



Programa: Monitoreo de Cuerpos Receptores

Subprograma: Estuario de Bahía Blanca

Objetivos del Subprograma: Mantener un sistema de vigilancia de la calidad ambiental del Estuario. Disponer de un sistema de información de los aspectos químicos, físicos, biológicos, microbiológicos y de impacto ambiental para la preservación de la calidad ambiental del Estuario de Bahía Blanca.

Período: Enero a Diciembre de 2018

Copia sin auditar



Resumen del Plan de Trabajo

En la siguiente tabla se detallan las tareas desarrolladas para este subprograma, que se han dividido en dos grandes secciones según se estudie el estuario en si o los afluentes al mismo:

Tareas	
ESTUARIO DE BAHIA BLANCA	
1. Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental del Estuario de Bahía Blanca.....	03
2. Estudio Ecotoxicológico del Estuario.....	23
3. Bioindicadores Costeros: Ostras.....	30
MONITOREOS DE APORTES NO INDUSTRIALES	
1. Monitoreo de Arroyos.....	43
2. Monitoreo de la Descarga Cloacal 3 ^{ra} Cuenca.....	48
3. Evaluación del Impacto Bacteriológico de la Descarga Cloacal de la 3 ^{ra} Cuenca en la Zona Interna del Estuario	52
ANEXO.....	59

ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA

1 Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental del Estuario de Bahía Blanca

El estuario de Bahía Blanca está ubicado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, entre los 38°45' y 39°25' de latitud sur y 61°45' y 62°25' de longitud oeste (Figura I). Tiene una forma alargada en dirección NO-SE, de una longitud de aproximadamente 80 km, con un canal principal y varios canales secundarios que separan extensas planicies de marea e islas (Piccolo *et al.*, 2008). Las características climáticas de esta zona corresponden a un clima seco y templado. Los vientos predominantes son del NO, y soplan con frecuencia e intensidad variables.



Figura I. Ubicación del estuario de Bahía Blanca

La región está surcada por un gran número de canales marinos que desaguan en el Canal Principal de Navegación, el cual se destaca claramente en bajamar, con unos 400 km² de superficie, mientras que en condiciones de pleamar las aguas cubren una superficie próxima a los 2300 km² (Marcovecchio y Ferrer, 2005).

La característica general de la Bahía es la presencia de numerosos canales y la típica composición de sus sedimentos, limosos en su nacimiento y predominantemente arenosos en la boca, con

variaciones en la proporción limo-arcillosa a arcillo-limosa entre ambas zonas (Cuadrado *et al.*, 2004).

La hidrografía del área está afectada por cambios climatológicos y la cuenca interna del sistema presenta características estuariales transitorias en períodos de precipitaciones intensas (Piccolo *et al.*, 2008). La salinidad del agua varía entre 17 y 38 en función a los regímenes estacionales de lluvias, vientos y temperaturas (Freije *et al.*, 2008). Las oscilaciones de marea de 4 m y los vientos predominantes del noroeste crean una fuerte corriente de marea, la cual facilita la mezcla del agua dando por resultado una distribución verticalmente uniforme de los parámetros oceanográficos. El intercambio de agua está influenciado por un régimen de mareas semidiurno y la entrada de agua dulce está restringida a pequeñas corrientes, arroyos y ríos. Los canales de la Ballena, Maldonado y el arroyo Galván desaguan en el veril norte del Canal Principal de Navegación mientras que en el veril sur se vierten los canales Bermejo, Tres Brazas, de la Lista y del Embudo, y los arroyos Laborde, de las Vizcachas y Cabeza de Buey (Figura I).

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

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

Las principales vías de acceso de materiales y sustancias de origen antrópico a este sistema son efluentes de los núcleos urbanos, así como de origen industrial (el polo industrial se compone en su mayoría de refinerías, plantas petroquímicas y fábricas de productos sintéticos) o generados por otras industrias asentadas en la región (lavaderos de lanas, plantas textiles, silos y molinos cerealeros, curtiembres y frigoríficos, e industrias relacionadas) (Marcovecchio *et al.*, 2001). Todos estos residuos ingresan al estuario a través de los cursos de agua dulce que desaguan en la Bahía. Además, y a través de las actividades de refinerías e industrias petroquímicas, así como del almacenamiento y transporte de petróleo y combustibles derivados, ingresan al sistema compuestos orgánicos de distintos tipos (Perillo *et al.*, 2006). El dragado del Canal Principal de Navegación es otra de las actividades importantes en el área que inciden en el transporte de sustancias potencialmente contaminantes (Marcovecchio, 2000). Por último, vale la pena destacar que existe un continuo aporte atmosférico de sustancias, proveniente de la utilización de

combustibles fósiles, humos y partículas en suspensión producto de actividades industriales y urbanas (Arias *et al.*, 2010).

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; 2003; 2004; 2006; 2008; 2009; 2010), se planteó la realización de la presente etapa del 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:

1. Se decidió llevar a cabo una evaluación de condiciones ambientales del sistema, incluyendo aspectos físico-químicos y químicos, microbiológicos, y biológicos (biología de algunas especies de peces, zooplancton y comunidades bentónicas).
2. Para el desarrollo de los trabajos de química y microbiología se diseñó un programa de estudio que incluye seis estaciones de muestreo: cinco distribuidas en el Canal Principal, y una en las proximidades de la descarga de planta de tratamientos cloacales de la 3^{ra} Cuenca (Figura II).

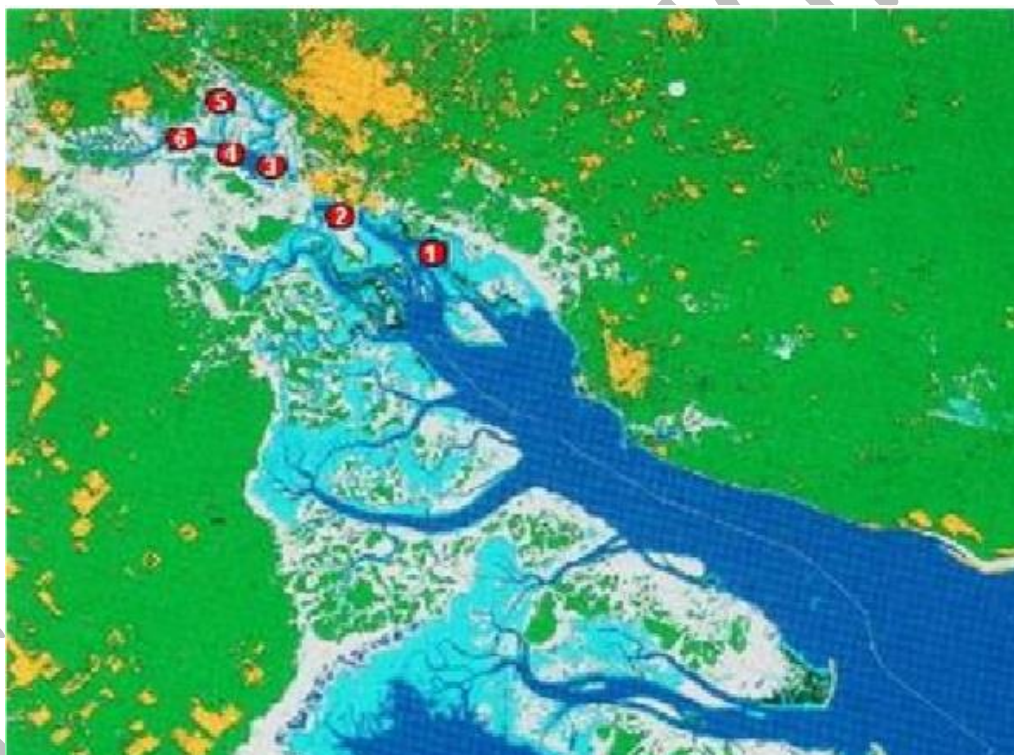


Figura II: Ubicación de las estaciones de monitoreo de Qca Marina, Microbiología y Ecotoxicología.

- 1: proximidades de la desembocadura cloacal BB (CLO)
- 2: proximidades de Ingeniero White (IW)
- 3: Canal Galván, proximidades de descarga del Polo Petroquímico (cPG)
- 4: proximidades de Maldonado (M)
- 5: proximidades de la descarga de la 3^{ra}. Cuenca cloacal (3^aC)
- 6: proximidades de Puerto Cuatrerros (PC)

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.

3. Las áreas de muestreo de peces fueron la zona del Canal del Embudo, las proximidades de Puerto Cuatrerros y las proximidades del Canal Vieja (Figura III).

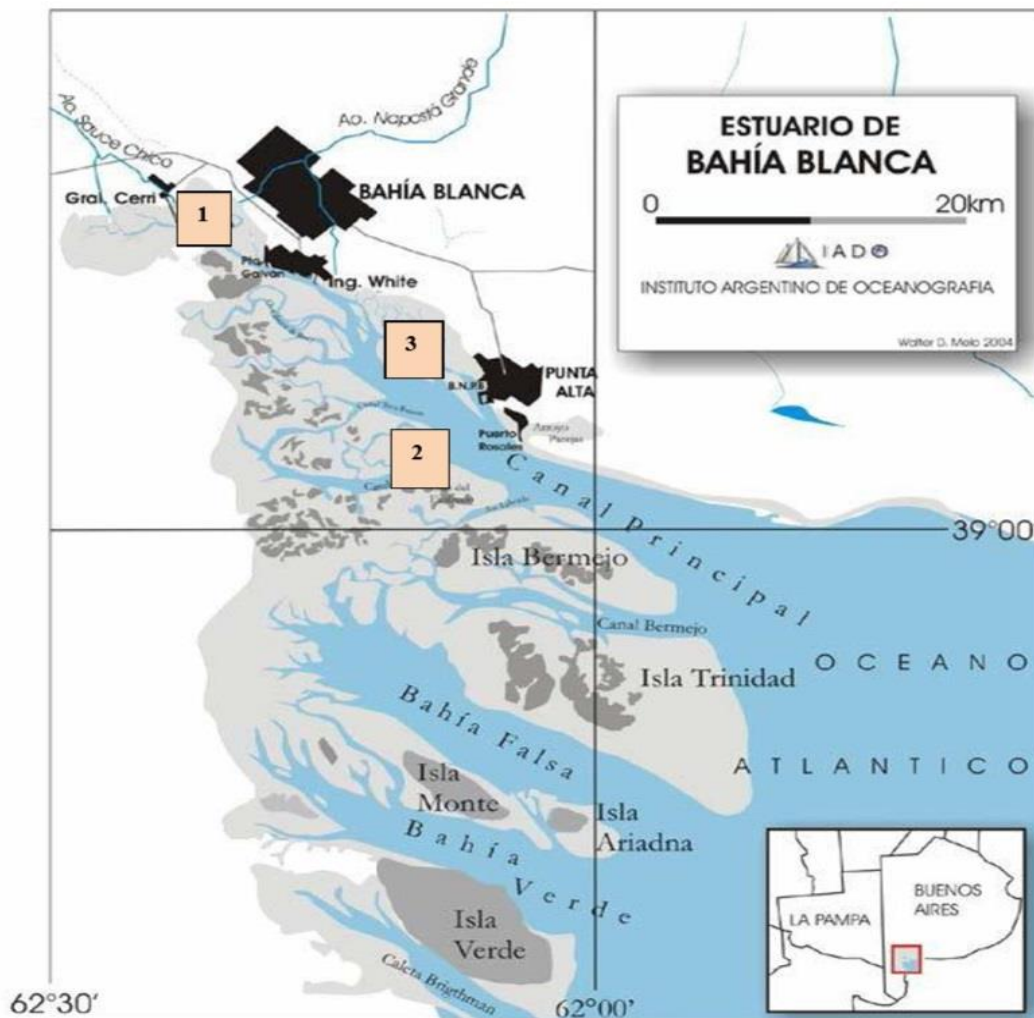


Figura I.3: Ubicación de la estaciones de muestreo de peces y zooplancton.

PG: proximidades de Puerto Cuatrerros.

CE: Canal del Embudo

CV: Canal Vieja

4. Las muestras destinadas al estudio de comunidades bentónicas se tomaron en zonas del Canal Principal de Navegación, y en áreas vinculadas con descargas de canales (por ej., Canal Maldonado, Canal Vieja y Canal Galván) (Figura IV).

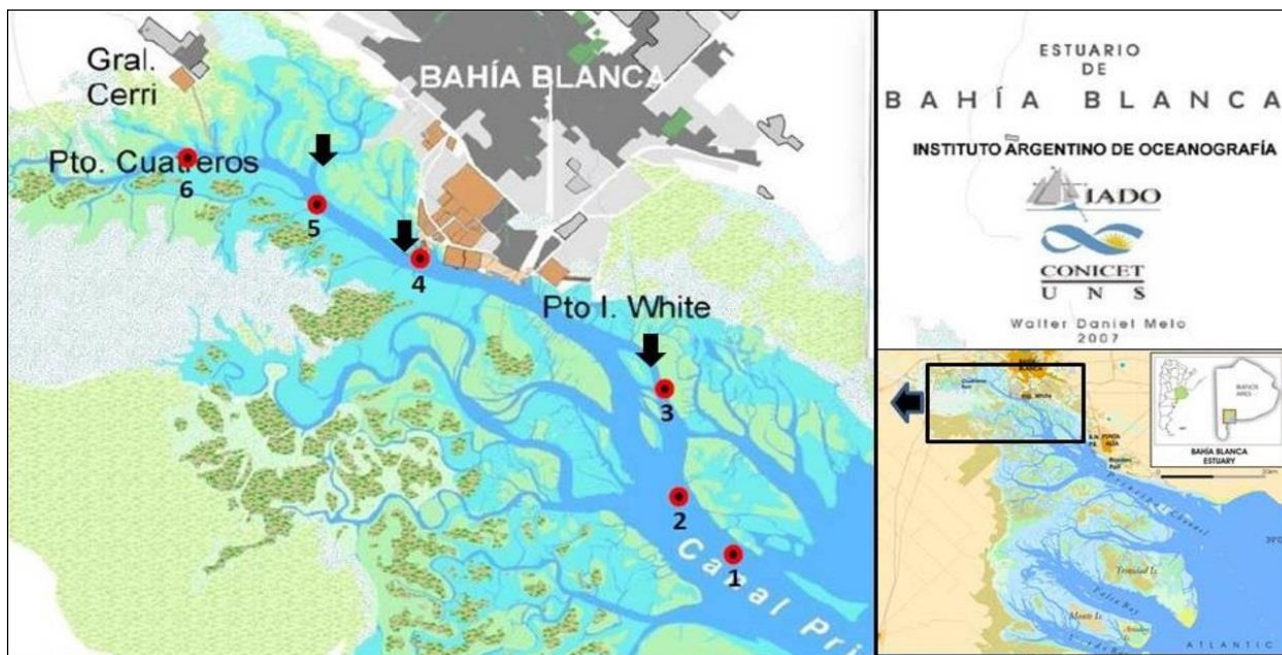


Figura IV: Ubicación de las estaciones de muestreo para el estudio de comunidades bentónicas. Círculos rojos indican áreas de muestreo en el Canal Principal de Navegación. Flechas negras indican muestreos ligados a emisarios (Canal Maldonado, Canal Vieja, Canal Galván)

5. Las frecuencias de toma de muestra se describen en cada uno de los capítulos correspondientes, a continuación en el presente informe.

Durante el 2018, se dio continuidad con el Convenio entre la Municipalidad de Bahía Blanca y el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET/UNS), en donde se realizaron dos campañas de muestreo dentro del "Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca". Las dos primeras campañas realizadas se realizaron en agosto y diciembre del 2017, finalizando el periodo de monitoreo con las campañas de febrero y mayo del 2018. Con estas últimas campañas, se dio por finalizado el convenio del periodo 2017/2018.

Las tareas realizadas incluyeron las siguientes actividades:

(I) INTRODUCCIÓN GENERAL.

I.1. Aspectos históricos y culturales del estuario.

I.2. Descripción del área de trabajo. Ubicación y características de las estaciones de muestreo.

(II) PECES, con las siguientes sub-secciones:

II.1. Aspectos biológicos de las cuatro especies de peces del estuario de Bahía Blanca.

II.2. Análisis de PAHs en peces y organoclorados.

II.3. Análisis cuali y cuantitativo del mesozooplancton.

II.4. Metales en 4 especies de peces.

II.5. Indicadores moleculares de alerta temprana en *Ramnogaster arcuata*.

II.6. Integración estado de salud de los peces evaluados.

(III) MICROBIOLOGIA de la zona interna del estuario;

(IV) COMUNIDADES BENTÓNICAS asociadas a las zonas portuarias y Canal Principal de Navegación del estuario.

(V) QUÍMICA MARINA de la zona interna del estuario metales en el mesozooplancton.

El informe final de todas las áreas de estudio fue entregado por el IADO en noviembre de 2018. A continuación se mencionan las conclusiones más relevantes de dicho informe:

PECES

Aspectos biológicos de las especies de peces estudiadas del estuario de Bahía Blanca

El número de ejemplares analizados en el presente monitoreo (N: 4252), fue adecuado y suficiente para dar cumplimiento a los objetivos propuestos.

La distribución de tallas de las cuatro especies de peces analizadas fue la esperada.

Saraquta

El factor de condición (K) de saraquta (*Ramnogaster arcuata*) en cada sitio de muestreo y estación del año fue estimado por primera vez. Los menores valores se registraron, en todos los sitios de muestreo, durante el invierno y otoño, y los mayores durante la primavera y verano. De la comparación general de K entre sitios no se observa una clara tendencia ya que en oportunidades la condición fue mayor en Canal del Embudo y en otras fue menor que en Puerto Cuatrerros.

La proporción por sexo observada durante el presente monitoreo coincide con los resultados obtenidos por Lopez Cazorla y Sidorkewicz (2009) donde la relación hallada fue 1:3,2.

La comparación del IGS (índice gonadosomático) promedio, con los sexos agrupados, entre las dos estaciones del año evidenció un mayor valor en invierno (IGS x: 4,25) que en otoño (IGS x: 1,18) ($p=0,0002$). Los ejemplares muestreados en invierno presentaron un índice gonadosomático más elevado que lo observado durante el otoño. Estos resultados coinciden con la época reproductiva de esta especie dentro del estuario. Estos valores coinciden con los resultados obtenidos por Lopez Cazorla y Sidorkewicz (2009), quienes mencionan que el incremento del IGS se inicia a partir de abril (otoño) y llega al valor máximo en agosto y septiembre (fines de invierno).

El hábito alimenticio que presentó *Ramnogaster arcuata* durante el presente monitoreo difiere del hallado por Lopez Cazorla *et al.* (2011), quienes mencionan a los copépodos *Acartia tonsa* y *Eurytemora americana*, y al misidáceo *Arthromysis magellanica* como los ítem presa de mayor importancia relativa. Esta diferencia se basa en la disminución de la abundancia de *Eurytemora*

americana en el ambiente registrada durante el presente monitoreo. La disminución de este copépodo ya fue registrada por Berasategui *et al.* (2018) quienes la relacionan con el incremento de la temperatura del agua durante el invierno, así como también a cambios en la composición del microplancton, el cual forma parte de la dieta de la mencionada especie (Guinder *et al.*, 2016 y López Abate, 2016).

Corvina

La comparación de la talla media de la población corvina rubia *Micropogonias furnieri* entre las dos estaciones del año evidenció que los ejemplares capturados en otoño de 2018 presentaron mayor longitud media (137,67 mm Lt) que los capturados en invierno 2017 (71,92mm Lt) ($p < 0,0001$). Esto puede deberse a que en agosto los juveniles de mayor talla abandonaron el estuario, quedando aún los ejemplares de menor talla hasta fines de septiembre. Este comportamiento migratorio que presentan los juveniles ya fue registrado en estudios anteriores (Lopez Cazorla, 1987; 2004 y Sardiña y Lopez Cazorla, 2005 a).

En invierno, la relación largo peso de corvina rubia no presentó diferencias significativas entre los sitios (ANCOVA, $p > 0,05$). El crecimiento fue alométrico positivo en Puerto Cuatrerros ($p < 0,0001$; N: 260) mientras que en Canal del Embudo el crecimiento fue isométrico ($p = 0,75$; N: 164). Esto significa que en Puerto Cuatrerros, los animales presentaron una condición mejor a la esperada y en Canal del Embudo, la relación largo peso fue la esperada para esta especie. La dieta registrada durante el presente monitoreo coinciden con lo mencionado por Lopez Cazorla (1987) para juveniles con tallas superiores a 50 mm, donde el ítem más frecuente fue poliquetos, y por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a) donde los juveniles con talla entre 4,00 y 6,99 cm LT se alimentaron principalmente de misidaceos, *Neomysis americana* y *Arthromysis magellanica*, y de poliquetos.

Pescadilla

La distribución de talla de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* fue la esperada. En otoño se observó el mismo patrón que en invierno, donde la talla media de la población en Canal del Embudo fue significativamente menor a la registrada en Puerto Cuatrerros ($p < 0,0001$). Esto puede deberse a que en la zona del Canal del Embudo, donde se fondean las redes, actúa como un área de menor velocidad de corriente de agua que la que se registra a la altura de Puerto Cuatrerros y ello favorece la residencia de ejemplares juveniles de menor talla.

La comparación estacional de la talla media de la población de pescadilla de red, evidenció que los ejemplares capturados en invierno de 2017 (91,67 mm Lt) presentaron una longitud significativamente mayor que los capturados en otoño de 2018 (75,21 mm Lt) ($p < 0,0001$). Si bien estadísticamente se observa diferencia significativa entre las tallas medias, biológicamente se

interpreta que esta diferencia no es tal dado que si los muestreos se hubiesen realizado dentro de un mismo año, esta diferencia se explicaría por el crecimiento de los individuos de la población. Resultados semejantes al rango de talla de los juveniles y la variación de la talla media a lo largo del año se han mencionado en Lopez Cazorla (1987); Lopez Cazorla (1996, 2000), y en Sardiña y Lopez Cazorla (2005 b).

Al realizar la comparación de la relación largo peso entre estaciones, invierno vs otoño, no se observó una diferencia significativas entre ellas ($p=0,097$). Esto significa que en ambas estaciones y sitios de muestreo los animales presentaron una condición esperada para la especie.

La dieta, en el presente monitoreo coincide con lo mencionado por Lopez Cazorla (1996), en donde se halló que los juveniles de primer año de vida y con tallas superiores a 50 mm de Lt consumen principalmente camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*. Sardiña y Lopez Cazorla (2005) también encontraron como principales presas de las pescadillas de entre 10 y 120 mm Lt a los misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana*, seguidos por *Peisos petrunkevitchi*, el copépodo *Labidocera fluviatilis*, y camarón *Artemesia longinaris*. Durante el otoño, también se menciona que se alimentaron principalmente de camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*. Los resultados obtenidos estacionalmente también coinciden con lo mencionado por Sardiña y Lopez Cazorla (2005b) quienes señalan que durante el invierno, los juveniles de pescadilla de red se alimentaron principalmente de copépodo *Labidocera fluviatilis*, quetognato *Sagitta friderici*, misidáceos *Arthromysis magellanica* y *Neomysis americana* y camarón blanco *Peisos petrunkevitchi*.

Gatuzo

La distribución de talla de gatuzo *Mustelus schmitti* durante las cuatro estaciones y en cada uno de los sitios fue la esperada. El número de ejemplares capturados fue muy bajo como para poder estimar valores medios de talla que representen a la población de esta especie en cada uno de los sitios y estaciones del año. Esto se debe, principalmente, a que los sitios donde se efectuaron los muestreos no son los adecuados para obtener una muestra representativa de la población de esta especie (Lopez Cazorla, 1987).

Con el objeto de poder comparar con próximos monitoreos se menciona que la talla media registrada, en el presente, por estación del año y sitio de muestreo fue ligeramente inferior en Canal del Embudo a las observadas en los otros dos sitios. A pesar de ello, la comparación estadística de la talla media entre sitios en cada una de las estaciones no presentó diferencias significativas ($p=0,28$; $p= 0,74$; $p= 0,55$; $p=0,098$ respectivamente). El análisis entre estaciones del año, si mostró diferencia significativa ($p<0,001$), resultando la talla media de primavera >invierno>otoño> verano. Esta variación estacional de la talla media de los juveniles, a lo largo

del año, es la esperable dado que estos animales nacen en la zona externa y media del estuario hacia fines de primavera- inicio de verano. Por ello, es normal encontrar las menores tallas en verano. Estos juveniles permanecen dentro del estuario hasta fines de invierno-primavera, donde inician su comportamiento migratorio hacia aguas afuera del estuario, llamada zona El Rincón (Lopez Cazorla, 1987).

