text{g.L}^{-1}$, con un valor *outlier* de 47.75 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 57.a**), valores que resultaron ser similares o ligeramente (no significativo) mayores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 3.31 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 19.a**). Por su parte los valores de Pb en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 2.04 y 15.60 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, p.s. (**Figura 57.b**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 18.70 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, p.s. ; **Figura 19.b**).

Por su parte los valores de Cu disuelto variaron entre los 1.21 y 7.98 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 57.a**), valores que resultaron ser similares o ligeramente (no significativo) mayores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 8.66 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 24.a**). Por su parte los valores de Cu en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 7.57 y 22.13 $\mu\text{g Cu.g}^{-1}$, p.s. (**Figura 57.b**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 25.30 $\mu\text{g Cu.g}^{-1}$, p.s. ; **Figura 24.b**).

Los valores de Zn disuelto variaron entre los 0.01 y 38.00 $\mu\text{g.L}^{-1}$, con un valor *outlier* de 372.72 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 58.a**), valores que resultaron ser similares o ligeramente (no significativo) mayores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 3.31 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 29.a**). Por su parte los valores de Pb en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 2.04 y 15.60 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, p.s. (**Figura 58.b**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 47.98 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, p.s., con un *outlier* de 197.44 $\mu\text{g Pb.g}^{-1}$, p.s. ; **Figura 29.b**).



(a)



(b)

Figura 58: Distribución de zinc, cromo y níquel en la estación #8 de las campañas de 2010. (a): disuelto ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); (b): en sedimentos ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s.)

Los valores de Cr disuelto variaron entre los 0.01 y $3.48 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (**Figura 58.a**), valores que resultaron ser menores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de $7.92 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (**Figura 34.a**). Por su parte los valores de Cr en sedimentos de la zona próxima

a la Est.#8 variaron entre los 0.01 y 13.89 $\mu\text{g Cr.g}^{-1}$, p.s. (**Figura 58.b**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 13.53 $\mu\text{g Cr.g}^{-1}$, p.s. ; **Figura 34.b**).

Los valores de Ni disuelto variaron entre los 0.01 y 19.48 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 58.a**), valores que resultaron ser mayores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 8.59 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 44.a**). Por su parte los valores de Ni en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 1.82 y 12.95 $\mu\text{g Ni.g}^{-1}$, p.s. (**Figura 58.b**), valores del mismo orden de magnitud que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 13.76 $\mu\text{g Ni.g}^{-1}$, p.s. ; **Figura 39.b**).

Por último, los valores de Hg disuelto variaron entre los 0.01 y 0.37 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 59.a**), valores que resultaron ser similares o menores que los medidos en el estuario, donde el máximo registrado fue de 1.06 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (**Figura 39.a**). Por su parte los valores de Hg en sedimentos de la zona próxima a la Est.#8 variaron entre los 0.004 y 0.448 $\mu\text{g Hg.g}^{-1}$, p.s. (**Figura 59.b**), valores del mismo orden de magnitud o ligeramente superiores que los registrados en los sedimentos del estuario para el mismo período (máximo : 0.185 $\mu\text{g Hg.g}^{-1}$, p.s. ; **Figura 39.b**).

Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos en esta fase del Programa de Monitoreo para la zona aledaña a la Est.#8, en las proximidades de la descarga de la Nueva Planta de Tratamiento de Efluentes Cloacales (3^{ra} Cuenca) de la ciudad de Bahía Blanca, se puede concluir que:

- Todos los metales traza evaluados en esta fase fueron registrados, tanto en su forma disuelta como acumulados en los sedimentos.
- Entre los metales disueltos se observaron 4 tendencias diferentes entre los elementos estudiados: algunos (Cd, Ni) presentaron concentraciones mayores que las

determinadas en el estuario; otros (Pb, Cu, Zn), presentaron niveles similares o ligeramente superiores; un tercero (Hg) presentó un nivel similar o ligeramente inferior; y el último (Cr) mostró concentraciones menores que las del estuario.

- En el caso de los sedimentos los metales mostraron dos tendencias diferentes: la mayoría de los elementos estudiados (Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni) presentaron niveles similares que los del estuario; y el restante (Hg) presentó niveles similares o ligeramente superiores que los del estuario.

- Los resultados obtenidos, junto con el hecho de que la Planta de Tratamientos todavía está funcionando muy por debajo de su capacidad de conexión al sistema cloacal de la ciudad, destacan claramente la necesidad de continuar su monitoreo en forma permanente.