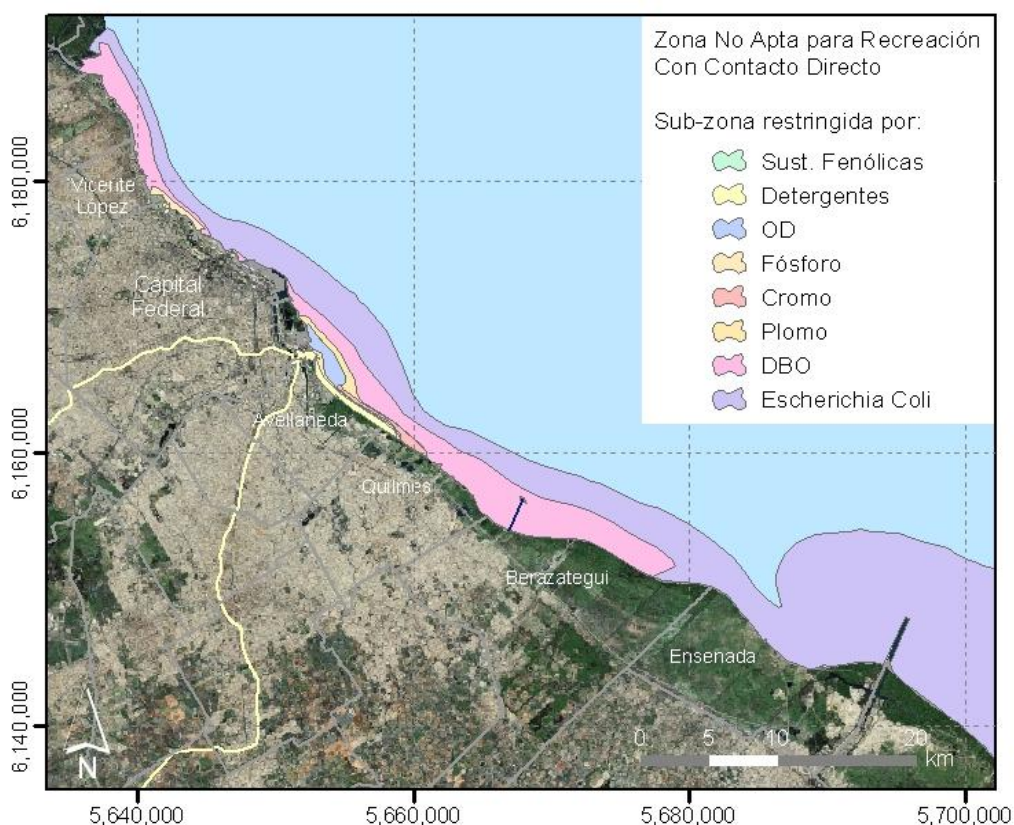


INSTITUTO NACIONAL DEL AGUA
SUBSECRETARÍA DE RECURSOS HÍDRICOS
SECRETARÍA DE OBRAS PÚBLICAS
REPÚBLICA ARGENTINA

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA
FRANJA COSTERA SUR DEL RÍO DE LA PLATA
MEDIANTE MODELACIÓN NUMÉRICA



AUTORIDADES DEL INA

PRESIDENTE:

Dr. Raúl A. LOPARDO

GERENTE DE PROGRAMAS Y PROYECTOS:

Ing. Jorge A. MAZA

DIRECTOR DEL LABORATORIO DE HIDRÁULICA:

Ing. Julio C. DE LÍO

JEFE DEL PROGRAMA DE HIDRÁULICA COMPUTACIONAL:

Dr. Ángel N. MENÉNDEZ

DIRECTOR DEL PROYECTO

Dr. Ángel N. MENÉNDEZ

EQUIPO DE TRABAJO

María Fernanda LOPOLITO

Nicolás BADANO

Mariano RE

RESUMEN

Se describe la implementación, validación y calibración de un modelo de calidad de aguas para la Franja Costera Sur del Río de la Plata. Se introducen criterios para determinar zonas de uso. Se aplica el modelo para establecer zonas de uso limitado para la situación actual y para un escenario de proyecto, con el Plan Director de AySA y los Programas de Reconversión Industrial del Plan Integral de Saneamiento de la Cuenca Matanza-Riachuelo implementados.

INDICE

1	INTRODUCCIÓN	1
2	MODELACIÓN HIDRODINÁMICA.....	2
2.1	Tipo de modelación.....	2
2.2	Dominio del modelo	2
2.3	Grilla de discretización espacial.....	3
2.4	Batimetría	6
2.5	Rugosidad.....	9
2.6	Forzantes.....	9
2.7	Paso temporal.....	12
2.8	Escenarios de calibración.....	13
2.9	Difusión turbulenta	16
2.10	Validación.....	18
2.11	Patrones de flujo	28
3	MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA.....	32
3.1	Tipo de modelación.....	32
3.2	Parámetros de calidad.....	32
3.3	Forzantes.....	33
3.3.1	Caudal y DBO.....	34
3.3.2	OD y Coliformes Fecales	36
3.3.3	Nitrógeno.....	39
3.3.4	Parámetros básicos	41
3.3.5	Parámetros complementarios	44
3.3.6	Datos adicionales.....	47
3.3.7	Efluente de Berazategui.....	49
3.4	Procesos	51
3.4.1	Descripción.....	51
3.4.2	Concentraciones de fondo	53
3.4.3	Temperatura	53
3.4.4	Crecimiento bacteriano.....	53
3.4.5	Fotosíntesis.....	55
3.5	Calibración	55

3.6	Modelo lagrangiano	71
3.7	Validación y ajuste	72
4	CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA	85
4.1	Consideraciones generales	85
4.2	Tipos de uso	86
4.3	Definición de criterios de uso	87
4.4	Uso I – Apta para consumo humano con tratamiento convencional.....	91
4.5	Uso II – Apta para actividades recreativas con contacto directo	96
4.6	Uso III – Apta para actividades recreativas sin contacto directo	100
4.7	Uso IV – Apta para actividades recreativas pasivas.....	104
4.8	Uso V –Apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada	108
4.9	Uso VI – Apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada ...	115
4.10	Uso VII – Apta para preservación de especies de peces sin efectos subletales...	119
4.11	Uso VIII – Apta para preservación de especies de peces sin efecto letal.....	124
5	ZONAS DE USO LIMITADO	129
5.1	Situación Actual.....	129
5.2	Recuperación	139
5.3	Plan Director de AySA (PDA).....	139
5.4	Escenario de proyecto	142
6	CONCLUSIONES	150
	REFERENCIAS	153
	ANEXO I: ESPECIES ÍCTICAS DEL RÍO DE LA PLATA	159

1 INTRODUCCIÓN

En el marco del Plan Integral de Saneamiento Ambiental de la Cuenca Hídrica Matanza-Riachuelo (PISA), bajo el Contrato celebrado entre la UTN-FRA (Facultad Regional Avellaneda) y la ACuMaR (Autoridad de Cuenca del Matanza-Riachuelo) y el Acta de colaboración entre la UTN-FRA y el INA, se desarrolló un modelo de calidad de aguas para la Franja Costera Sur del Río de la Plata. Los objetivos del estudio fueron los siguientes:

- Efectuar un diagnóstico de situación en cuanto a posibilidades de uso de las aguas (consumo humano, recreación, preservación de vida acuática).
- Analizar las implicancias de la implementación de las obras contempladas en el Plan Director de AySA y los Programas de Reconversión Industrial del Plan Integral de Saneamiento de la Cuenca Matanza-Riachuelo sobre esas zonas de uso limitado.

En este Informe se presentan los resultados de dicho estudio. Se describe el detalle de la implementación y validación del modelo hidrodinámico (capítulo 2). Luego se hace lo propio con el modelo de calidad de aguas (capítulo 3). Se establecen los criterios para definir las zonas de uso limitado, en función de valores límites para concentraciones de una serie de parámetros de calidad del agua (capítulo 4). Utilizando estos criterios, se aplica el modelo para efectuar el diagnóstico de situación, determinándose zonas de uso limitado; luego se utiliza el modelo para predecir los cambios que se producirán en la distribución de las zonas de uso limitado en el escenario de saneamiento (capítulo 5). Se cierra el Informe con una serie de Conclusiones (capítulo 5).

2 MODELACIÓN HIDRODINÁMICA

2.1 Tipo de modelación

El análisis del problema de calidad de las aguas en el Río de la Plata se efectuó a escala de todo el tramo Interior (que se extiende desde la cabecera, en el Frente del Delta del Paraná, hasta la línea imaginaria Punta Piedras-Montevideo). En ese tramo las aguas son esencialmente ‘dulces’, es decir, el contenido salino es muy bajo, por lo que no se produce estratificación. Además, la profundidad es pequeña en relación a la longitud de onda de la marea. Entonces, a esa escala no es necesario resolver la distribución vertical de los parámetros, lo que significa que es suficiente con utilizar un análisis bidimensional en el plano horizontal, es decir, obtener la distribución areal de los valores medios verticales de los parámetros, la que es función del tiempo debido a la dinámica del sistema.

El análisis bidimensional conduce a las Ecuaciones para Aguas Poco Profundas, que deben ser resueltas numéricamente. Se utiliza el software Mike 21, del DHI Water & Environment¹.

2.2 Dominio del modelo

El dominio del modelo se desarrolla longitudinalmente desde la cabecera del Río de la Plata (desembocadura del río Uruguay y Frente del Delta del río Paraná) hasta la línea imaginaria Punta Piedras-Montevideo, sobre una extensión del orden de los 200 km, y lateralmente entre ambas costas (argentina y uruguaya), con un ancho del orden de los 50 a 100 km desde aguas arriba hacia aguas abajo (Figura 2.2.1). Esta extensión se consideró necesaria para evitar que la imposición de condiciones de contorno en bordes artificiales (en

¹ <http://www.dhigroup.com/Software/Marine/MIKE21.aspx>

contornos matemáticos) y/ó en bordes cercanos a las zonas de interés produzcan perturbaciones significativas en los resultados.

La línea costera fue digitalizada a partir de imágenes satelitales georeferenciadas.

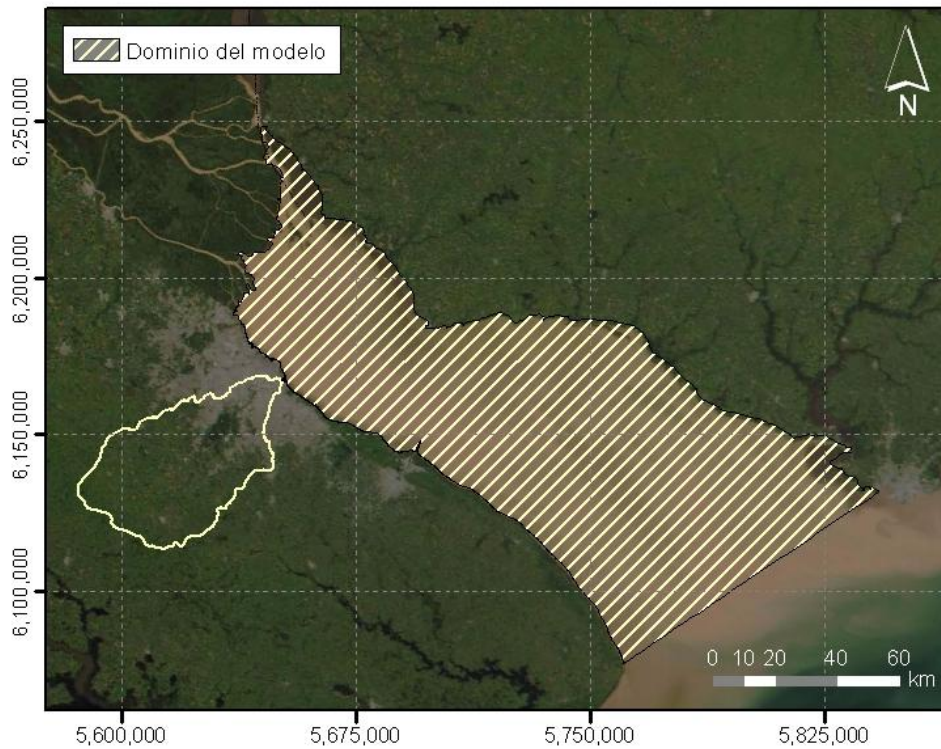


Figura 2.2.1. Dominio del modelo del Río de la Plata

2.3 Grilla de discretización espacial

Se construyó una grilla de discretización constituida por elementos triangulares para cubrir todo el dominio del modelo. Los criterios utilizados para la construcción de la grilla fueron los siguientes:

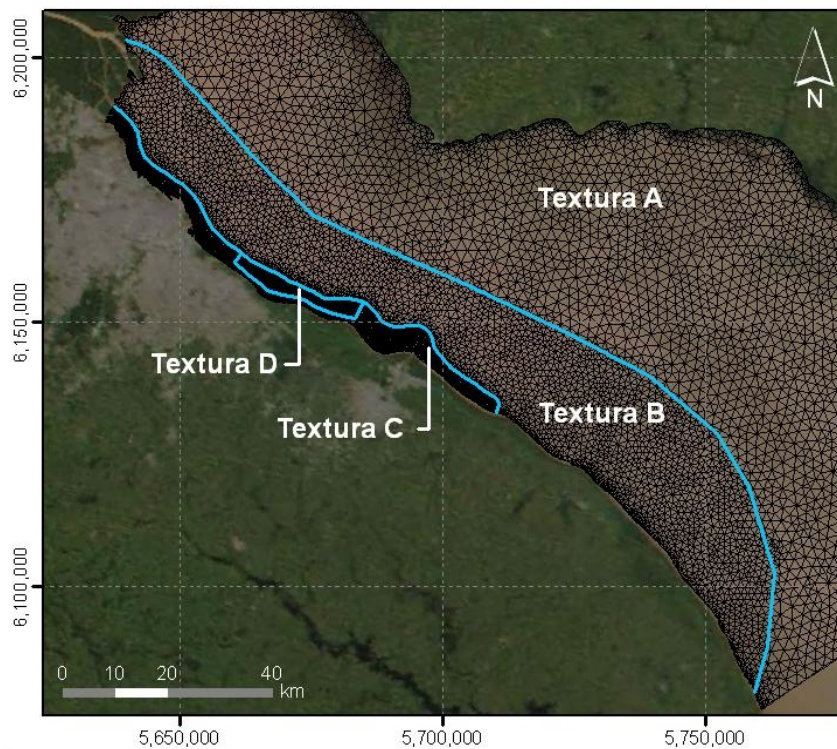
- Sobre el contorno se definieron una serie de segmentos coincidentes con las desembocaduras de los tributarios al Río de la Plata (tanto los de mayor envergadura, cuyo aporte es considerado explícitamente en la modelación hidrodinámica, como los de menor envergadura, que se los tienen en cuenta sólo a los fines de aporte de contaminantes en la modelación respectiva).
- La distribución de nodos (que determina el tamaño de los elementos) se efectuó de modo de tener una densidad relativamente alta en las zonas consideradas críticas (Franja Costera Sur y zona de desarrollo de plumas de emisarios), donde es importante disponer de la máxima resolución posible, y una densidad relativamente baja en la zona adyacente a la costa uruguaya, que no se encuentra afectada por el transporte de contaminantes originados en la costa argentina.

Específicamente, se definieron 5 'texturas', que se describen en la Tabla 2.3.1, donde se indica el nombre, la extensión media del paso de malla y el área máxima del elemento.

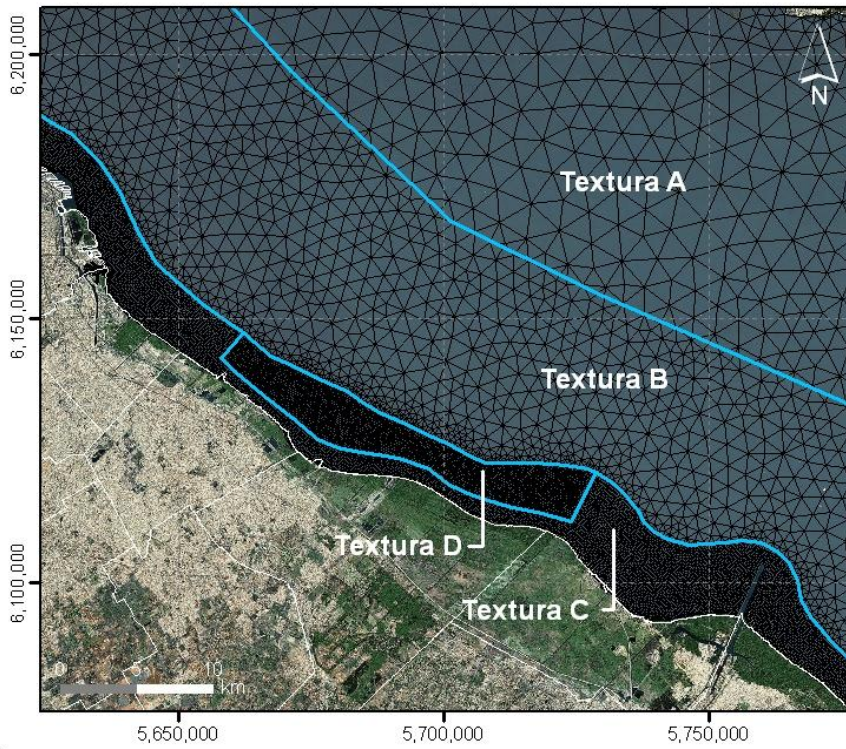
Tabla 2.3.1. Dimensiones características de las texturas de la grilla de discretización

Textura	Paso medio (m)	Área máxima (m ²)
A	1700	2,5*10 ⁶
B	1075	1,0*10 ⁶
C	192	32.000
D	136	16.000
E	96	8.000

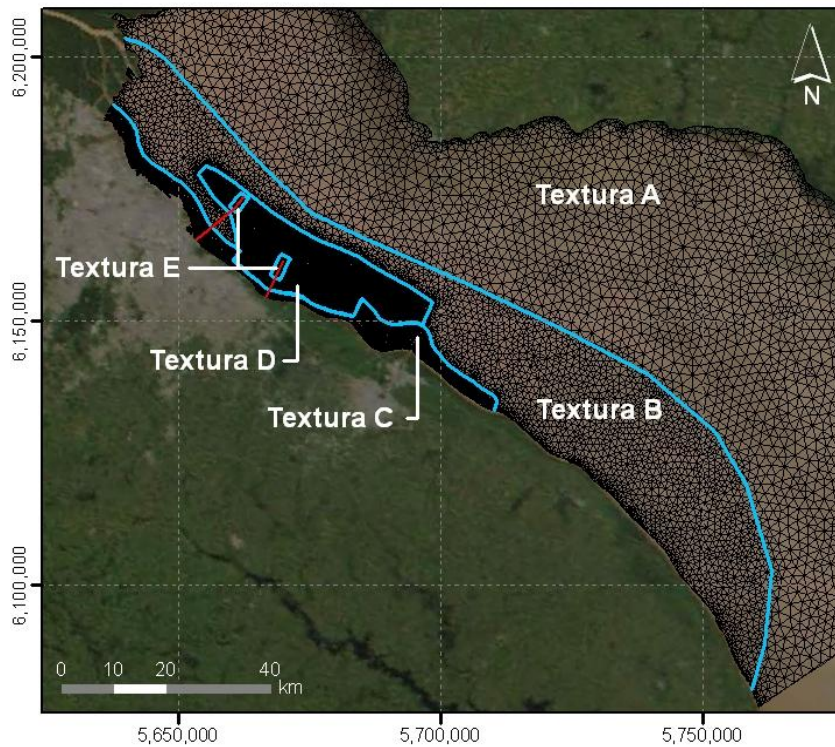
Tal como se muestra en la Figura 2.3.1, la textura A se aplica en la zona de menor interés. Para las zonas donde se requiere mayor poder de resolución se utilizan las texturas C y D. La textura E se aplica en torno a los emisarios subacuáticos de los escenarios futuros.



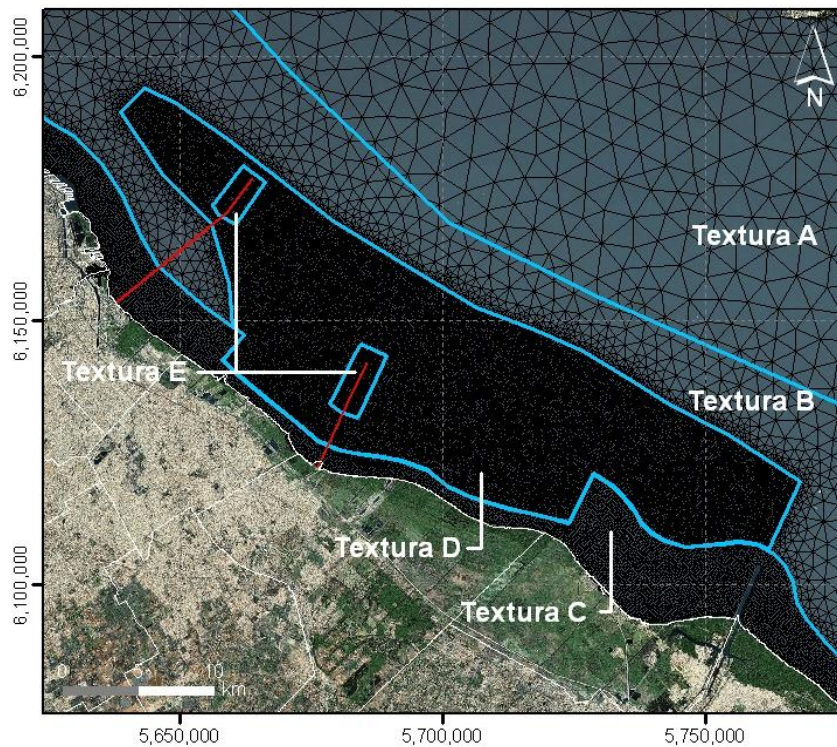
a) Vista general para situación actual



b) Vista de detalle para situación actual



c) Vista general para situación futura



d) Vista de detalle para situación futura

Figura 2.3.1. Zonas texturales para el modelo del Río de la Plata

2.4 Batimetría

Como base de datos se dispuso de los puntos batimétricos digitalizados de las siguientes cartas del Servicio de Hidrografía Naval (SIHN):

- SHN-H116, Río de la Plata Medio y Superior
- SHN-H118, Río de la Plata Superior
- SHN-H130, Delta del Paraná
- SHN-H156, Puerto de Buenos Aires

Estas cartas representan diferentes escalas de resolución, de modo que incluyen distintas densidades de puntos. En las zonas de superposición entre cartas se seleccionaron los puntos con mayor densidad. En total, se digitalizaron 5424 puntos (Figura 2.4.1).