Todos los ítems presa que integraron la dieta de gatuzo durante el presente monitoreo coinciden con los mencionados para esta especie por Lopez Cazorla (1987) en el estuario de Bahía Blanca y por Molina y Lopez Cazorla (2011) en Bahía Anegada.

Abundancia del mesozooplancton

Teniendo en cuenta estudios previos en el estuario, en cuanto a la distribución temporal de *Acartia tonsa*, la misma presentó un comportamiento típico con un pulso planctónico que comienza en junio y se extiende hasta octubre (fines de invierno-primavera) (Hoffmeyer, 1994; Hoffmeyer *et al.*, 1997; Hoffmeyer 2004 a; b; Hoffmeyer y Mianzan, 2004; Hoffmeyer y Barría de Cao, 2007; Hoffmeyer *et al.*, 2008a). Sin embargo, es importante mencionar que la abundancia de *Eurytemora americana* registrada en el presente monitoreo fue considerablemente más baja (21,73 individuos/m³) que en otras oportunidades. Por ejemplo Villagran (2013) registró un promedio de 1002,93 en el Canal del Embudo y en Puerto Cuatreros 3029,04 (individuos/m³) al comienzo de la primavera de 2012. Este comportamiento en cuanto a la disminución de la abundancia es un fenómeno que viene siendo detectado en los últimos años y se cree que guarda relación directa principalmente con aumentos de temperatura del agua durante el período invernal y cambios en la composición del microplancton del cual se alimenta *Eurytemora americana* (Guinder *et al.*, 2016; López Abbate *et al.*, 2016; Berasategui *et al.*, 2017). Por lo tanto, si bien en el presente monitoreo los muestreos no fueron realizados en forma mensual, a modo de resumen y en líneas generales se puede concluir que el mesozooplancton presentó un comportamiento similar al de estudios realizados en los últimos años en cuanto a las abundancias y a los taxa encontrados (Hoffmeyer, 1994; Hoffmeyer 2004 a; b; Hoffmeyer y Barría de Cao, 2007; Hoffmeyer *et al.*, 2008a; b; Fernández Severini, 2008; Villagran, 2013; Villagran, 2018). La excepción está dada por las abundancias de *Eurytemora americana*, las cuales como fuera explicado en párrafos anteriores, vienen presentando un descenso de abundancias en el último tiempo.

Selectividad de dieta por cada una de las especies de peces

En el presente monitoreo, la selectividad de presas de saraquita *Ramnogaster arcuata* presentó diferencias con la registrada durante el 2006 en proximidades al puerto de Ing. White (Lopez Cazorla *et al.*, 2011) en donde los ítems más seleccionados positivamente fueron *Artrromysis*

magellanica e *Idotea* sp. El copépodo *Eurytemora americana*, en el presente no fue consumido y en el 2006 fue preferido en primavera y evitado en invierno. Esta diferencia puede deberse a lo mencionado anteriormente, al describir la abundancia del zooplancton en el presente informe. *Acartia tonsa*, también presentó diferencias en la selectividad. A pesar de ser el ítem dominante en el ambiente en los dos períodos comparados, en el 2006 fue débilmente preferido durante el verano e invierno y tendió a ser evitado el resto del año, mostrando valores negativos de *Eurytemora americana*. En el presente lo seleccionó débilmente únicamente en el verano, lo evitó en invierno y no lo consumió durante el resto del año.

Los resultados de selectividad de presa de juveniles de corvina rubia *Micropogonias furnieri* del presente monitoreo difieren moderadamente con los obtenidos en el 2000 en el Canal del Embudo por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 a). En esa oportunidad, los misidáceos fueron positivamente seleccionados por los juveniles en el otoño. En el presente, este ítem presa fue positivamente seleccionado en Puerto Cuatreros y negativamente en Canal del Embudo. La selectividad de *Labidocera fluvialis* y de *Acartia tonsa* no presentó diferencias con estudios anteriores.

Los resultados de selectividad de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa*, registrada en invierno y otoño, difieren con los obtenidos durante el 2000 por Sardiña y Lopez Cazorla (2005 b) donde en invierno, la única presa seleccionada positivamente fue *Labidocera fluvialis* y en otoño, las presas seleccionadas positivamente fueron los misidáceos y moderadamente seleccionaron al ítem peces.

Análisis de PAHs en peces

El valor medio estuvo por debajo del valor medio del monitoreo inmediato anterior (diferencia altamente significativa), plasmando una tendencia decreciente en la presencia de PAHs para esta matriz biótica.

No hay diferencias significativas entre los sitios de pesca estudiados y la concentración de residuos de PAHs en tejido de peces; así tampoco entre juveniles (Clase II y III) y Adultos.

La huella de PAHs en la especie Saraquita, la única especie que vive todo su ciclo de vida en el estuario, sigue el patrón hallado en sedimentos.

Considerando el consumo promedio de pescado del país, los niveles de riesgo de toxicidad por PAHs en el consumo se mantuvieron dentro de los niveles de seguridad para todas las especies durante todo el período.

Análisis de Compuestos Organoclorados en Peces

Los peces del estuario de Bahía Blanca mostraron menores niveles y un patrón de compuestos distinto al de los sedimentos del estuario de Bahía Blanca.

Los compuestos más abundantes fueron beta-endosulfan, 4-4'-DDE y su compuesto parental (4,4'-DDT), Dieldrin y el metabolito de Endrin.

Saraquita fue la especie que presentó un mayor promedio de concentraciones de OCs en tejido.

En comparación con los niveles hallados en sedimentos, es posible concluir que los compuestos organoclorados en sedimentos poseen una baja movilidad ascendente hacia la matriz biótica peces.

Los niveles promedio de residuos de organoclorados en tejido blando de peces para el estuario de Bahía Blanca se hallaron un orden de magnitud por debajo de los niveles de acción de la US FDA y la UEC.

Los resultados generales para el contenido organoclorados permiten sostener que el estuario no ha recibido aportes que lo coloquen en una situación crítica, por el contrario ambas matrices estudiadas (peces y sedimentos) se ubican en zona de seguridad.

Análisis de Metales en tejido muscular de peces

Se estudiaron los niveles de metales en músculo de 4 especies de peces: corvina (*Micropogonias furnieri*), pescadilla (*Cynoscion guatucupa*), gatuzo (*Mustelus schmitti*), y saraquita (*Ramnogaster arcuata*).

Saraquita

Zn, Cu y Ni disminuyeron desde juveniles a adultos. Hg fue estable. Fe y Cr fueron variables. La mayoría de las muestras para Cd y Pb fueron no detectables - No hubo diferencias significativas entre sitios, con variaciones observables para cada metal.

Las concentraciones de metales en saraquita comparadas con el monitoreo anterior (2015-2016) en el sitio CE fueron en algunos casos menores o similares en el presente (Hg, Cu, Ni, Zn), mientras que otros mostraron incrementos (como el Cr, Pb y Cd).

Los valores medios para cada sitio muestran una leve tendencia en casi todos los metales a presentarse en mayor proporción en los ejemplares capturados en CV.

De todos los metales evaluados en esta especie, sólo el Cr y el Pb presentaron -en uno de los pooles analizados- concentraciones por encima del valor permitido para consumo humano (2,813 y 0,520 µg/g respectivamente).

Gatuzo

Se analizaron 51 pooles de gatuzo. Los niveles de Zn, Cu, Ni y Cd fueron bajos. Hg dio valores detectables en casi todas las muestras. Los demás metales presentaron muchos valores n.d.

El análisis entre sitios dio las siguientes tendencias: PC más impactado por Zn, Cu, Hg, Cd y Pb, seguido por CV con Cr y Fe. Ningún metal dio una concentración media superior en CE.

Se observó un leve aumento (estadísticamente no significativo) en las concentraciones de Cd, Pb y Cu, y una disminución significativa de Cr y Ni al ser comparados con el muestreo realizado en el monitoreo previo.

Todos los metales en cada Clase de talla del gatuzo evaluados dieron por debajo de los estándares de calidad (CAA). Sin embargo deben señalarse dos excepciones: un pool de Clase I en CV dio una concentración muy alta de Pb (10,96 $\mu\text{g/g}$); un pool de Clase I en PC dio un valor alto de Hg (0,53 $\mu\text{g/g}$); ambos superiores a los estándares de calidad.

Pescadilla

El análisis de los pools de esta especie muestra una disminución en las concentraciones de Zn, Cu, Fe y Cr desde los juveniles hacia los adultos, mientras que Ni y Hg muestran un incremento en la misma dirección. Prácticamente todos los análisis de Pb dieron por debajo del límite de detección, y los de Cd no superaron los 0,02 $\mu\text{g/g}$.

El análisis entre sitios mostró las siguientes tendencias: en PC los metales con mayor concentración media fueron Cu, Ni, Hg, Cd; en el CE solamente el Zn y en CV los metales Fe y Cr. Los valores promedio obtenidos para los metales evaluados en esta especie fueron similares o levemente inferiores a los de monitoreos previos y datos históricos registrados en este ambiente. Todas las concentraciones medidas en ejemplares de esta especie estuvieron siempre por debajo de los estándares de calidad, nacionales e internacionales para consumo humano.

Corvina

-El análisis de los pools de esta especie muestra una disminución en las concentraciones de Zn, Cu, Ni y Fe desde los juveniles hacia los adultos, mientras que Hg muestra un leve incremento en la misma dirección. Prácticamente todos los análisis de Cd y Pb dieron por debajo del límite de detección, mientras que el Cr no mostró ninguna tendencia definida.

El análisis entre sitios muestra: Zn y Ni mayores valores promedios en CE; Cu y Cd fueron superiores en PC; y, Fe, Cr y Hg con máximas concentraciones medias en CV.

Los valores promedio obtenidos para los metales evaluados en esta especie fueron similares o levemente inferiores a los de monitoreos previos y datos históricos registrados en este ambiente.

Ninguna de las concentraciones medidas en todos los metales evaluados en la corvina y en los tres sitios de muestreo supera los valores de calidad para consumo humano tanto al comparar con guías nacionales como internacionales.

Análisis cuali y cuantitativo del mesozooplancton

Relación metales mesozooplancton-músculo de peces

Si bien en el presente monitoreo los muestreos no fueron realizados en forma mensual, a modo de resumen y en líneas generales se puede concluir que el mesozooplancton presentó un comportamiento similar al de estudios realizados en los últimos años en cuanto a las abundancias y a los taxa encontrados. La excepción está dada por las abundancias de *Eurytemora americana*, las cuales como fuera explicado en párrafos anteriores, vienen presentando un descenso de abundancias en el último tiempo.

Los niveles de metales pesados en músculo de peces, fueron significativamente menores en relación al mesozooplancton y por lo tanto este comportamiento también se vio reflejado en los factores de biomagnificación, los cuales siempre fueron negativos. Sin embargo, los peces incorporan al mesozooplancton como parte de su dieta y los metales provenientes del mesozooplancton pueden alojarse en otros órganos que no han sido analizados en el presente monitoreo. Es aconsejable que se tengan en cuenta otros órganos en los peces además del músculo. De esta manera es sumamente importante que se continúe con el estudio de la dinámica del plancton ya que constituyen un eslabón clave en la dinámica de las cadenas tróficas acuáticas como alimento de organismos superiores de dicha cadena, así como también debido a su importante rol como bioindicadores y como piezas fundamentales en los ciclos biogeoquímicos.

Metales en Mesozooplancton y Material Particulado Sedimentable (MPS)

Se observaron importantes variaciones tanto espaciales como estacionales en las concentraciones de metales en el mesozooplancton y MPS durante el período de estudio, siendo el invierno y el otoño, y las estaciones CE, CV, CLO y PC en donde se registraron los mayores niveles de estos elementos.

Es recomendable que se continúe con este tipo de estudio, no sólo debido a la importancia que revisten la fracción particulada y el plancton en cuanto a la dinámica de los metales pesados en la cadena trófica, sino también a que algunos metales (por ej., Cd, Pb y Zn) han presentado en ciertas estaciones valores levemente superiores a los que se registran normalmente en el estuario.

Indicadores moleculares de alerta temprana en *Ramnogaster arcuata*

Por primera vez se han medido los niveles de distintos indicadores de alerta temprana en tejidos de saraquita, y han sido relacionados con la concentración de hidrocarburos aromáticos policíclicos, pesticidas organoclorados y metales en el músculo de esta especie.

Los niveles de peroxidación lipídica en músculo e hígado sugieren una exposición del organismo a diferentes condiciones ambientales. También se demostró un buen funcionamiento del organismo

de la saraquita para llevar adelante los procesos metabólicos de suministro de energía, necesarios para promover los procesos de detoxificación.

Las correlaciones entre la peroxidación lipídica y las enzimas metabólicas analizadas con los xenobióticos, demuestran que las concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos, los pesticidas organoclorados y los metales no afectaron la fisiología del organismo y pudieron ser metabolizados exitosamente.

Una excepción fue el Fe, cuya concentración presentó una baja correlación con la peroxidación lipídica en tejido muscular.

ESTUDIOS BACTERIOLÓGICOS

Como se viene enfatizando en sucesivos informes, los estudios microbiológicos demuestran el impacto antrópico significativo que recibe el Canal Principal, y la urgente necesidad que todos los efluentes cloacales que utilizan al estuario como cuerpo receptor sean tratados adecuadamente y controlados de acuerdo a la legislación vigente. Esto quedó evidenciado por el aumento en el número de bacterias indicadoras de contaminación fecal en las estaciones más internas.

Asegurar el buen funcionamiento de la Planta de Tratamiento de líquidos cloacales de la Tercera Cuenca es de crucial importancia ya que se encuentra ubicada en una zona del estuario particularmente vulnerable y con una notable tendencia a la acumulación de contaminantes.

El sitio ubicado en las proximidades de la desembocadura cloacal (CLO) mostró la menor variabilidad en los mismos, indicando la continuidad y el impacto de los efluentes municipales sin tratamiento.

Los recuentos de bacterias degradadoras de hidrocarburos (BDH/g) de sedimento indican la existencia de impacto con hidrocarburos derivados de petróleo y su acumulación en los sedimentos en todo el sector estudiado. No se observó un incremento promedio de los recuentos de BDH con respecto a estudios anteriores.

COMUNIDADES BENTÓNICAS

Inventario

Se ha realizado el inventario de las comunidades bentónicas del Canal Principal de Navegación y de la zona portuaria del estuario de Bahía Blanca.

En el Canal Principal se inventariaron las comunidades submareales de fondos blandos. Los grandes grupos taxonómicos más representados son los poliquetos seguidos por los moluscos y los

crustáceos a los que se suman los equinodermos en las estaciones con mayor porcentaje de arena (zona media).

Las comunidades bentónicas intermareales de las zonas portuarias -Puerto Cuatrerros e Ingeniero White- presentan baja diversidad y están dominadas por especies exóticas, algunas de ellas en acelerada expansión como la Ostra del Pacífico.

El IADO recomienda completar el inventario de las zonas portuarias con un muestreo submareal en el Puerto de Ingeniero White a fin de detectar la presencia de otras especies exóticas, y actualizar el inventario de las comunidades relevadas dentro de un período que no supere los 5 años.

Emisarios

El muestreo piloto de los emisarios aporta la primera información de las comunidades bentónicas asociadas a los canales que reciben o están afectados por los emisarios de las descargas cloacales y del polo petroquímico y que conectan con el Canal Principal.

Se ha analizado en forma conjunta el ambiente donde se desarrollan dichas comunidades (análisis de los sedimentos).

Se recomienda continuar con este monitoreo semestralmente (estación fría y cálida).

QUÍMICA MARINA

Parámetros Oceanográficos y Nutrientes Inorgánicos

Las estaciones 3 (cPG) y 5 (3^aC) presentaron los mayores valores medios de turbidez.

Se detectó una mínima concentración de Oxígeno Disuelto de 3,14 mg/L en la estación 1 (CLO), lo cual enciende una señal de alarma para dicha estación.

Los valores medios de NH⁴⁺ detectados en las estaciones 1 (CLO) y 5 (3^aC) se encontraron por encima de los niveles guía internacionales (USEPA, 1989, 1999; ANZECC/ARMCANZ, 2000) y fueron los mayores observados hasta el momento en este tipo de estudios de monitoreo para la zona interna del estuario de Bahía Blanca.

Las estaciones 1 (CLO) y 5 (3^aC) presentaron concentraciones de fósforo reactivo soluble (FRS) significativamente mayores a la estación 2 (IW).

Tanto para el caso del NH⁴⁺ como del FRS, la correlación positiva hallada con *E. coli* puede estar indicando no solo la fuente (descarga cloacal) sino también que la materia orgánica presente (particularmente la disuelta) estaría siendo degradada por las bacterias dando NH⁴⁺ y FRS como productos finales.

Durante el presente monitoreo la zona interna del Estuario de Bahía Blanca fue moderadamente eutrófica y altamente productiva. Sin embargo, los resultados obtenidos permiten señalar la existencia de condiciones de estrés biológico.

Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en Sedimentos

Se demostró la existencia de un nivel dinámico de PAHs, generalmente con concentraciones moderadas y con algunos casos puntuales de valores altos, lo que coincide con registros históricos. Se destaca la presencia de mayores concentraciones de PAHs en los sedimentos de las estaciones CLO, 3^aC y PC, coincidiendo con los Monitoreos 2014-2015 y 2015-2016. Esto sugiere la existencia de aportes crónicos en estos sitios.

CLO y 3^aC presentan un ensamble diferencial de fuentes de PAHs respecto al resto de la estaciones. Además estas estaciones son las únicas que excedieron el Nivel Guía ERLs (4022 ppb) para la sumatoria de PAHs.

La fuente originaria de los PAHs identificada para los sedimentos fue preeminentemente pirolítica. El 29% de las muestras del Canal Principal de Navegación excedieron los Niveles Guía, planteando distintos valores de riesgo ecotoxicológico.

El 44% de las muestras de áreas asociadas a Emisarios excedieron algún nivel de toxicidad. El mayor porcentaje de excedencias estuvo en las zonas de Canal Vieja y de Puerto Galván.

Compuestos Organoclorados (OCs) en Sedimentos

Los compuestos OCs más abundantes en sedimentos fueron α -Endosulfán y δ -HCH (o δ -HCB), los cuales aparecieron mayoritariamente en las estaciones próximas a las emisiones urbanas (CLO y 3^aC).

La mayor proporción de δ -HCH en sedimentos indicaría aportes no recientes y sometidos a procesos de meteorización.

La baja proporción de concentraciones detectables de DDT en sedimentos indicaría un abatimiento real de las fuentes y la meteorización de aportes antiguos en dicha matriz.

El α -Endosulfán fue el OC más abundante y más frecuentemente detectado en los sedimentos (sobre todo en 3^aC e IW, seguidas por M). Presentó una concentración media de 21,7 ng.g⁻¹, p.s., lo que resulta un valor ambiental que justifica su seguimiento.

Los OCs detectados en sedimentos excedieron los niveles guías¹ en 12 ocasiones (9 de las cuales - 75%- ocurrieron en CLO y 3^aC). El resto de las excedencias ocurrieron en IW y cPG. ~40% de las excedencias correspondieron a 4,4'-DDE, seguido por Dieldrin y demás derivados del DDT. El correspondiente ERL se excedió en 6 ocasiones (2 en CLO, 2 en 3^aC y 2 en IW), básicamente por Dieldrin y los DDxs.

Los valores de OCs determinados excedieron en 45 ocasiones el valor objetivo¹ (target value), básicamente por β -HCB (15), γ -HCB (7), δ -HCB (6), Heptaclor (5), 4,4' - DDE (5), β -Endosulfán (5) y α -HCB (2). Las estaciones que dominaron esta excedencia fueron CLO y 3aC.

El valor de intervención¹ (intervention value) fue superado sólo en una ocasión en la estación CLO para el compuesto δ -HCB.

Metales Traza

Metales disueltos

La mayoría de los metales disueltos estudiados presentaron una alta variabilidad en sus concentraciones, con muchos por debajo del límite de detección. En general (Cd, Cu, Zn, Fe, Hg) presentaron concentraciones muy bajas.

Muchos de los metales disueltos estudiados (Cd, Cu, Zn, Fe, Hg) presentaron concentraciones promedio menores que las medias históricas (2002–2016) para este ambiente. En cambio algunos otros (Pb, Cr, Ni) mostraron concentraciones ligeramente superiores a las históricas.

La mayoría de los valores promedio obtenidos de la concentración de metales disueltos (Cd, Cu, Zn, Ni, Fe, Hg) resultaron siempre inferiores a los niveles guía (NG) correspondientes. Los valores de Cr disuelto fueron similar al NG correspondiente, mientras que los de Pb disuelto fueron superiores al NG (aunque el número de valores determinables fue pequeño).

El aporte observado en cada sitio de muestreo varió de acuerdo al metal analizado. Las máximas concentraciones promedio fueron: Cd, Cr y Pb en PC; Cu y Fe en cPG; Ni en M; Zn en CLO; y, Hg en 3^aC.

Todo esto indica que no hay un único sitio puntual de ingreso de los metales evaluados para el sistema estuarial de Bahía Blanca.

Metales en sedimentos

Los metales traza estudiados mostraron una distribución relativamente homogénea en el área evaluada. Las correspondientes concentraciones se determinaron tanto en fracción total como en la fracción fina (< 63 μ m) del sedimento.

Algunos de los metales estudiados (Cd, Ni) presentaron valores inferiores a los históricos; otros (Pb, Hg) son similares; y, otros (Cu, Zn, Cr, Fe) son superiores a los mencionados valores.

La estación que mostró los máximos valores de metales (Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Fe) fue CLO. Otras estaciones que mostraron niveles destacables de metales fueron 3aC (Cr, Ni, Fe) y cPG (Cr, Fe).

¹Buchman, Michael F. United States, National Ocean Service, Office of Response and Restoration. United States, National Ocean Service, United States, National Oceanic and Atmospheric Administration.

Ninguno de los valores de metales determinados en sedimentos superaron los niveles guías sugeridos como valores inferiores a la toxicidad (indicados en el Capítulo V.4 del Informe Final).

Es estuario de Bahía Blanca es un sistema natural sometido a presión antrópica de diferentes tipos, y por lo tanto con afectaciones de diferentes grados y significaciones observables a través de señales ambientales, tal y como ha sido indicado en los diferentes capítulos del Informe Final.

Es indudable que la zona de Bahía Blanca y su región deben tener crecimiento en los diferentes aspectos considerados (por ej., urbanización, industrial), pero también de estudios y leyes que le permitan manejar y administrar adecuadamente sus zonas costeras para evitar que éstas sufran deterioro, y así poder preservar sus recursos naturales que son fuente primordial de desarrollo.

El informe final del IADO con los resultados y conclusiones de las 4 campañas del periodo 2017-2018, está publicado en la página web Municipal bajo el link:

<https://www.bahia.gob.ar/subidos/cte/informes/Informe-Monitoreo-Estuario-de-Bahia-Blanca-periodo-2017-2018.PDF>

Campañas complementarias en el Estuario de Bahía Blanca

En el mes de abril de 2018, y paralelamente con el “Programa de Monitoreo de la Calidad Ambiental de la Zona Interior del Estuario de Bahía Blanca”, el CTE realizó una campaña de monitoreo con el Consorcio de Gestión del Puerto de Bahía Blanca (CGPBB) y el Organismo para el Desarrollo Sostenible (OPDS).

El monitoreo tenía como finalidad evaluar los sitios de dragado en muelles y otras áreas por mantenimiento, que realiza el CGPBB a solicitud del OPDS.

En esta campaña se seleccionaron 12 puntos de muestreo, en los cuales se evaluaron parámetros físico-químicos del agua (temperatura, pH, turbidez, oxígeno disuelto, conductividad y profundidad del sitio de muestreo). Se tomaron muestras de agua y sedimento para análisis posterior de metales pesados e hidrocarburos. Los sitios de muestreo seleccionado fueron:

Sitios	Descripción
1	PUERTO ROSALES Interior centro canal
2	CENTRAL PIEDRABUENA Toepfer Este
3	TERMINAL B BLANCA - SITIO 7/8
4	TERMINAL BB sitio 9 Centro externo
5	CARGILL - Cargill
6	DARSENA pescadores - centro
7	MUELLE Multipropósito - sitio 21 sur
8	COMPAÑÍA MEGA - Mega Este
9	CIRCULO GIRO NORTE GALVAN
10	PUERTO GALVAN extremo Norte Sitio 2
11	POSTA INFLAMABLE frente a Posta 2
12	PUERTO GALVAN - Sitio 6/7

En la tabla a continuación se muestran los resultados físico-químicos registrados in situ, los cuales mostraron alta homogeneidad a lo largo de la grilla de monitoreo.