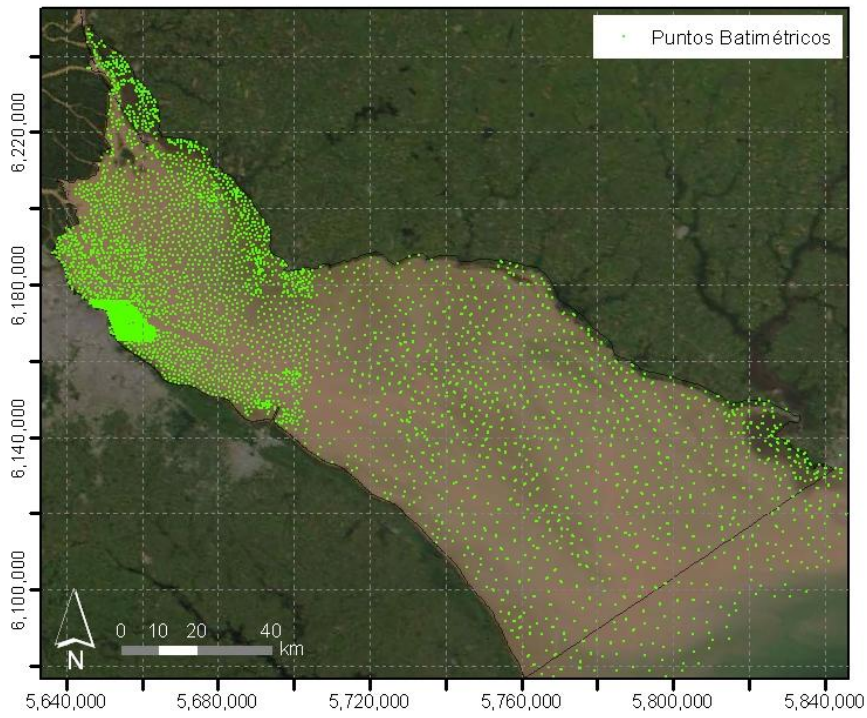


Figura 2.4.1. Ubicación de puntos con datos batimétricos

La Figura 2.4.2 muestra las curvas de nivel obtenidas en base a la grilla batimétrica del modelo.

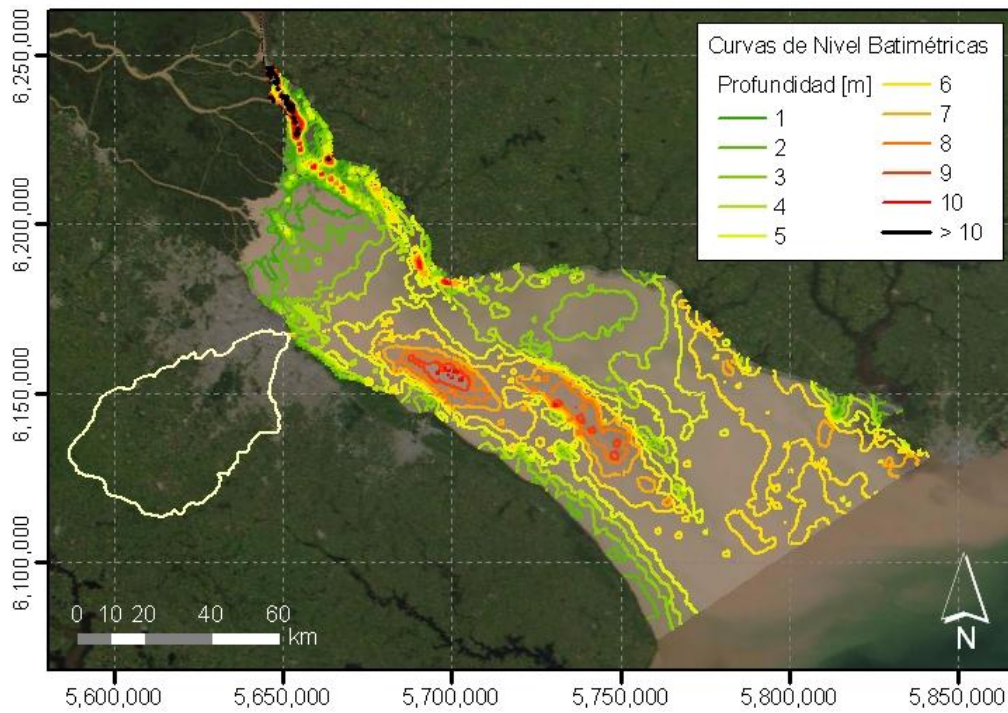
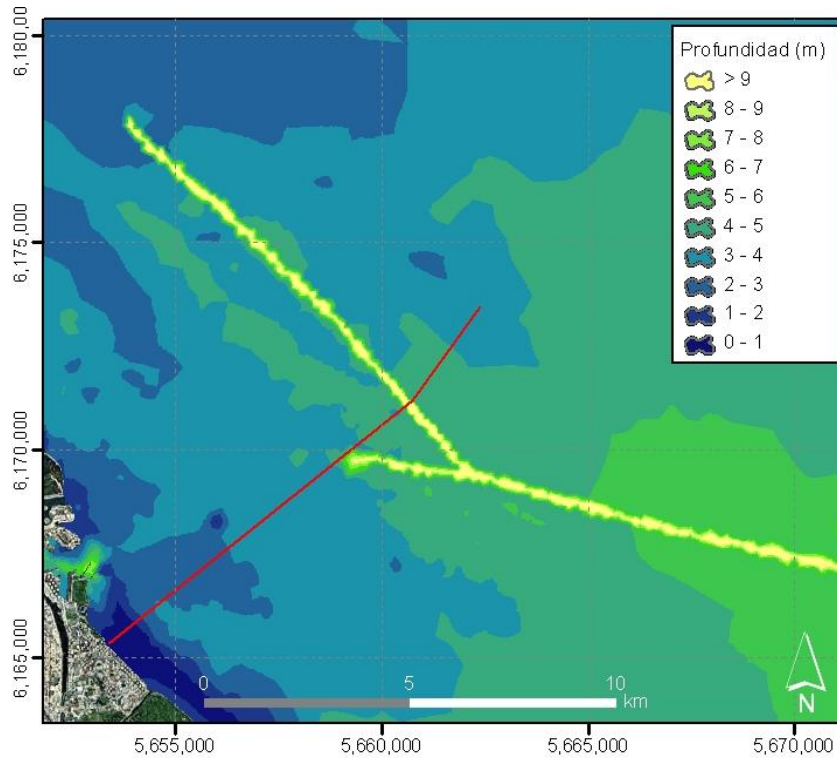
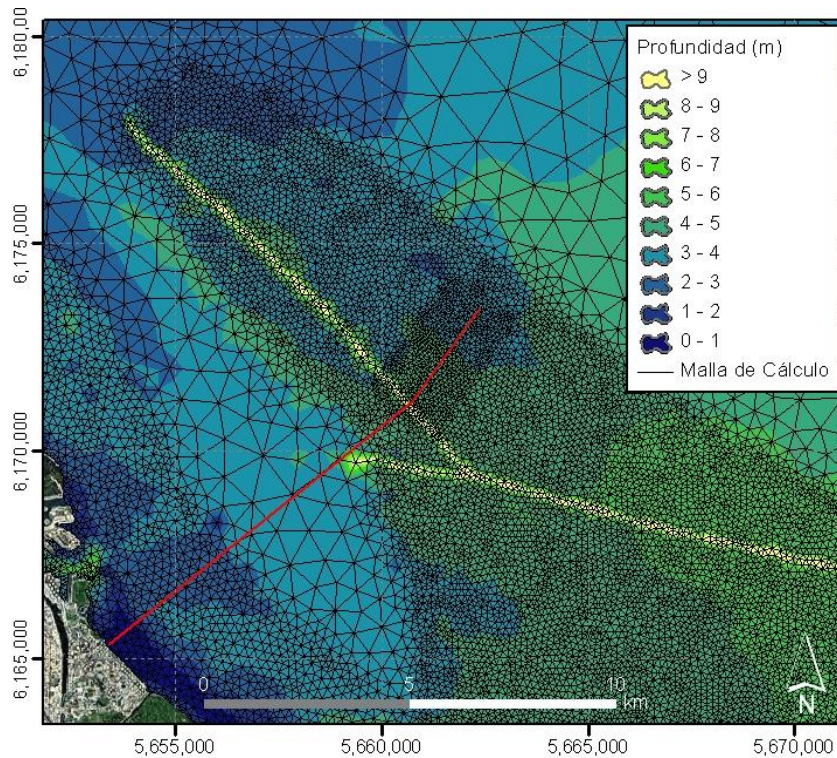


Figura 2.4.2. Curvas de nivel batimétricas del Río de la Plata

Los canales de navegación del Río de la Plata (Emilio Mitre, de Acceso al Puerto de Buenos Aires, Norte y Sur), cuya profundidad es de alrededor de 32 pies (aproximadamente 10 metros) al Plano de Referencia, fueron introducidos en el modelo asignando esa profundidad a los nodos de la grilla que caen dentro del ancho del canal, pero sólo en las zonas de textura cuya paso de malla es del orden de ese ancho (texturas D y E). En la Figura 2.4.3 se muestra como queda incorporado el canal de navegación en el modelo digital de elevación del fondo basado en la grilla de discretización.



a) Zonas de nivel



b) Zonas de nivel con grilla superpuesta

Figura 2.4.3. Batimetría con el canal de navegación incorporado

2.5 Rugosidad

La resistencia hidráulica se parametriza en términos del coeficiente de rugosidad de Manning. A este se le asignó el valor uniforme 0,015, que es el obtenido de la calibración del modelo hidrodinámico *RIO DE LA PLATA 2000* (Jaime & Menéndez 1999) – que abarca todo el Río de la Plata –, y posteriormente verificado con el modelo hidrodinámico *RPP-2D* (Re & Menéndez 2007) – que abarca, además del Río de la Plata, una zona extendida del Frente Marítimo.

2.6 Forzantes

La dinámica del Río de la Plata está forzada por los siguientes mecanismos:

- Las descargas de los tributarios, siendo dominantes las de los ríos Uruguay y Paraná, este último a través de sus distintos brazos. Estas descargas producen una deriva de agua hacia el océano, con una modulación temporal de escala estacional.
- La onda de marea oceánica que penetra través de la desembocadura del Río de la Plata, la cual genera una oscilación de escala semidiurna.
- Los vientos que actúan sobre toda la superficie del río, los cuales tienen escalas de tiempo de variación horaria.

Se representaron los brazos del Delta del río Paraná indicados en la Tabla 2.6.1 y la Figura 2.6.1. En cada brazo se impuso la serie temporal de caudales como una condición de borde del modelo. Como se dispuso de la serie de caudales del río Paraná en la ciudad de Paraná, este se particionó entre los brazos representados de acuerdo a los porcentajes indicados en la misma tabla (Bombardelli et al. 1995).

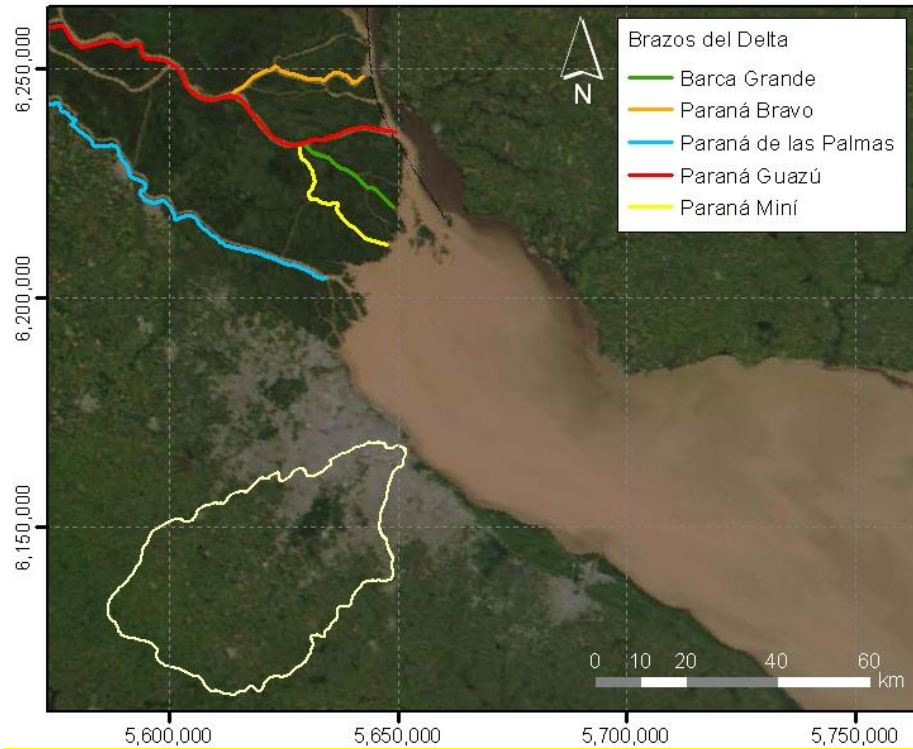


Figura 2.6.1. Brazos del Delta representados en el modelo.

Tabla 2.6.1. Porcentaje de caudal del río Paraná por cada brazo representado

<i>Brazo</i>	<i>Caudal relativo</i>
de las Palmas	33%
Mini	2,5%
Barca Grande	4,5%
Guazú	23%
Bravo	37%

La onda de marea, que actúa como una condición de borde del modelo a lo largo de la línea imaginaria que va desde Punta Piedras hasta el extremo Oeste de la Bahía de Montevideo, de una longitud aproximada de 96 km, presenta amplitudes crecientes hacia la costa argentina (debido al efecto de Coriolis). Para representarla, se obtuvieron series de marea en 9 puntos distribuidos uniformemente a lo largo del borde mediante la operación del

modelo RPP-2D. En la Figura 2.6.2 se observan las envolventes de marea astronómica para todo el borde correspondientes al año 1997.

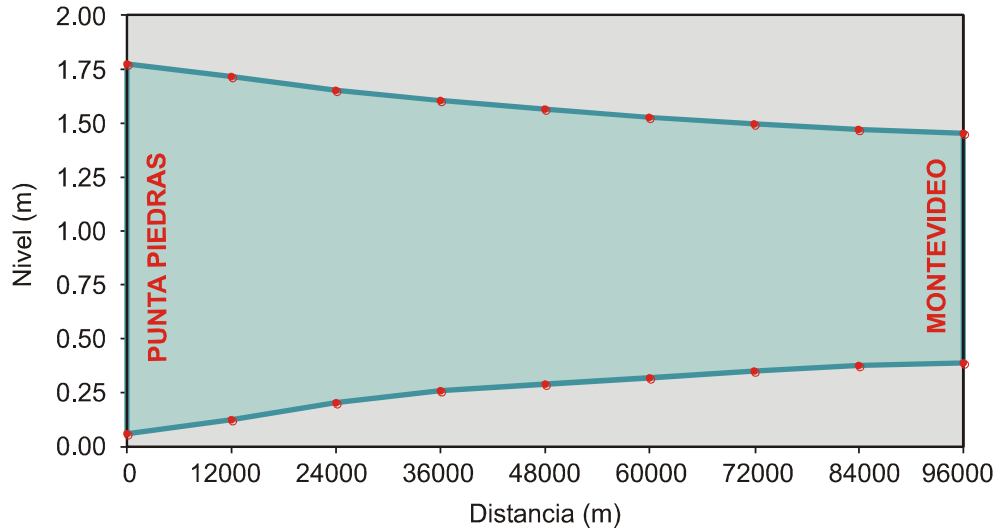


Figura 2.6.2. Envolventes de la marea astronómica en la línea Punta Piedras-Montevidéo para el año 1997

Las series temporales de la distribución de vientos sobre el río se obtuvieron a partir de los reanálisis de NCEP/NCAR, debidamente modificados para poder representar las velocidades superficiales, e interpolados para determinar las series correspondientes a una grilla regular de 2,5 km (Re & Menéndez 2003). Estos tienen un paso temporal de 6 horas, es decir, apenas si alcanzan a representar una tendencia diurna; las escalas de variación temporal más cortas están, entonces, filtradas. En la Figura 2.6.3 se muestran los cuatro nodos del NCEP/NCAR utilizados para la interpolación y los valores para un determinado instante.

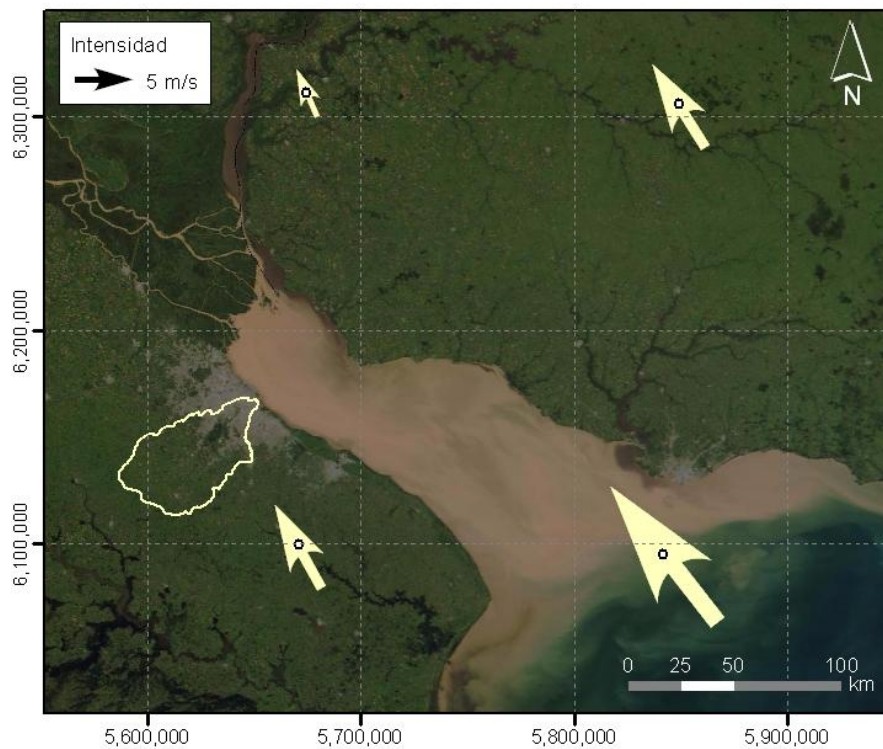


Figura 2.6.3. Vientos de NCEP/NCAR para el 17-ene-1997, 15:00 hrs

2.7 Paso temporal

Tal como se ha visto, la menor escala de tiempo resuelta para los forzantes es semidiurna, de modo que, desde el punto de vista de la representación precisa en el tiempo de la sollicitación (onda de marea), el paso temporal de cálculo Δt debe cumplir con la condición

$$\Delta t \ll 12 \text{ horas}$$

Por el otro lado, el paso temporal Δt está limitado por la elección del paso espacial. Dado que la onda de marea se desplaza esencialmente con la celeridad de Lagrange, c (en rigor, hay que sumarle la velocidad de flujo, pero esta resulta mucho menor), la segunda condición que debe cumplir el paso temporal es la siguiente:

$$\Delta t \sim L / c$$

donde L es una escala del paso espacial. La celeridad de Lagrange se calcula a partir de la profundidad de agua h como $c = (gh)^{1/2}$, donde g es la aceleración de la gravedad. En el Río de la Plata Interior la profundidad media es de alrededor de 5 m, resultando una celeridad de Lagrange de aproximadamente 7 m/s. La máxima limitación la impone la textura E, con $L \sim 100$ m, de lo que resulta

$$\Delta t \sim 14 \text{ segundos}$$

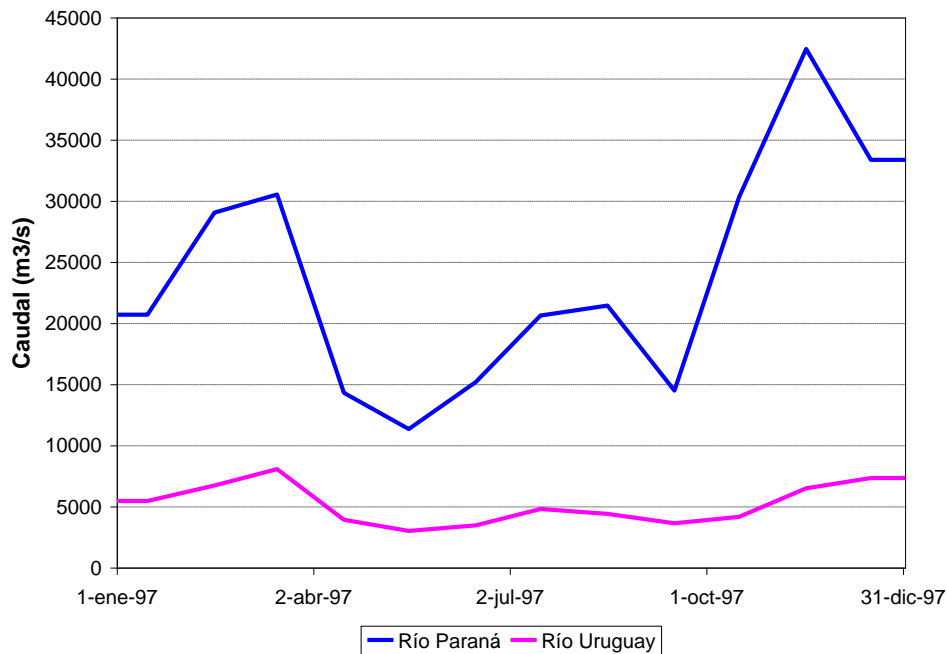
En realidad, en una grilla irregular como la presente existen elementos de menor extensión, de modo que el paso debería ser aún menor. De hecho, se seleccionó un paso $\Delta t = 3,5$ segundos para garantizar estabilidad.

2.8 Escenarios de calibración

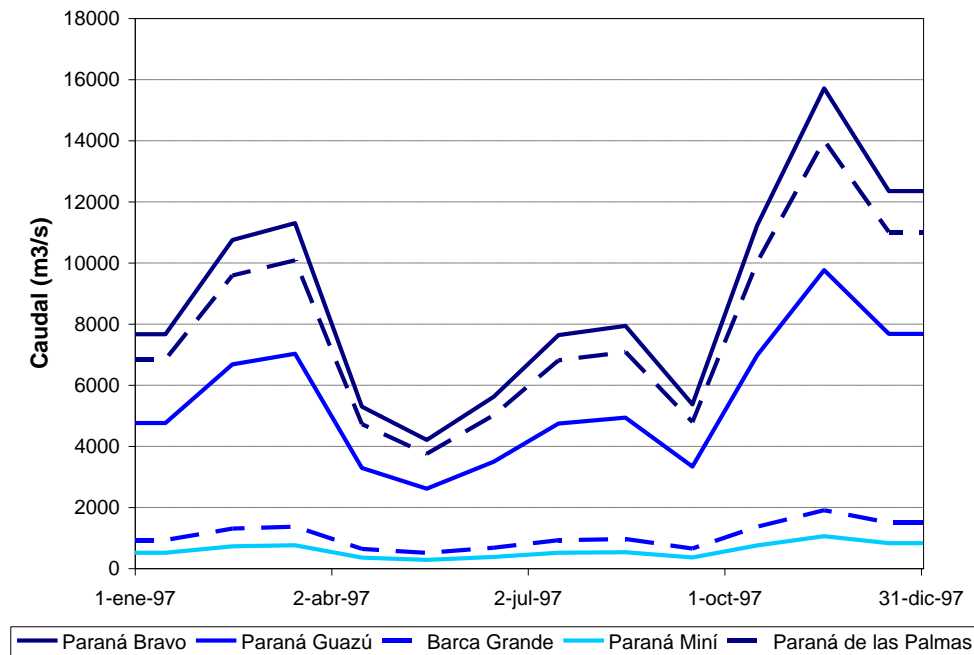
Los regímenes de mareas y vientos incluyen también escalas temporales más largas, asociadas a la variabilidad de las condiciones atmosféricas. Entonces, es conveniente efectuar simulaciones sobre períodos relativamente prolongados de tiempo (compatibles con tiempos de procesamiento computacional manejables) que permitan incluir los efectos de estas variaciones.

Se seleccionó como año de ensayo a 1997, ya que sus estadísticas resultan similares a la de toda una década (Re & Menéndez 2003), por lo que las conclusiones pueden eventualmente considerarse representativas sobre una escala de tiempo decadal.

En la Figura 2.8.1a se muestran las series de caudales de los ríos Paraná y Uruguay para todo ese año, mientras que la Figura 2.8.1b presenta las series correspondientes a los distintos brazos del Paraná.



a) Ríos Paraná y Uruguay



b) Brazos del río Paraná

Figura 2.8.1. Serie de caudales ingresantes al Río de la Plata para el año 1997

A título ilustrativo, la Figura 2.8.2 muestra la onda de marea en Punta Piedras y en Montevideo para una semana del mes de febrero de 1997. Análogamente, en la Figura 2.8.3 se presentan los vientos actuantes sobre el río para la misma ventana de tiempo.

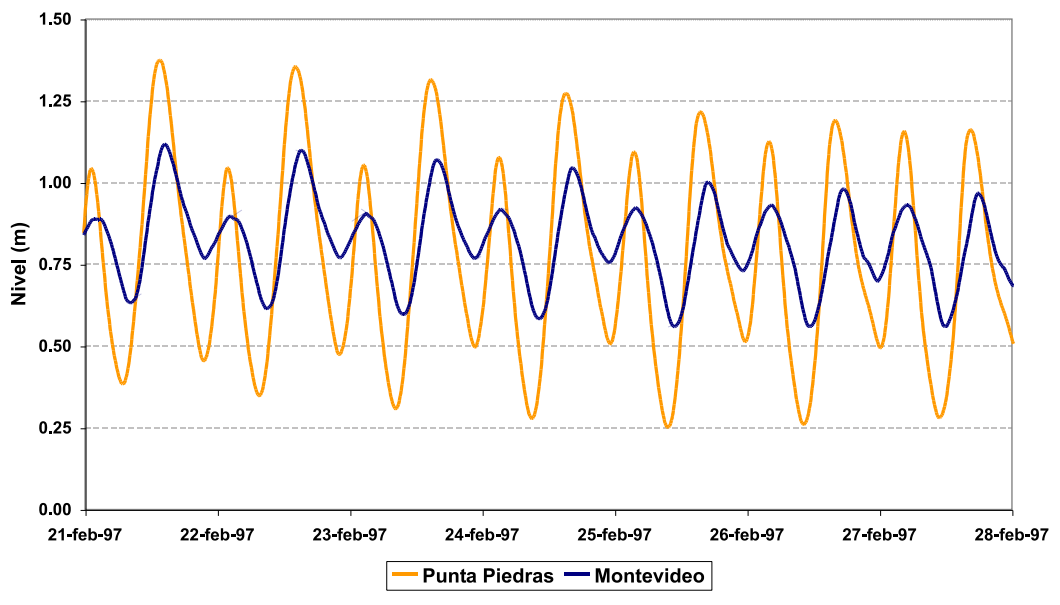


Figura 2.8.2. Serie de niveles de marea en Punta Piedras y Montevideo para la semana del 21-28 de febrero de 1997, de acuerdo al modelo RPP-2D

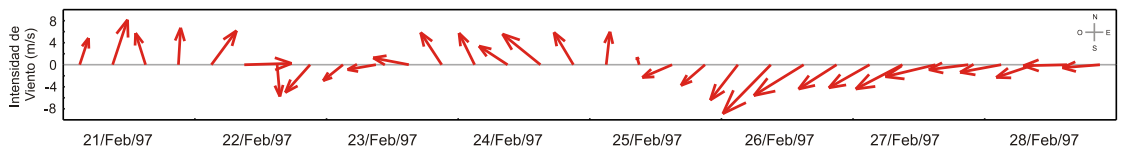
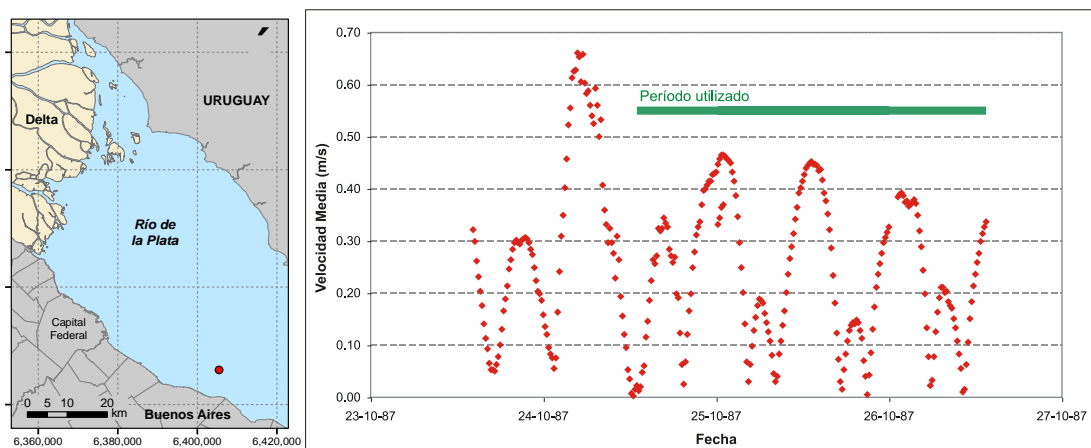


Figura 2.8.3. Serie de vientos sobre el Río de la Plata para la semana del 21-28 de febrero de 1997

Como datos de referencia para la validación del modelo se dispuso de:

- a) Series de marea astronómica para La Plata, Buenos Aires y Colonia obtenidas de Tablas de Marea.
- b) Curva de frecuencia de ocurrencia de niveles de agua registrados en Buenos Aires, obtenida a partir de la serie 1990-1999.
- c) Velocidades de corriente en ‘Punta Memoria’ para el período que se extiende entre los mediodías del 23 y el 26 de octubre de 1997 (Figura 2.8.4) medidas por el INA (Carreras & Menéndez 1987).
- d) Velocidades de corriente en las ubicaciones de las tomas de agua de Palermo y Bernal de AySA para el período 10/Mar a 20/Abr de 2004. En la Figura 2.8.5 se muestran las rosas de corrientes correspondientes, centradas en los puntos de medición. Allí también se representa la rosa de corrientes en Punta Memoria.
- e) Trayectoria de una boya medida por AySA, que partió de las cercanías de la descarga del Emisario Berazategui, y se desarrolló entre las 8:30 y las 14 horas del día 23 de mayo de 2007.



a) Ubicación

b) Módulo de la velocidad

Figura 2.8.4. Registro de velocidad de corriente en la estación ‘Punta Memoria’

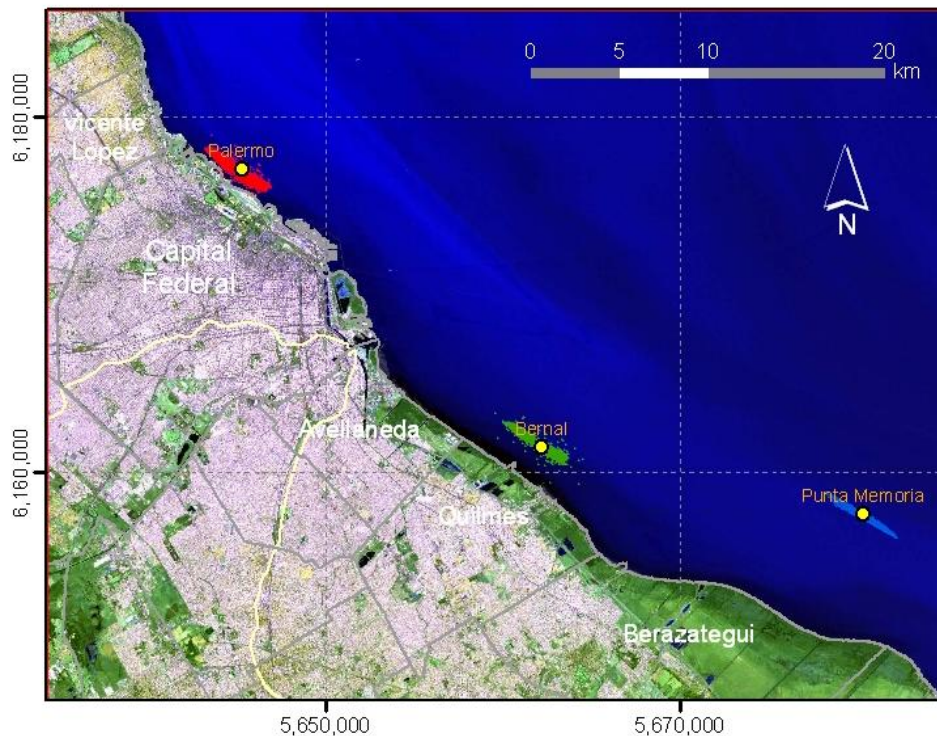


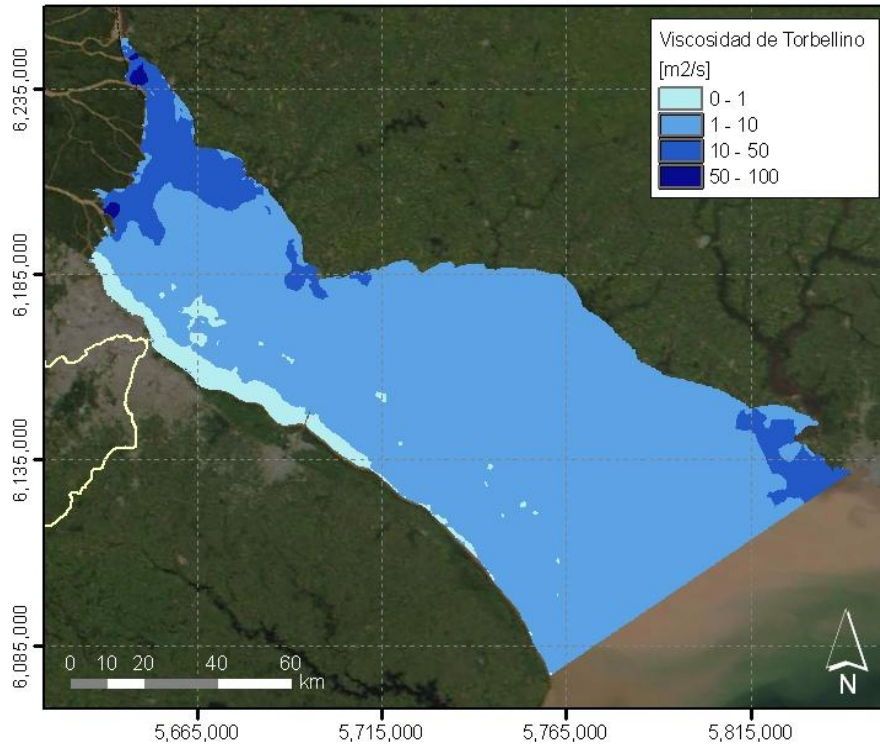
Figura 2.8.5. Rosas de corriente medidas

2.9 Difusión turbulenta

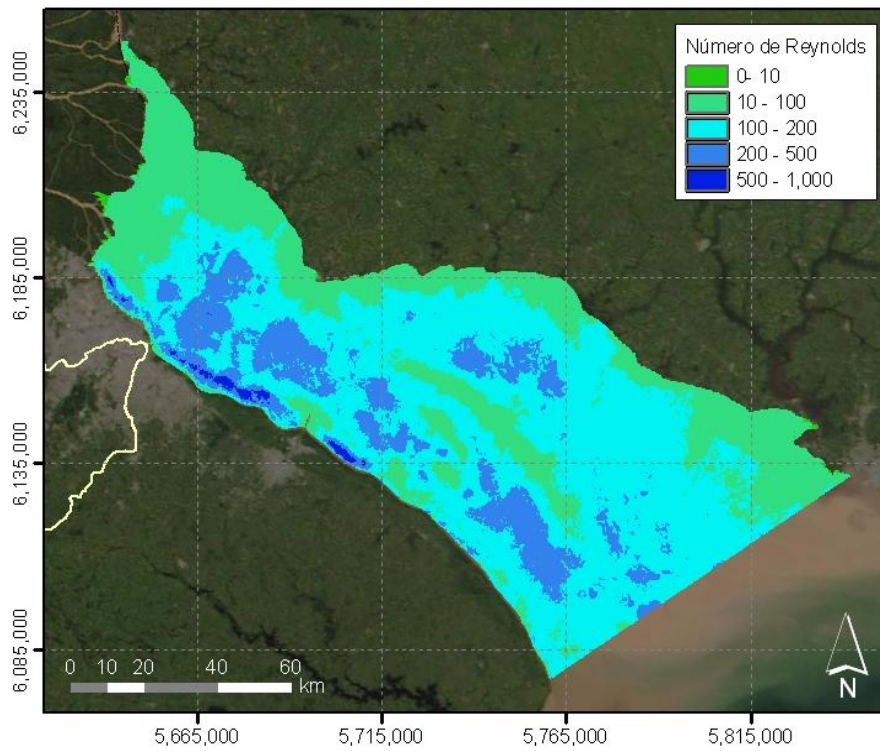
Para representar la difusión turbulenta se ha utilizado la formulación de Smagorinsky, en la que la viscosidad de torbellino está relacionada a la tasa de deformación (que depende de los gradientes de velocidad) y a una longitud característica (representativa del tamaño de grilla), magnitudes que son calculadas automáticamente por el modelo². En la parametrización interviene el ‘coeficiente de Smagorinsky’, cuyo rango sugerido se extiende entre 0,25 y 1. Se utilizó el valor 0,28, que es el sugerido por omisión.

En la Figura 2.9.1a se muestra la distribución media temporal de viscosidad de torbellino (sobre el período 28/Feb al 20/Mar de 1997). Esta viscosidad representa el mecanismo de disipación de energía mecánica de las escalas subgrilla. Por eso es que resulta bajo en las zonas de mayor densidad nodal (Franja Costera Sur) y mayor en el resto. Más interesante resulta analizar la distribución (media temporal) del número de Reynolds de malla, construido como el producto del módulo de la velocidad media temporal de la celda de cálculo por una longitud representativa del tamaño de celda (se tomó el promedio de la longitud de los tres lados), dividido por la viscosidad de torbellino media temporal de la celda. Esta se muestra en la Figura 2.9.1b. Se observa que los valores superan 100 en prácticamente la totalidad del dominio (salvo en zonas muy pequeñas alrededor de las descargas de los tributarios principales del Río de la Plata), lo que indica que este mecanismo de disipación tiene una relevancia secundaria en la hidrodinámica.

² <http://www.dhigroup.com/Software/Marine/MIKE21.aspx>



a) Viscosidad de torbellino



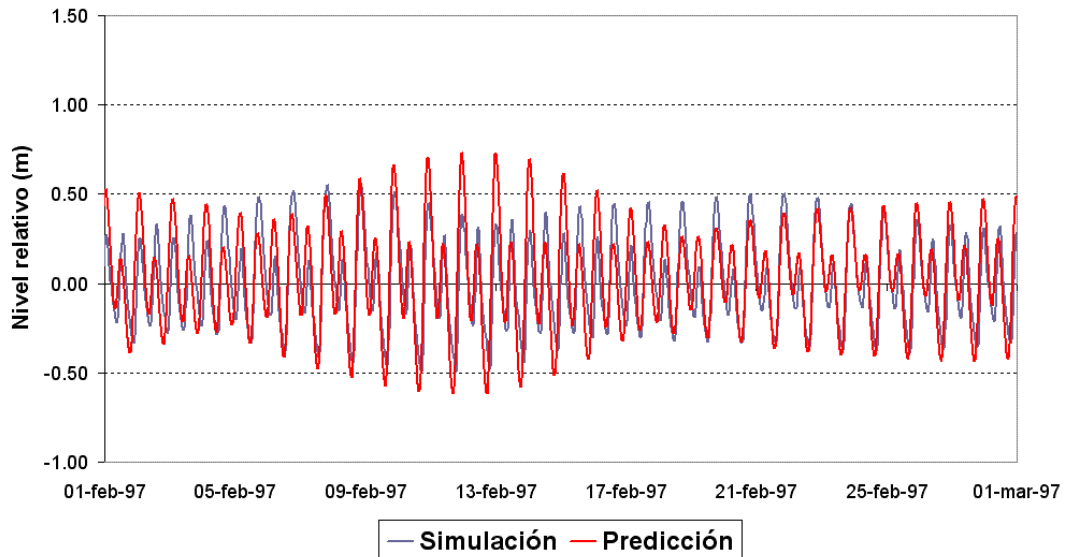
b) Número de Reynolds de malla

Figura 2.9.1. Distribuciones instantáneas de viscosidad de torbellino

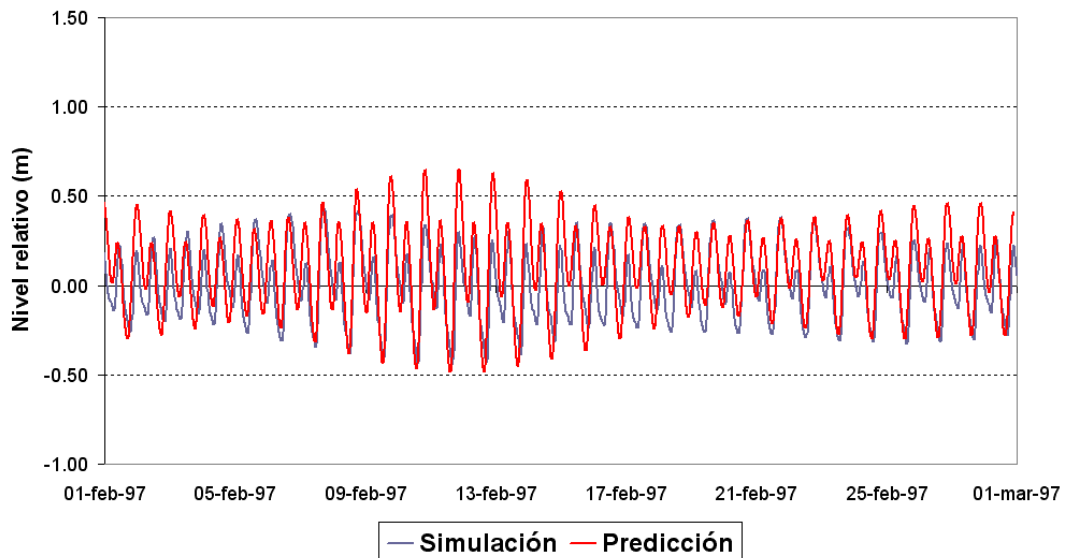
2.10 Validación

No se efectuó ajuste alguno en los valores de los parámetros, de modo que no existió una calibración sino directamente una validación del modelo.

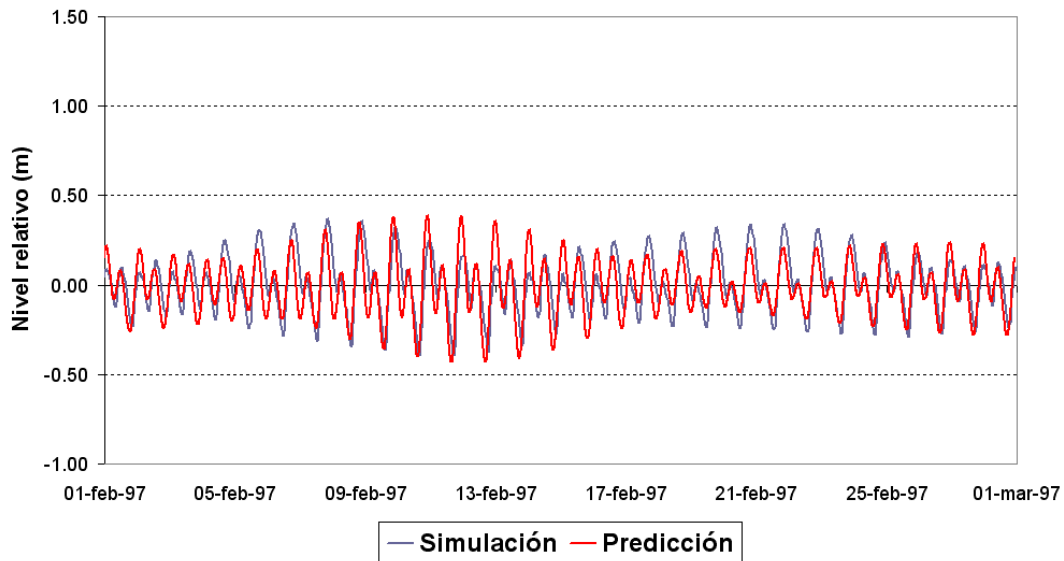
En la Figura 2.10.1 se muestra la comparación entre las series de marea astronómica de Tablas y las simuladas para todo el mes de febrero de 1997. El acuerdo se considera muy satisfactorio.



a) Buenos Aires



b) La Plata



c) Colonia

Figura 2.10.1. Comparación de marea astronómica

La Figura 2.10.2 presenta los histogramas de ocurrencia de niveles de agua en Buenos Aires que surgen de la simulación y de las mediciones. Se observa que las mayores frecuencias para los niveles calculados están sistemáticamente corridas hacia valores algo mayores a los registrados, por una diferencia estimada en 10 cm. Esta tendencia se debe a la poca resolución temporal de los datos de vientos. No obstante, esa diferencia se considera aceptable a los fines del presente estudio.