Sitios	Lat	Long	Profund (m)	Turbidez (ntu)	Conductividad (ms/cm)	pH (upH)	O2 Disuelto (mg/L)	Temp (°C)
1	38° 55' 23.9"	62° 04' 17.8"	8	14	56,2	8,2	8,6	17,7
2	38° 47' 55.7"	62° 15' 18.3"	12	27	57,1	8	8,4	18
3	38° 47' 31.3"	62° 15' 51.3"	4,5	11	57,1	8	8,6	17,8
4	38° 47' 33,4"	62° 16' 02.8"	14	22	57,6	8	8,5	17,7
5	38° 47' 30.7"	62° 16' 17.2"	12,5	33	57,5	8	8,4	17,8
6	38° 47' 25,4"	62° 16' 14.5"	6,5	7	57,5	8	8,4	17,8
7	38° 47' 27.3"	62° 16' 32.1"	8	12	57,6	8	8,3	17,8
8	38° 47' 19.0"	62° 17' 13.8"	15	16	57,6	8	8,4	17,9
9	38° 47' 11.4"	62° 17' 44.7"	12	51	57,6	8	8,4	17,8
10	38° 46' 58.2"	62° 18' 06.1"	9	22	57,7	8	8,6	17,7
11	38° 46' 59.6"	62° 18' 38.4"	12,5	10	57,7	8	8,2	17,7
12	38° 46' 57.5"	62° 17' 57.7"	12	8	57,6	8	8,3	17,9

En cuanto a los valores de metales pesados e hidrocarburos en agua, ningún sitio mostró valores superiores a los valores medios históricos registrados. Todos los resultados reportados por el CGPBB en agua fueron:



Sitios de Muestreo	DBO *	SS*	Cu**	Sulf	Nit Amon	Nit. T	P*	Cd**	Pb**	Zn*	Cr**	Hg**	Hid. Tot*	Org. Clor **	Org. Fosf **
1	<5	9	<10	<1	16	<0,05	0,4	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
2	<5	18	<10	<1	13	<0,05	0,5	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
3	<5	11	<10	<1	12	<0,05	0,4	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
4	<5	20	<10	<1	9	<0,05	0,3	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
5	<5	20	<10	<1	14	<0,05	0,3	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
6	<5	6	<10	<1	0	<0,05	0,3	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
7	<5	14	<10	<1	11	<0,05	0,5	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
8	<5	14	<10	<1	0	<0,05	0,4	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
9	<5	44	<10	<1	12	<0,05	0,5	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
10	<5	26	<10	<1	13	<0,05	0,5	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
11	<5	11	<10	<1	12	<0,05	0,5	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01
12	<5	6	<10	<1	12	<0,05	0,3	< 5	< 5	< 0,1	<0,01	<0,001	<1	<0,01	<0,01

(*) mg/L

(**) ug/L

Los analisis en sedimento fueron los siguientes:

Sitio de Muestreo	pH	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	As	Ni	Hid Tot
1	7,8	<0,3	4,4	18,5	22,5	95,5	24,5	3,1	11,8	<50
2	8,1	<0,3	4	18,5	19,7	78,5	19,2	2,3	10,6	<50
3	8	<0,3	2,3	15,2	16,5	70,3	12,6	2,3	9,2	<50
4	7,9	<0,3	4,1	17,4	18,3	71,5	18,5	2,3	9,7	<50
5	7,9	<0,3	3,5	16,7	18,3	71,4	18,5	2,5	9,7	<50
6	7,9	<0,3	4,1	18,1	18,3	78	19,4	2,6	10,7	<50
7	8,1	<0,3	4,3	18,3	18,7	75,8	19,6	1,4	10,8	<50
8	7,9	<0,3	3,1	17,1	22,5	66,5	18,6	3,1	11,8	<50
9	7,9	<0,3	2,9	18,3	18,7	75,8	19,6	2,2	10,8	<50
10	7,9	<0,3	4,7	19,5	22,6	89,1	20,2	4	11,4	<50
11	8	<0,3	1,5	3,7	5,2	28,9	6,2	2,9	3,5	<50
12	8	<0,3	3,6	15,4	17,8	66	16,7	1,7	8,5	<50

pH (en unidades de pH)

Metales e Hidrocarburos Totales en ppm (partes por millón)

2 Estudio Ecotoxicológico del Estuario

2.1 Introducción

El primer estudio que se llevó a cabo en la parte interna del estuario de Bahía Blanca durante 2015-2016, para evaluar la ecotoxicidad en agua y sedimentos, en el marco del Convenio (Decreto N° 955/2015) entre la Municipalidad de Bahía Blanca y el Instituto Argentino de Oceanografía (IADO – CONICET / UNS) permitió arribar a las principales conclusiones:

- Se analizó la respuesta del eslabón inicial de la cadena trófica del estuario de Bahía Blanca ante las variaciones de la calidad del agua, aportando los primeros datos.
- Los sitios de muestreo E1 (1^{ra} Cuenca) y E6 (Puerto Cuatrerros) representaron los sitios más sensibles que requerirían especial atención en futuros programas de gestión ambiental. Sin embargo, en los restantes sitios de muestreo también se observaron alteraciones en el crecimiento y estado fisiológico de las microalgas utilizadas en los bioensayos que podrían estar asociados con situaciones de vertidos puntuales de sustancias contaminantes y por lo tanto se recomienda continuar con la evaluación.
- Alteraciones morfológicas observadas podrían reflejar una situación puntual de estrés ambiental de tipo físico o químico que ameritarían una mayor profundización de los estudios para detectar los posibles efectos de los contaminantes individuales y múltiples y sus efectos sinérgicos adicionales sobre la trama trófica del estuario, con el fin de conformar una herramienta fiable para la evaluación de calidad de la masa de agua del estuario.
- Sobre la base de las principales conclusiones finales y para descartar que esas conclusiones reflejaran condiciones circunstanciales, se advirtió la necesidad de un segundo año de estudio. La continuación del estudio permitirá identificar sitios que requieran la intervención y/o el manejo en futuros programas de gestión para establecer niveles guía de protección del ambiente estuarial y su biota y para establecer niveles guía de protección del ambiente estuarial ante las variaciones de la calidad del agua por actividad antrópica.
- En base a los resultados se propuso para el periodo 2017-2018 un nuevo convenio con los siguientes objetivos:

Objetivo general

- Evaluar la respuesta de organismos pertenecientes a dos niveles tróficos diferentes: fitoplancton (productores primarios) y zooplancton (consumidores primarios).

- Analizar la existencia de morfologías anómalas en diatomeas tanto al final de los bioensayos como en el ambiente natural.

Objetivos específicos

- 1- Evaluar la ecotoxicidad de muestras de agua y elutriado del sedimento del estuario de Bahía Blanca sobre organismos planctónicos (microalgas y larvas de invertebrados) a través de bioensayos.
- 2- Relacionar los resultados de los ensayos ecotoxicológicos con los parámetros fisicoquímicos y sustancias potencialmente contaminantes presentes en agua y en el elutriado del sedimento del estuario.
- 3- Detectar anomalías morfológicas en organismos utilizados en la realización de los bioensayos y verificar si las mismas están presentes en las poblaciones naturales del estuario.
- 4- Corroborar la caracterización como sitios sensibles a aquellos identificados como tal durante el Primer estudio realizado durante 2015-2016 e identificar nuevos sitios que pudieran requerir intervención y/o manejo en futuros programas de gestión.

2.2 Plan de trabajo

Ensayos de Ecotoxicidad General

2.2.1 Ensayos crónicos y de reproducción de microalgas

Estos ensayos se realizaron con la finalidad de evaluar el comportamiento ecológico de organismos fotosintéticos expuestos al agua y al sedimento del estuario de Bahía Blanca.

Este tipo de ensayo se fundamenta en que una población microalgal, cuando se encuentra en condiciones propicias para su desarrollo, es capaz de aumentar su tamaño de población, por lo que en esas condiciones es posible evaluar si las muestras a analizar producen inhibición o estimulación de la tasa de crecimiento poblacional. Este método consistirá en exponer a las microalgas a las muestras del estuario, bajo condiciones controladas de laboratorio.

Siendo la tasa de crecimiento una respuesta sensible y fácil de monitorear, se puede evaluar la disminución de dicha respuesta como un indicador del estrés al cual están sujetas las poblaciones de microalgas.

- Organismos a evaluar

Para la selección de una microalga marina como herramienta ecotoxicológica, deben conjugarse tanto aspectos biológicos como funcionales de laboratorio. Para este estudio se utilizarán especies autóctonas y que presenten características óptimas para el cultivo, crecimiento, manipulación y sensibilidad, como: *Nitzschia* aff. *kuetzingioides* Hustedt (Heterokontophyta) y *Tetraselmis subcordiformis* (Wille) Butcher (Chlorophyta).

Se utilizaron las cepas aisladas desde el ambiente natural y mantenidas en cultivo durante el primer estudio. El aislamiento de ambas especies se llevó a cabo por la combinación de tres métodos: diluciones seriadas y aislamiento por pipeta y en placas de agar. El mantenimiento de los monocultivos de las especies en estudio se realiza en agua de mar, filtrada (1,7 μm) esterilizada en autoclave, y enriquecida con medio de cultivo PES (Provasoli, 1968)². Los cultivos se mantienen en sala de cultivo bajo condiciones de luz, temperatura y aireación controladas.

2.2.2 Ensayo de mortalidad

El principio de este bioensayo se basa en la determinación de la mortalidad in vivo de larvas de un organismo zooplanctónico. La selección de larvas de *Artemia salina* (Phylum Arthropoda, Clase Crustaceae, Suclase Branchiopoda) se realizó considerando que ha sido señalado como un organismo clave para su utilización en ensayos biológicos debido a su estado criptobiótico durante su ciclo de vida.

Los bioensayos con larvas de *A. salina* son un valioso instrumento como prueba en una primera evaluación para categorizar la toxicidad de productos químicos y como prueba de referencia para el ambiente marino (Vanhaecke & Persoone, 1984)³.

Las larvas metanauplios se obtendrán transcurridas 24 hs. a partir de la eclosión de los quistes bajo condiciones de pH, salinidad y temperatura controlados.

La muerte de las larvas se establecerá por la falta total de movimiento durante 10 segundos de observación bajo microscopio estereoscópico.

2.3 Sitios y sistema de muestreo

A.- Muestreo Trimestral: Las muestras de agua y sedimento (total muestras: 12) se tomaron trimestralmente, en las seis estaciones establecidas en el programa de monitoreo (E1, E2, E3, E4, E5, E6), coincidentemente con los muestreos químicos y bacteriológicos de agua y sedimento. Las muestras de sedimento se tomaron con draga y las de agua con botella tipo Van Dorn.

B.- Un único muestreo: se tomaron muestras en proximidades del Canal Galván, Maldonado y Canal Vieja. En cada sector se definirá una transecta, hacia el interior de los canales donde vuelcan los efluentes industriales o cloacales, sobre las cuales se seleccionan tres estaciones de muestreo. En cada estación se tomaron tres muestras de sedimentos con draga (Total de

² Provasoli, L. (1968). Media and prospects for the cultivation of marine algae. *En: Cultures and Collections of Algae* (Watanabe, A. Hattori, A., editors), 63-67. Japanese Society of Plant Physiologists, Tokyo.

³ Vanhaecke P, Persoone G. (1984) The ARC-Test: a standardized short-term routine toxicity test with *Artemia nauplii*. *Methodology and evaluation. Ecotoxicological Testing for the Marine Environ.:* 143-157.

muestras: 9). Las muestras para la realización de los bioensayos son tomadas por el equipo de estudio del bentos del IADO correspondiente al Plan de Monitoreo.

Toma de muestras y elaboración de elutriado

En cada estación, se tomó una muestra de agua y una de sedimento para generar el elutriado. Para la elaboración del mismo se aplica la técnica puesta a punto por el equipo de trabajo durante el estudio realizado durante 2015-2016, aplicando agitación y posteriormente una rápida decantación, ya que de ese modo se resuspende el mayor porcentaje de elementos químicos adsorbidos a las partículas de sedimento.

Diseño experimental

Para la realización de los bioensayos, se seguirán los lineamientos básicos establecidos por la USEPA (1994 y 2012), con modificaciones acordadas con el CTE.

Como medio de cultivo "control" para ambas especies, se utiliza agua de mar proveniente de Pehuen-Co, zona considerada libre de contaminantes. El agua es acondicionada (filtrada por malla de 1,7 μm y esterilizada en autoclave), previamente a la realización de los controles. Las baterías de ensayos se realizan con dos tratamientos: agua de mar y elutriado de sedimento marino.

A. Cuatro Muestreos Trimestrales:

En cada muestreo:

- 6 estaciones de muestreo: E1 - E2 - E3 - E4 - E5 - E6
- 2 especies de microalgas y 1 especie zooplanctónica
- Agua: 1 control + 1 tratamiento
- Elutriado del sedimento: 1 control + 1 tratamiento
- 4 réplicas
- Total de muestras a analizar: 672 (336 en agua y 336 en elutriado del sedimento).

B. Un único muestreo accesorio:

- 9 estaciones de muestreo Canal Galván, Maldonado y Canal Vieja.
- 2 especies de microalgas y 1 especie zooplanctónica
- 1 control + 1 tratamiento (elutriado)
- 4 réplicas

- Total de muestras de analizar: 120.

2.4 Bioensayos con microalgas

Determinaciones a realizar en cada una de las réplicas

En un total de 528 réplicas se determinó a las 0, 24, 48, 72 y 96 horas de experimentación:

- tasa de crecimiento de la población algal (d-1) calculada mediante los cambios de biomasa en el tiempo, siendo esta última estimada indirectamente como densidad celular mediante recuentos con cámara de Neubauer, bajo microscopio óptico.
- estado fisiológico de la población a través de la estimación de la concentración de clorofila "a" mediante el registro de la fluorescencia de la misma con un espectrofluorómetro.
- En todos los bioensayos se realizaron observaciones microscópicas de las poblaciones algales para detectar posibles alteraciones celulares. Observación posterior de las microalgas bajo microscopio electrónico de barrido (MEB).

2.5 Bioensayos con larvas de *Artemia salina*

Determinaciones a realizar en cada una de las réplicas

Los bioensayos con larvas nauplii en estapa II y III fueron iniciados 48 horas después de la activación de los cistos.

En un total de 264 réplicas se determinó a las 24 hs. y 48 hs. de experimentación:

-tasa de la mortalidad de larvas nauplii estadio II y III.

2.6 Análisis de los resultados y Conclusiones

A partir del análisis integral de los resultados se concluye que:

- Con la prueba de sensibilidad se pudo establecer que *T. suecica* fue el organismos más sensible, seguido de *N. aff. kuetzingioides* y por último *A. salina*.
- La estación de muestreo E2 presentó una situación ecotoxicológica comprometida en febrero de 2018 (3°M-feb'18) reflejada en una muy baja tasa de crecimiento y presencia de malformaciones en los frústulos de la diatomea al final de los bioensayos realizados con elutriado de los sedimentos del estuario, coincidentemente con concentraciones de organoclorados con valores que excedieron a los establecidos por la Dutch Target and Intervention Values, 2000.

- Las condiciones ecotoxicológicas del agua en E3 se mantuvieron aceptables durante las cuatro baterías de bioensayos permitiendo que las microalgas alcanzaran un buen estado fisiológico probablemente debido a una adecuada concentración de nitratos.
- Mientras que en E4 la condición ecotoxicológica estuvo comprometida en todos los muestreos por condiciones adversas para el desarrollo de ambas especies de microalgas que registraron baja tasa de crecimiento y concentración de clorofila "a" y presencia de anomalías en los frústulos de las diatomeas.
- Durante los dos últimos muestreos de febrero (3°M-feb'18) y mayo de 2018 (4°M-may'18) se observó un mayor desacople entre la concentración de clorofila "a" y la densidad de individuos, que representó un buen indicador del estado fisiológico de los organismos ya que coincidió con situaciones de baja densidad de células, lo cual indicaría que los factores que afectan el crecimiento celular estarían también influyendo en la fisiología de las microalgas.
- Alteración del estado fisiológico y anomalías morfológicas en la diatomea *N. aff. kuetzingioides* fueron registradas fundamentalmente en los bioensayos con elutriado del sedimento en E4 y E5 durante agosto de 2017 (1°M-ago'17).
- Pudo evidenciarse un efecto ecotoxicológico inhibitorio de buen estado fisiológico de ambas microalgas en todos los sitios de muestreo en febrero de 2018 (3°M-feb'18), a partir de los resultados de los bioensayos realizados en agua.
- Los sedimentos en los sitios de muestreo E3, E4, E5 y E6 también tuvieron un estado ecotoxicológico comprometido, probado mediante los bioensayos con elutriado de sedimento recolectado en agosto de 2017 (1°M-ago'2017), y en mayo de 2018 (4°M-may'18) con la diatomea *N. aff. kuetzingioides* en todos ellos, se observó un evidente deterioro en el estado fisiológico y malformaciones de los frústulos.
- En E1 en febrero de 2018 (3°M-feb'18) la concentración de amonio alcanzó valores nunca antes registrados en el estuario durante los Programas de Monitoreo previos. Este valor fue cercano a los valores de inhibición del crecimiento para diatomeas. Ese desvío se vio reflejado en la ecotoxicidad puntual registrada en los bioensayos en agua con *N. aff. kuetzingioides* dado que se obtuvo la más baja densidad celular, concentración de clorofila "a" y tasa de crecimiento en la diatomea. Esta situación se revirtió y en el siguiente muestreo, en mayo de 2018 (4°M-may'18) el estado ecotoxicológico del agua del estuario resultó sumamente favorable, incrementó la densidad celular y concentración de clorofila "a", favoreciendo el estado fisiológico de *T. suecica* durante los bioensayos. Se comprobó así la capacidad autodepurativa para amonio del agua del estuario ya que quedó demostrada por el análisis de los resultados de los bioensayos.
- Los sitios de muestreo E1, E3, E4 y E5 representan los sitios más sensibles durante esta campaña de muestreos, mientras que en la anterior (informe 2015-2016) fueron E1 y E6. El sitio

E1 a lo largo de ambas campañas fue el único que siguió presentando resultados que manifiestan su ecotoxicidad, dándole así un carácter crónico, que debería requerir especial atención en futuros programas de gestión ambiental.

- Se registró una situación ecotoxicológica comprometida para organismos consumidores del segundo eslabón de la cadena alimenticia en cada uno de los distintos sitios de muestreo en todas las fechas. Los bioensayos con un elutriado de los sedimentos demuestran una alta mortalidad de las larvas del crustáceo *Artemia salina*.
- El estado ecotoxicológico comprometido en los sitios de muestreo Canal Vieja, Tercera Cuenca y Puerto Galván en diciembre de 2017 (Ma-dic'17) durante los muestreos accesorios quedó probado mediante los bioensayos realizados en elutriado con *T. suecica*, donde la alta sensibilidad de *T. suecica* frente a iguales condiciones coincidentemente con lo observado en los bioensayos con dicromato de K.
- La presencia de individuos anormales de *N. aff. kuetzingioides* al final de los bioensayos con agua o elutriado del sedimento es uno de los efectos más llamativos. Las alteraciones morfológicas observadas en *N. aff. kuetzingioides* durante el primer estudio 2015-2016 al microscopio óptico y reconfirmadas con microscopía electrónica de barrido en este informe, reflejan una situación puntual de estrés ambiental de tipo físico o químico que ameritan una mayor profundización de los estudios para detectar los efectos de los contaminantes individuales y múltiples y sus efectos sinérgicos adicionales, con el fin de conformar una herramienta fiable para la evaluación de calidad y ecotoxicología de la masa de agua y la posible mitigación ambiental del estuario.
- Este estudio permitió identificar que ciertos parámetros como densidad celular, concentración de clorofila "a" que determinan el estado fisiológico de las microalgas evaluadas y anomalías de las frústulos de la diatomea *N. aff. kuetzingioides*, son sensibles a la presencia de sustancias contaminantes, aún cuando no se haya identificado la responsabilidad de cada una individualmente y que las mismas se encuentren o no por debajo de los límites permitidos.
- Como era de esperar, tanto en este informe como en el del periodo 2015-2016, no se detectó una respuesta identificatoria válida para una caracterización de la calidad ecotoxicológica estacional del agua o del sedimento, ya que la mayor parte de las actividades antrópicas desarrolladas en el estuario que podrían tener efecto ecotoxicológico no siguen un patrón temporal.

El informe final con los resultados y conclusiones de las 4 campañas del monitoreo periodo 2017-2018 y el muestreo accesorio en el intermareal, está publicado en la página web Municipal bajo el link: <https://www.bahia.gob.ar/subidos/cte/informes/Informe-Evaluacion-Ecotoxicidad-Estuario-de-Bahia-BLanca-periodo-2017-2018.pdf>

3 Bioindicadores costeros: Ostras

La ostra del Pacífico, *Crassostrea gigas* es una especie exótica, en 1981 en Argentina fue introducida en Bahía Anegada (Provincia Buenos Aires) con fines de acuicultura debido a su rápido crecimiento y su tolerancia a un amplio rango de condiciones ambientales, desde donde se ha expandido.

En 2010, Dos Santos y Fiori⁴, reportan por primera vez la presencia de *Crassostrea gigas* en el estuario de Bahía Blanca a partir de entonces se la ha hallado cada vez con mayor frecuencia y hoy ya está ampliamente distribuida en casi cualquier sustrato duro sumergido.

Estos moluscos bivalvos son filtradores y pueden bioacumular sustancias tóxicas, como metales, agroquímicos, hidrocarburos, fitotoxinas, bacterias y virus potencialmente peligrosos para el hombre. Aunque la bioacumulación de microorganismos es pasiva y muchas veces inocua para los moluscos, los microorganismos se pueden acumular en diferentes órganos y tejidos del bivalvo donde permanecen estables durante largos períodos de tiempo. Muchos moluscos son consumidos crudos o poco cocidos y en consecuencia los microorganismos pueden llegar viables a los consumidores siendo capaces de producir enfermedad⁵.

Internacionalmente, los organismos reguladores de la calidad de los alimentos establecen valores límites de metales pesados y microorganismos presentes en moluscos que aseguran la calidad para su consumo. Entre los microorganismos se regula la presencia del principal indicador de contaminación, *Escherichia coli*, y de patógenos como *Salmonella* spp. y *Vibrio* spp.

El objetivo de este programa es evaluar la dinámica del contenido de metales en tejido blando de ostra *Crassostrea gigas*, la cuantificación de indicadores microbiológicos y determinar la presencia de microorganismos críticos en muestras del estuario.

3.1 Muestreo

Este año se continuó con el mismo cronograma de muestreo estacional del estuario utilizado desde 2016: uno finalizando el verano, otro en invierno y por último uno en primavera. En el muestreo del verano además de los sitios del estuario de Bahía Blanca se muestreó una estación prístina alejada del impacto urbano e industrial en el balneario Los Pocitos, en Bahía Anegada, la cual está clasificada por la provincia de Buenos Aires para producción y comercialización de moluscos bivalvos AR-BA 001 según resolución 39/07, por lo tanto es controlada por el SENASA, al contrario de lo que sucede en el estuario de Bahía Blanca que no está clasificado.

⁴ Dos Santos EP y Fiori SM. 2010. Primer registro sobre la presencia de *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) (Bivalvia: Ostreidae) en el estuario de Bahía Blanca (Argentina). Comunicaciones de la Sociedad Malacologica del Uruguay, 9: 245 – 252.

⁵ Costagliola M, Malaspina A, Guerrero R, Ma D, Odizzio M, Abelenda A y De Kereki C. 2000. Estudio de la presencia de *Vibrio cholerae* en la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay. Período 1992-1996. Frente Marítimo, 18: 53-58.

3.1.1 Estaciones de Muestreo

Se muestreó en tres muelles del estuario de Bahía Blanca y en una bahía aledaña al mismo. Las estaciones de muestreo se ubican en:

Estaciones del muestreo de ostras			
	Estación	Latitud Sur	Longitud Oeste
G	Ing. White (Club Náutico BB)	38°47'22,83"	62° 16' 46,58"
H	Gral. Cerri (Puerto Cuatrerros)	38°45'0,97"	62° 22' 49,98"
I	Villa del Mar (Club Náutico Punta Alta)	38°51'26,56"	62° 07' 2,51"
LP	Bahía Anegada (Balneario Los Pocitos)	40°25'45,78"	62° 25' 18,45"

Estos puntos de muestreo se ubican, a continuación en dos mapas:



- Mapa del Estuario de Bahía Blanca, indicando las estaciones de muestreo de ostras.



- Mapa ubicando al Balneario Los Pocitos, punto de muestreo considerado como background.

3.1.2 Toma de Muestras

Los muestreos fueron realizados por personal del Comité Técnico Ejecutivo. Se tomaron muestras de ostras, sedimento y agua asociados a ellas. Al agua se le midió *in situ*, pH, temperatura, conductividad y turbidez con medidor multiparamétrico HORIBA.