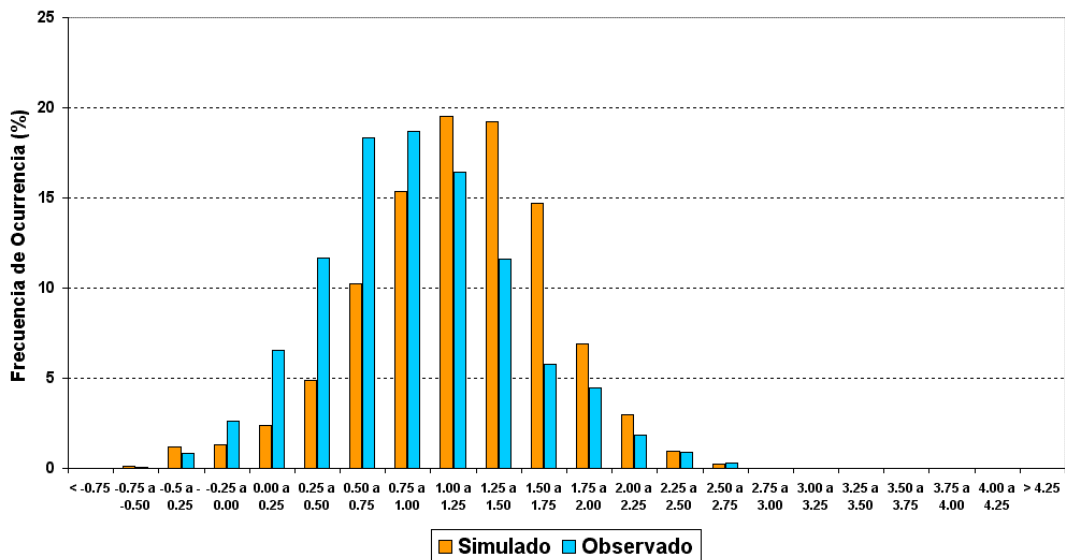


Figura 2.10.2. Comparación de frecuencia de ocurrencia de niveles en Buenos Aires

Dado que el registro de velocidad de corriente en Punta Memoria corresponde a un período distinto al de la simulación, se efectuó la comparación de las rosas de corrientes. Se seleccionaron ventanas de tiempo en las cuales las situaciones meteorológicas eran de vientos suaves; entonces, se descartó el primer día de mediciones y se utilizaron los resultados del modelo entre los mediodías del 5 y el 8 de marzo de 1997. En la Figura 2.10.3 se muestra la comparación entre mediciones y cálculos del modelo. El acuerdo, tanto en dirección como en amplitud de la corriente, se considera satisfactorio.

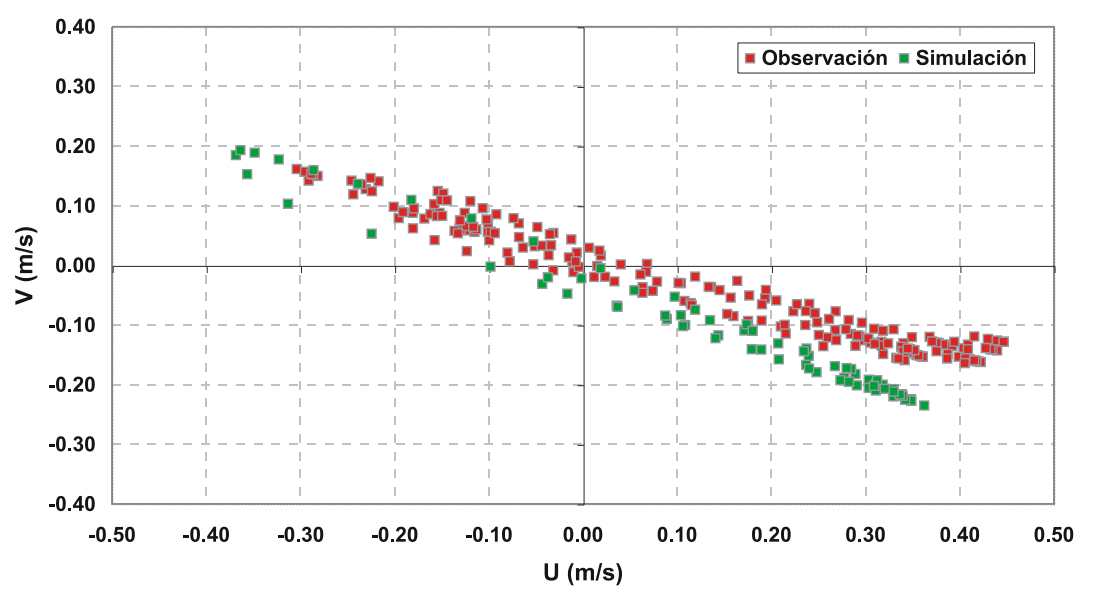
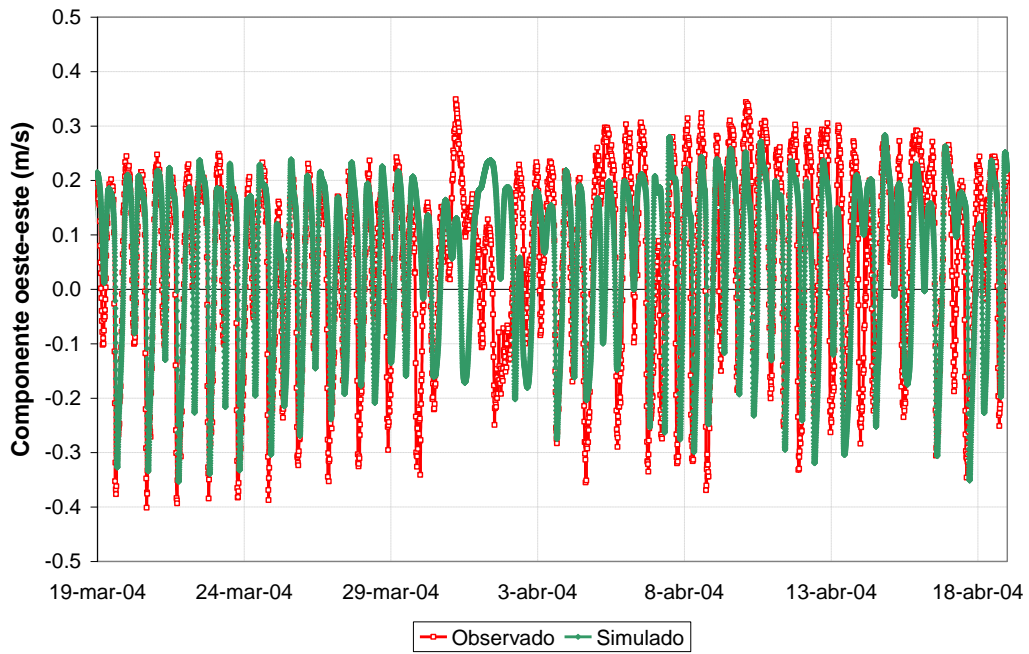
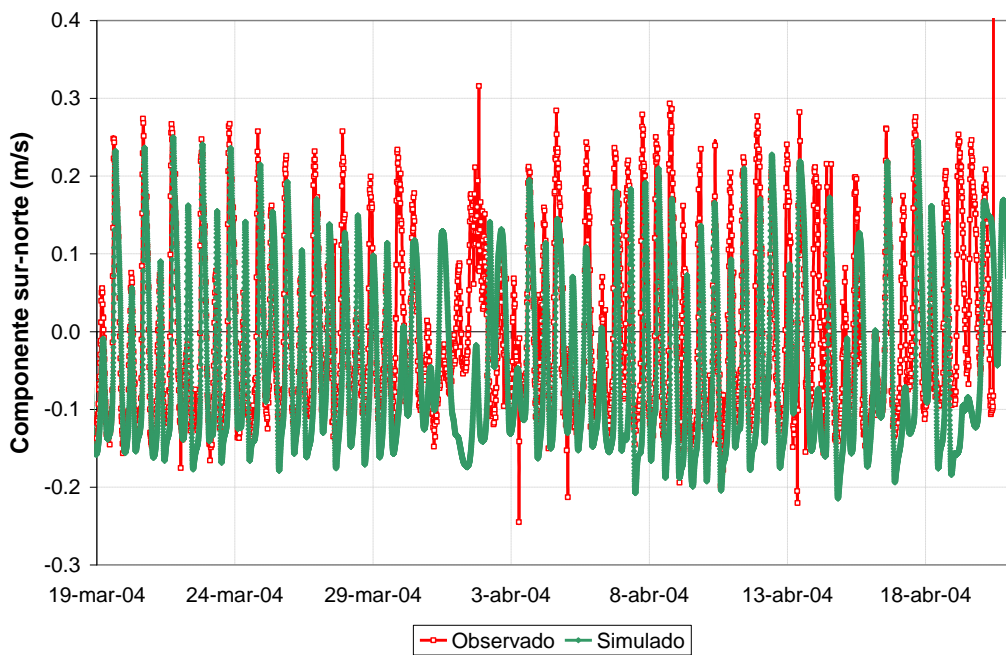


Figura 2.10.3. Rosa de corrientes en la estación 'Punta Memoria'

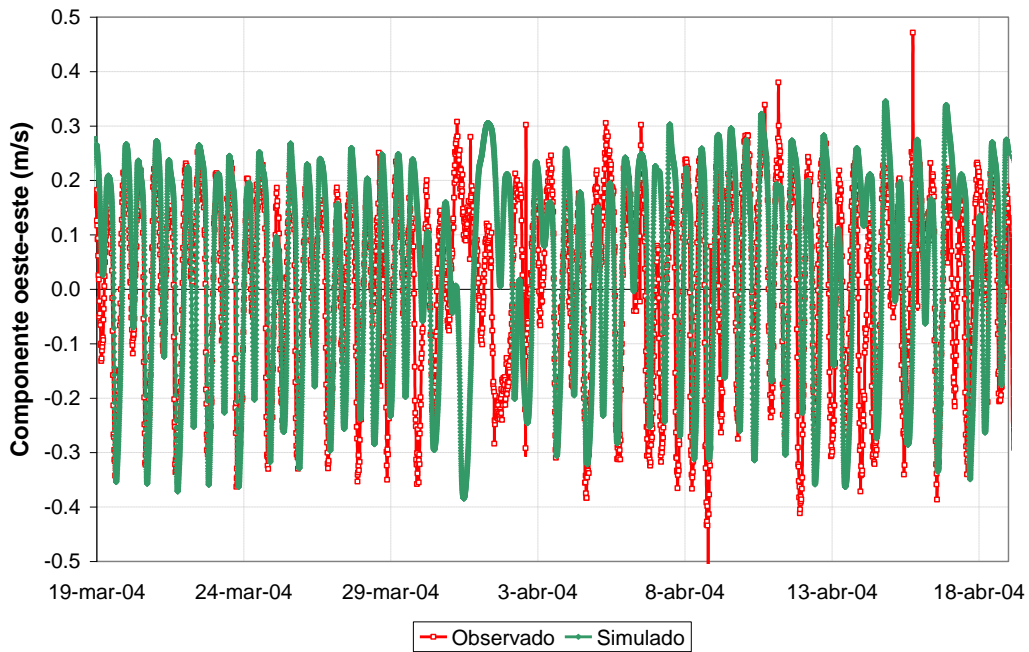
La Figura 2.10.4 presenta las comparaciones entre los registros de corrientes en las ubicaciones de las tomas de agua, y los resultados del modelo. El acuerdo general se considera satisfactorio. Las desviaciones principales ocurren en presencia de vientos intensos. De hecho, el acuerdo es altamente satisfactorio para los períodos de tiempo con vientos medios a bajos, tal como se ilustra en las Figura 2.10.5 para una parte del intervalo de tiempo de medición con esas características.



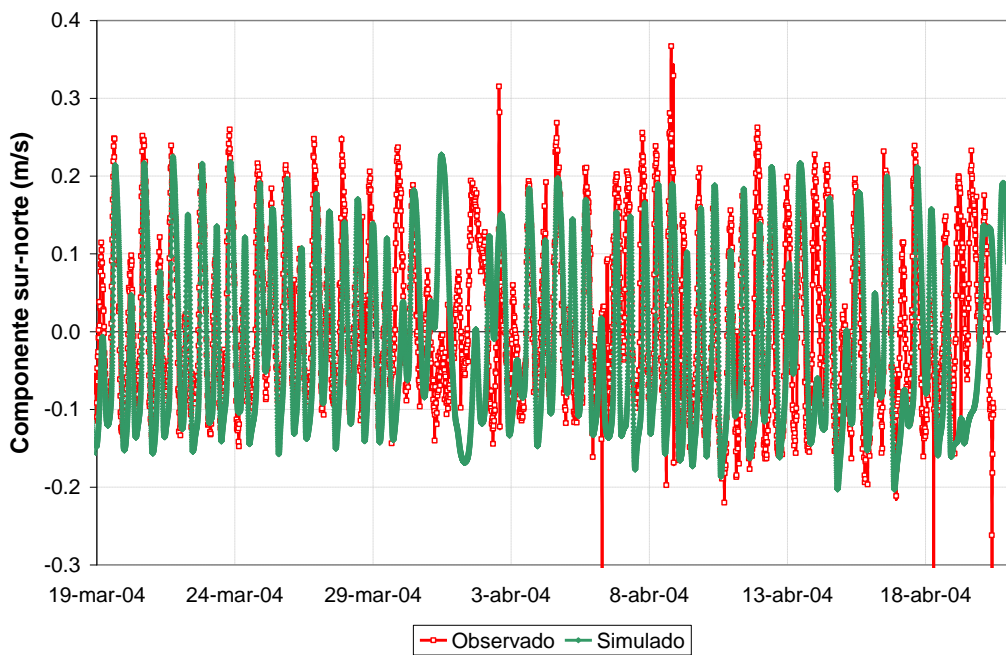
a) Componente oeste-este en Palermo



b) Componente sur-norte en Palermo

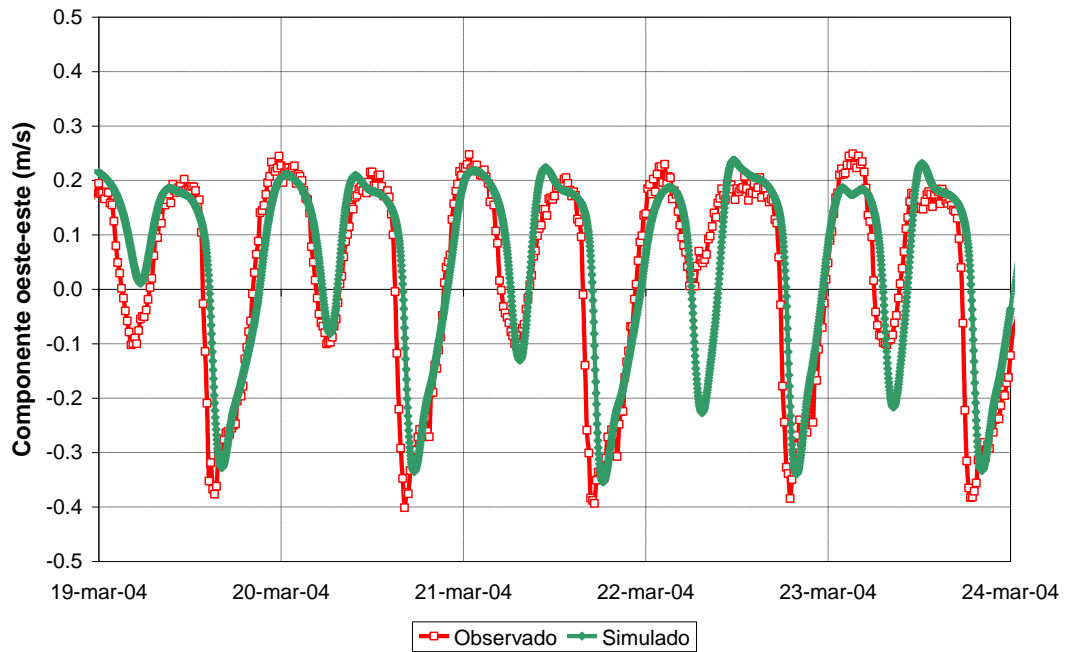


c) Componente oeste-este en Bernal

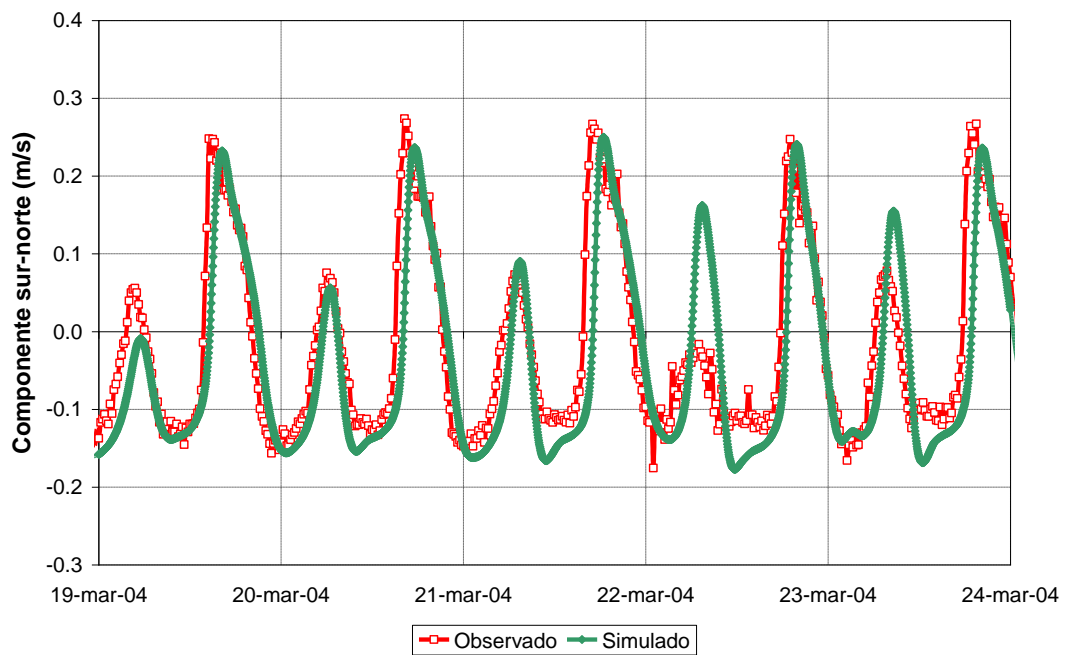


d) Componente sur-norte en Bernal

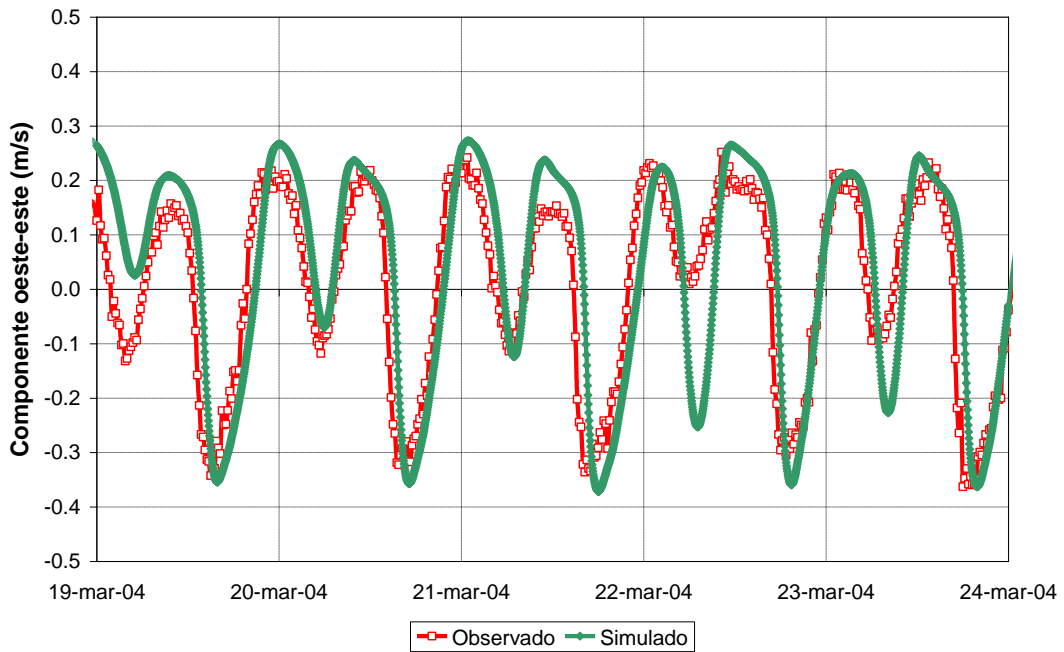
Figura 2.10.4. Comparación de velocidades medidas y calculadas



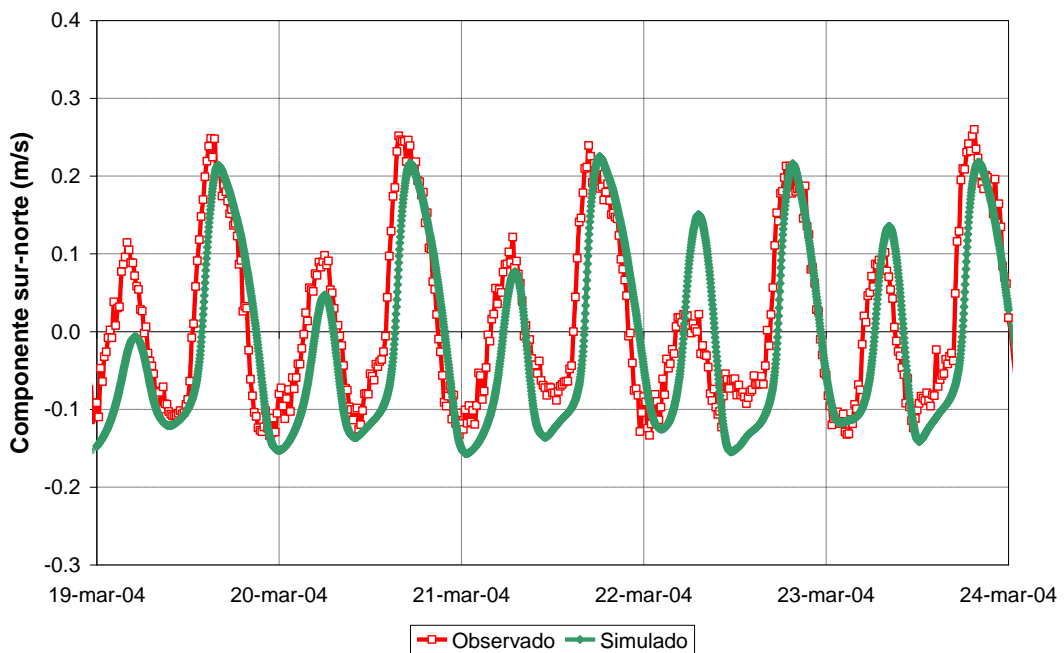
a) Componente oeste-este en Palermo



b) Componente sur-norte en Palermo



c) Componente oeste-este en Bernal

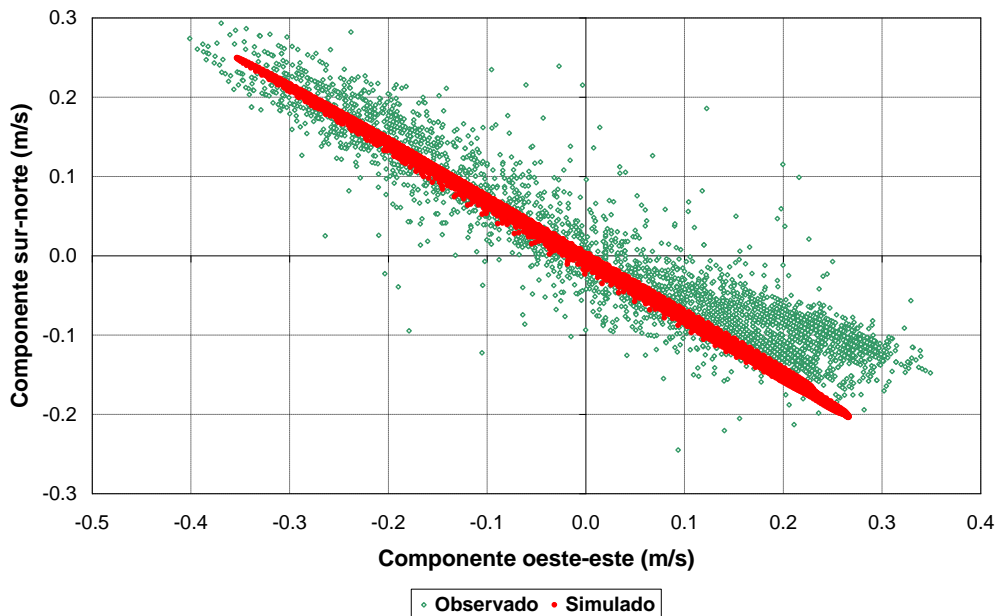


d) Componente sur-norte en Bernal

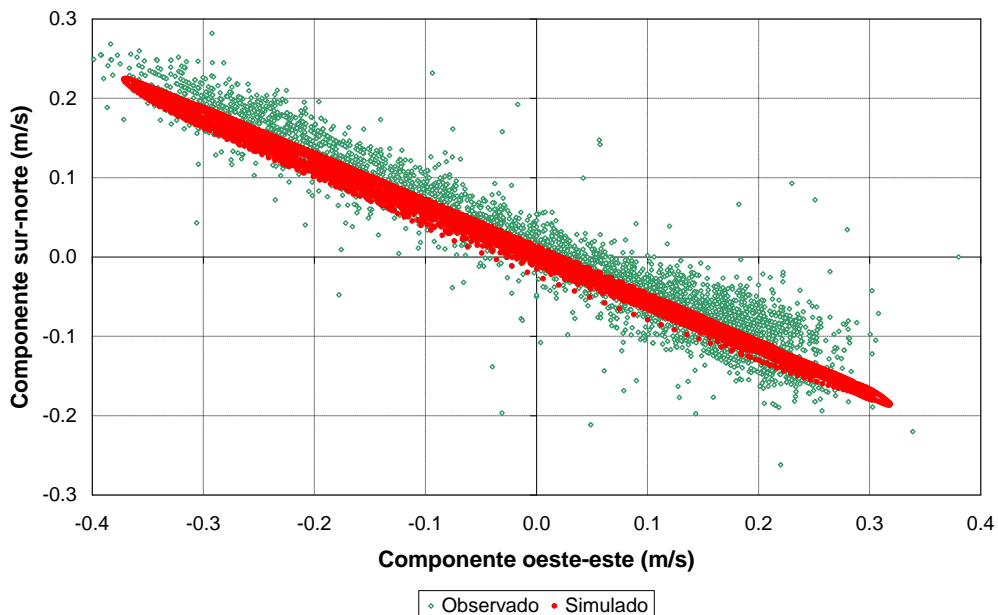
Figura 2.10.5. Comparación de velocidades medidas y calculadas sobre ventana de tiempo con vientos suaves

En la Figura 2.10.6 se presenta las comparaciones entre rosas de corrientes para todo el intervalo de tiempo. Se observa que existe compatibilidad en cuanto a la dirección principal de movimiento y magnitud de los picos de corriente en ambos sentidos. La mayor

dispersión de los puntos experimentales se asocia al efecto del viento (tal como ya se comentó más arriba), que genera un perfil vertical de velocidades con leves variaciones de dirección no representadas por el modelo bidimensional utilizado. De todos modos, estas desviaciones no se consideran lo suficientemente significativas como para influenciar las conclusiones que más abajo se derivan del modelo de calidad de aguas asociado.



a) Palermo



b) Bernal

Figura 2.10.6. Rosas de corrientes

El mencionado efecto del viento se manifiesta más críticamente en la superficie, donde produce una capa límite en la que las partículas de fluido responden directamente a su fuerza de arrastre. Esto afectó a la trayectoria de la boya registrada por AySA. En la Figura 2.10.7 se muestran los datos disponibles de intensidad y dirección del viento, medidos en las estaciones San Isidro y Dársena Norte. Se supuso que la uniformidad mostrada hasta aproximadamente las 10 horas se mantuvo, adoptándose entonces un viento uniforme de 4 m/s desde el sector SO, con una dirección de $38,4^\circ$ respecto del norte. Debido a que los datos de vientos regionales (NCEP/NCAR) difieren bastante de los medidos en superficie, para la ventana de tiempo en cuestión, y que se trata de vientos de intensidad leve, las condiciones de borde fueron generadas considerando condiciones de calma.

Para poder representar el efecto del viento se utilizó el software Particle Tracking (PT) del DHI, que es un utilitario que opera sobre el Mike 21. Se seleccionó el modelo para “perfil offshore” de forma exponencial.

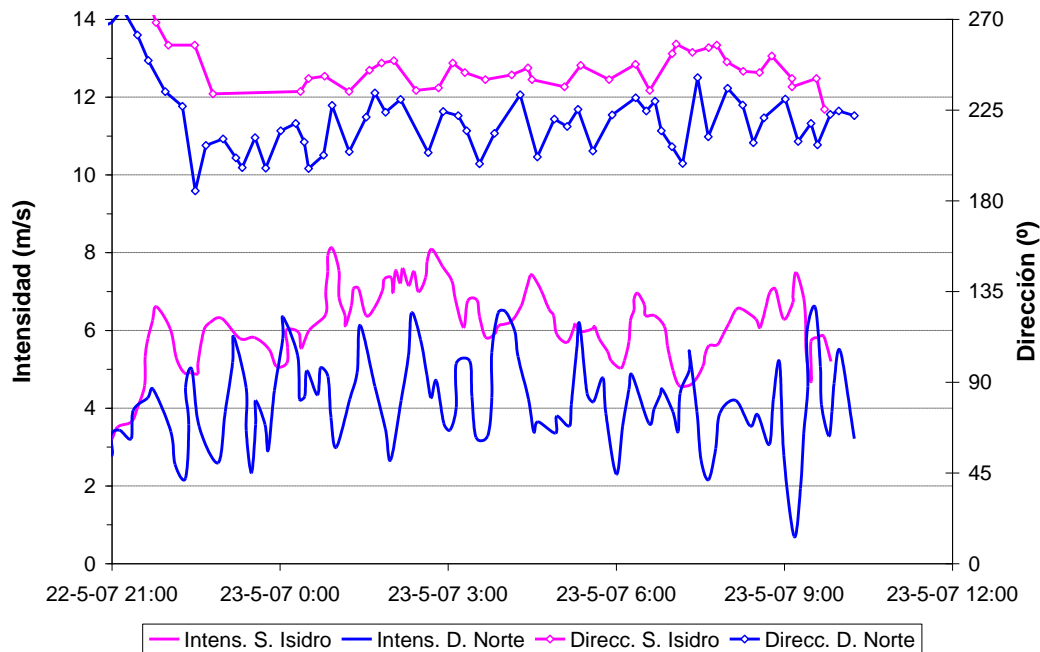


Figura 2.10.7. Serie temporal del viento (Dirección de viento norte = 0; sentido horario)

La Figura 2.10.8 muestra la comparación entre la trayectoria medida y la calculada. El acuerdo en dirección es excelente. Las posiciones concuerdan satisfactoriamente, con alguna desviación hacia el final del período de tiempo, que puede estar ligada a una variación de la intensidad del viento.

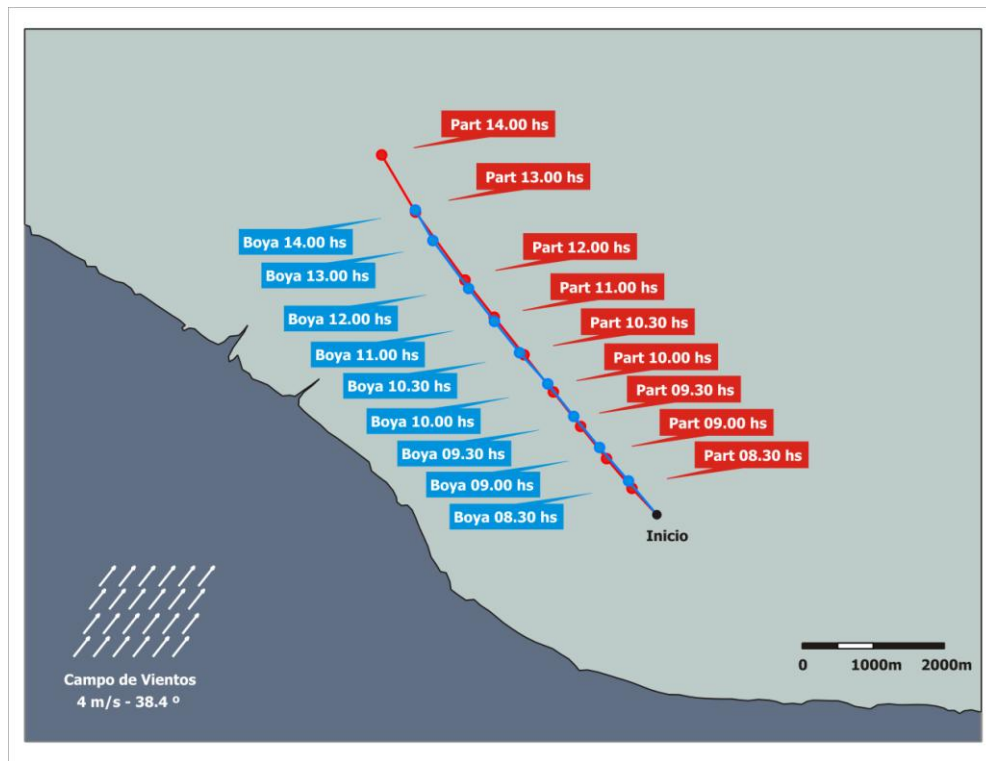


Figura 2.10.8. Trayectoria de la partícula

A título ilustrativo, en la Figura 2.10.9 se muestran las trayectorias correspondientes a partículas arrojadas simultáneamente a la anterior y en la misma posición en planta, pero a distintas profundidades. Se observa la deriva relativa que produce el viento en la vertical, tal como se comentó anteriormente en relación a las rosas de corrientes.

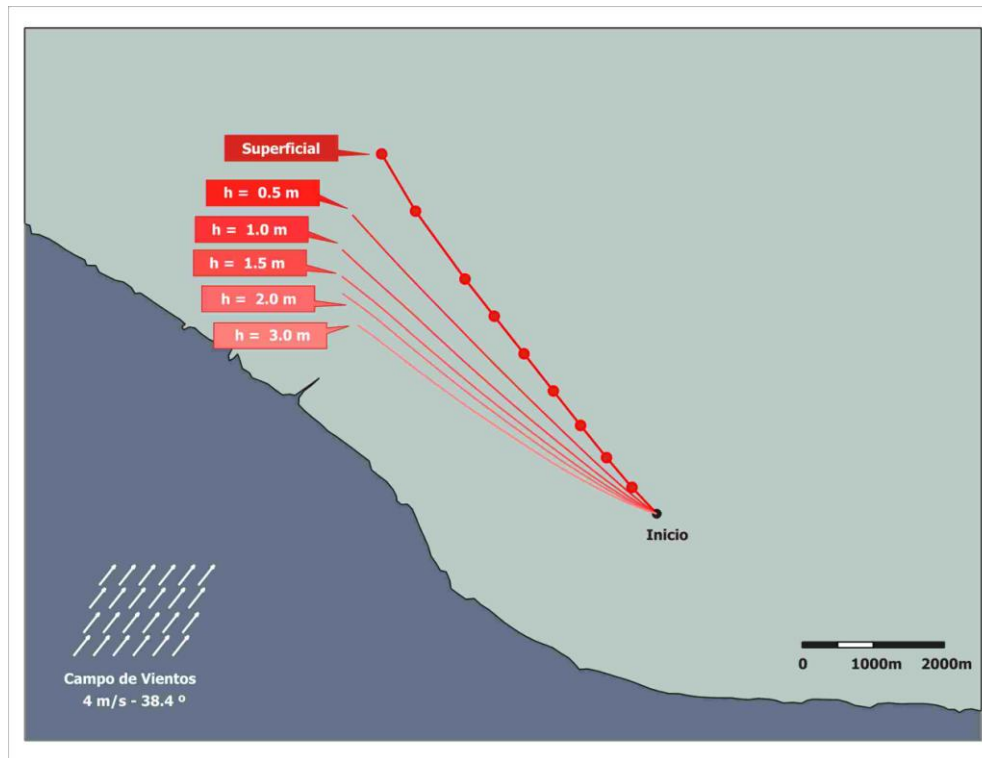


Figura 2.10.9. Trayectorias a distintas profundidades de partida

2.11 Patrones de flujo

Se utilizó el modelo hidrodinámico para determinar el patrón general de flujo en el Río de la Plata Interior, efectuando el seguimiento de partículas fluidas inicialmente equidistribuidas a todo lo ancho del Río de la Plata, en su cabecera. En la Figura 2.11.1 se muestran estas trayectorias, junto con las curvas isocronas, luego de haber sido filtradas las recirculaciones impuestas por la onda de marea. Se observa que se producen dos zonas con concentraciones de trayectorias, a alrededor de 15 y 5 km de la costa argentina; en ellas las velocidades de corriente son menores (las isocronas se atrasan). Estas zonas se interpretan, respectivamente, como la transición entre los corredores de flujo Guazú y Palmas, y la transición entre el corredor Palmas y el corredor generado por las descargas costeras – el concepto de ‘corredores de flujo’ fue introducido en Jaime et al. (2001) –. Resultan notables las distintas velocidades de flujo en los tres corredores, tomando la delantera el corredor Palmas, seguido del Guazú, y con un fuerte atraso del corredor costero.

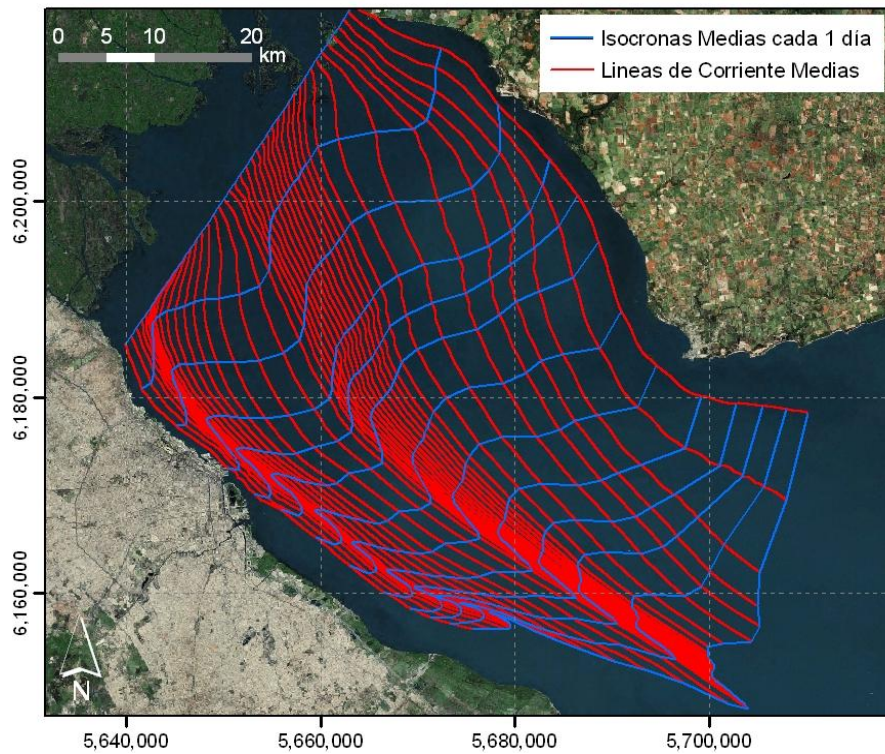


Figura 2.11.1. Trayectorias medias de partículas e isocronas.

Un detalle de circulación interesante resulta al analizar las trayectorias de las partículas fluidas que emanan desde el punto de descarga del emisario de Berazategui actual. Esto se efectuó para dos situaciones, asociadas a distintos caudales del río Paraná de las Palmas, que es el actor dominante en cuanto a imposición de la velocidad de deriva en la Franja Costera Sur: desde el 28 de febrero al 20 de marzo de 1997, en que el caudal del Palmas fue de aproximadamente $10.000 \text{ m}^3/\text{s}$ – es decir, relativamente alto –, y desde el 11 al 31 de marzo de 2004, con un caudal del Palmas de alrededor de $3.900 \text{ m}^3/\text{s}$ – es decir, prácticamente el caudal medio –. Se generó, en cada caso, una partícula por hora. Se observó que, mientras que para el primer caso todas las partículas fluidas muestran una deriva neta hacia el Océano, en el segundo caso una partícula cada 24 horas (es decir, alrededor del 4%) retorna hacia aguas arriba a lo largo de la costa, llegando incluso hasta la boca del Riachuelo. En la Figura 2.11.2 se muestran una trayectoria con deriva neta hacia el Océano (en azul) y otra con retorno hacia aguas arriba (en rojo).

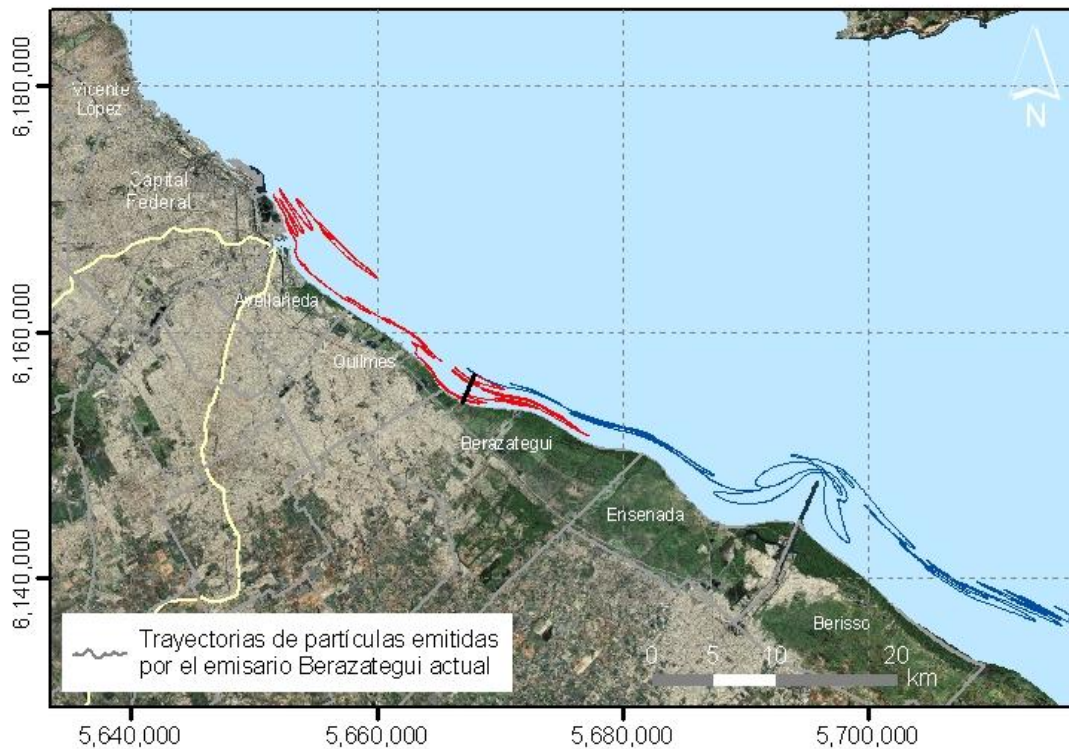


Figura 2.11.2. Trayectorias de partículas que emanan desde el emisario de Berazategui para un caudal medio del Paraná de las Palmas

Para comprender esta situación, se generaron los campos de velocidades medios temporales para los dos casos, los cuales se presentan en la Figura 2.11.3. Se observa que, efectivamente, para el caso de caudal medio (1997) se desarrolla una zona de recirculación general, que se extiende entre la boca del Riachuelo y el fin de la ensenada de Berazategui; en cambio, para el caudal alto la deriva neta es hacia el Océano a todo lo ancho.

La conclusión de mayor interés práctico es que, para caudales del Paraná de las Palmas de medios a bajos, durante 1 hora por ciclo de marea (12 horas) la descarga del emisario de Berazategui alcanza la costa y luego remonta hasta la boca del Riachuelo. Esto se da sobre tiempos lo suficientemente largos (del orden de 1 semana) como para impedir que llegue a la costa contaminación de tipo orgánica o bacteriológica desde aquella fuente, pero sí puede aportar otros contaminantes de tipo conservativo.

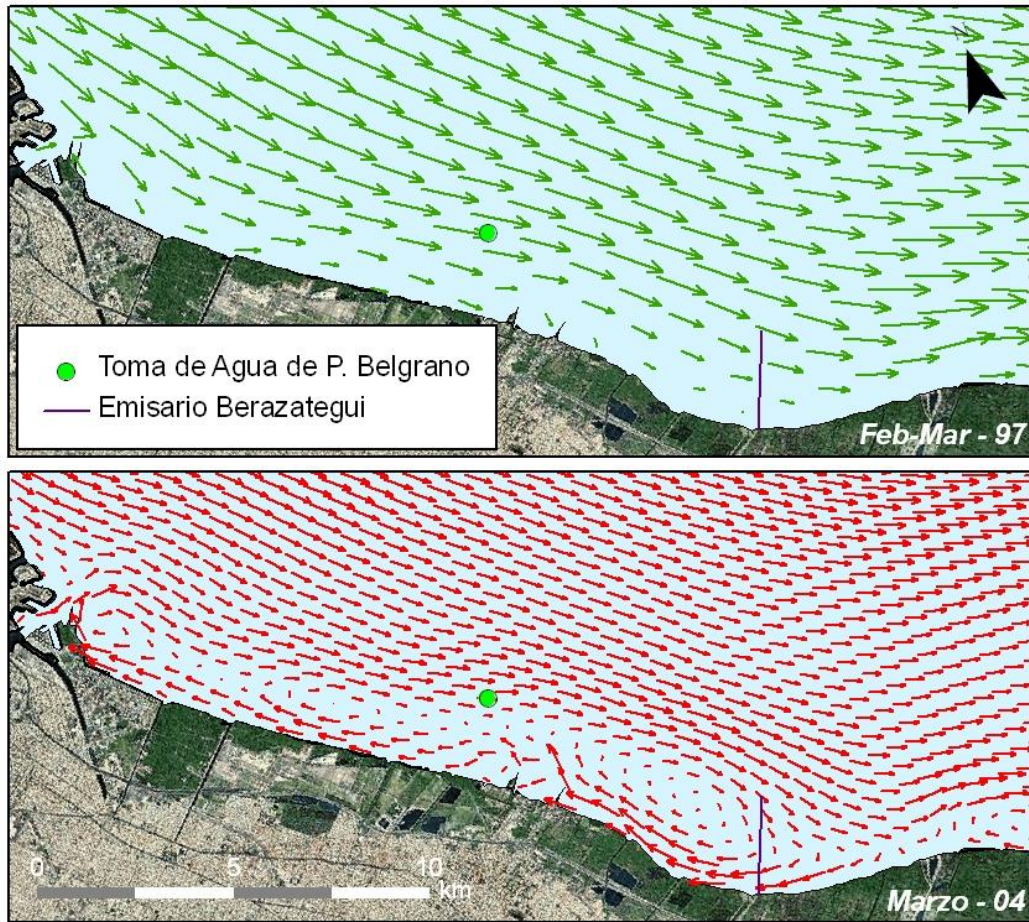


Figura 2.11.3. Campos de velocidades medias para una situación de caudal alto (Feb-Mar 97) y de caudal medio (Marzo 04) del Paraná de las Palmas

3 MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

3.1 Tipo de modelación

En el caso del modelo de calidad, el análisis bidimensional conduce a una o más (eventualmente acopladas) ecuaciones bidimensionales de advección-difusión, incluyendo términos fuente (o sumidero) para representar los procesos de transformación del parámetro. Este tipo de ecuación también debe ser resuelto numéricamente. Se utilizó el software ECOLAB, del DHI Water & Environment³, que toma como forzante de transporte los resultados provistos por el Mike 21.