Para realizar los análisis microbiológicos se colectaron muestras de sedimento y agua de mar subsuperficial en frascos plásticos estériles y de ostras en bolsas de nylon estériles. Se transportaron las muestras refrigeradas y se entregaron inmediatamente a personal del laboratorio de microbiología de la UNS.

Las muestras destinadas a determinación de metales se colectaron y guardaron con elementos plásticos y se transportaron refrigeradas hasta el laboratorio del CTE. Allí se midieron las ostras (alto y largo), se separó el material blando de las valvas, se formaron pooles de ostras los que se pesaron y acondicionaron junto al agua y sedimento hasta su derivación.

3.2 Determinaciones

3.2.1 Biometría

Se realizaron mediciones a las valvas de las ostras muestreadas con calibre milimetrado y se pesaron las muestras de tejido blando junto al líquido intervalvar, con balanza.

3.2.2 Metales

Las muestras de ostras, agua de mar y sedimento, fueron derivadas al Laboratorio de Análisis Químico (LANAQUI)–CERZOS/UNS para la determinación de metales pesados en las tres matrices. El tratamiento de las muestras de ostras y las determinaciones se realizaron bajo norma EPA SW-3052, 200.7, SM 3500 y JIS K 0094. Se utilizaron estándares certificados Chem-Lab, Zedelgem B-8210, Bélgica. Los metales a determinar fueron: Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn. Los resultados de metales en tejido blando de ostra, se compararon con los límites de metales considerados como aceptables para el consumo humano en bivalvos, según el Código Alimentario Argentino (CAA) y la resolución SAGPyA 829/2006 del Servicio Nacional de Sanidad Animal de Argentina (SENASA). El SENASA fija como límite de Cadmio, Plomo y Mercurio la concentración en tejido de ostra de 1 ppm, 1 ppm y 0,5 ppm respectivamente. Mientras que el Código Alimentario Argentino (Capítulo III, art 156) fija como límites para moluscos bivalvos: Cadmio: 2 ppm, Cobre: 10 ppm, Mercurio: 0,5 ppm, Plomo: 1,5 ppm, Zinc: 100 ppm. Los metales que no están normados en la legislación argentina se los comparó con los límites de la Food and Drugs Administration (FDA)⁶, como ser el Cromo: 13 ppm y el Níquel: 80 ppm.

3.2.3 Microbiológicos

Las muestras de ostras, agua de mar y sedimento, fueron derivadas al Laboratorio de Microbiología General de la UNS para la determinación de *Escherichia coli* (en las tres matrices), *Enterococcus* (en sedimento y agua), *Vibrio* spp (en agua y ostras) y *Salmonella* spp (en ostras). Los resultados de indicadores fecales en ostras, se compararon con los límites considerados como aceptables para el consumo humano en bivalvos. En Argentina, la legislación al respecto es la Resolución (SAGPyA) 829/06 (que modifica el numeral 23.24 del Decreto 4238/68 del SENASA) establece que los moluscos para consumo humano, para ser comercializadas directamente deben contener menos de 230 *E. coli* por cada 100 grs de carne y líquido intervalvar y ausencia de *Salmonella* spp. en 25 grs. Si bien la normativa para el consumo interno no exige la búsqueda de *Vibrio*, la FDA y la EPA marcan niveles seguros en regulaciones y guías⁷, así como varios mercados extranjeros (MINCETUR⁸, 2010) que establecen como requisito para la importación de moluscos

⁶ Food and Drugs Administration (FDA). 1997. HACCP Guidelines. US Department of Health and Human Services, Public Health Service.

⁷ Food and Drugs Administration (FDA). 2011. Fish and Fishery Products Hazards and Controls Guidance - Fourth Edition. US Department of Health and Human Services, Center for Food Safety and Applied Nutrition, FDA.

⁸ Ministerio de Comercio Exterior y Turismo (MINCETUR). 2010. Guía de requisitos sanitarios y fitosanitarios para exportar alimentos a la Unión Europea. Lima, Perú. 31p.

bivalvos, la ausencia de ciertas especies de *Vibrio* en 30 grs de carne de ostras. Por su lado en agua, contrastamos las determinaciones con los valores de la Resolución ADA N° 42/2006 que establece como límite de referencia para *Enterococcus* en agua marina de uso recreativo un valor de 35 colonias/100 ml, este límite coincide con el internacional para aguas de contacto primario dado por la U.S.E.P.A⁹.

La metodología utilizada por el Laboratorio de Microbiología General de la UNS para cada determinación esta detallada en el informe final presentado según convenio.

3.3 Resultados

Las mediciones de parámetros fisicoquímicos medidos in situ en agua dieron valores normales para el lugar y la época del año, los mismos se presentan en la siguiente tabla:

Fecha	Lugar	pH (upH)	Temperatura (°C)	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (NTU)
Verano	Los Pocitos	8,1	17,1	59,1	315
	Villa del Mar	8,2	30,6	66,3	134
	Ing. White	7,8	22,9	65,7	433
	Cuatreros	7,9	22,8	65,2	58
Invierno	Villa del Mar	8,0	10,6	58,9	176
	Ing. White	7,9	11,4	43	500
	Cuatreros	8,1	9,8	54,1	298
Primavera	Cuatreros	7,9	18,7	50,8	124
	Ing. White	7,9	19,1	36,7	193
	Villa del Mar	7,8	16,8	57,4	340

Los resultados correspondientes a datos biométricos de las ostras, contenido de metales y análisis microbiológicos del tejido blando de ostras, agua y sedimentos, se presentan en los siguientes apartados.

3.3.1 Datos biométricos

⁹U.S. EPA 2012. Water Quality Standards Handbook. Second edition. EPA-823-B-12-002.

Los individuos muestreados son medidos para generar una base de datos que permita caracterizar a las ostras que se asientan en el estuario de Bahía Blanca. Los datos biométricos de las ostras colectadas en cada lugar son:

Período	Lugar	Número de individuos/pool	Peso promedio por individuo (grs)	Relación promedio Alto/Largo	Peso Relativo (grs/cm ³)
Verano	Villa del Mar	22	11,6	1,03	0,12
	Ing. White	22	12,1	1,27	0,13
	Cuatrerros	21	12,5	1,52	0,13
Invierno	Villa del Mar	18	15,3	1,23	0,19
	Ing. White	20	11,9	1,52	0,14
	Cuatrerros	21	13,1	1,40	0,16
Primavera	Villa del Mar	19	14,0	1,05	0,15
	Ing. White	21	12,8	1,49	0,14
	Cuatrerros	20	13,3	1,25	0,16

3.3.2 Metales

- **Agua**

Las ostras filtran el agua que las circundan y los metales disueltos y particulados son incorporados y acumulados en sus tejidos. Se realiza la detección de metales en el agua a fin de estudiar la acumulación de los mismos en cada compartimento del sistema (agua-ostra-sedimento).

Se determinó la concentración de metales en el agua de mar total lindante a las ostras de ambas estaciones de monitoreo y de Los Pocitos. Esta última se promedia con las realizadas desde 2015, utilizándose ese promedio como background. A continuación se tabulan los resultados expresados en µg/L:

Lugar	fecha	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
LP (Los Pocitos)	verano	0,059	1,12	5,3	< 0,3	0,36	0,68	1,48
H (Cuatrerros)	verano	0,218	0,49	14,2	< 0,3	1,52	1,78	1,61
	invierno	0,770	0,52	1,9	< 0,2	0,55	0,62	0,64
	primavera	0,031	0,09	10,8	< 0,3	0,38	0,88	0,48
G (Ing. White)	verano	0,084	0,08	5,9	< 0,3	0,56	0,72	0,94
	invierno	0,320	0,53	2,4	< 0,3	1,54	0,81	11,3
	primavera	0,045	0,08	16,0	< 0,3	0,37	0,94	0,5
I (Villa del Mar)	verano	0,030	0,10	3,6	< 0,3	0,35	0,39	0,28
	invierno	0,260	0,42	2,4	< 0,3	0,66	0,65	1,75
	primavera	0,041	0,13	14,4	0,3	0,48	1,07	0,47
Promedio 2015/ 2018		0,122	0,33	5,7	0,49	0,94	0,68	1,89
Background (LP)		0,055	0,43	2,7	0,19	0,34	0,41	1,20

En todas las muestras de agua se detectó la presencia de los metales analizados, a excepción del mercurio que no se detectó salvo en una oportunidad y en el límite de detección.

Las determinaciones se realizaron sobre el agua entera, sin filtrar, no sobre la fracción disuelta. Es por ello que no se pueden comparar con otras determinaciones realizadas en otros monitoreos, o con límites de referencia de la NOAA.

• Sedimentos

Se determinaron los niveles de metales en los sedimentos asociados a las ostras de ambas estaciones de monitoreo y de Los Pocitos.

Al no existir normas o niveles guía de referencia nacionales ni provinciales para sedimentos, se utilizan los indicadores de referencia TEL y ERL establecidos por la NOAA (SQuiRTs) para sedimentos marinos, para hacer comparaciones.

A continuación se tabulan los resultados expresados en ppm de peso seco:

Lugar	fecha	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
LP (Los Pocitos)	verano	< LD	5,5	10,8	0,005	5,6	1,5	22
H (Cuatrerros)	verano	< LD	6,8	14,9	0,060	5,7	5,8	31
	invierno	< LD	11,1	16,5	0,037	7,7	5,0	61
	primavera	< LD	12,0	16,0	0,107	6,0	2,5	68
G (Ing. White)	verano	< LD	8,9	19,7	0,050	7,1	2,9	43
	invierno	< LD	10,0	16,7	0,024	7,0	5,0	58
	primavera	< LD	13,2	19,7	0,059	6,7	5,7	146
I (Villa del Mar)	verano	< LD	8,5	17,1	0,060	7,0	3,6	37
	invierno	< LD	11,6	15,5	0,040	7,7	5,0	61
	primavera	< LD	12,5	16,2	< LD	5,9	3,7	67
TEL		0,676	52,3	18,7	0,13	15,9	30,24	124
ERL		1,2	81	34	0,15	20,9	46,7	150

Valores promedio correspondientes a 5 réplicas independientes (desvío estándar < 3,5%)

LD: Límite de detección.

En todos los monitoreos, el único metal que no se detectó fue el Cd (LD=0,1 ppm), los demás sí se hallaron. En dos muestras de Ing. White, el Cu superó el nivel más exigente de protección de la vida acuática "threshold effects level" (TEL), propuesto por la NOAA, mientras que el Zn excedió dicho nivel guía en una ocasión en Ing. White.

• Ostras

Se determinaron los niveles de metales en los diferentes pools de ostras, obteniendo los siguientes resultados expresados en ppm de peso húmedo:

Lugar	fecha	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
LP (Los Pocitos)	verano	0,67	0,130	36	< LD	0,084	0,051	73
H (Cuatrerros)	verano	0,580	0,090	64	< LD	0,09	0,026	154
	invierno	0,550	0,080	61	< LD	0,098	0,023	208
	primavera	< LD	0,058	39	< LD	0,033	0,086	114
G (Ing. White)	verano	0,600	0,110	94	< LD	0,095	0,116	278
	invierno	0,460	0,100	81	< LD	0,097	< LD	259
	primavera	< LD	0,073	51	< LD	0,04	0,065	195
I (Villa del Mar)	verano	0,570	0,130	58	< LD	0,102	0,073	73
	invierno	0,580	0,170	61	< LD	0,11	0,083	110
	primavera	< LD	0,119	50	< LD	0,05	0,098	85
CAA		2	-	10	0,5	-	1,5	100
SENASA		1	-	-	0,5	-	1	-
FDA		4	13	-	1	80	1,7	-

El SENASA es el organismo que controla las zonas clasificadas por la provincia para la extracción de moluscos bivalvos. El SENASA regula el manejo y control de la explotación y comercialización de moluscos bivalvos destinados para consumo humano, según la Res SAGPYA N° 829/06, numeral 23.24. Los metales controlados son Cd, Hg y Pb, cuyas concentraciones límite nunca han sido superadas en este monitoreo.

Para comparar el resto de los metales se buscó en el CAA y allí se encontraron límites para Cu y Zn en alimentos generales (art. 156 Res. 1546/85), siendo las concentraciones de Cu y muchas de las de Zn en ostras, superiores a estos. Estos dos metales no fueron considerados en la modificatoria de la Res. N° 12/11 del MERCOSUR 2012 que discrimina valores para moluscos bivalvos. Internacionalmente, la FDA tampoco fija límites admisibles de Cu y Zn para moluscos bivalvos.

Por otro lado el contenido de Cr y Ni no están legislados a nivel nacional y la FDA fija como límite superior admisible en moluscos bivalvos 13 y 80 ppm respectivamente, siendo estas concentraciones mucho mayores a las encontradas en el estuario de Bahía Blanca.

En el ANEXO I-Estuario de Bahía Blanca, páginas 60–64 se presentan los gráficos con los resultados de la concentración de cada metal analizado en el tejido de ostras, en paralelo a los del agua y del sedimento que la circundan. Se utiliza como background el promedio de las determinaciones de metales en ostras provenientes de Los Pocitos realizadas desde 2015.

- **Asociación de cada metal con las distintas matrices**

Con los datos concentración cada metal en las distintas matrices generados desde 2013 se observan dos grandes tendencias o patrones, según donde se acumulan los metales en los distintos compartimentos del sistema o matrices. Como viene analizándose en los PIM año a año se puede establecer una tendencia general del Cu y el Zn a acumularse en las ostras, mientras que el Cr, Ni y Pb lo harían en el sedimento.

- **Comparación entre las concentraciones de metales en tejido blando de ostras del estuario de Bahía Blanca y las publicadas para otros lugares del mundo.**

A fin de conocer como es nuestra situación acerca de los metales pesados en tejido blando de ostras, respecto de las informadas en otros lugares, se realizó una búsqueda bibliográfica, para tener como referencia a otros estuarios y/o ambientes similares al de nuestro estudio.

En la tabla 1 del ANEXO I-Estuario de Bahía Blanca, página 65, se detallan los resultados de algunas de las publicaciones seleccionadas para este análisis comparativo. Al final se puntualiza un promedio mundial para cada metal y los valores aproximados propuestos por Cantillo¹⁰ como indicadores de contaminación en ostras, en un informe de la NOAA (1997) realizado en base de datos del programa de seguimiento mundial de mejillones, que incluye a las ostras. Debido al origen de estos valores umbrales de contaminación, su uso es útil cuando se los quieren comparar con monitoreos globales. A pesar de ello, para sondear nuestros resultados, los utilizaremos, ya que los únicos datos locales y zonales al respecto son los que a partir de 2013, estamos generando desde el CTE.

Del análisis surgen las mismas consideraciones que se venían observando años atrás:

- Las concentraciones de los metales detectados en las ostras del estuario de Bahía Blanca no superan los umbrales de contaminación propuestos por Cantillo para la NOAA (ver valores resaltados en negrita de la tabla 1 del ANEXO I -Estuario de Bahía Blanca, página 65).
- La concentración de Cd, Cr, Hg, Ni y Pb en el tejido blando de las ostras muestreadas siempre estuvo por debajo del promedio mundial para ostras.

¹⁰Cantillo A.Y., (1997) World Mussel Watch database. U.S. Dept. of Commerce, NOAA, Coastal Monitoring and Bioeffects Assessment Division. NOAA technical memorandum NOS ORCA 109, 198 pp.

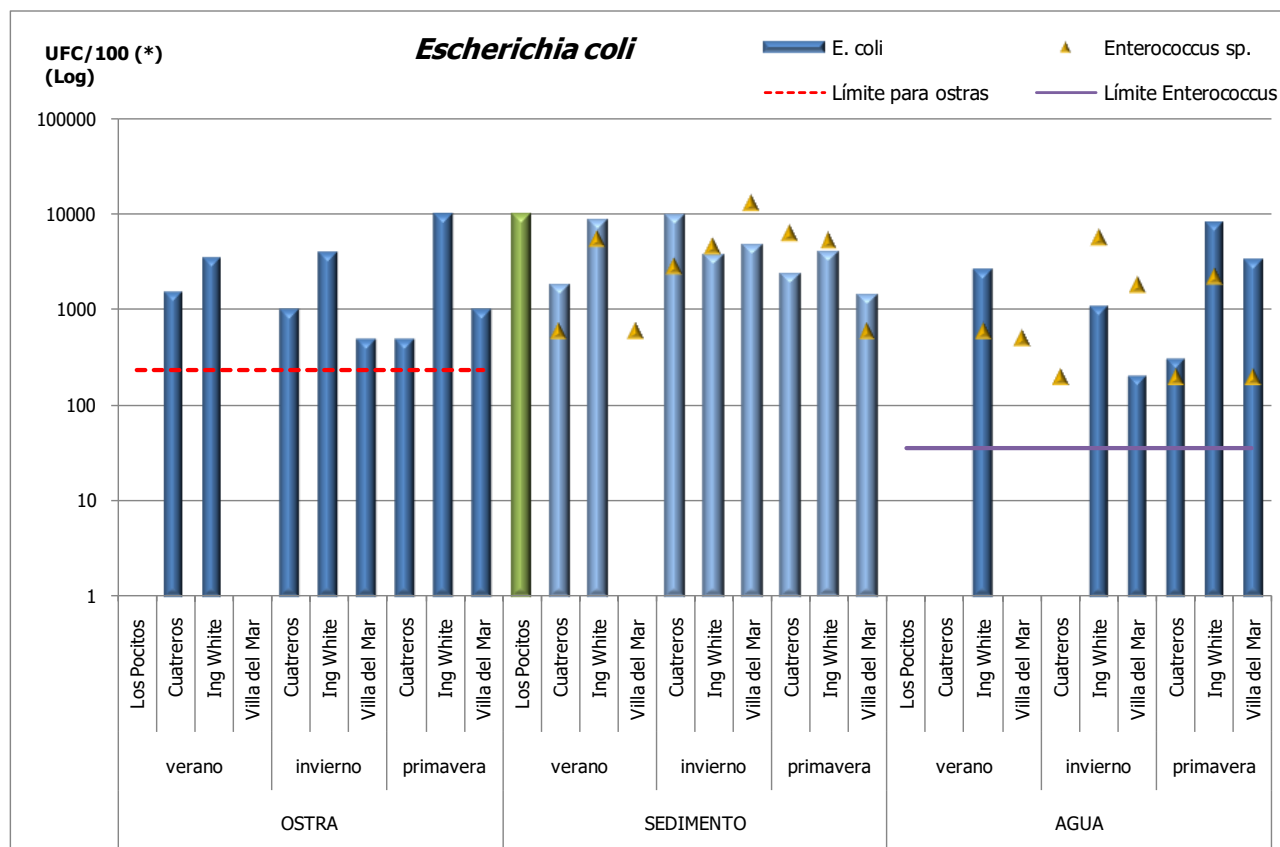
- La concentración de Zn y Cu en todas las estaciones de muestreo, están por encima del promedio mundial para ostras. La biología de esta especie que es acumuladora natural de estos dos metales que le resultan fisiológicamente esenciales, hace esperable el hecho que a mayor disponibilidad de los mismos, mayor acumulación. El factor de acumulación es variable entre las especies, a pesar de ser una tendencia general de las ostras, que responde a la concentración de estos metales en el agua y fracción del material en suspensión más fino que pudiese ingresar con el agua a las ostras. El promedio mundial se calcula con los datos registrados mundialmente y cargados en dicha base de datos, la misma cuenta con gran cantidad de registros de Estados Unidos para otra especie de ostra.
- Como se viene señalando, la concentración de un metal no puede descontextualizarse a la hora de evaluar si dicho nivel indica contaminación, ya que las condiciones naturales locales van influir en los niveles base propios y característicos de una comunidad en particular.

3.3.3 Microbiología

- **Escherichia coli**

Se realizaron análisis bacteriológicos a las ostras, el sedimento y el agua que las rodea en tres muelles del estuario de Bahía Blanca y en una bahía prístina cercana (Los Pocitos). En esta estación utilizada como referencia, los recuentos de *E. coli* en agua y ostras, presentaron los menores valores y en ostras estos juntos con los de Villa del Mar de verano, fueron inferiores al límite legislado. En sedimento fue el sitio con mayor recuento de *E. coli*, situación opuesta a lo usual. Otra situación inusual es la ausencia de *E. coli* en las tres matrices en villa del mar.

Todos los recuentos del indicador de contaminación fecal *Escherichia coli* en muestras de agua, sedimento y en el tejido blando de las ostras extraídas de Puerto Cuatrerros, del Club Náutico de Ing. White y del balneario Los Pocitos, así como los *Enterococcus* spp. en sedimento y agua, se resumen en el siguiente gráfico:



(*)Las unidades están referidas a las unidades formadoras de colonia según cada matriz: en 100 grs de ostra, 100 grs de sedimento seco y 100 ml de agua. Escala logarítmica.

En verde la estación fuera del estuario de Bahía Blanca, usada como referencia, Los Pocitos.

Los recuentos de *E. coli* en el tejido de ostras de todos los muestreos de Ing. White y Pto. Cuatrerros, así como en casi todos los de Villa del Mar superaron lo establecido por el SENASA (230 *E. coli* /100 grs de ostra) para ser comercializadas directamente. Vale aclarar que el estuario de Bahía Blanca no es una zona clasificada por la provincia de Buenos Aires para la producción y comercialización de moluscos bivalvos, por lo tanto el SENASA no controla el cumplimiento del Decreto 4238/68 (resolución 829/2006).

Como viene sucediendo desde 2016 en Ingeniero White los recuentos de *E. coli* en las tres matrices, son mayores a las demás estaciones.

La presencia abundante de *E. coli* en el sedimento de los Pocitos siendo que no se encontró en el agua ni ostras, evidencia que el sedimento protege a las *E. coli* en el medio marino poco apto para su supervivencia.

Por su lado, cuando se detectó la presencia de *Enterococcus sp.*, los recuentos en agua estuvieron por encima del límite para uso recreativo y contacto primario (35 colonias/100ml). En los pocitos y en Cuatrerros en verano, no se detectó dicha bacteria.

- **Vibrio spp.**

El género *Vibrio* está constituido por bacterias Gram-negativas que forman parte de la microbiota natural de los estuarios y zonas costeras de todo el mundo.

En todas las muestras de ostras y agua del estuario de Bahía Blanca se encontró *vibrio alginolyticus* y en algunos sitios también se detectó *v. parahaemolyticus*, potencialmente patogénica.

Las distintas especies de *Vibrios* en cada matriz y lugar de muestreo se especifican en la tabla 2 del ANEXO I- Estuario de Bahía Blanca, pag 66.

Estos microorganismos son autóctonos del ambiente, sin embargo al hallarse en el estuario especies potencialmente riesgosas para el hombre (que pueden causar enfermedades principalmente gastrointestinales) deberían seguir siendo estudiadas a fin de saber si son portadoras de genes de toxicidad.

- **Salmonella sp.**

Se detectó la presencia de *Salmonella* spp. en 25 grs de tejido de ostras, en una muestra de Ingeniero White, en el muestreo de verano. En la tabla 2 del ANEXO I- Estuario de Bahía Blanca, pag 66 se detallan los resultados.

A pesar de ser un patógeno que se puede destruir con una muy buena cocción del producto, se sabe que es común pasar las ostras por agua hirviendo o consumirlas crudas con limón. Dado que estas ostras están invadiendo todos los sustratos duros del estuario y su abundancia va creciendo rápidamente y ante la posibilidad de que sean extraídas artesanalmente para consumo personal sin control del SENASA, se puso en preaviso a las autoridades municipales, provinciales y SENASA, para que tomen las medidas pertinentes. En la web del SENASA se informa sobre la veda total de recolección de moluscos bivalvos y gastrópodos para consumo familiar en zonas no clasificadas que incluye el área costera del estuario de Bahía Blanca.

3.4 Conclusiones

Las concentraciones de metales en las ostras del estuario de Bahía Blanca continúan sin superar los umbrales de contaminación propuestos por Cantillo (1997) para la NOAA.

La concentración de Cd, Cr, Hg, Ni y Pb en el tejido blando de las ostras muestreadas siempre estuvo por debajo del promedio mundial para ostras y de los límites establecidos por la legislación nacional e internacional para consumo humano.

Las concentraciones en el tejido blando de las ostras analizadas, de Cu en todas las muestras y Zn en las de primavera, estuvieron por encima del promedio mundial para ostras y superan los límites establecidos para consumo humano, según el CAA, es por ello que se procedió a elevar esta información a las autoridades competentes para su conocimiento como se hace regularmente.

Se ve una tendencia general del Cu y el Zn a acumularse en las ostras, y del Cr, Ni y Pb a hacerlo en el sedimento.