3.2 Parámetros de calidad

La calidad de las aguas del Río de la Plata es variable a través de su ancho, mostrando una alta contaminación sobre la costa argentina (Franja Costera Sur), la que se atenúa en forma relativamente rápida a medida que uno se interna río adentro, hasta alcanzar los valores de base correspondientes al río Paraná de las Palmas (Jaime et al. 2001) a una distancia de entre 2 y 3 km de la costa (AGOSBA-OSN-SIHN 1992; AA-AGOSBA-ILPLA-SHN 1997). Además, a la altura del partido de Berazategui se produce la descarga del emisario submarino (punto terminal del sistema cloacal central de la Región Metropolitana de Buenos Aires), a una distancia de 2,5 km, la cual genera una pluma de contaminación que oscila bajo la acción de la marea.

Se modelaron los siguientes parámetros:

- DBO
- Coliformes fecales

³ <http://www.dhigroup.com/Software/Marine/ECOLab.aspx>

- Nitrógeno de amonio
- Nitrógeno de nitrato
- OD (Oxígeno disuelto)
- Sustancias fenólicas
- Detergentes
- Cromo
- Plomo
- Cadmio
- Fósforo Total

Estos se fueron incorporando en etapas: en la primera etapa se trabajó con el balance OD-DBO y con la dinámica de las bacterias coliformes fecales. Luego se agregó el Nitrógeno, completando así los 5 parámetros considerados básicos. A continuación se agregaron los restantes, considerados como parámetros complementarios.

3.3 Forzantes

La calidad del agua de la Franja Costera Sur del Río de la Plata está forzada por las cargas contaminantes de las aguas residuales que se vierten sobre él desde la zona metropolitana. Es necesario, entonces, especificar cada una de esas descargas, que constituyen condiciones de borde del problema. La ubicación de estos aportes laterales se indica en la Figura 3.3.1.

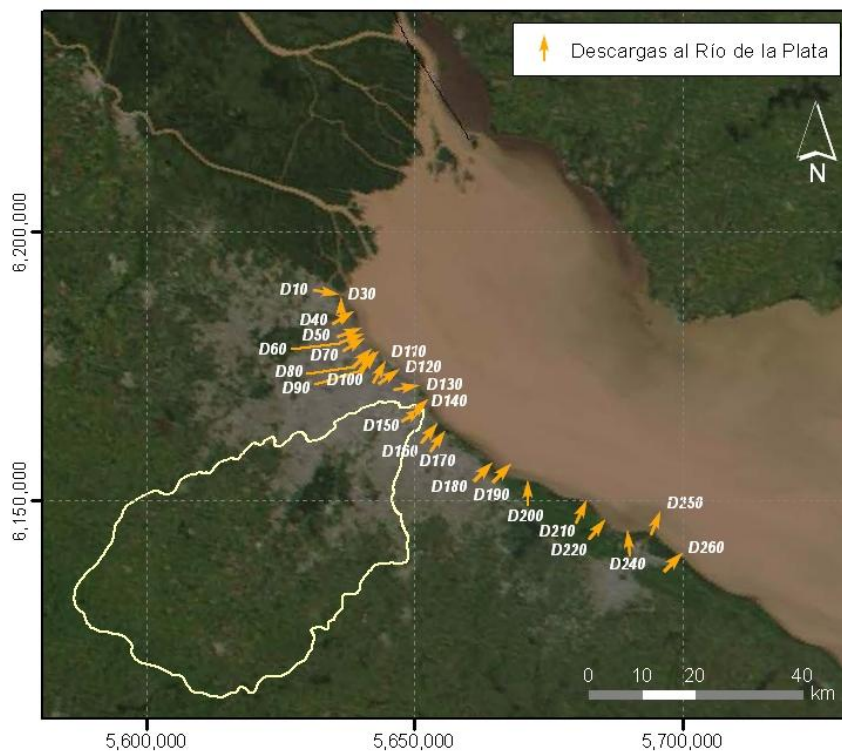


Figura 3.3.1. Ubicación de descargas laterales al Río de la Plata.

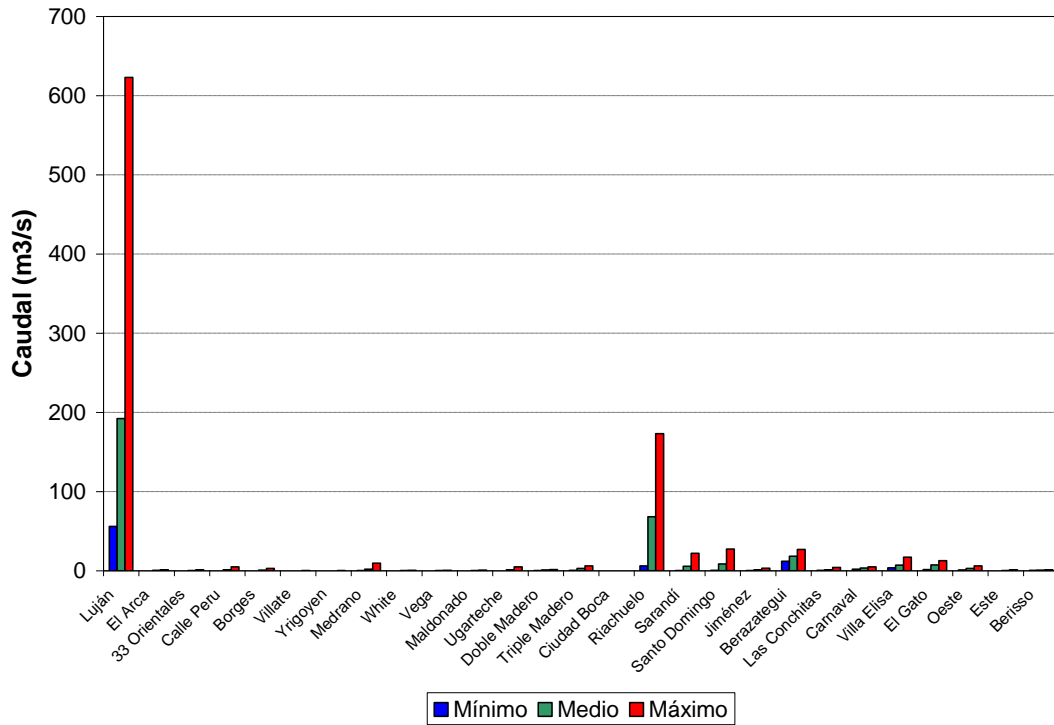
3.3.1 Caudal y DBO

Se dispuso de series de mediciones eventuales de caudal y DBO en cada una de esas descargas, efectuadas por Aguas Argentinas (AA) en el período 1994-1999. La cantidad de registros oscila entre 7 y 30 días en total (a un registro diario). En la Tabla 3.3.1 se presentan los valores mínimo, medio y máximo correspondientes a cada uno de ellos. Estos se representan gráficamente en la Figura 3.3.2. Analizando la relación de valores medios, se observa que el aporte líquido dominante es el del río Luján; lo sigue en orden de importancia el Riachuelo; luego se ubican los arroyos Sarandí, Santo Domingo, Villa Elisa y El Gato junto con el emisario de Berazategui, seguidos por el A° Medrano. Sin embargo, la jerarquía en cuanto a aporte de materia orgánica (valor medio) muestra como fuentes predominantes al Riachuelo, al A° Santo Domingo y al emisario de Berazategui, seguidos del río Luján (que recibe las aguas altamente contaminadas del río Reconquista) y el A° Sarandí; en tercer nivel se ubica el Conducto Triple Madero.

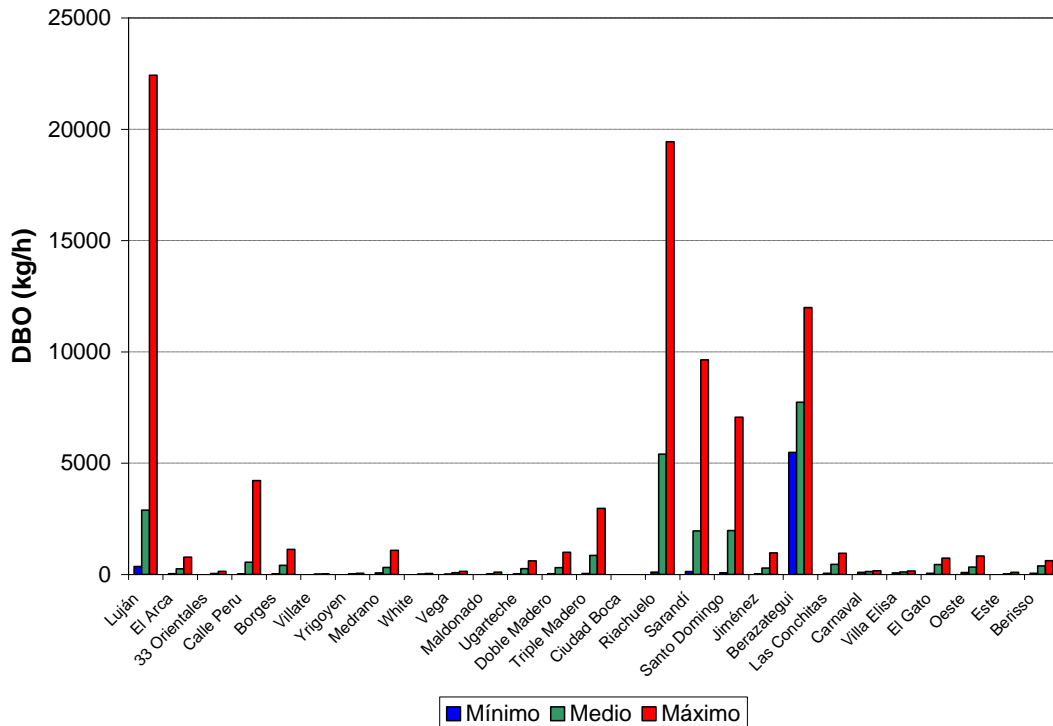
Tabla 3.3.1. Aportes líquidos y de DBO al Río de la Plata

Curso de Agua/ Conducto	Código	Caudal líquido (m ³ /s)			DBO (kg/h)		
		Mínimo	Medio	Máximo	Mínimo	Medio	Máximo
Río Luján	D10	56	190	620	360	2890	22400
Arca	D20	0,00	0,51	1,1	37	250	770
33 Orientales	D30	0,07	0,29	1,3	3,1	45	140
Perú	D40	0,06	1,3	4,8	14	550	4220
Borges	D50	0,05	0,81	2,8	30	409	1120
Villate	D60	0,01	0,04	0,13	1,6	7,6	19
Yrigoyen	D70	0,04	0,12	0,32	3,9	25	52
A° Medrano	D80	0,22	1,9	9,4	69	310	1090
A° White	D90	0,01	0,19	0,39	0	11	44
A° Vega	D100	0,03	0,22	0,43	10	82	140
A° Maldonado	D110	0,02	0,17	0,82	1,8	17	100
A° Ugarteche	D120	0,00	1,2	5,0	20	260	610
Doble Madero	D125	0,16	0,90	1,6	36	310	1000
Triple Madero	D130	0,38	3,0	6,0	48	860	2970
Ciudad Dep. Boca	D140	0,03	0,07	0,10	0,45	1,3	2,2
Riachuelo (Pte.Avell.)	D150	6,0	68,3	173	110	5400	19400
Canal Sarandí	D160	0,25	5,6	22	130	1960	9640
Canal Santo Domingo	D170	0,50	8,6	28	80	1980	7070
Canal Jiménez	D180	0,33	1,1	3,1	30	290	970
Emisario Berazategui	D190	12	18	27	5490	7740	12000
A° Las Conchitas	D200	0,54	1,3	4,2	53	450	950
Canal Carnaval	D210	2,0	3,5	5,0	93	130	170
A° Villa Elisa	D220	3,7	7,2	17	66	110	160
A° El Gato	D230	1,5	7,3	13	55	450	740
Oeste	D240	1,0	3,0	6,1	85	330	830

Curso de Agua/ Conducto	Código	Caudal líquido (m ³ /s)			DBO (kg/h)		
		Mínimo	Medio	Máximo	Mínimo	Medio	Máximo
Este	D250	0,02	0,25	1,3	2,7	26	97
Berisso	D260	0,44	0,82	1,1	55	390	620



a) Caudal



b) DBO

Figura 3.3.2. Caudal y DBO de los aportes laterales al Río de la Plata

Se dispuso de mediciones de DBO en distintas secciones del río Paraná efectuadas por el INCYTH en 1978, que llevan a un valor medio de 0,80 mg/l, con una desviación estandar de 0,20 mg/l. Se tomó ese valor medio como representativo de la DBO de los tres tributarios principales.

Dado lo escaso de esta cantidad de datos, las descargas de DBO se especificaron como valores constantes en el tiempo e iguales al valor medio. Los valores mínimos y máximos se consideran como indicadores del rango de incertidumbre.

3.3.2 OD y Coliformes Fecales

Se dispuso de unas pocas mediciones de OD (a veces sólo una) en algunos de los aportes, efectuadas por Aguas Argentinas. Se utilizó el promedio para caracterizar esas concentraciones en el modelo. Los valores correspondientes a los aportes con falta de ese dato fueron estimados como similares a los restantes. Estas concentraciones se presentan en la Tabla 3.3.2 y la Figura 3.3.3. Se observa que son uniformemente bajas, salvo para el río Luján (seguramente como resultado de una reaireación efectiva debido a su relativamente gran ancho).

En relación a los coliformes fecales, se contó con mediciones efectuadas por Aguas Argentinas en la mayoría de los aportes durante el período 1994-1999. En la Tabla 3.3.2 se indican los valores mínimo, medio (geométrico) y máximo para esos aportes. También se dispuso de una serie de mediciones de una campaña del año 2004 de Aguas Argentinas, que

permitió caracterizar algunos de los aportes faltantes. Para el resto de ellos las concentraciones fueron estimadas. Estos datos se muestran en la Tabla 3.3.2 y la Figura 3.3.4. Se observa que los valores menores corresponden al río Luján y a los arroyos de la ciudad de Buenos Aires (Medrano, White, Vega, Maldonado).

Tabla 3.3.2. Concentraciones de OD y coliformes fecales de los aportes al Río de la Plata

Curso de Agua/ Conducto	Código	OD (mg/l) Mínimo	Coliformes fecales (NMP/100ml)		
			Mínimo	Medio	Máximo
Río Luján	D10	7,5	1,8x10 ³	2,6x10 ⁴	9,2x10 ⁴
Arca	D20	1,1	7,5x10 ³	2,1x10 ⁷	2,4x10 ⁸
33 Orientales	D30	1,0	1,5x10 ⁵	2,5x10 ⁶	2,4x10 ⁷
Perú	D40	1,2	4,6x10 ⁴	2,0x10 ⁷	1,5x10 ⁸
Borges	D50	1,2	4,6x10 ⁵	1,9x10 ⁷	1,1x10 ⁸
Villate	D60	1,0	1,5x10 ⁶	5,9x10 ⁶	1,1x10 ⁷
Yrigoyen	D70	1,0	1,1x10 ⁵	6,3x10 ⁶	2,4x10 ⁷
A° Medrano	D80	0,6		4,6x10 ⁵	
A° White	D90	1,0		<u>2,4x10⁴</u>	
A° Vega	D100	0,6		<u>2,4x10⁵</u>	
A° Maldonado	D110	0,6		<u>2,4x10⁵</u>	
A° Ugarteche	D120	1,1		9,6x10 ⁶	
Doble Madero	D125	0,65		2,4x10 ⁷	
Triple Madero	D130	0,7		4,6x10 ⁶	
Ciudad Dep. Boca	D140	1,0		1,0x10 ⁶	
Riachuelo (Pte.Avell.)	D150	0,45	1,1x10 ⁴	1,3x10 ⁶	9,6x10 ⁶
Canal Sarandí	D160	0,2	1,1x10 ⁵	2,6x10 ⁶	4,6x10 ⁷
Canal Santo Domingo	D170	0,3	4,6x10 ⁴	1,6x10 ⁶	1,3x10 ⁷
Canal Jiménez	D180	1,91	7,5x10 ⁴	4,4x10 ⁶	4,6x10 ⁷
Emisario Berazategui	D190	0,1	4,6x10 ⁵	1,2x10 ⁷	1,1x10 ⁸
A° Las Conchitas	D200	0,5		<u>1,1x10⁶</u>	
Canal Carnaval	D210	0,5		1,0x10 ⁶	
A° Villa Elisa	D220	0,5		1,0x10 ⁶	
A° El Gato	D230	0,5		<u>2,4x10⁷</u>	
Oeste	D240	0,5		2,4x10 ⁷	
Este	D250	0,5		2,4x10 ⁷	
Berisso	D260	0,5		1,0x10 ⁶	

Nota: Los valores en cursiva son estimados. Los valores de coliformes subrayados provienen de una única medición

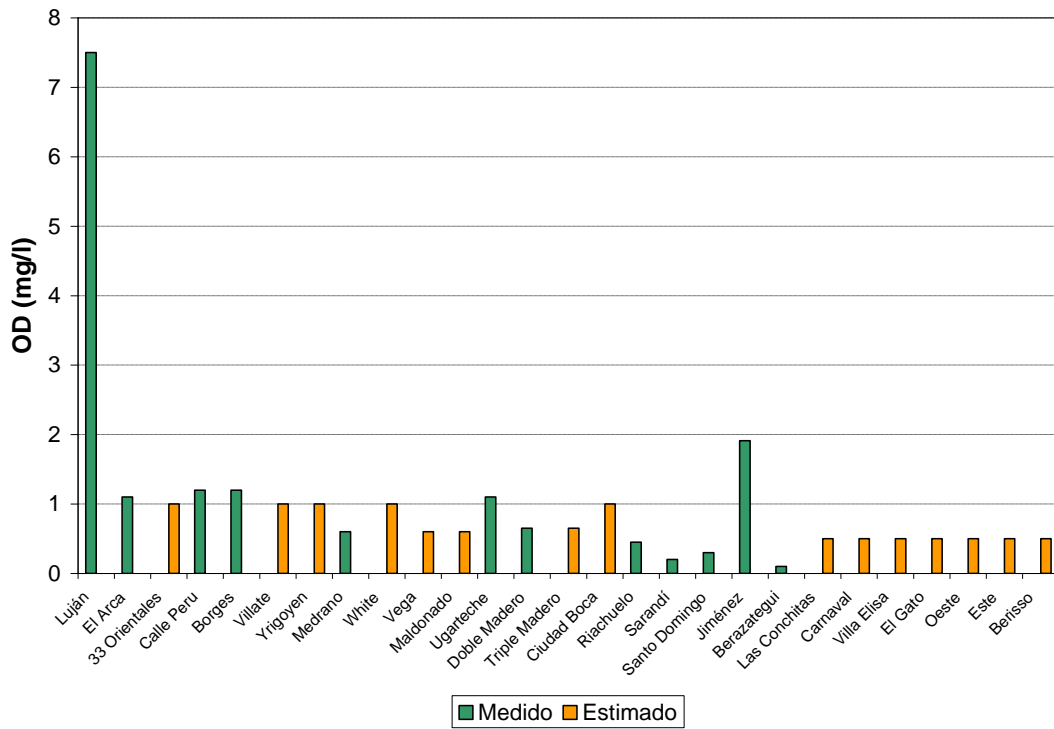


Figura 3.3.3. OD de los aportes laterales al Río de la Plata

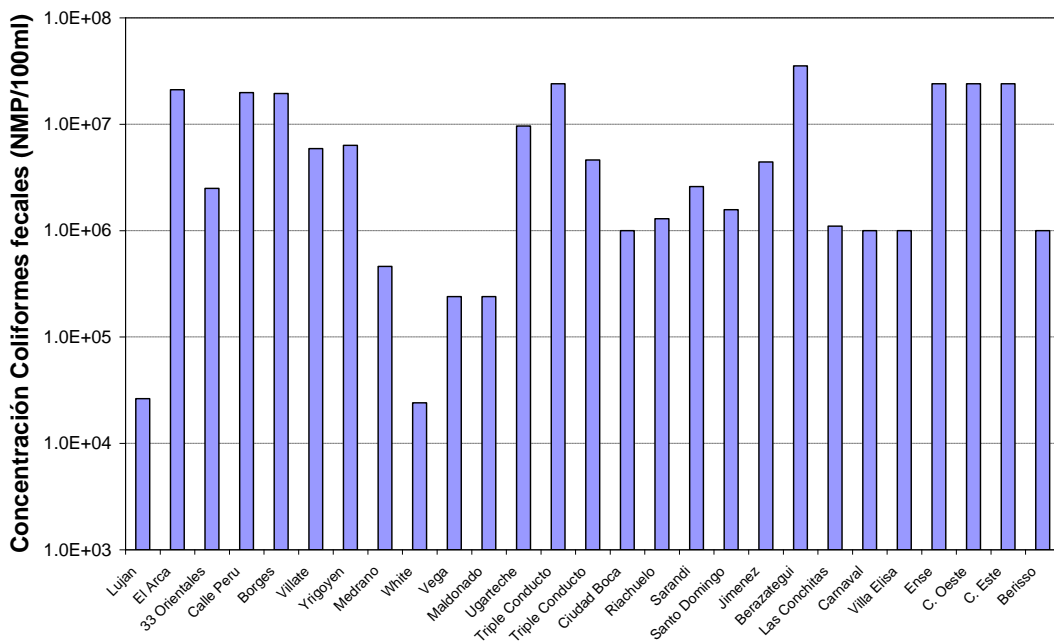


Figura 3.3.4. Coliformes fecales de los aportes laterales al Río de la Plata

3.3.3 Nitrógeno

Se dispuso de mediciones de concentraciones de amonio efectuadas por Aguas Argentinas en varios de los aportes costeros durante el período 1994-1999. También se contó con una serie de mediciones de una campaña del año 2004 de Aguas Argentinas, que permitió caracterizar algunos de los aportes faltantes. Para el resto de ellos las concentraciones fueron estimadas en base a una relación con la DBO (que sí es conocida), a saber, $N-NH_3:DBO = 1:10$. Esta relación surge de la bibliografía (Metcalf & Eddy 1991) considerando la caracterización típica de un líquido cloacal crudo, para el cual corresponden los siguientes valores medios: $DBO = 220 \text{ mg/l}$ y $N-NH_3 = 25 \text{ mg/l}$.

Los datos de amonio se presentan en la Tabla 3.3.3. En la Figura 3.3.5 se muestran los correspondiente flujos másicos. Se observa que el Riachuelo y la descarga de Berazategui resultan dominantes. Le sigue en orden de importancia el río Luján, y en tercer nivel se ubican los arroyos Sarandí y Santo Domingo.

Tabla 3.3.3. Concentraciones de amonio y nitrato de los aportes al Río de la Plata

Curso de Agua/ Conducto	Código	N-NH ₃ (mg/l)		
		Mínimo	Medio	Máximo
Río Luján	D10	0,1	0,70	3,0
Arca	D20	0,8	23	44
33 Orientales	D30	0,5	4,8	14
Perú	D40	0.1	9,1	44
Borges	D50	0,5	24	32
Villate	D60	1,0	12	17
Yrigoyen	D70	1,0	8,5	22
A° Medrano	D80		7,6	
A° White	D90		3,0	
A° Vega	D100		3,0	
A° Maldonado	D110		3,0	
A° Ugarteche	D120		10	
Doble Madero	D125		10	
Triple Madero	D130		10	
Ciudad Dep. Boca	D140		1,0	
Riachuelo (Pte.Avell.)	D150	0,9	5,1	13
Canal Sarandí	D160	1,4	14	35

Curso de Agua/ Conducto	Código	N-NH ₃ (mg/l)		
		Mínimo	Medio	Máximo
Canal Santo Domingo	D170	1,9	11	27
Canal Jiménez	D180	1,1	6,7	15
Emisario Berazategui	D190	4,5	16	26
A° Las Conchitas	D200		13	
Canal Carnaval	D210		1,0	
A° Villa Elisa	D220		1,0	
A° El Gato	D230		11	
Oeste	D240		-	
Este	D250		-	
Berisso	D260		13	

Nota: Los valores en cursiva son estimados.

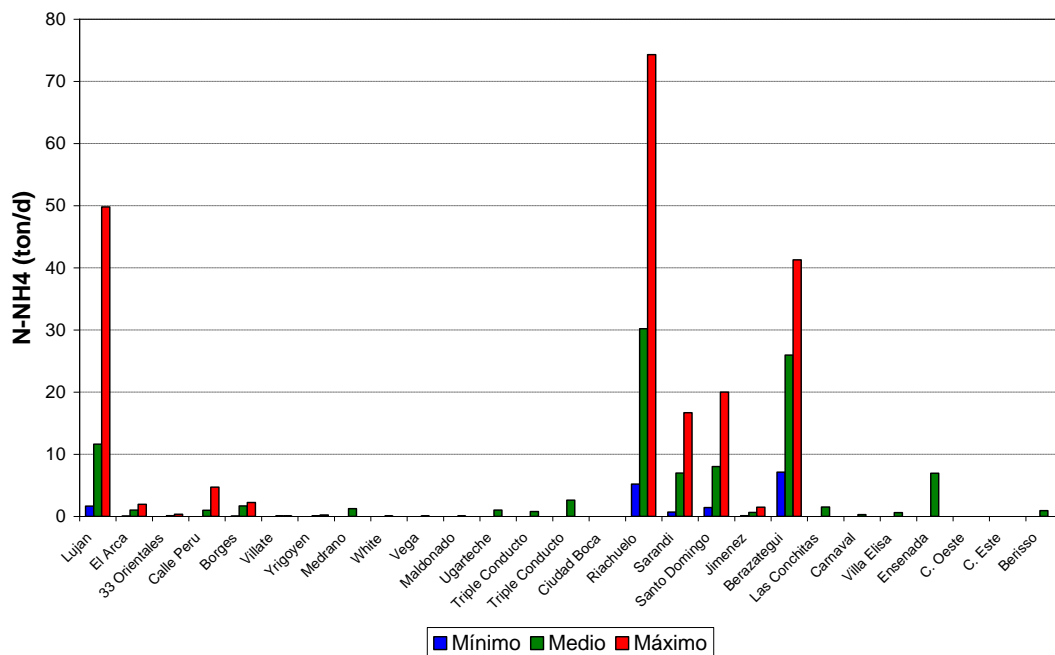
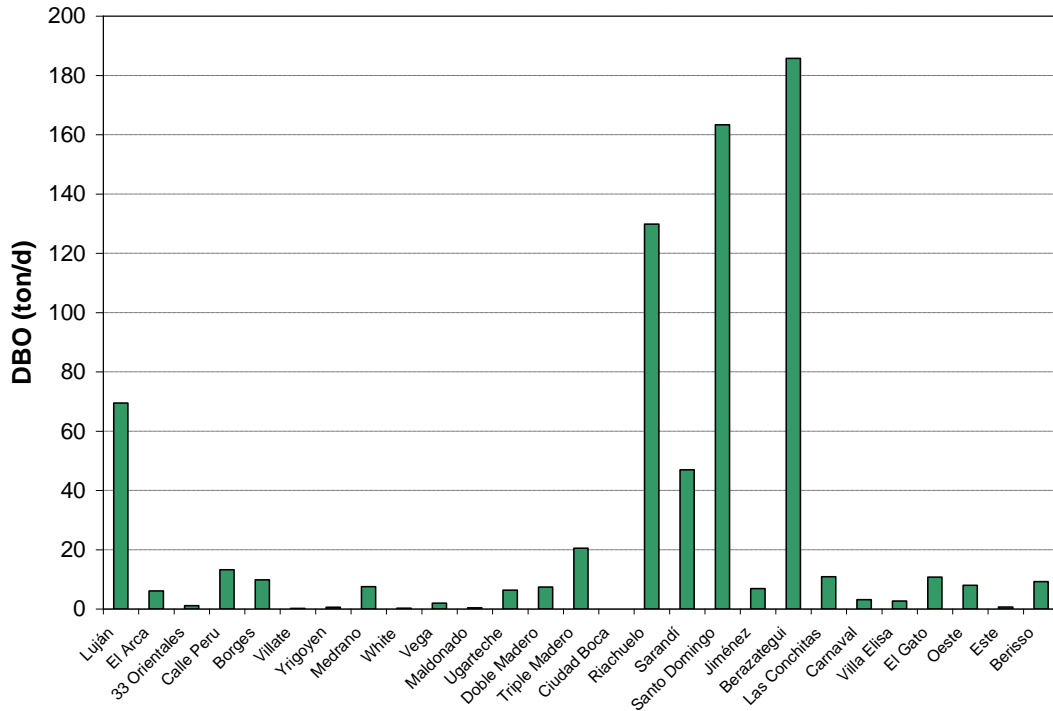


Figura 3.3.5. Flujo de amonio desde los aportes laterales al Río de la Plata

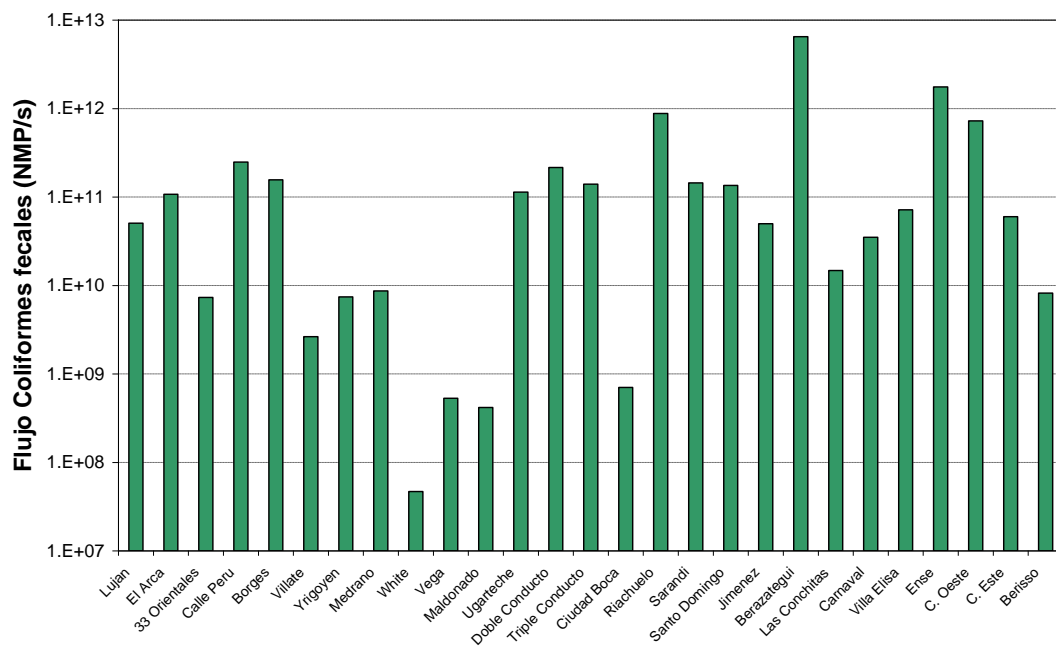
Para el nitrato sólo se dispuso de una serie de valores para el Riachuelo tomadas durante 1994 por Aguas Argentinas, resultando una concentración media muy baja, de 0,05 mg/l. Entonces, para el resto de las descargas se supuso directamente ausencia de nitrato.

3.3.4 Parámetros básicos

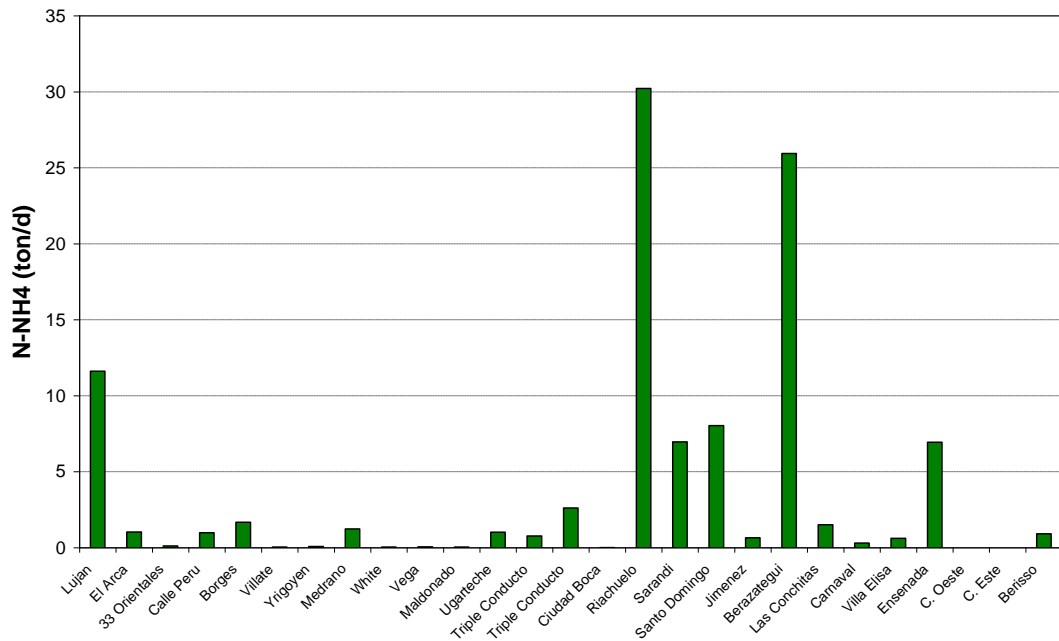
A modo de síntesis, en la Figura 3.3.6 y la Tabla 3.3.4 se muestran las cargas máxicas utilizadas para la modelación de los parámetros básicos (para el Nitrógeno de nitrato el aporte se consideró nulo).



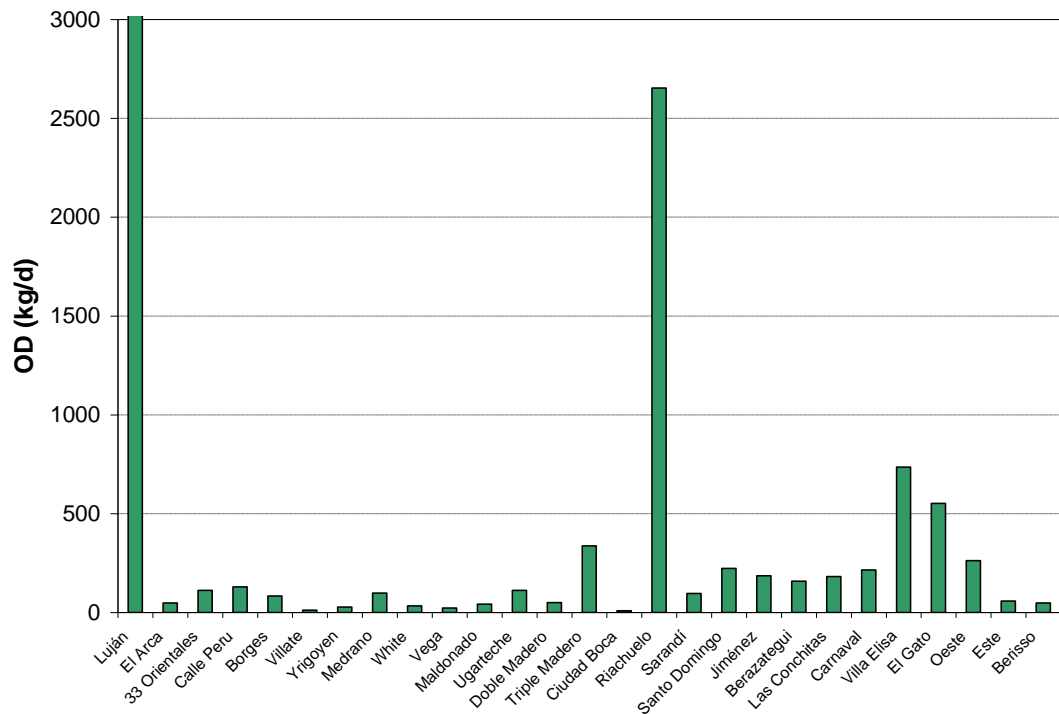
a) DBO



b) Coliformes fecales



c) Nitrógeno
 d) de amonio



d) OD

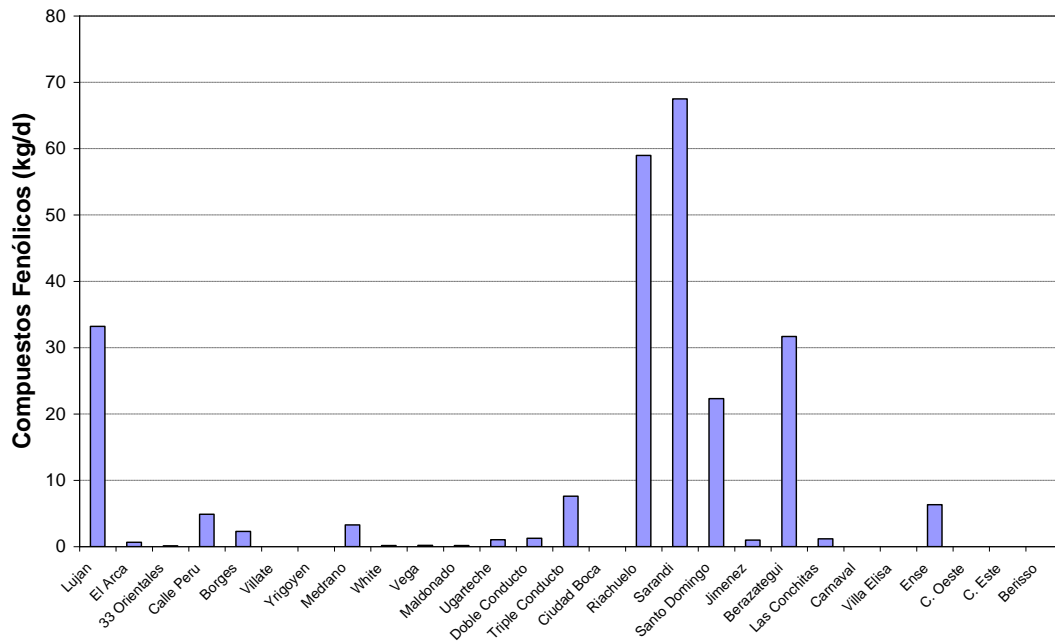
Figura 3.3.6. Aportes laterales al Río de la Plata asociados a los parámetros básicos

Tabla 3.3.4. Aportes medios al Río de la Plata de los parámetros básicos

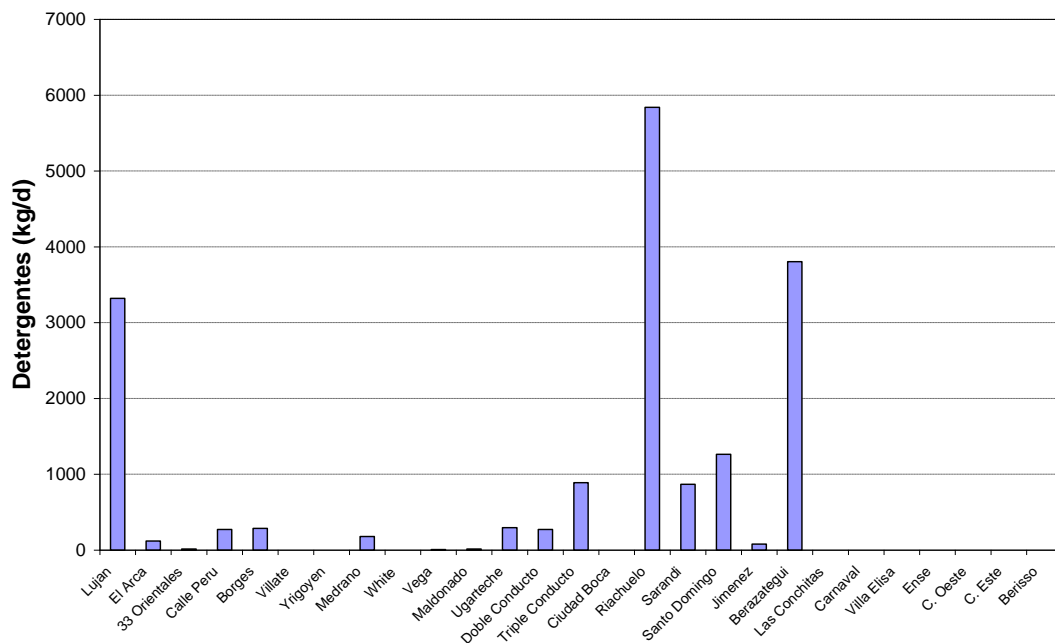
Curso de Agua/ Conducto	Código	Caudal líquido (m ³ /s)	DBO (ton/d)	Coliformes fecales (NMP/s)	N-NH ₄ (ton/d)	OD (kg/d)
Río Luján	D10	190	69	620	12	12*10 ⁴
Arca	D20	0,51	6,1	1,1	1,0	48
33 Orientales	D30	0,29	1,1	1,3	0,12	110
Perú	D40	1,3	13	4,8	0,98	130
Borges	D50	0,81	9,8	2,8	1,7	84
Villate	D60	0,04	0,18	0,13	0,05	11
Yrigoyen	D70	0,12	0,59	0,32	0,09	28
A° Medrano	D80	1,9	7,5	9,4	1,2	98
A° White	D90	0,19	0,26	0,39	0,05	34
A° Vega	D100	0,22	2,0	0,43	0,06	22
A° Maldonado	D110	0,17	0,40	0,82	0,05	43
A° Ugarteche	D120	1,2	6,3	5,0	1,0	110
Doble Madero	D125	0,90	7,4	1,6	0,77	50
Triple Madero	D130	3,0	21	6,0	2,6	340
Ciudad Dep. Boca	D140	0,07	0,03	0,10	0,01	9
Riachuelo (Pte.Avell.)	D150	68,3	130	173	30	2700
Canal Sarandí	D160	5,6	47	22	7,0	96
Canal Santo Domingo	D170	8,6	160	28	8,0	220
Canal Jiménez	D180	1,1	6,9	3,1	0,65	190
Emisario Berazategui	D190	18	190	27	26	160
A° Las Conchitas	D200	1,3	11	4,2	1,5	180
Canal Carnaval	D210	3,5	3,1	5,0	0,30	220
A° Villa Elisa	D220	7,2	2,7	17	0,62	740
A° El Gato	D230	7,3	11	13	7,0	550
Oeste	D240	3,0	8,0	6,1		260
Este	D250	0,25	0,63	1,3		58
Berisso	D260	0,82	9,3	1,1	0,92	48

3.3.5 Parámetros complementarios

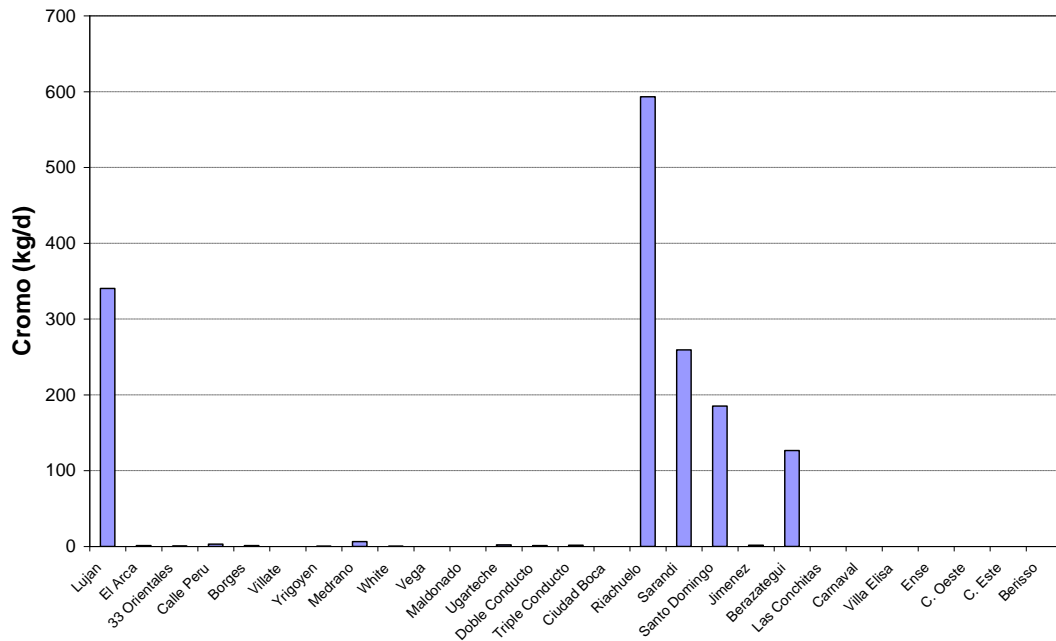
Para establecer las cargas de los parámetros complementarios se procedió de forma similar a la de los anteriores, es decir, se utilizaron los datos de mediciones efectuadas por Aguas Argentinas durante el período 1994-1999, y se tomaron los valores medios. Estos aportes se muestran en la Figura 3.3.7 y la Tabla 3.3.5 (para el Cadmio el aporte se consideró nulo).