Por su lado, los análisis microbiológicos concluyen que durante el 2018 los recuentos de *E. coli* en el tejido de las ostras de los sitios muestreados (a excepción de las muestras de Villa del Mar de verano) superaron el límite establecido por el SENASA por lo cual no serían aptas para su directa comercialización. Asimismo se detectó la presencia de *Salmonella* spp. en ostras de Ing White en verano, así como especies del género *Vibrio*, potencialmente patogénicas.

La zona de muestreo en Ingeniero White es la que presenta con más frecuencia los mayores recuentos de indicadores de contaminación bacteriana y patógenos, evidenciando un mayor impacto antrópico.

MONITOREO DE APORTES NO INDUSTRIALES

1. Monitoreo de Arroyos

1.1. Introducción

En la zona más interna del estuario de Bahía Blanca se realizan muestreos bacteriológicos de agua. En 2013 los valores de *Escherichia coli* y *Enterococcus* spp. del agua estuarial, en una zona cercana al balneario Maldonado (Puerto Almirante Brown), superaron en un orden de magnitud a los recuentos de coliformes fecales y enterococos obtenidos en los efluentes de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales para la 3^{ra} Cuenca (PTLC) (PIM 2013). Esto hizo pensar en la existencia de alguna otra fuente de contaminación de origen fecal que afecta la zona, además de la descarga de la PTLC. Por esto, como complemento de las actividades de monitoreo del estuario de Bahía Blanca se muestrean los efluentes de la PTLC y a mediados del 2013, se inició un monitoreo en los principales cauces que descargan en el estuario.

1.2. Muestreo

En función de los resultados obtenidos en los años anteriores, en el 2018 se continuó con el monitoreo de los cursos de agua más críticos con una frecuencia bimensual de muestreo:

- Canal Maldonado (38°43'45.96"S - 62°18'45.65"O)
- Arroyo Napostá: desembocadura (38°46'14.12"S - 62°13'58.27"O)

Estos cursos de agua recorren diferentes sectores con diversos usos: agrícola-ganaderos, urbanos, industriales, recreativos, rurales, hortícolas. Por esta razón y para evitar muestrear aguas arriba de alguna potencial fuente de contaminación, la toma de muestra se realiza sobre el tramo final de los cursos de agua próximo a su descarga al estuario de Bahía Blanca.

La toma de muestras de sedimento en estos arroyos suele ser dificultosa, por el tipo de sedimento y de lugar y las condiciones del mismo (presencia de residuos de todo tipo). A pesar de los esfuerzos de muestreo, respetando las buenas prácticas, la muestra puede estar conformada además de los sedimentos propios del cauce y las formas biológicas que en él habitan, por restos de residuos que pudiesen interferir en las determinaciones.

1.3. Análisis Realizados

Se practicaron los análisis fisicoquímicos habituales para cursos de agua así como determinaciones de mercurio en el laboratorio del CTE y se completaron los mismos con análisis de metales en

agua y sedimentos (derivado a laboratorio externo) y bacteriológicos en agua. Éste último realizado por profesionales de la asignatura Microbiología General de la Universidad Nacional del Sur (UNS), en el marco del convenio "Estudios bacteriológicos en la zona de la Planta de Tratamiento para la Tercera Cuenca, y afluentes al estuario". Entre los parámetros bacterianos, se cuantificó la presencia de *Escherichia coli*, heterótrofas terrestres y se realizaron también los aislamientos para identificación de la especie patógena *Salmonella* spp. La metodología empleada se encuentra descripta en el informe final de dicho convenio.

1.4. Resultados

En el del ANEXO II -Estuario de Bahía Blanca se presentan las tablas 3 y 4 (páginas 67-68) donde se resumen todos los resultados de los análisis realizados para cada cauce, durante el período 2018 y los valores de referencia.

A fin de poder contrastar nuestros resultados con valores guía que den indicios de la calidad del recurso, los resultados en aguas se comparan con los límites para agua dulce de uso recreativo según la Resolución 42/2006 del ADA en la provincia de Buenos Aires y los niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente¹¹ y las directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas¹² del Ministerio de Salud de la Nación. Mientras que los resultados en sedimentos se comparan con los indicadores de referencia establecidos por la NOAA (SQuiRTs)¹³, particularmente con el nivel de protección de la vida acuática más exigente "threshold effects level" (TEL).

1.4.1. Físicoquímicos

Los parámetros físicoquímicos medidos en los cursos de agua muestreados, en general, arrojaron valores acordes a los esperados para estos cursos y según las estaciones del año.

Al comparar los resultados con los límites para agua dulce de uso recreativo según la Resolución 42/2006 del ADA, se detectaron algunos valores puntuales que los superan:

- fósforo total que en ambos cursos siempre superó el límite de 0,025 mg/l, como viene sucediendo desde que se comenzó a medir en el 2016.
- En el Napostá el pH osciló entre 7,7-8,7, mientras que en el canal Maldonado entre 8,3–9,3, superando en ambos al límite superior de 8,5 upH. Los valores del Maldonado son mayores al Napostá, como se viene informando en los últimos años. Así mismo, el promedio de pH en el

¹¹Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica de la Nación. <https://www.argentina.gob.ar/secretaria-de-infraestructura-y-politica-hidrica/niveles-guia-de-calidad-de-agua-ambiente>.

¹² Dirección de Salud Ambiental de la Nación. Resolución Ministerial 125/2016. Modulo II. Aprobado en 2017 por la Comisión Permanente de Revisión Anual de Normas de Calidad de Agua de Uso y Consumo Humano (COPERANCAUCH). http://www.msal.gob.ar/images/stories/bes/graficos/0000001149cnt-directrices_sanitarias_para_enteropatogenos.pdf.

¹³Buchman, M. F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R Report 08-1 Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Atmospheric and Oceanic Administration: 34 pages.

Napostá 8,4 upH y en el Maldonado 8,95 upH, fueron inferiores al año anterior y en el orden del promedio histórico para cada curso (Napostá 8,3 upH y Maldonado 8,9 upH).

- La turbidez solo sobrepasó el límite de 100 NTU en el muestreo de febrero del Napostá.
- La demanda biológica de oxígeno (DBO) fue menor al límite de detección, excepto en diciembre que fue detectable en ambos cuerpos de agua, y mayor a 10 mg/l en el Napostá.

1.4.2. Metales

Los metales pesados analizados en agua están en tan bajas concentraciones que se hicieron los primeros muestreos bajando aun más los límites de detección, para ver donde están esos metales y se comprobó que los niveles son bajísimos. En los últimos muestreos el límite de detección que se usó es muy bajo (mucho más que los laboratorios tercerizados usuales), pero no tan bajo como el utilizado en los primeros muestreos y la mayoría de los metales dieron no detectables en ambos cursos de agua. Las concentraciones detectadas son menores a los niveles guía para agua dulce de uso recreativo de la Resolución 42/2006.

En los sedimentos se detectaron todos los metales analizados, menos el Cd. Dichos metales se presentaron en concentraciones inferiores al indicador de referencia "TEL" para protección de la vida acuática establecido por la NOAA (SQiRTs), a excepción en una muestra del canal Maldonado con un valor de cobre (91 ppm) que superó el límite de 35,7 ppm y de zinc (160 ppm) cuyo nivel superó los 123,1 ppm.

1.4.3. Microbiología

La cuantificación de *Escherichia coli*, como indicador de contaminación fecal viene siendo un parámetro crítico desde los inicios de este estudio como queda visualizado en el gráfico 1 del ANEXO II -Estuario de Bahía Blanca (páginas 69).

Se calculó la media geométrica anual de *E. coli* en cada uno de los cuerpos de agua. La media del arroyo Napostá fue de 5812 UFC/100ml, siendo menor que el año anterior y similar a la media de los últimos 6 años (5560 UFC/100ml). En el canal Maldonado la media geométrica anual fue de 1327 UFC/100ml, valor levemente menor a la media del 2017 (año con los mayores recuentos) y menor a los últimos 6 años (3440 UFC/100ml). Esas medias superan ampliamente el límite de 126 UFC/100ml en agua dulce de uso recreativo según la Resolución 42/2006 del ADA y los niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente para recreación humana con contacto directo. El mínimo recuento de *E. coli* en Maldonado fue de 100 UFC/100ml y en el Napostá fue de 4000

UFC/100ml, ambos valores superiores al Límite de Confianza Superior (LCS)¹⁴ menos exigente, para una muestra de agua aislada para uso recreativo infrecuente (nivel de confianza del 95%) que es de 573 UFC/100ml.

Las elevadas concentraciones de *E. coli* en ambos cursos, son reflejo del impacto que reciben a lo largo de sus recorridos y luego de atravesar la ciudad de Bahía Blanca.

Las medias geométricas de heterótrofas de origen terrestre en las desembocaduras de los afluentes muestreados fueron mayores al 2017, siendo menor en el canal Maldonado, con una media geométrica de 9800 UFC/ml; mientras que en el arroyo Napostá fue de 14200 UFC/ml.

No se detectó la presencia del patógeno intestinal *Salmonella* spp. en las muestras del canal Maldonado ni del arroyo Napostá. La frecuencia de ocurrencia del patógeno venía disminuyendo respecto años anteriores donde la misma llegó a ser del 100% en ambos cursos, y este año ya no se detectó.

1.5. Conclusiones

Los arroyos mostraron en general, parámetros fisicoquímicos acordes a los esperados para estos cursos y según las estaciones del año, con una variación sostenida a lo largo de los años. Las muestras del canal Maldonado presentaron 12 desvíos (que representan al 17,6% de los datos) de parámetros fisicoquímicos a la resolución del 42/2006, mientras que las del arroyo Napostá presentaron 13 desvíos (19% de los datos).

En agua los metales pesados presentaron muy bajas concentraciones, menores a los niveles guía para agua dulce de uso recreativo de la Resolución 42/2006.

En el sedimento de los dos cauces, se detectaron casi todos los metales, pero en concentraciones menores respecto al nivel de protección de la vida acuática "TEL", a excepción de una muestra del canal Maldonado en la que el cobre y el zinc superaron dicho nivel.

Como viene informándose año a año, es para destacar los registros bacteriológicos de *Escherichia coli* en la desembocadura del arroyo Napostá y el canal Maldonado, ya que los promedios geométricos superan ampliamente el límite en agua dulce de uso recreativo según la Resolución 42/2006 del ADA, coincidente con el límite para actividades recreativas con contacto primario establecido por la EPA Draft Guidelines¹⁵ (2012) y contacto directo según Resolución 46/2017 de la ACUMAR. En estos dos puntos de muestreo no se detectó la presencia de *Salmonella* spp.

¹⁴Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica de la Nación. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. 2003. Desarrollos de niveles guías nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a *Escherichia coli*/Enterococos. <https://www.mininterior.gov.ar/obras-publicas/pdf/DOCUMENTO46.pdf>.

¹⁵U.S.EPA 2012. Recreational Water Quality Criteria. office of water 820-F-12-058.



Los altos recuentos de *E. coli*, (de origen intestinal), que a lo largo del tiempo se vienen detectando, evidencian el impacto bacteriológico que reciben ambos cauces antes de descargar sus aguas al mar.

Copia sin auditar

2 Monitoreo de la descarga cloacal 3^{ra} Cuenca

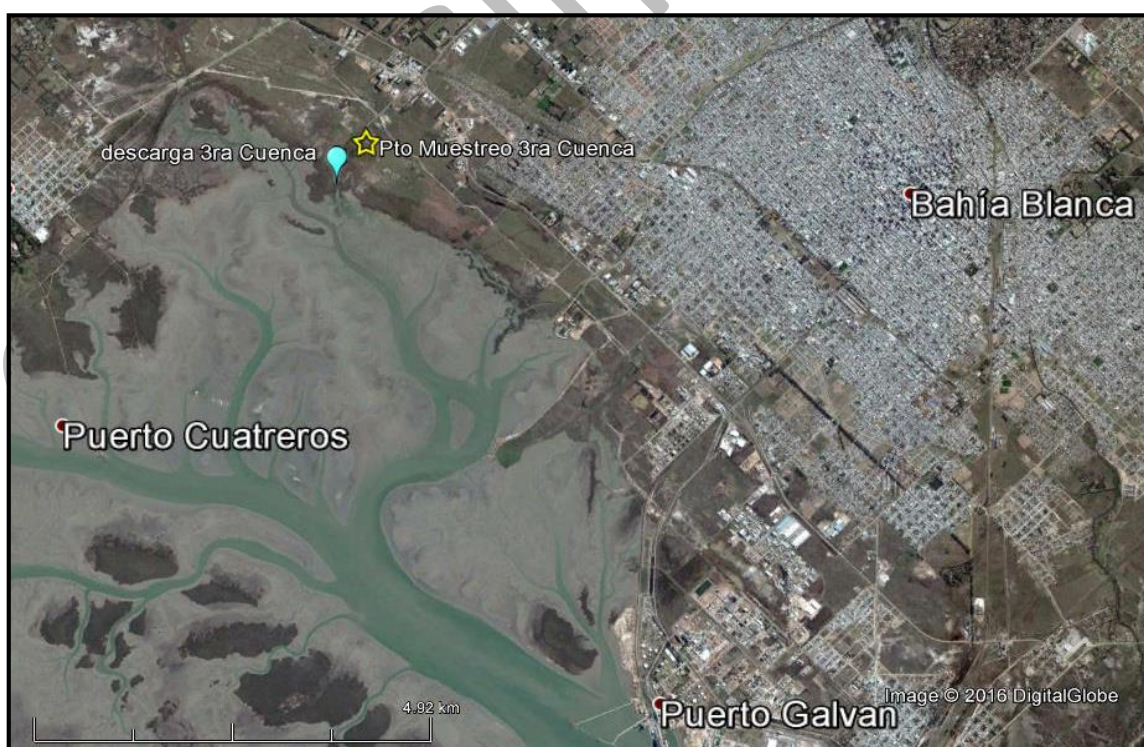
El CTE, a pedido del Honorable Concejo Deliberante de Bahía Blanca, viene realizando, el seguimiento y monitoreo de la descarga de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales 3^{ra} Cuenca (PTLC), desde marzo de 2009. Así mismo, en conjunto con el Laboratorio de Microbiología General de la UNS se estudia el posible impacto sobre la zona más interna del estuario.

2.1 Marco Legal

La Resolución N° 1826/2006 del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) establece que la descarga cloacal de la PTLC debe cumplir con los límites admisibles establecidos en la Res. ADA N° 336/2003 (Ley 5965) para descargas a cuerpo de agua superficial, dado que el cuerpo receptor de vuelco de dicha descarga es el arroyo Saladillo de García.

2.2 Muestreos

El punto de muestreo de la PTLC está ubicado dentro del predio de ABSA (38° 42' 47,74" Sur y 62° 20' 38,08" Oeste), en el punto final de vuelco, aguas abajo del sistema de tratamiento de efluente líquido, debido a que la planta no posee cámara de inspección.



- Plano de ubicación del punto de muestreo en la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales 3^{ra} Cuenca (PTLC)

El periodo de monitoreo fue mensual de enero a diciembre de 2018.

In situ se hicieron algunas mediciones (pH, T°, conductividad y cloro libre), y se tomaron muestras para hacer determinaciones de parámetros de calidad de agua (en laboratorio del CTE), metales (laboratorio externo habilitado por OPDS) y microbiológicas (laboratorio de Microbiología General de la UNS). Para la toma de muestras se aplicó la metodología recomendada en los "Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas y Aguas Residuales", APHA-AWWA-WPCF, 17º edición.

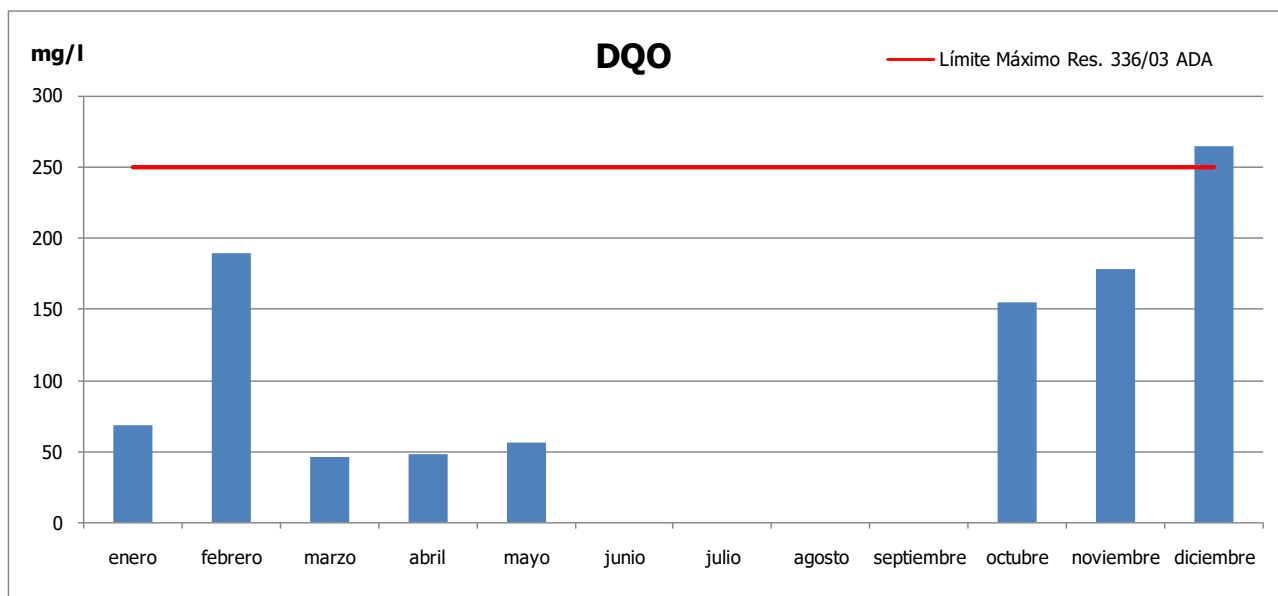
2.3 Resultados

En la tabla 5 del ANEXO III-Estuario de Bahía Blanca, página 70, se presentan los resultados fisicoquímicos y bacteriológicos efectuados en las muestras tomadas en la descarga final de PTLC para la 3ª cuenca.

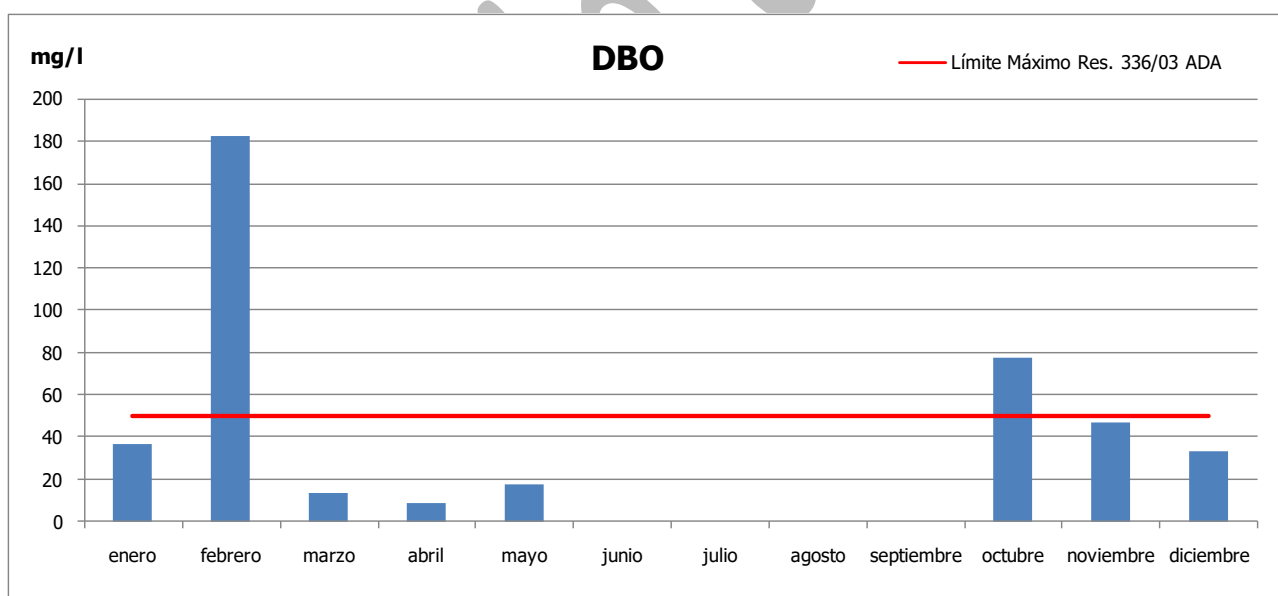
Durante 4 meses la planta se encontró parada por mantenimiento, durante ese periodo el efluente cloacal fue volcado directamente al estuario sin tratamiento. Debido a ello, se intensificaron los muestreos en la zona del estuario utilizada para evaluar el impacto.

Del análisis de los resultados obtenidos en el año se desprende que:

- Los parámetros no legislados presentaron valores esperados, acordes al tipo de efluente.
- La temperatura y el pH siempre presentaron valores dentro de los límites admisibles. El promedio anual de temperatura fue de 22,2°C. El pH presentó un promedio de 7,4 upH, con un valor máximo de 7,7 upH y un mínimo de 6,8 upH.
- Los sólidos sedimentables en 10 minutos se detectaron en el 50% de las oportunidades y en 87,5% de las ocasiones superaron el límite para 2 horas de sedimentación.
- En tres oportunidades las determinaciones de nitrógeno total, arrojaron valores superiores a lo permitido.
- El cloro libre de las muestras, presentó valores por debajo del límite máximo permitido.
- Se detectó ocasionalmente zinc, níquel, cobre, plomo y mercurio en muy bajas concentraciones por debajo de los límites admisibles.
- No se detectó la presencia de cadmio ni cromo.
- La demanda química de oxígeno (DQO) presentó un valor por encima de los límites admisibles. El promedio anual fue de 126 mg/l, con un máximo de 264 mg/l y un mínimo de 46 mg/l.

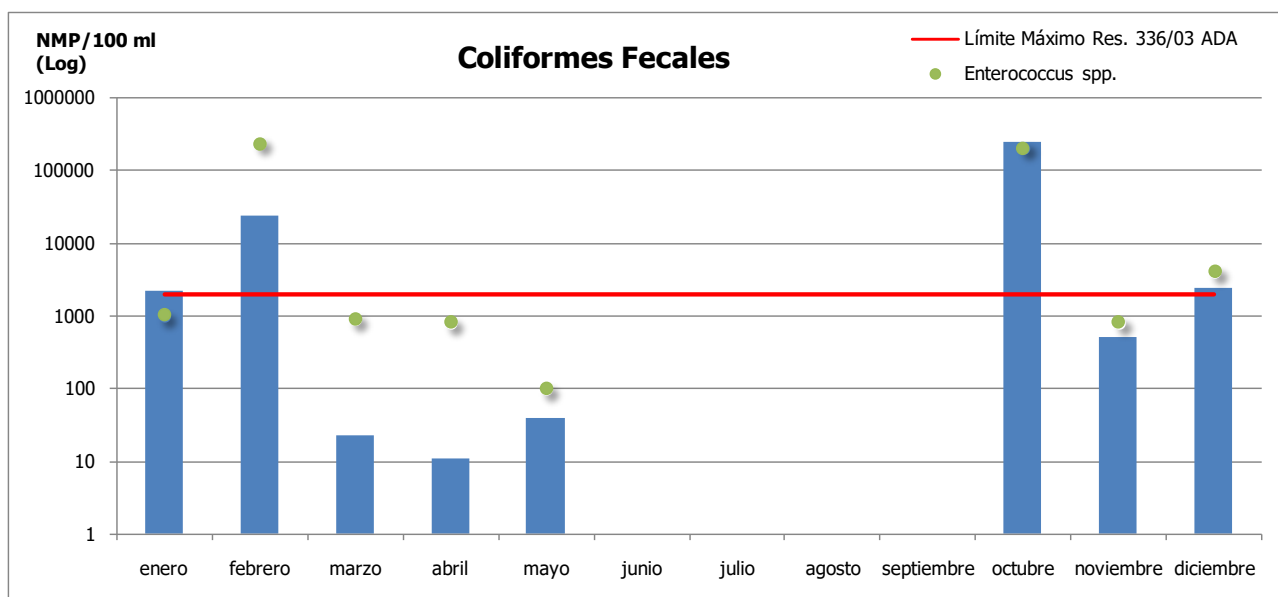


- Solo dos de las determinaciones de DBO superaron el límite admisible para descarga a agua superficial. Esto representa menor cantidad de desvíos de este parámetro crítico en este efluente, que en los últimos años. Los valores generales presentaron un promedio de 52,2 mg/l, con un máximo de 182 mg/l y un mínimo de 9 mg/l. Esto puede visualizarse en el siguiente gráfico:



- El 50% de las determinaciones de coliformes fecales superaron el límite admisible para descarga a agua superficial. La media geométrica anual fue de 843 NMP/100ml (lo que representa una disminución de más de 1/3 respecto al año anterior) con máximos recuentos 240000 NMP/100ml en octubre luego de la puesta en marcha de la planta y un mínimo < 20

NMP/100ml. En el gráfico siguiente pueden visualizarse los recuentos del 2018 en escala logarítmica:



- Los recuentos de *Enterococcus* spp, marcados en el gráfico anterior, acompañaron la variación de las coliformes fecales cuando éstas estaban elevadas, presentando valores máximos 230000 UFC/100ml y mínimos de 100 UFC/100ml.

En el gráfico 2 del ANEXO III-Estuario de Bahía Blanca, página 71, podemos ver la evolución de los recuentos de coliformes fecales desde el 2009 a la fecha. El mantenimiento demorado más de 4 meses, no evidenció mejoras en los recuentos durante noviembre y diciembre a pesar de ello en promedio los recuentos y cantidad de desvíos a la norma han disminuido.

Seguiremos monitoreando para evaluar la estabilidad en el rendimiento del sistema de tratamiento.

3 Evaluación del impacto bacteriológico de la descarga cloacal de la 3^{ra} cuenca en la zona interna del estuario.

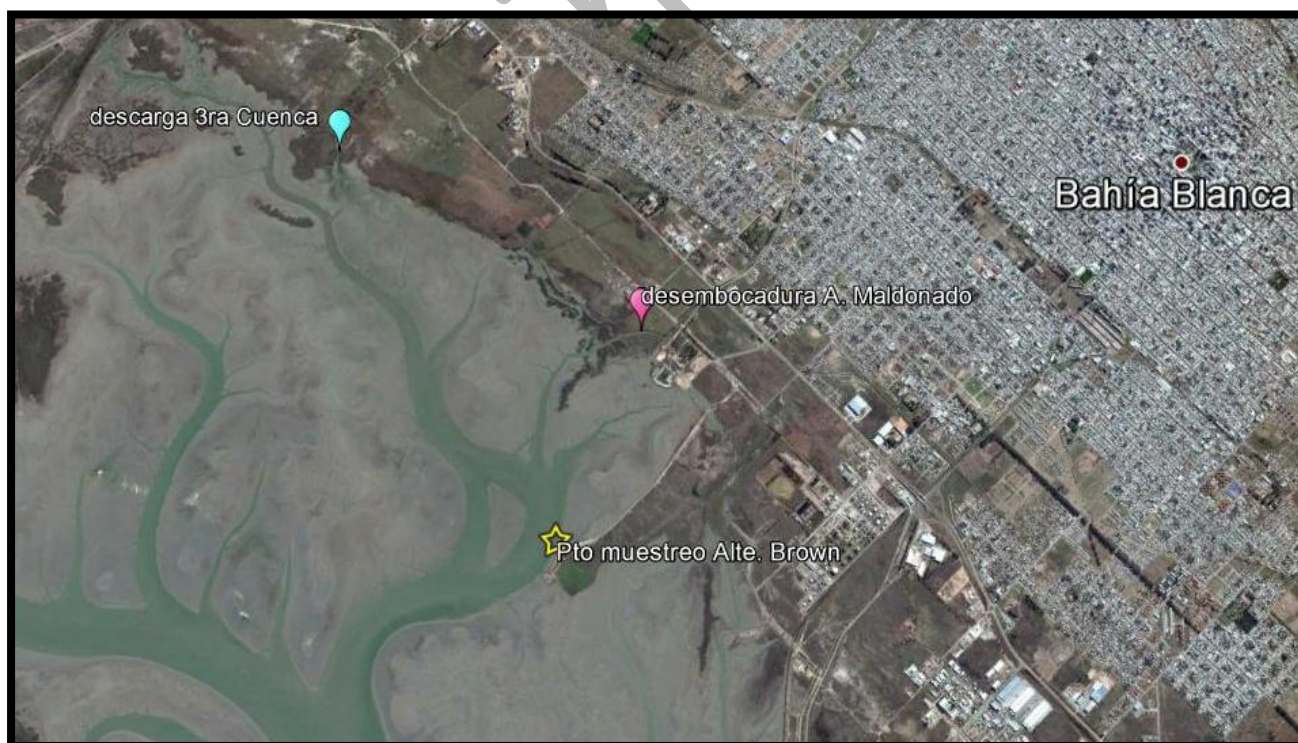
3.1 Marco Legal

La Resolución ADA N° 42/2006 establece como valor de referencia para *Enterococcus* en agua marina de uso recreativo un valor de 35 colonias/100 ml, este límite coincide con el internacional para aguas de contacto primario dado por la U.S.E.P.A¹⁶. Por otro lado, no se compararon los valores de metales con ningún niveles guía ya que las determinaciones se realizaron sobre el agua entera, sin filtrar, no sobre la fracción disuelta.

3.2 Muestreos

Se aplicó la metodología de toma de muestra recomendada en los "Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas y Aguas Residuales", APHA-AWWA-WPCF, 17° edición.

Se estableció para el monitoreo un punto de muestreo ubicado sobre la costa del ex-club Almirante Brown, en la Reserva Municipal: Paseo Costero.



- Mapa de ubicación del punto de muestreo de ex-club Alte. Brown (estrella amarilla).

¹⁶U.S. EPA 2012. Water Quality Standards Handbook. Second edition. EPA-823-B-12-002.

Sobre esta área se procedió al muestreo de agua y sedimentos, y se realizaron, determinaciones fisicoquímicas y bacteriológicas para evaluar el impacto de la descarga cloacal sobre la zona más interna del estuario. Tanto en las muestras líquidas como en los sedimentos, se realizó la determinación de *Escherichia coli* y *Enterococcus* spp y a las de agua también bacterias heterótrofas terrestres y marinas.

3.3 Resultados

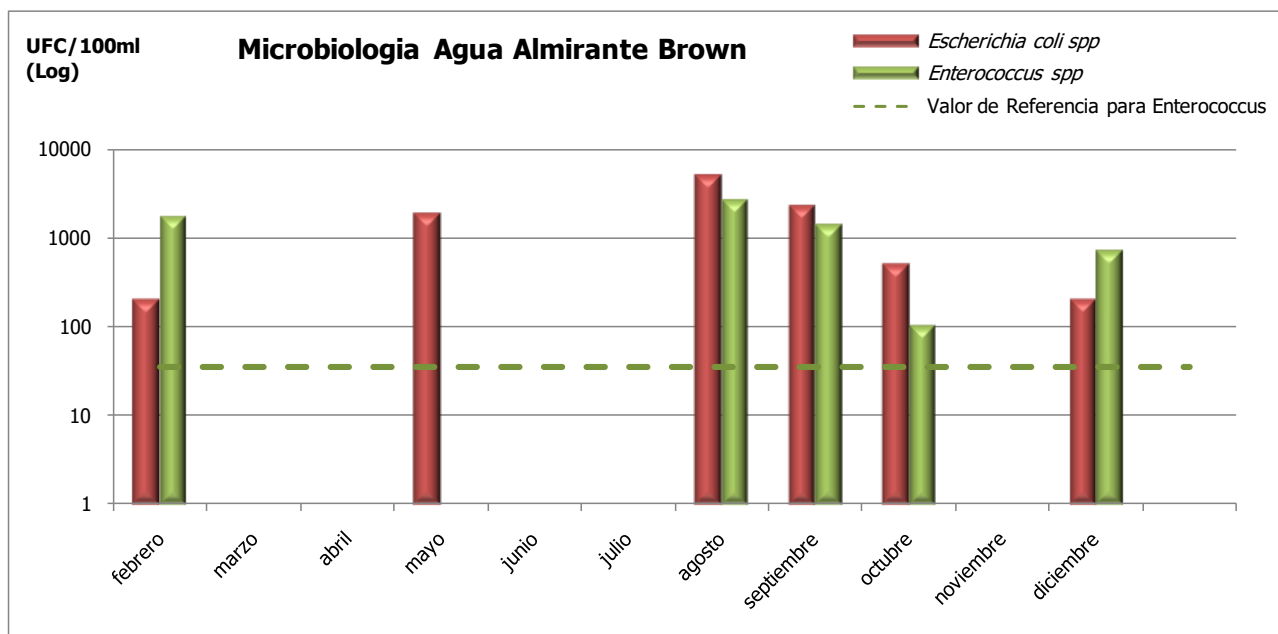
En la tabla 6 del ANEXO IV-Estuario de Bahía Blanca, página 72, se presentan todos los resultados fisicoquímicos y bacteriológicos de las muestras de agua y sedimento de la zona del ex-club Almirante Brown.

- **En Agua**

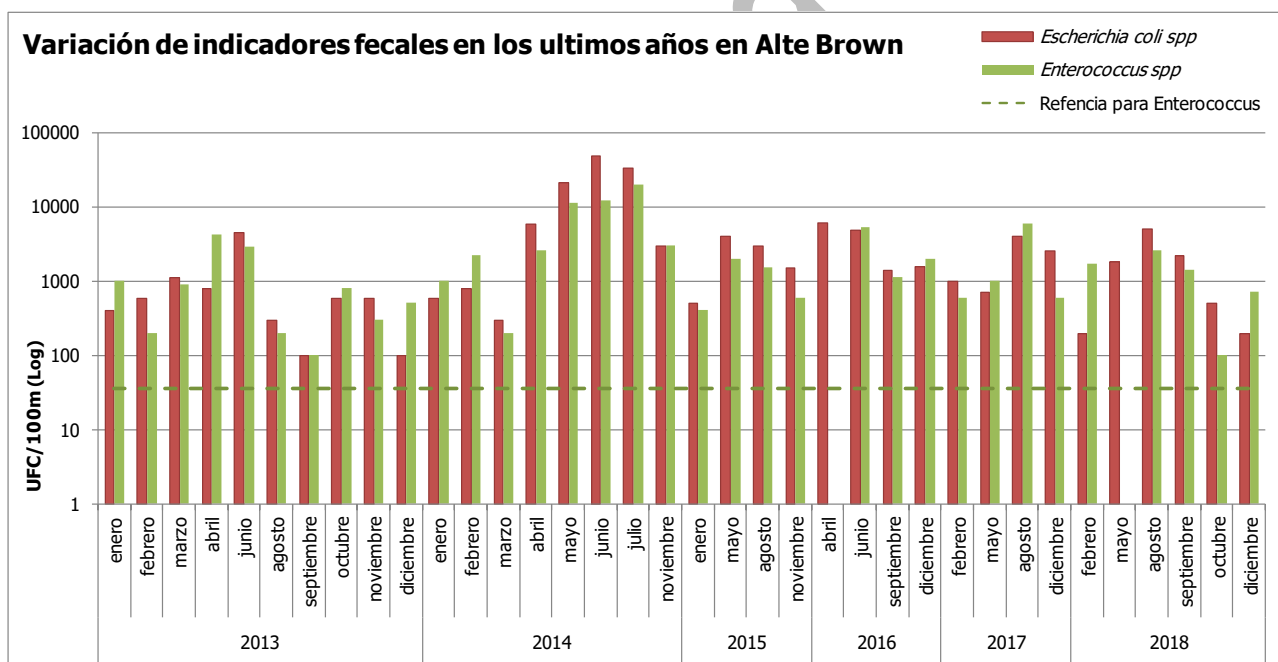
La Res. ADA N° 42/2006 plantea límites de algunos indicadores de calidad de agua para la recreación y protección de la vida acuática (para el río de la plata y su frente marítimo); según estos, la turbidez monitoreada el 33% de los muestreos sobrepasa el límite de 100 NTU (valor adoptado para Buenos Aires).

Las determinaciones se realizaron sobre el agua entera, sin filtrar, no sobre la fracción disuelta. Es por ello que solo se pueden comparar con las determinaciones realizadas en el monitoreo de ostras. De ello resaltan valores máximos de cobre en agua superiores a los monitoreados en la zona de muelles muestreadas junto a las ostras.

En cuanto a la microbiología, los recuentos de *Escherichia coli* en agua variaron entre 200 hasta 5000 UFC/100 ml. Por su parte, la cuantificación de *Enterococcus* spp. superó el valor de referencia de la Res. ADA N° 42/2006 (35 colonias/100 ml para aguas marinas de recreación) con recuentos entre 100 y 2600 UFC/100ml, excepto en mayo. Esto puede visualizarse en el siguiente gráfico:

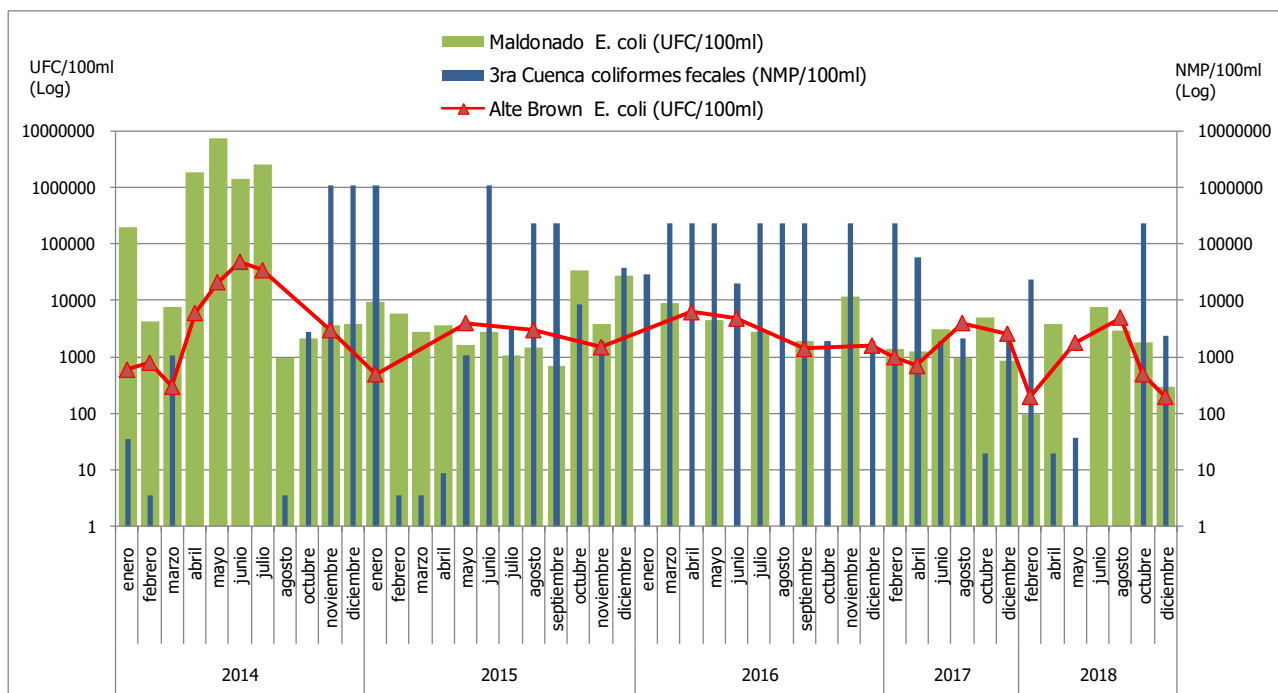


El máximo y mínimo de *Enterococcus* spp. fueron menores al año anterior, en general ambos indicadores tuvieron una variación similar al año anterior, como puede visualizarse en el siguiente grafico:



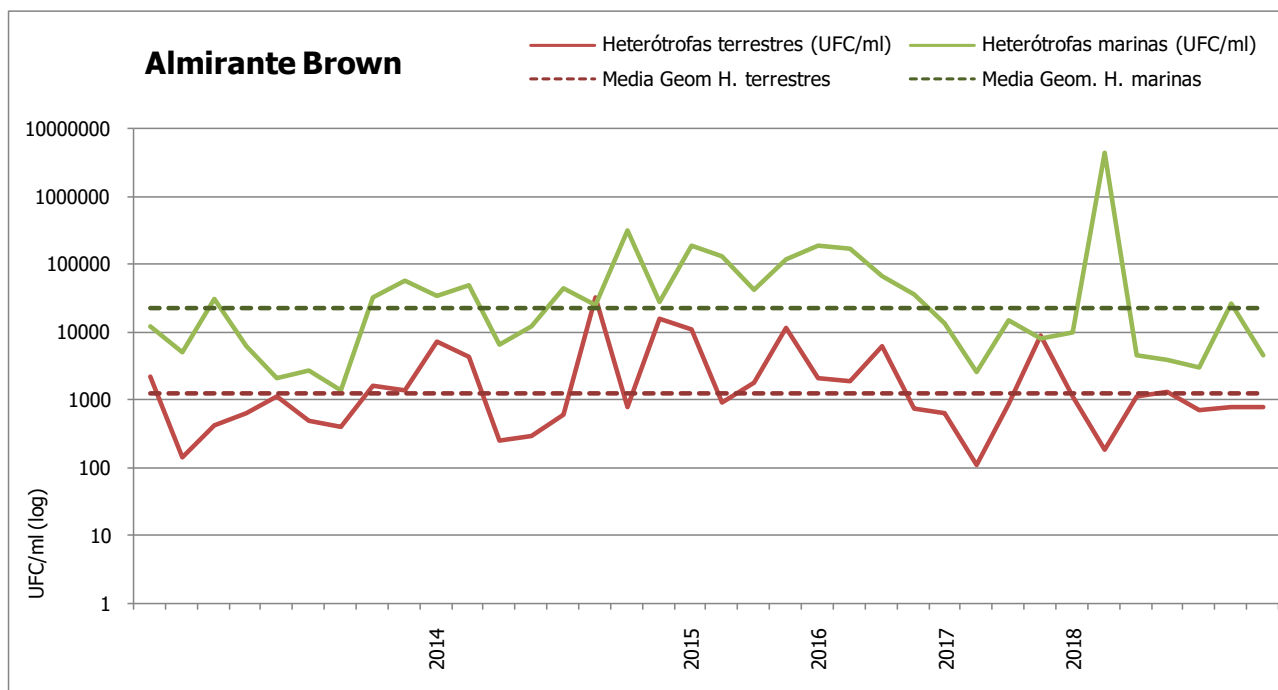
Los máximos de ambos indicadores se presentaron en el periodo de no funcionamiento de la planta depuradora, cuando se derivaba todo el efluente sin tratar al estuario.

Como viene sucediendo años anteriores, los aumentos y disminuciones de *Escherichia coli* en la zona de evaluación, se relacionan con las variaciones de dicho indicador en el canal Maldonado, el cual desemboca en las inmediaciones del punto de muestreo (indicado en el mapa anterior).



Por ello es importante monitorear la Planta depuradora 3^{ra} Cuenca y el canal Maldonado para tener datos complementarios a la hora de evaluar el impacto en esta zona del estuario bajo estudio.

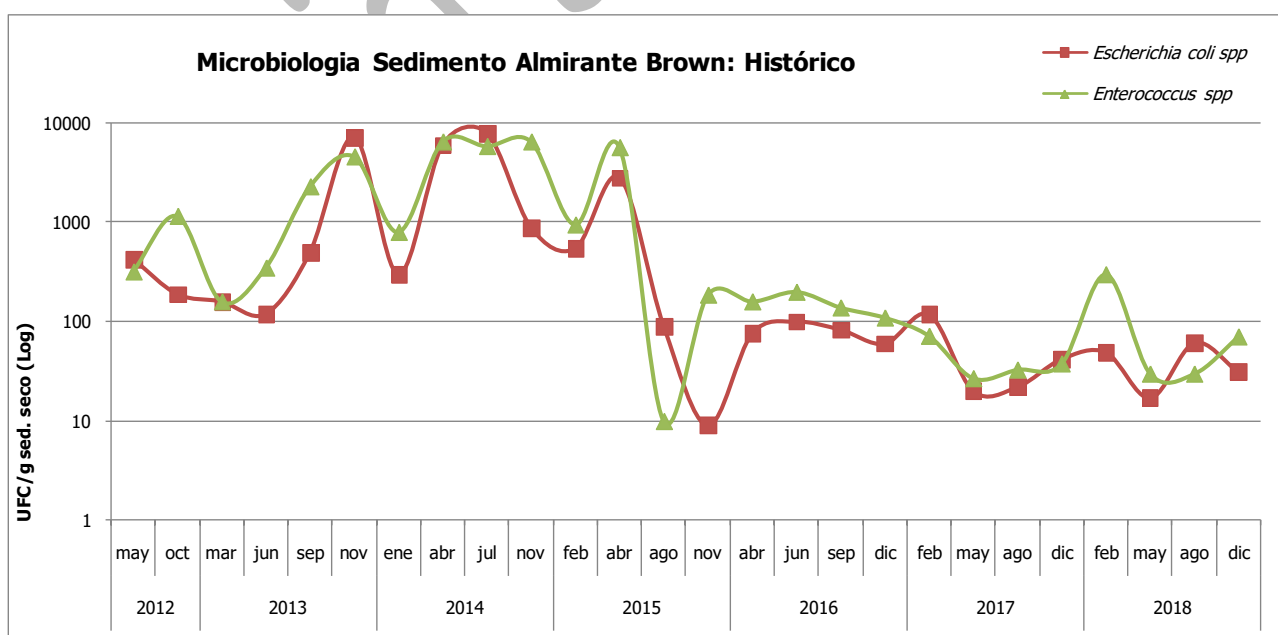
En cuanto a las bacterias heterótrofas, sigue observándose la preponderancia de las bacterias heterótrofas marinas con respecto a las terrestres, ya que las primeras son autóctonas de la zona de muestreo donde se desarrollan plenamente. Los recuentos de bacterias heterótrofas de origen marino oscilaron entre 3000 y 4500000 UFC/ml, con un valor por encima de la media geométrica. En el caso de las bacterias heterótrofas de origen terrestres los recuentos fluctuaron entre 180 y 1140 UFC/ml, dichos valores se corresponden a la escasas de lluvias que puedan arrastrar dichas bacterias del continente al estuario.



• **En sedimentos**

Se compararon las mediciones de metales en sedimentos de almirante Brown con los indicadores de referencia más exigentes "threshold effects level" (TEL), establecidos por la NOAA (tabulados en la página 36) para la protección de la vida acuática en sedimentos marinos y no se registraron valores que los superen.

Los recuentos de *Escherichia coli* en sedimento oscilaron entre 17 y 61 UFC/g y los de *Enterococcus spp.* lo hicieron entre 30 y 300 UFC/g.





Estos registros se los comparan con los de los últimos años en el gráfico anterior, donde puede visualizarse que durante el 2018 ambos indicadores presentaron fluctuaciones, con un pico de *Enterococcus* spp. en febrero y luego los recuentos variaron entre valores poco elevados.

Copia sin auditar

3.4 Conclusiones

La planta de tratamiento de residuos cloacales 3^{ra} Cuenca, entre marzo y mayo mostró un buen rendimiento, luego estuvo parada por mantenimiento y luego de octubre cuando arrancó no logró estabilizar su efluente.

La falta de un tratamiento terciario en la planta depuradora (condicionamiento de la Res. N° 1826/2006 del OPDS) con el aporte continuo de efluente al arroyo Saladillo de García cerca de su desembocadura al estuario de Bahía Blanca con parámetros fuera del rango aceptable por la Resolución 336/2003 de la Autoridad del Agua, impacta al cuerpo receptor final.

Los recuentos bacteriológicos sostenidos, la constante presencia de indicadores fecales y la tendencia a su acumulación en sedimentos de la zona aledaña al ex club Almirante Brown son evidencia del impacto que viene sufriendo el sistema en los últimos años. Es importante destacar que las fluctuaciones de los indicadores fecales responden también a las variaciones de los mismos en el canal Maldonado.; potenciando el impacto de la tercera cuenca.

Esta situación ya ha sido informada por el CTE a las autoridades de control y fiscalización pertinentes.

Copia sin autenticar



ANEXOS

Programa: Monitoreo de Cuerpos Receptores

Subprograma: Estuario de Bahía Blanca

ANEXO I: Ostras

Gráficos de metales en diferentes matrices

A continuación se presentan los gráficos de concentración de metales en ostras, sedimentos y agua circundante a las mismas, límites admisibles o guías y promedios del estudio de ostras. Los valores en ostras son calculados en ppm del peso húmedo. Los valores en sedimentos son calculados en ppm del peso seco.

Referencias:

CAA: Código Alimentario Argentino, Límite admisible para consumo.

SENASA: Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria, Límite admisible para consumo.

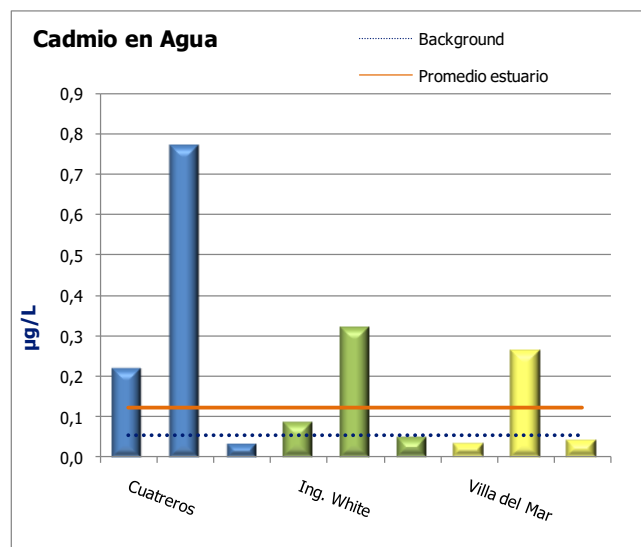
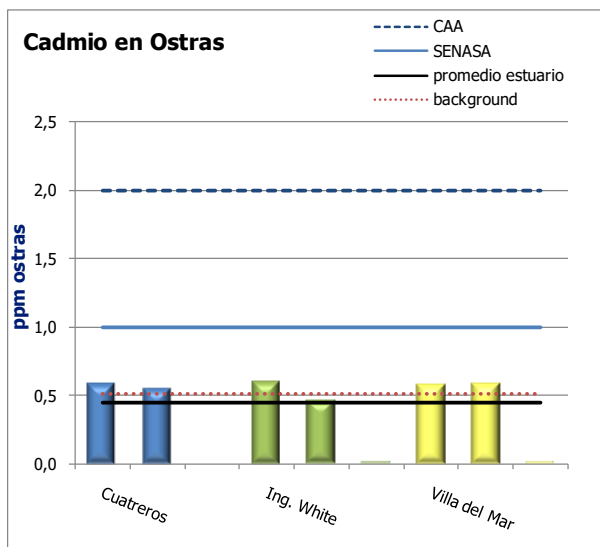
FDA: Food and Drugs Administration, Límite admisible para consumo.

TEL (Threshold Effect Level): umbral de no efecto adverso.

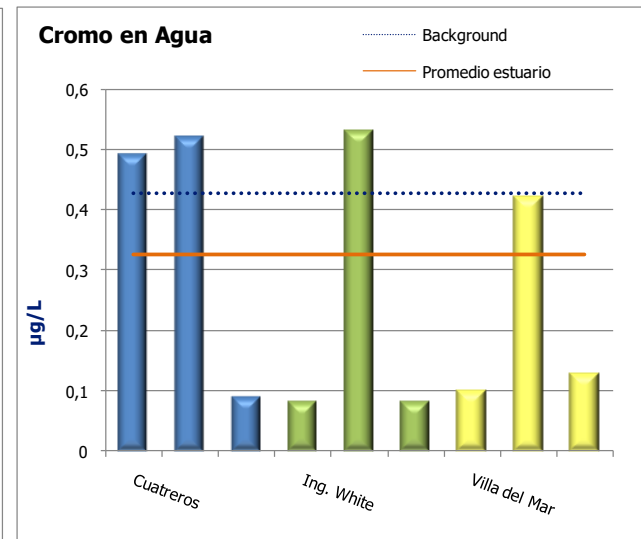
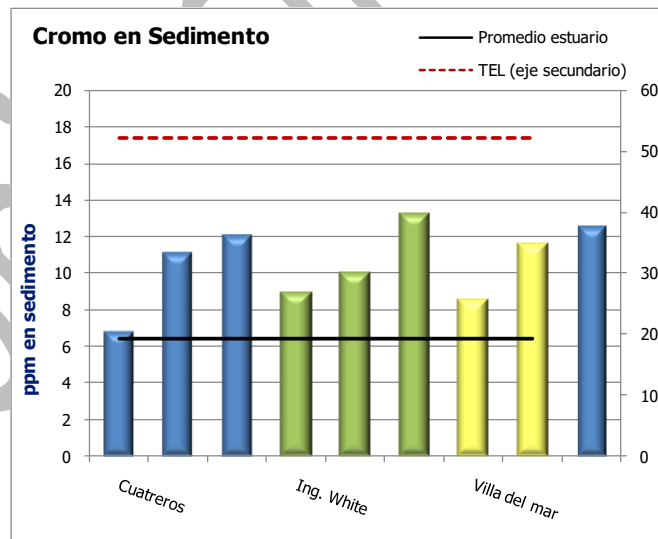
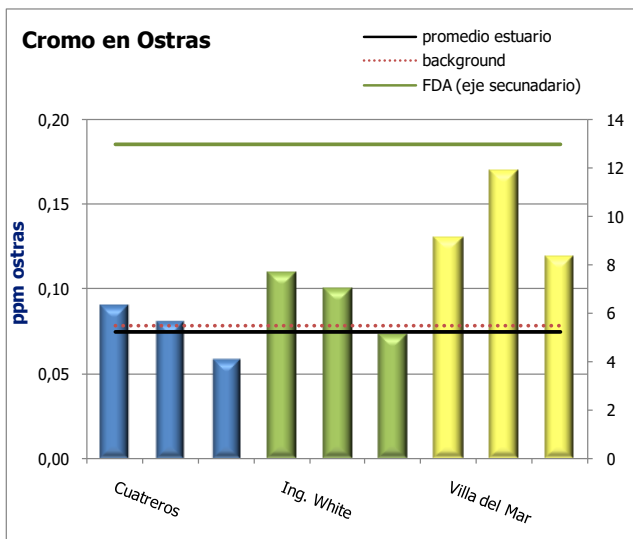
Background: promedio de mediciones de cada metal en cada matriz de Los Pocitos, considerado como lugar prístino.

Copia sin auditar

Gráficos de concentración de Cadmio

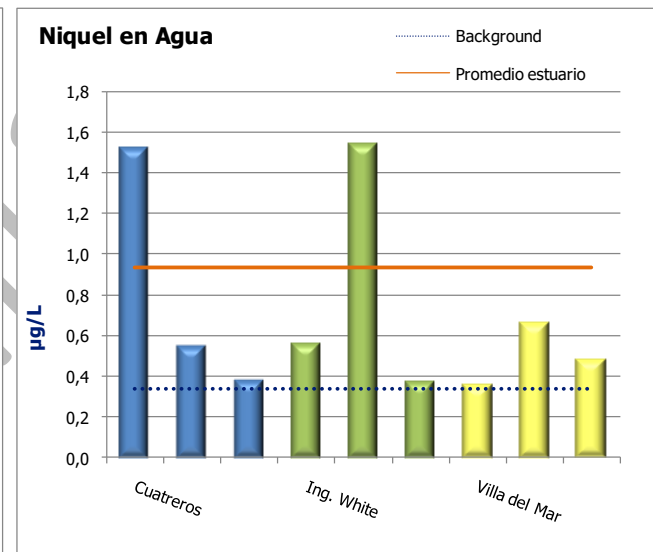
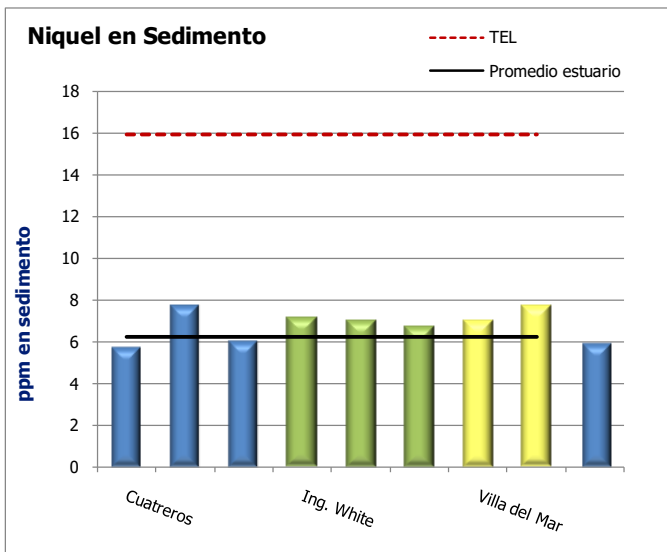
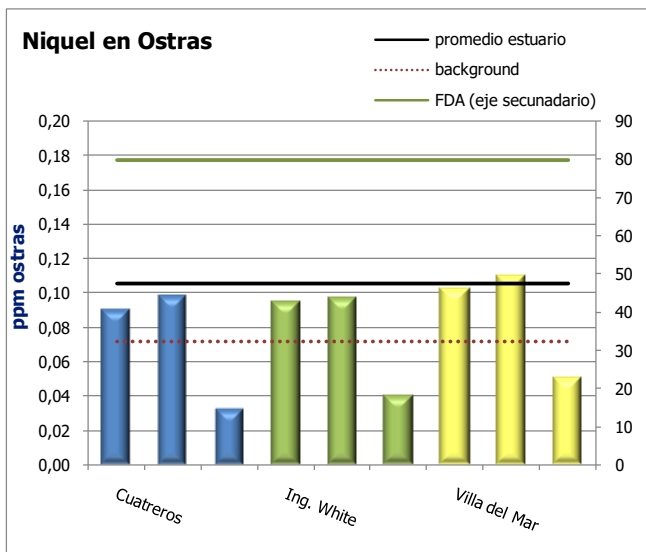


Gráficos de concentración de Cromo

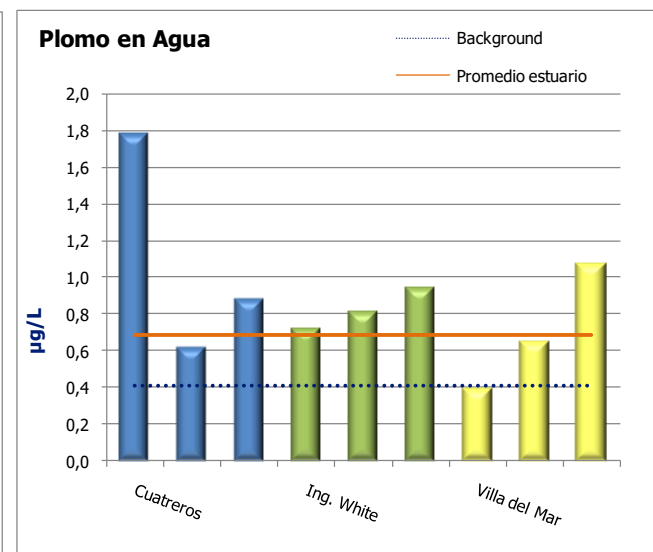
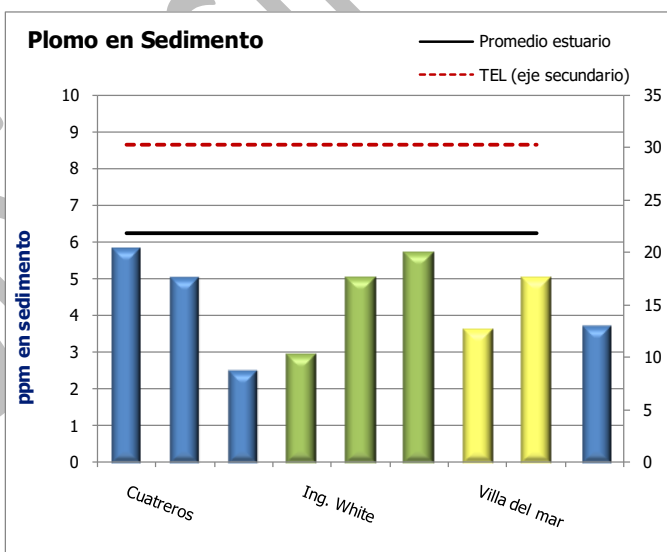
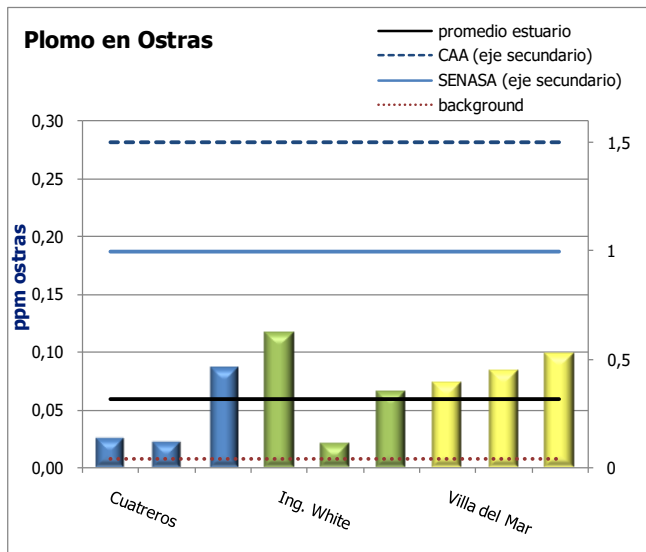




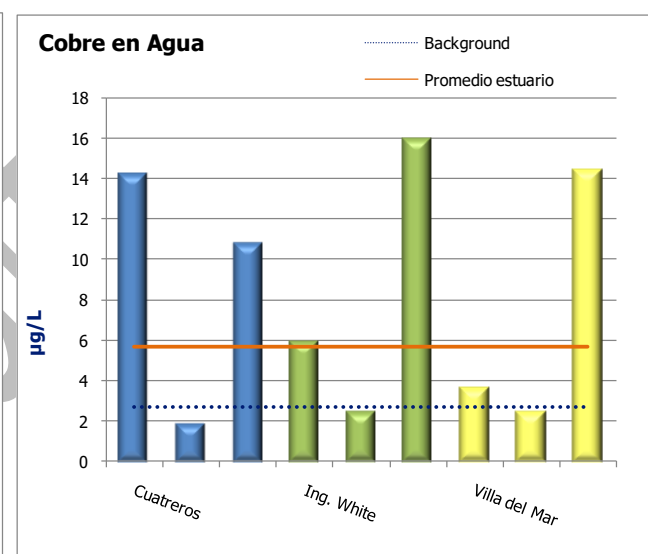
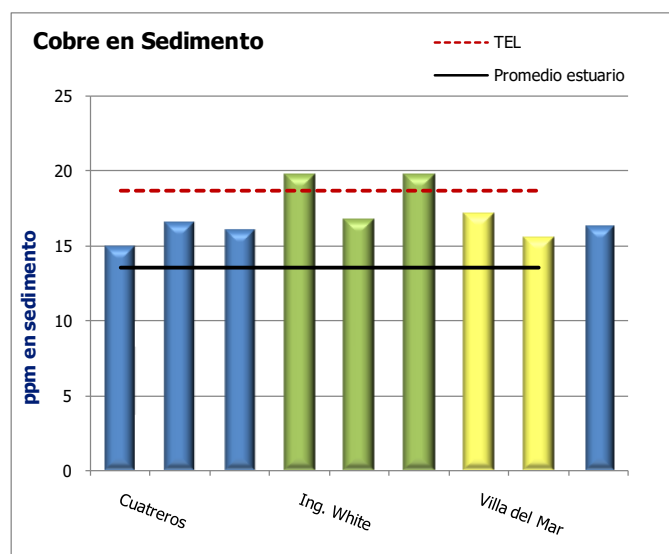
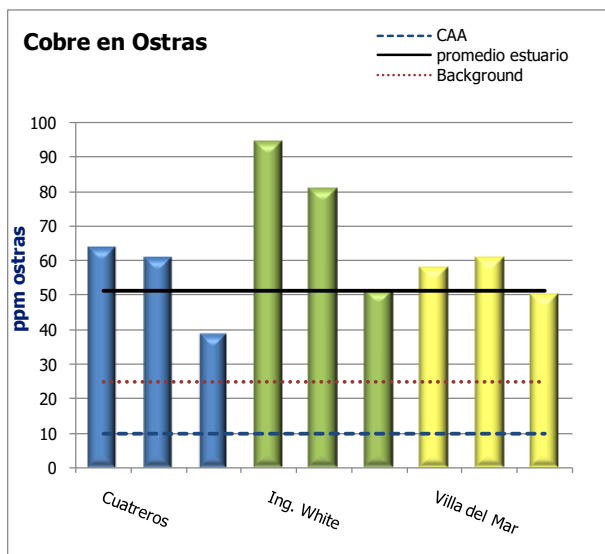
Gráficos de concentración de Níquel



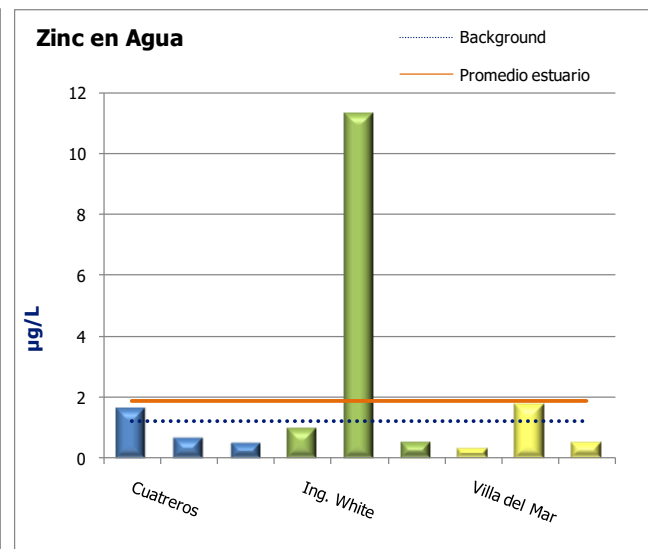
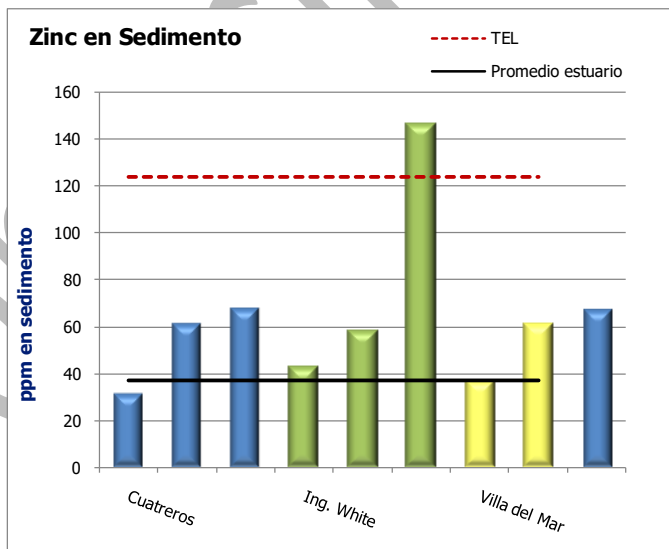
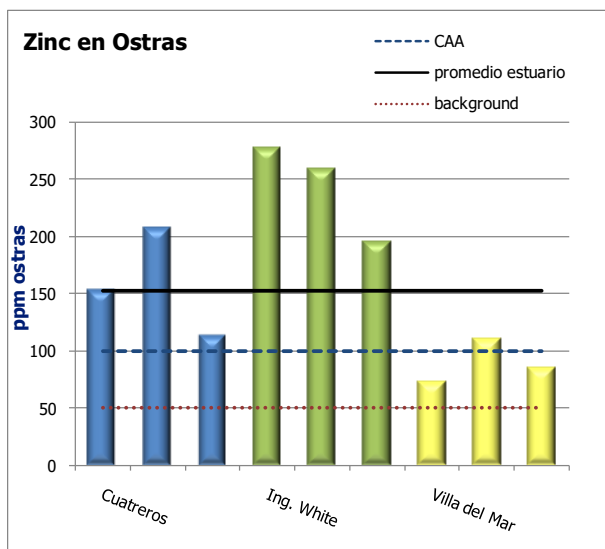
Gráficos de concentración de Plomo



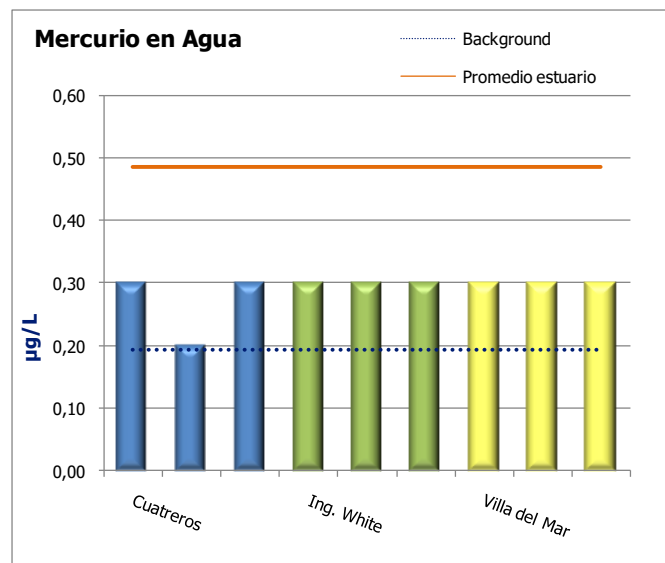
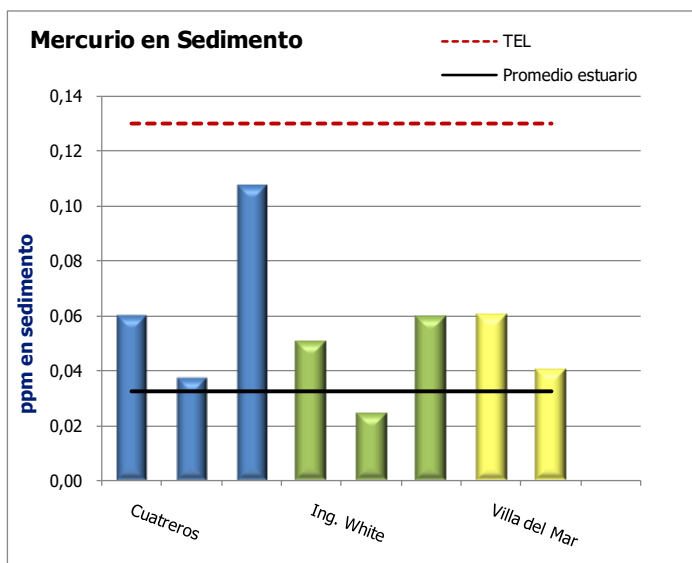
Gráficos de concentración de Cobre



Gráficos de concentración de Zinc



Gráficos de concentración de Mercurio



Copia Simple



Tabla 1: Concentraciones mundiales de metales en tejido blando de ostras, promedio y umbral de contaminación (ppm en peso húmedo)

Especie	Lugar	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Referencia
<i>Crassostrea gigas</i>	Ing. White. Estuario de Bahía Blanca	0,46	0,07	55,9	0,008	0,16	0,06	195	Promedio PIM 2013-2018
<i>Crassostrea gigas</i>	Cuatrerros. Estuario de Bahía Blanca	0,49	0,06	48,2	0,041	0,15	0,05	141	Promedio PIM 2013-2018
<i>Crassostrea gigas</i>	Villa del Mar. Estuario de Bahía Blanca	0,56	0,11	54,7	< 0,01	0,20	0,06	92	Promedio PIM 2016-2018
<i>Crassostrea gigas</i>	Los Pocitos. Bahía Anegada	0,51	0,08	21,3	0,010	0,07	0,04	51	Promedio PIM 2015-2018
<i>Crassostrea gigas</i>	Taiwán (China)*	0,19	-	23-410	0,019	0,55	1,29	110-172	Hsu (1979), Han y Hung (1990), Young y Hsien (2003)
<i>Crassostrea gigas</i>	Bahía Hansan-Koje (Corea)*	0,54	-	6,3	-	-	-	110	Hwang <i>et al.</i> (1986)
<i>Crassostrea gigas</i>	Sedenia (Italia)	0,15	-	-	0,017	-	0,108	-	Piras <i>et al.</i> (2013)
<i>Crassostrea gigas</i>	Golfo de Vizcaya (España)*	0,2	3,8	74,9	0,146	0,418	0,578	416	Solaun <i>et al.</i> (2013)
<i>Crassostrea gigas</i>	Bahía Kaneohe (EEUU)*	-	-	33,5	-	-	0,122	173	Hunter <i>et al.</i> (1995)
<i>Crassostrea gigas</i>	Rio Tamar (Australia)*	-	-	14,5-38,1	-	-	0-0,8	446-2984	Ayling (1974)
<i>Crassostrea gigas</i>	Knysna (Sudafrica)*	1,8	-	6,6	-	0,32	-	85	Watling y Watling (1976)
<i>Crassostrea gigas</i>	Isla Kyushu (Japón)*	3,92	-	1022	-	-	2,9	-	Szefer <i>et al.</i> (1997)
<i>Crassostrea gigas</i>	Costa Escocesa	0,32	0,5	13,8	-	0,823	0,12	231	McIntosh <i>et al.</i> (2002)
<i>Crassostrea angulata</i>	Estuario de Guadalquivir (España)*	-	-	595,8	-	-	-	1946	Cordon (1987)
<i>Crassostrea virginica</i>	Long Island Sound (EE.UU.)*	-	-	114-216	-	-	-	-	Zarogian (1979)
<i>Crassostrea virginica</i>	Bahía de St. Louis (EE.UU.)*	-	-	9,2-39,4	-	-	-	52-1026	Lytle y Lytle (1982)
<i>Crassostrea virginica</i>	Costa Atlantica (EE.UU.)	-	0,4	91,5	-	0,19	0,47	1428	Pringle <i>et al.</i> (1968)
<i>Crassostrea virginica</i>	Bahía Chesapeake (EE.UU.)	3,41	-	10,9-273	-	-	-	505-3033	Wright <i>et al.</i> (1985)
<i>Crassostrea virginica</i>	Veracruz (México)	7,32-11,77	20-33,6	202-280	-	7,62-14	21,42-11	157-3352	Lango-Reynoso <i>et al.</i> (2010), Ávila Perez <i>et al.</i> (1993), Anton (2002), Galaviz (2003) y Guzman(2005)
<i>Crassostrea virginica</i>	México*	0,82	-	65,2	-	-	1,76	126	Vázquez <i>et al.</i> (1993)
<i>Crassostrea margaritacea</i>	Costa sur de Suráfrica*	-	-	1-19,4	-	-	-	25-1303	Watling y Watling (1974)
<i>Crassostrea madrasensis</i>	Estuario Ennore (India)*	0,53	4,6	47,6	-	2,9	1,005	150,5	Joseph y Srivastava (1993)
<i>Crassostrea brasiliana</i>	Bahía Sepetiba (Brasil)*	1,9	1,606	4,9	-	3,62	2,7	1900	Lima <i>et al.</i> (1986); Gomes <i>et al.</i> (1991)
<i>Crassostrea brasiliana</i>	Bahía Guanabara (Brasil)*	0,08	-	29,6	-	0,68	<0,26	260,6	Gomes <i>et al.</i> (1991)
<i>Crassostrea brasiliana</i>	Estuario de Cananéia (Brasil)	11	-	2,6	0,02	-	0,08	393	Machado <i>et al.</i> (2002)
<i>Crassostrea iridescens</i>	El Salvador*	< 0,24	3,16	124,4	-	2,12	<0,24	408	Michel y Zengel (1998)
<i>Crassostrea iridescens</i>	Mazatlan (México)*	3,6	-	20	-	1,7	-	402	Paez-Osuna y Marmolejo Rivas (1990)
<i>Crassostrea rhizophorea</i>	Estuario Rio Cocó y Ceará (Brasil)*	1,07	0,35	3,7	-	-	-	236	Gonçalves <i>et al.</i> (2007)
<i>Saccostrea commercialis</i>	Puerto Jackson (Australia)	-	-	149-175	0,01-0,03	-	0,9-1,1	861-1176	Scanes y Roach (1999)
<i>Saccostrea commercialis</i>	Estuario Pittwater (Australia)	-	-	308	-	-	-	469	Birch y Hogg (2011)
Ostras	Promedio Mundial*	0,54	0,198	12,4	0,078	0,186	0,206	82	Cantillo (1998) NOAA (1997)
Ostras	Umbral de contaminación*	0,74	0,50	60	0,046	0,68	0,64	800	Cantillo (1998) NOAA (1997)

*Valores originales calculados en peso seco, transformados a peso húmedo multiplicando por 0,2 (se asume contenido de humedad del 80%)

Tabla 2: Especies del género *Vibrio* y presencia de *Salmonella* identificadas en ostras y agua del estuario de Bahía Blanca. Las determinaciones de *Salmonella* spp. son en 25 grs de tejido, mientras que las de *Vibrio* spp. en ostras son en 30 grs de tejido y en agua en 100 ml de muestra.

Muestra	Estación	Lugar	<i>Vibrio</i> spp.	<i>Salmonella</i> spp.	
AGUA	verano	Los Pocitos	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
		Cuatreros	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
		Ing White	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
		Villa del Mar	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
	invierno	Cuatreros	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
		Ing White	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
		Villa del Mar	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
	primavera	Cuatreros	<i>V. alginolyticus-V. parahaemolyticus</i>	-----	
		Ing White	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
		Villa del Mar	<i>V. alginolyticus</i>	-----	
	OSTRA	verano	Los Pocitos	<i>V. alginolyticus</i>	ausencia
			Cuatreros	<i>V. alginolyticus-V. parahaemolyticus</i>	ausencia
Ing White			<i>V. alginolyticus-V. parahaemolyticus</i>	presencia	
Villa del Mar			<i>V. alginolyticus-V. parahaemolyticus</i>	ausencia	
invierno		Cuatreros	<i>V. alginolyticus</i>	ausencia	
		Ing White	<i>V. alginolyticus-V. parahaemolyticus</i>	ausencia	
		Villa del Mar	<i>V. alginolyticus</i>	ausencia	
primavera		Cuatreros	<i>V. alginolyticus</i>	ausencia	
		Ing White	<i>V. alginolyticus</i>	ausencia	
		Villa del Mar	<i>V. alginolyticus</i>	ausencia	



ANEXO II: MONITOREO DE ARROYOS

Tabla 3: Resultados fisicoquímicos, de metales pesados y bacteriológicos del canal Maldonado, durante el 2018 y los niveles de referencia.

Arroyo Maldonado	2018											Res. 42/2006	"TEL" NOAA (SQuiRTs)
	20/02/2018	09/04/2018	05/06/2018	06/08/2018	10/10/2018	05/12/2018							
fisicoquímico													
	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	agua	sedimento	agua	sedimento
pH (upH)	9,2	-	8,9	-	9,3	-	8,3	-	9,1	8,9	-	6,5 - 8,5	NE
Temperatura (°C)	24,5	-	23,5	-	16,9	-	14,8	-	16,6	20,1	-	NE	NE
Conductividad (mS/cm)	2	-	19	-	1,95	-	1,1	-	1,62	1,7	-	NE	NE
Turbidez (NTU)	23,5	-	31	-	28	-	54,6	-	57,3	73	-	≤ 100	NE
SS10' (ml/l)	< 0,1	-	2	-	<0,1	-	< 0,1	-	<0,1	<0,1	-	NE	NE
SS120' (ml/l)	< 0,1	-	0,3	-	0,1	-	< 0,1	-	<0,1	<0,1	-	NE	NE
DQO (mg/l)	16	-	19	-	18	-	5	-	14	11	-	NE	NE
DBO (mg/l)	n/a	-	n/a	-	<5	-	< 5	-	n/a	7,1	-	≤ 10	NE
N _{tot} (mg/l)	n/a	-	n/a	-	10,6	-	1,5	-	1,6	1,9	-	NE	NE
P _{tot} (mg/l)					0,14	-	0,10	-				≤ 0,025	NE
Cadmio (ppm)	0,00003	< 0,1	n/a	-	0,0003	< 0,1	0,0003	< 0,1	< 0,002	< 0,002	< 0,1	≤ 0,075	0,596
Niquel (ppm)	0,00004	3,6	n/a	-	0,0004	3,4	0,0003	4,6	< 0,002	< 0,002	2	≤ 0,05	18
Zinc (ppm)	0,0001	94,6	n/a	-	0,0014	110	0,0014	160	< 0,002	0,004	30,5	≤ 7,5	123,1
Plomo (ppm)	0,0004	9,9	n/a	-	0,0003	10	0,0003	34	< 0,005	< 0,005	5,3	≤ 0,025	35
Cobre (ppm)	0,0025	21,2	n/a	-	0,0087	18,2	0,0008	91	< 0,002	< 0,002	8,3	≤ 5	35,7
Cromo (ppm)	0,0105	4,8	n/a	-	0,0075	5,7	0,0006	8,4	< 0,002	< 0,002	3,6	≤ 0,125	37,3
Mercurio (ppm)	0,0003	0,043	< 0,0002	0,021	< 0,0002	0,038	0,0011	0,053	0,0003	< 0,0002	0,019	≤ 0,025	0,174
bacteriológico													
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml)	100		4000		8000		3000		1900		300	≤ 126 (*)	
Heterótrofos terrestres (UFC/ml)	5600		11500		7700		7000		16000		16000	NE	
<i>Salmonella</i> spp (UFC/250ml)	ausencia en 100ml		ausencia en 250ml		ausencia en 250ml		ausencia		ausencia		ausencia	NE	

n/a: no analizado
NE: no especificado

Los resultados en agua con **negrita** indican que sobrepasaron los valores límite para uso recreativo de la Resolución 42/2006, (*) Media geométrica de coliformes fecales expresada como límite para *E. coli*.

Los resultados en sedimento con **negrita** indican que sobrepasan el nivel guía "TEL" establecido por la NOAA (SQuiRTs) para la protección de la vida acuática.



Tabla 4: Resultados fisicoquímicos, de metales pesados y bacteriológicos del arroyo Napostá en su desembocadura, durante el 2018 y los niveles de referencia.

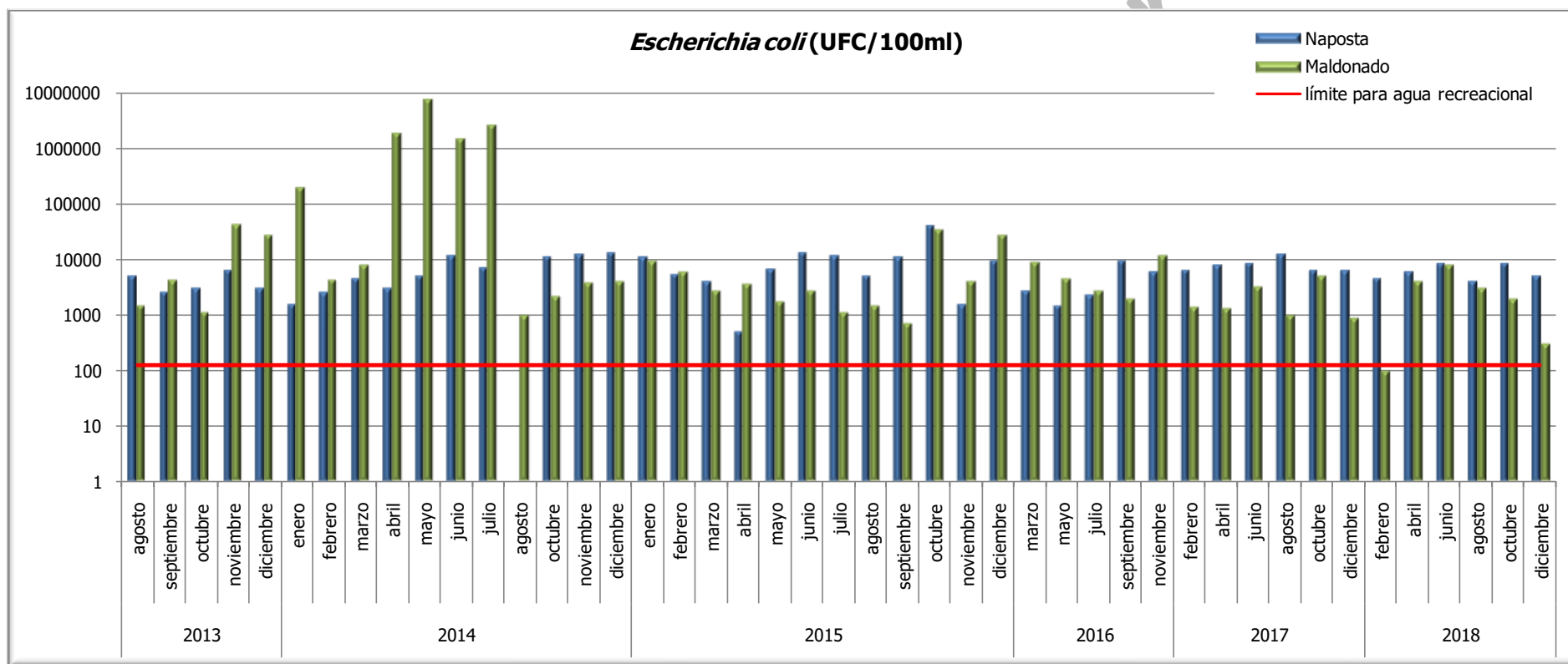
Arroyo Napostá	2018												Res. 42/2006	"TEL" NOAA (SQiRTs)
	20/02/2018	09/04/2018		05/06/2018		06/08/2018		10/10/2018	05/12/2018					
fisicoquímico														
	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	agua	sedimento	agua	sedimento	
pH (upH)	7,7	-	8,5	-	8,7	-	8,3	-	8,6	8,6	-	6,5 - 8,5	NE	
Temperatura (°C)	21,9	-	19,5	-	12,9	-	12,7	-	15,3	20,2	-	NE	NE	
Conductividad (mS/cm)	0,86	-	1,55	-	1,4	-	1,46	-	1,64	1,78	-	NE	NE	
Turbidez (NTU)	348	-	<0,1	-	50	-	15	-	49,5	37,9	-	≤ 100	NE	
SS10' (ml/l)	0,1	-	< 0,1	-	<0,1	-	< 0,1	-	<0,1	<0,1	-	NE	NE	
SS120' (ml/l)	0,5	-	< 0,1	-	0,1	-	< 0,1	-	<0,1	<0,1	-	NE	NE	
DQO (mg/l)	27	-	15	-	5	-	7	-	12	11	-	NE	NE	
DBO (mg/l)	n/a	-	n/a	-	< 5	-	< 5	-	n/a	10,4	-	≤ 10	NE	
N _{tot} (mg/l)	n/a	-	n/a	-	2,2	-	3	-	3,3	3,3	-	NE	NE	
P _{tot} (mg/l)					0,27	-	0,1	-			-	≤ 0,025	NE	
Cadmio (ppm)	0,0003	< 0,1	n/a	-	0,0003	< 0,1	0,0003	< 0,1	< 0,002	< 0,002	< 0,1	≤ 0,075	0,596	
Niquel (ppm)	0,0001	4,8	n/a	-	0,0004	4,7	0,0004	4,2	< 0,002	< 0,002	3,4	≤ 0,05	18	
Zinc (ppm)	0,0001	33,4	n/a	-	0,0001	63	0,0010	63	0,002	0,008	58	≤ 7,5	123,1	
Plomo (ppm)	0,0004	4,2	n/a	-	0,0026	6	0,0006	8	< 0,005	0,066	5,6	≤ 0,025	35	
Cobre (ppm)	0,0110	16,3	n/a	-	0,0104	17,4	0,0030	13,7	< 0,002	< 0,002	15,1	≤ 5	35,7	
Cromo (ppm)	0,0002	5,6	n/a	-	0,0017	7,5	0,0015	8,8	< 0,002	< 0,002	6,7	≤ 0,125	37,3	
Mercurio (ppm)	0,0006	0,022	< 0,0002	0,014	< 0,0002	0,022	0,0002	0,019	0,0004	< 0,0002	0,032	≤ 0,025	0,174	
bacteriológico														
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml)	4500	6000		8400		4000		8500	5000		≤ 126 (*)			
Heterótrofos terrestres (UFC/ml)	184000	6000		3300		8500		27000	9800		NE			
<i>Salmonella</i> spp (UFC/250ml)	ausencia en 100ml	ausencia en 250ml		ausencia en 250ml		ausencia		ausencia	ausencia		NE			

n/a: no analizado
NE: no especificado

Los resultados en agua con **negrita** indican que sobrepasaron los valores límite para uso recreativo de la Resolución 42/2006, (*) Media geométrica de coliformes fecales expresada como límite para *E. coli*.

Los resultados en sedimento con **negrita** indican que sobrepasan el nivel guía "TEL" establecido por la NOAA (SQiRTs) para la protección de la vida acuática.

Gráfico 1: Histórico de *Escherichia coli* en el arroyo Napostá Grande y canal Maldonado





ANEXO III: MONITOREO DE LA DESCARGA CLOACAL 3^{RA} CUENCA

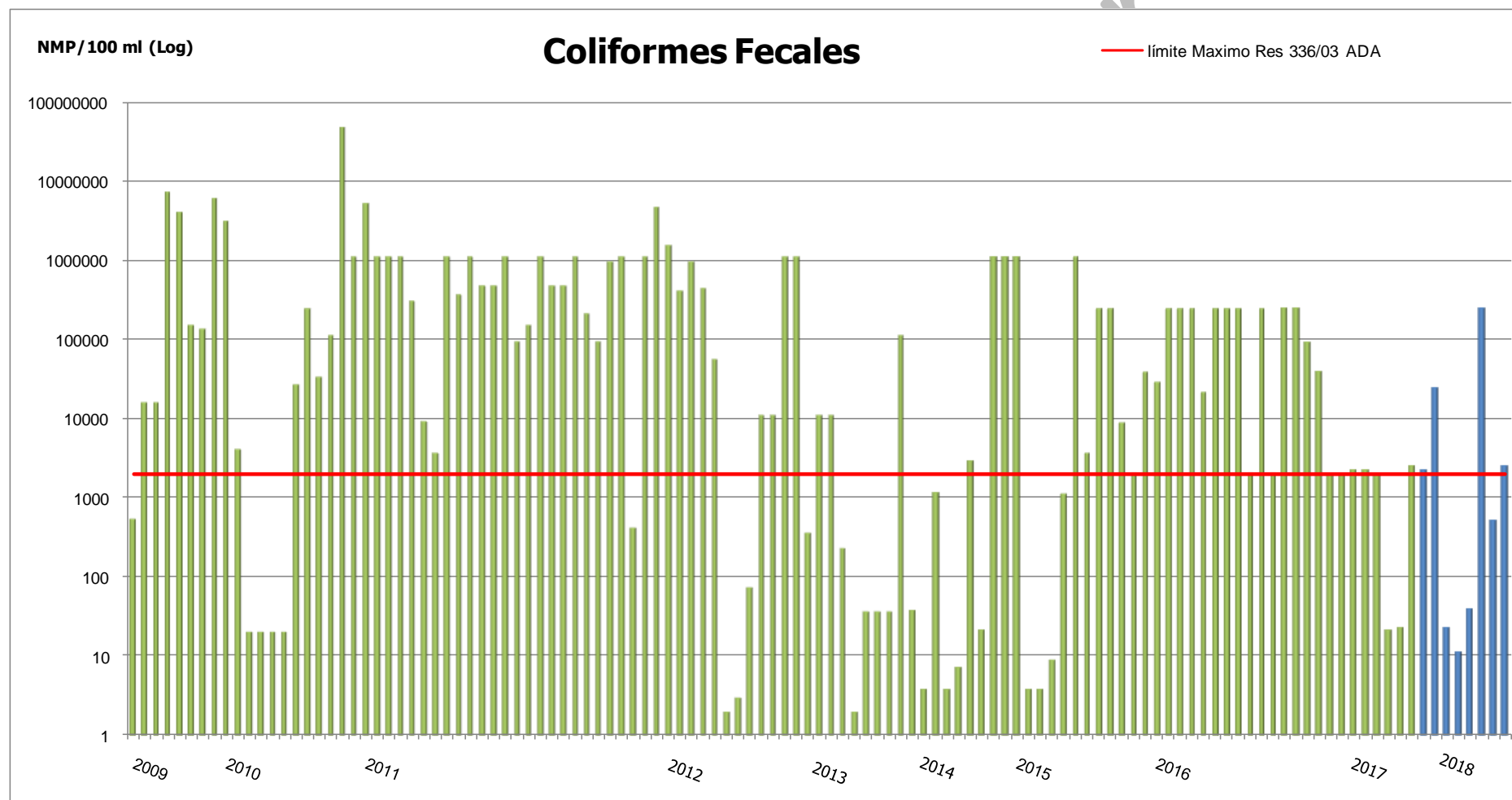
Tabla 5: Resultados de análisis fisicoquímicos y bacteriológicos de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales de la 3^{ra} Cuenca, durante 2018.

3ra Cuenca	2018								Límite Res. 336/04
	02-ene	20-feb	07-mar	09-abr	07-may	10-oct	20-nov	05-dic	
Fisicoquímico									
pH (upH)	6,8	7,6	7,1	7,6	7,6	7,7	7,2	7,6	6,5 - 10,0
Temperatura (°C)	23,9	23,4	24,2	22,5	22,1	17,7	22,0	21,4	≤ 45
Conductividad (mS/cm)	1,6	1,7	1,3	1,5	1,7	2,1	1,6	2,2	NE
Turbidez (NTU)	120	89	6	18	29	219	193	130	NE
SS10' (ml/l)	0,7	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	<0,1	1,5	0,8	ausente
SS120' (ml/l)	3,5	0,2	0,8	0,5	0,6	<0,1	5,0	2,5	≤ 0,1
Cloro residual (mg/l)	0,1	<0,05	0,1	0,3	0,2	<0,05	0,2	<0,05	≤ 0,5
DQO (mg/l)	68	189	46	48	56	155	178	264	≤ 250
DBO (mg/l)	37	182	14	9	18	78	47	33	≤ 50
N _{tot} (mg/l)	32	43	26	24	22	36	39	35	≤ 35
P _{tot} (mg/l)									≤ 1,0
Cadmio (mg/l)	n/a	< 0,005	< 0,005	n/a	n/a	< 0,002	n/a	< 0,002	≤ 0,1
Niquel (mg/l)	n/a	< 0,01	< 0,01	n/a	n/a	0,003	n/a	< 0,002	≤ 2,0
Zinc (mg/l)	n/a	0,03	0,04	n/a	n/a	0,02	n/a	0,04	≤ 2,0
Plomo (mg/l)	n/a	< 0,01	< 0,01	n/a	n/a	0,005	n/a	0,009	≤ 0,1
Cobre (mg/l)	n/a	< 0,006	< 0,006	n/a	n/a	< 0,002	n/a	0,005	≤ 1,0
Cromo (mg/l)	n/a	< 0,01	< 0,01	n/a	n/a	< 0,002	n/a	< 0,002	≤ 2,0
Mercurio (mg/l)	0,0003	<0,0003	< 0,0002	< 0,0002	0,0010	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	≤ 0,005
Bacteriológico									
<i>Enterococcus</i> spp. (UFC/100ml)	1000	230000	900	800	100	200000	800	4000	NE
Coliformes fecales (NMP/100ml)	2200	> 24000	22	<20	38	240000	500	2400	≤ 2000

n/a: no analizado

NE: no especificado

Gráfico 2: Histórico de Coliformes fecales de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales de la 3ª Cuenca.





ANEXO IV: Evaluación del impacto bacteriológico de la descarga cloacal de la 3ª cuenca en la zona interna del estuario

Tabla 6: Análisis fisicoquímicos y bacteriológicos de la zona del ex club Almirante Brown

Alte Brown	2018											
	20-feb		07-may		06-ago		03-sep		10-oct		05-dic	
Fisicoquímico												
	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	sedimento	agua	agua	sedimento	
pH (upH)	7,9	-	8,2	-	8,0	-	8,0	-	8,0	8,1	-	
Temperatura (°C)	23,3	-	20,5	-	10,9	-	13,8	-	14,8	19,7	-	
Conductividad (mS/cm)	66,5	-	61,4	-	51,1	-	53	-	57,6	53,1	-	
Turbidez (NTU)	52	-	208	-	58	-	70	-	24	247	-	
Cadmio en agua (ug/l), sedimento (mg/kg)	0,02	< 0,1	0,02	-	0,18	< 0,1	0,03	-	0,04	0,11	< 0,1	
Niquel en agua (ug/l), sedimento (mg/kg)	0,06	7,0	0,67	-	0,43	7,0	0,33	-	0,50	0,61	7,5	
Zinc en agua (ug/l), sedimento (mg/kg)	0,97	58,5	2,49	-	3,30	84,0	0,31	-	1,01	0,38	69,1	
Plomo en agua (ug/l), sedimento (mg/kg)	0,44	4,6	1,53	-	0,70	5,0	0,44	-	1,40	0,49	3,1	
Cobre en agua (ug/l), sedimento (mg/kg)	24,30	19,3	1,81	-	0,81	18,1	9,00	-	19,80	7,50	20,5	
Cromo en agua (ug/l), sedimento (mg/kg)	0,42	8,4	0,40	-	0,35	9,9	0,09	-	0,24	0,05	13,4	
Mercurio en agua (ug/l), sedimento (mg/kg)	<0,3	0,02	0,50	-	<0,2	0,04	<0,2	-	<0,2	<0,2	0,04	
Bacteriológico												
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml o g peso seco)	200	49	1800	17	5000	61	2200	-	500	200	31	
<i>Enterococcus</i> spp. (UFC/100ml o g peso seco)	1700	300	<10	30	2500	30	1400	-	100	700	71	
Heterótrofas terrestres (UFC/ml)	180	-	1140	-	1275	-	720	-	775	770	-	
Heterótrofas marinas (UFC/ml)	4500000	-	4500	-	4000	-	3000	-	26500	4500	-	

n/a: no analizado
v/a. valores anomalos



Copia sin auditar