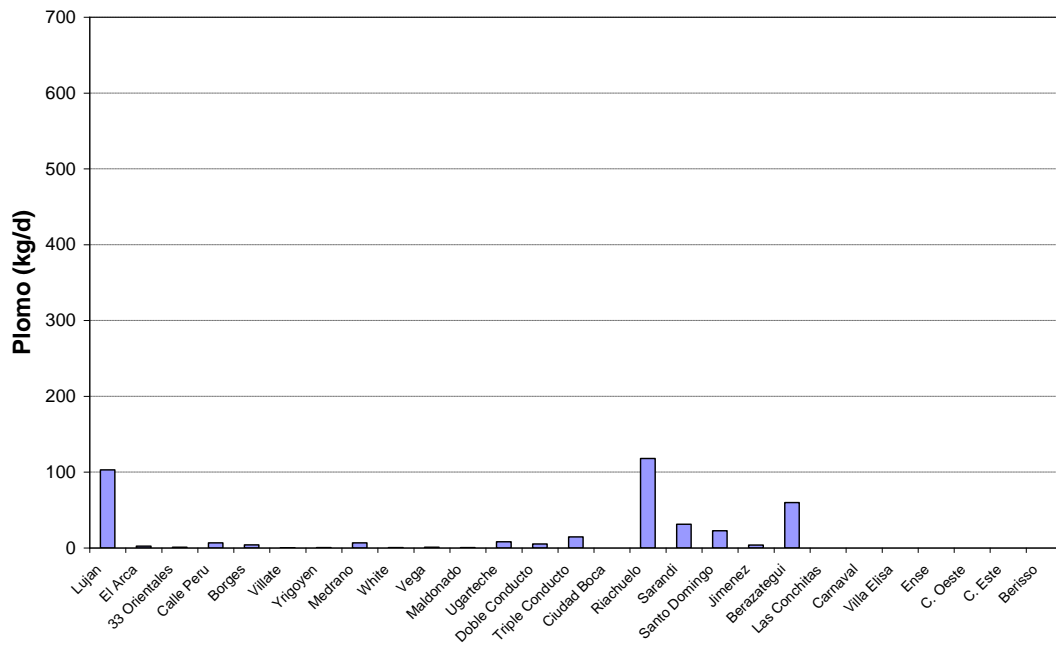
a) Fenoles



b) Detergentes



c) Cromo



d) Plomo

Figura 3.3.7. Aportes laterales al Río de la Plata asociados a los parámetros complementarios

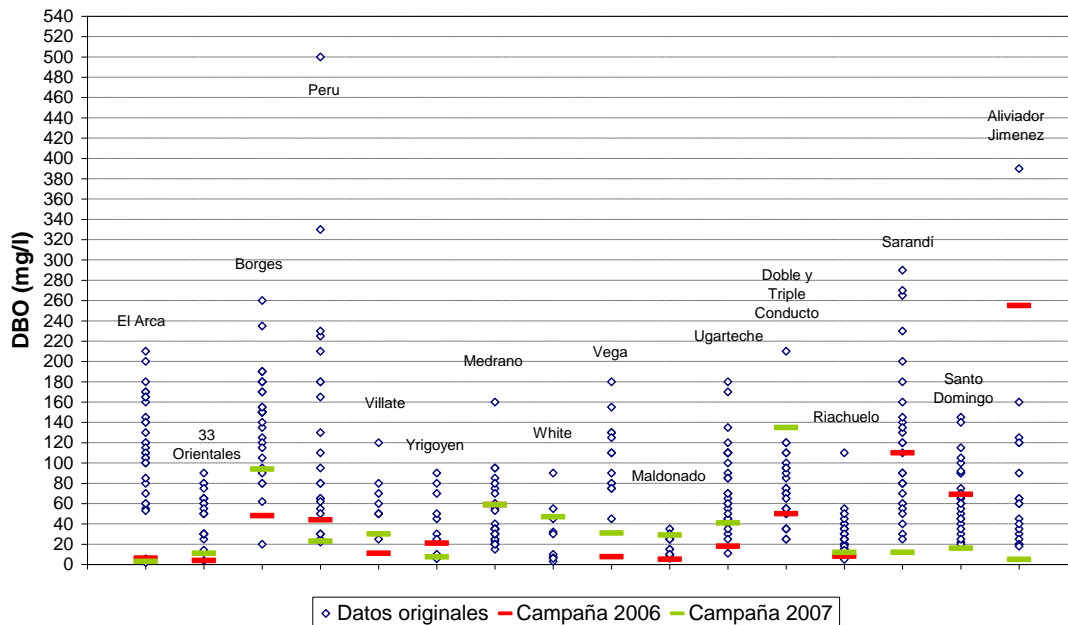
Tabla 3.3.5. Aportes medios al Río de la Plata de los parámetros complementarios

Curso de Agua/ Conducto	Código	Fenoles (kg/d)	Detergentes (kg/d)	Cromo (kg/d)	Plomo (kg/d)
Río Luján	D10	33	3300	340	100
Arca	D20	0,7	120	1,2	2,4
33 Orientales	D30	0,1	15	0,6	1,1
Perú	D40	4,9	270	3,0	6,7
Borges	D50	2,3	290	1,2	4,0
Villate	D60	0	0	0,1	0,1
Yrigoyen	D70	0	0	0,1	0,4
A° Medrano	D80	3,3	180	6,3	6,7
A° White	D90	0,2	0	0,2	0,4
A° Vega	D100	0,2	7,6	0,1	1,0
A° Maldonado	D110	0,2	15	0,1	0,4
A° Ugarteche	D120	1,0	300	2,1	8,0
Doble Madero	D125	1,2	270	1,1	5,1
Triple Madero	D130	7,6	890	1,8	15
Ciudad Dep. Boca	D140	0	0	0	0,1
Riachuelo (Pte.Avell.)	D150	59	5800	590	120
Canal Sarandí	D160	47	870	260	31
Canal Santo Domingo	D170	160	1300	190	23
Canal Jiménez	D180	6,9	78	0,65	190
Emisario Berazategui	D190	190	3800	26	160
A° Las Conchitas	D200	11	0	1,5	180
Canal Carnaval	D210	3,1	0	0,30	220
A° Villa Elisa	D220	2,7	0	0,62	740
A° El Gato	D230	11	0	7,0	550
Oeste	D240	8,0	0		260
Este	D250	0,63	0		58
Berisso	D260	9,3	0	0,92	48

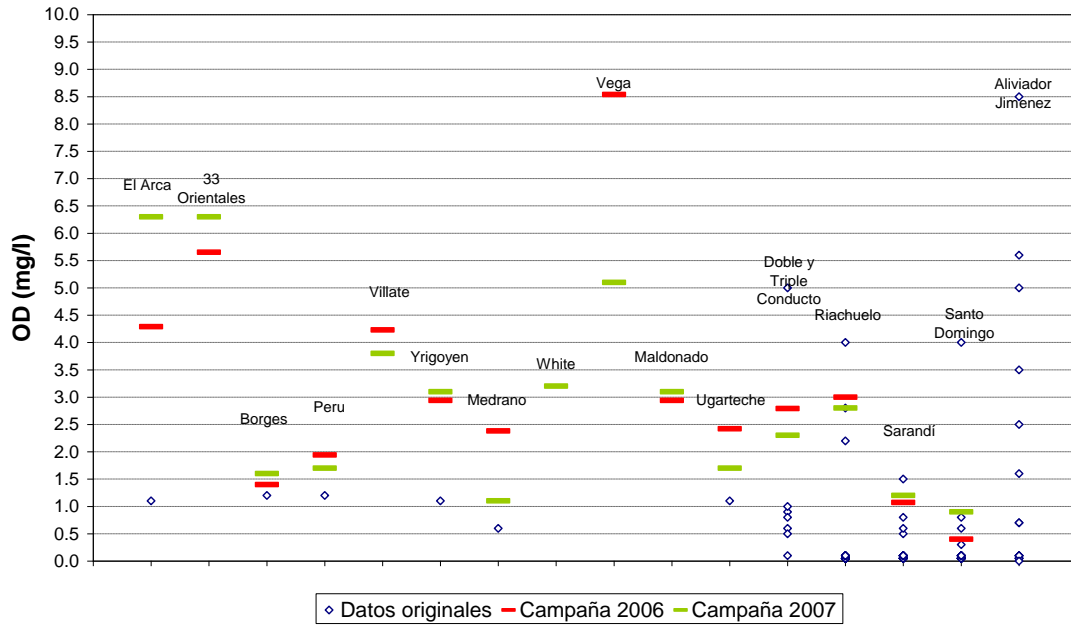
3.3.6 Datos adicionales

En los años 2006 y 2007, AySA efectuó muestreos en los aportes costeros al Río de la Plata. Estos datos fueron comparados con los utilizados en la modelación (‘datos originales’), que corresponden a campañas llevadas a cabo en los 90 por Aguas Argentinas.

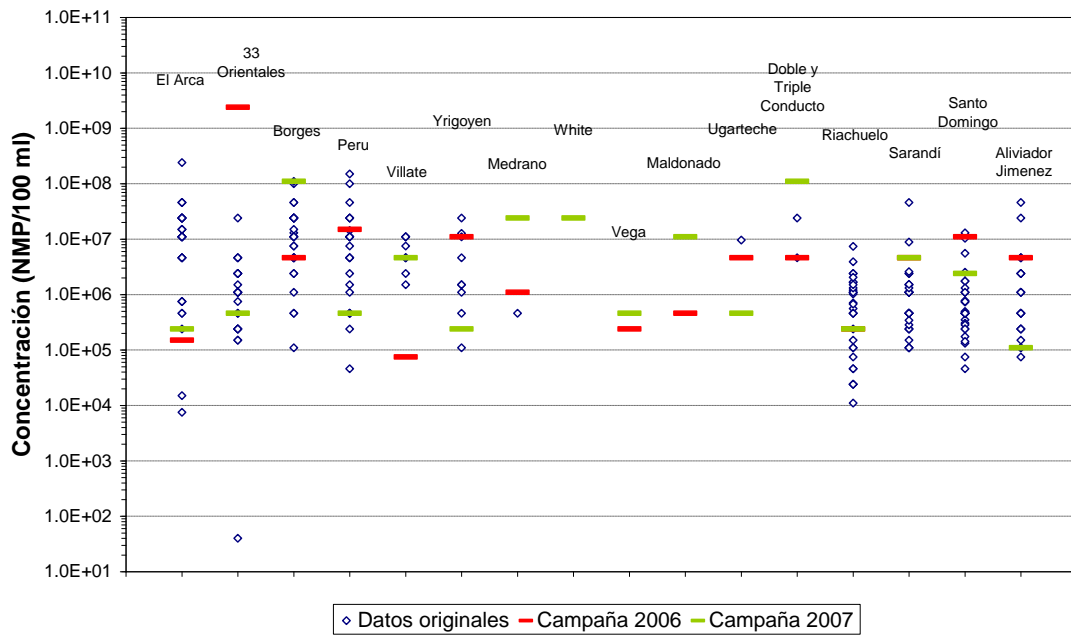
En la Figura 3.3.8 se muestra la superposición de los nuevos datos sobre los originales para DBO, OD, coliformes fecales y amonio. Si bien la cantidad de valores nuevos por aporte es muy pequeña (sólo dos), parecería detectarse menores valores de DBO al norte de la ciudad de Buenos Aires (de El Arca a Irigoyen), acompañados de mayores valores de OD. Para el resto de los aportes, los nuevos datos de DBO y OD se consideran compatibles con los anteriores. En el caso del OD, las campañas proveen datos sobre algunos aportes para los que no se disponía de mediciones. Las concentraciones de coliformes fecales y amonio de las nuevas campañas se consideran compatibles con los datos originales sobre todos los aporte.



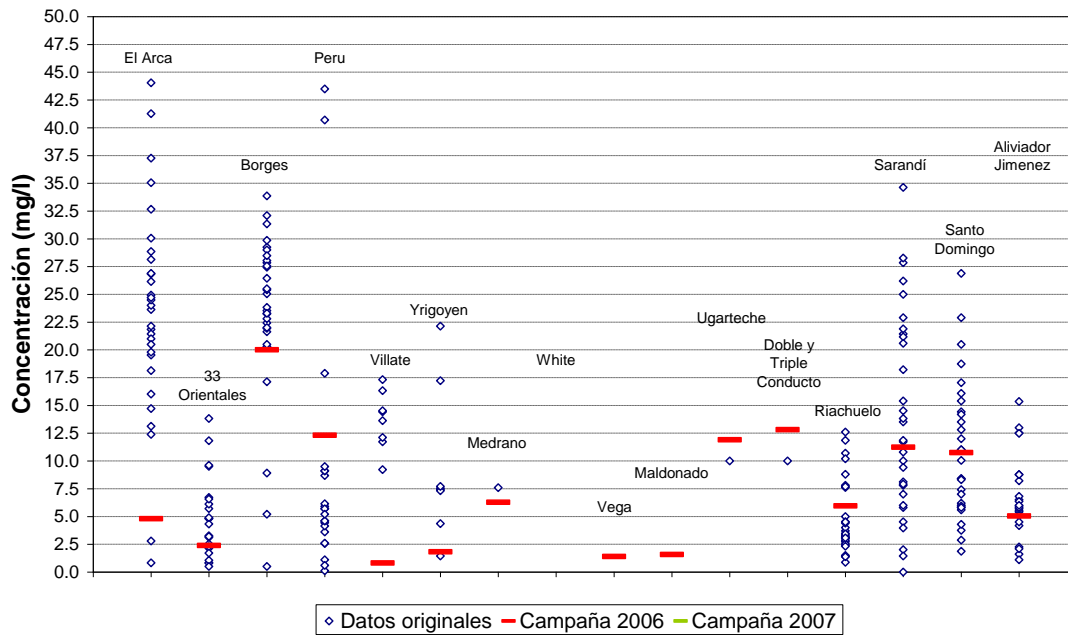
a) DBO



b) OD



c) Coliformes fecales



d) Nitrógeno de Amonio

Figura 3.3.8. Comparación entre datos originales y muestreos de 2006 y 2007 sobre los aportes al Río de la Plata

3.3.7 Efluente de Berazategui

Las concentraciones utilizadas para caracterizar el efluente que descarga por el actual emisario de Berazategui surgieron de mediciones efectuadas por AySA. Se efectuó un análisis para tratar de explicar esas concentraciones a partir de los aportes que recibe el sistema cloacal central.

En relación a los efluentes de origen doméstico, se distinguieron 3 zonas de aporte, según la tasa diaria de volcado de líquidos: CABA, Berazategui + Florencio Varela y el resto de la Zona de Concesión. De acuerdo a lo informado por AySA, las tasas de volcado media para cada una de esas zonas son de 402, 250 y 217 lts/hab/día, respectivamente. Para estimar la producción de carga orgánica (medida en términos de la DBO) por parte de esa población, se adoptó una tasa de aporte diario de 50 g/hab/día. Para el resto de los parámetros se eligieron concentraciones típicas en líquidos residuales domiciliarios (Metcalf & Eddy 1991), a saber: 12,5 mg/l para el Amonio, 1,2 mg/l para Detergentes y $7 \cdot 10^6$ NMP/100 ml para la E.Coli.

Se contó con mediciones de las industrias conectadas a la red, provistas por AySA. A partir de las mismas se calculó el aporte de caudales y cargas másicas asociadas a los siguientes parámetros: DBO, Detergentes, Cromo Total y Sustancias Fenólicas. En la tabla 3.3.6 se muestran las cargas calculadas por zona.

Tabla 3.3.6. Cargas industriales aportadas a la red de AySA

ZONA	Industrias Activas	Caudal		DBO		Sustancias fenólicas		Detergentes		Cromo Total	
		[m ³ /d]		[kg/año]		[kg/año]		[kg/año]		[kg/año]	
		Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min
CABA	265	6948	5244	521967	256496	79	66	3094	1866	101.6	62.1
ZONA SUR	74	6786	5485	631984	226177	131	34	1037	551	3114	1844
ZONA OESTE	80	4032	3129	16175	15205	3	2	126	76	217	73
ZONA NORTE	39	641	253	621	621	0.26	0.26	129	39	188	33

Como fuente adicional, se identificó un aporte significativo de sustancias fenólicas provenientes de hospitales y clínicas. La concentración de sustancias fenólicas para este tipo de establecimientos es del orden de 20 mg/l, según la Comunidad Europea (EC 2001), mientras que el aporte de caudal medio es del orden de 500 l/cama/día (Metcalf & Eddy 1991). Se estimaron 1000 camas ocupadas, en promedio, en hospitales y clínicas de la zona cubierta por la red de AySA⁴.

Para el cálculo de la carga orgánica que es finalmente descargada por el emisario de Berazategui se consideró que las rejillas del mismo retienen un 5% de la carga total (Crites & Tchobanoglous 2000).

En la Tabla 3.3.7 se presentan los caudales y cargas estimadas por fuente y su total. Se observa que las fuentes domésticas son dominantes, salvo para el Cromo (donde dominan las industriales) y los fenoles (aporte de los hospitales). Por su parte, la Tabla 3.3.8 muestra la comparación entre el caudal y las concentraciones calculadas y las medidas. Se observa un acuerdo satisfactorio, ya que todos los parámetros caen dentro del intervalo de incertidumbre de las mediciones (entre el mínimo y el máximo medido), y para la mayoría se acercan al valor medio.

Tabla 3.3.7. Caudal y carga másica aportada por cada fuente

Emisario Berazategui	Caudal líquido (m ³ /s)	DBO (ton/día)	E.Coli (NMP/día)	Detergentes (kg/día)	Cromo Total (kg/día)	Sustancias Fenólicas (kg/día)
Doméstico	18.0	245	1.0 10 ¹⁴	1870	0.0	0.0
Industrial	0.2	3.2	0	12	9.9	0.6
Hospitales	0.01	0	0	0	0	10.0

⁴ www.buenosaires.gov.ar, www.ms.gba.gov.ar

Tabla 3.3.8. Concentraciones estimadas y medidas en el efluente.

Emisario Berazategui	Caudal líquido (m ³ /s)	DBO (mg/l)	E. Coli (mg/l)	Detergentes (mg/l)	Cromo Total (mg/l)	Sustancias Fenólicas (mg/l)
Estimado	18.2	150	6.9 10 ⁶	1.2	0.006	0.0067
Mínima medición	11.9	80	3.1 10 ⁵	0.3	0.005	0.0020
Promedio mediciones	18.3	121	8.1 10 ⁶	2.4	0.080	0.0150
Máxima medición	26.8	190	7.4 10 ⁷	5.3	0.240	0.0450

3.4 Procesos

3.4.1 Descripción

La mezcla turbulenta de elementos transportados por la corriente (tanto en fase disuelta como particulada) está determinada por la difusividad de torbellino. Como se supuso que el número de Prandtl vale 1, esta resulta idéntica a la viscosidad de torbellino.

La biodegradación se trató como una reacción de primer orden. El rango posible de variación de la constante de biodegradación, K_b , se extiende entre 0,1 y 1,5 d⁻¹ (DHI Water & Environment 2003; USEPA 1985).

La reaireación se representó mediante la ecuación de Thomann and Fitzpatrick (USEPA 1985).

El decaimiento de los coliformes fecales se representó como una reacción de primer orden. La constante de decaimiento, K_r , para grandes ríos varía en el rango aproximado 0,5 a 2,4 d⁻¹ (USEPA 1985), es decir, el tiempo de decaimiento al 10%, ó T_{90} , está en el rango de 1 a 5 días.

La transformación de amonio a nitrato se representó como una reacción de primer orden. La constante de nitrificación, K_n , varía en el rango aproximado 0,03 a 4 d⁻¹ (USEPA 1985).

La cinética completa modelada para los 5 parámetros básicos se esquematiza en la Figura 3.4.1. Incluye:

- El decaimiento de la DBO carbonácea por biodegradación, parametrizado con la constante de biodegradación, K_b .
- El decaimiento de la concentración de coliformes fecales debido a mortandad, parametrizado con el tiempo de decaimiento del 90% de la masa inicial, T_{90} , ó, equivalentemente, por la constante de decaimiento bacteriano $K_d = \ln(10) / T_{90}$.
- El crecimiento de la concentración de coliformes fecales por alimentación a partir del carbono orgánico disuelto biodisponible (representado por la DBO), parametrizado con la constante de crecimiento, K_g , y la relación entre la masa de carbono orgánico disuelto consumida (medida en términos de su DBO) y el logaritmo de la cantidad de colonias de coliformes fecales resultante, I_g .

- El decaimiento del nitrógeno de amonio a nitrato, parametrizado con la constante de nitrificación, K_n , y la relación entre la masa de oxígeno consumida y la cantidad de nitrógeno de amonio consumido, I_n .
- El balance del déficit de oxígeno disuelto, aumentado por el consumo de oxígeno asociado a la biodegradación y la nitrificación, y disminuido por el aporte de oxígeno resultante de la reaireación, parametrizada con la constante de reaireación, K_a , y de la fotosíntesis, determinada por la concentración de algas.

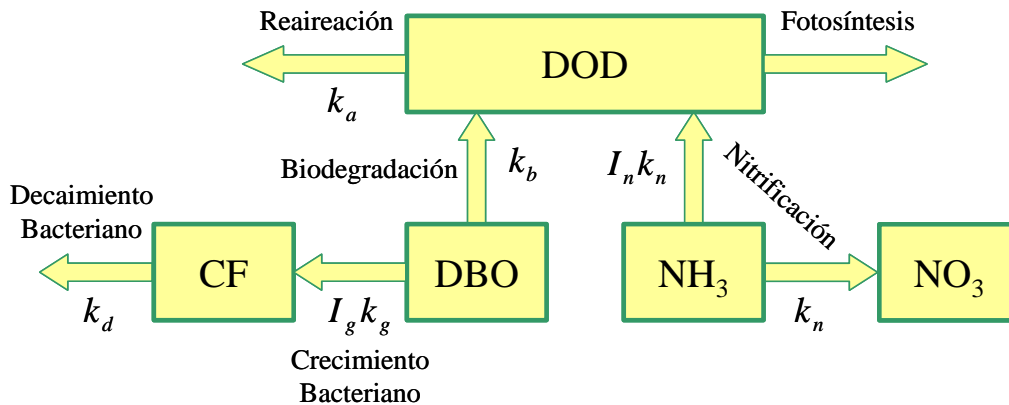


Figura 3.4.1. Cinéticas de reacciones modeladas para el Río de la Plata

Las ecuaciones del modelo son las siguientes:

$$\frac{d\text{DBO}}{dt} = -K_b \text{DBO} - I_g K_g \log(\text{CF})$$

$$\frac{d\text{CF}}{dt} = -K_d \text{CF} + K_g \text{CF}$$

$$\frac{d\text{NH}_4}{dt} = -K_n \text{NH}_4$$

$$\frac{d\text{NO}_3}{dt} = K_n \text{NH}_4$$

$$\frac{d\text{DOD}}{dt} = -K_a \text{DOD} + K_b \text{DBO} + I_n K_n \text{NH}_4$$

donde **CF** es la concentración de coliformes fecales, **NH₄** la concentración de nitrógeno de amonio, **NO₃** la concentración de nitrógeno de nitrato y **DOD** el déficit de oxígeno disuelto.

Los parámetros complementarios fueron considerados como conservativos, es decir, no se incluyó ningún tipo de decaimiento. Esto se justifica para varios de ellos y, en todo caso, constituye un tratamiento conservador, en el sentido de que reproduce una situación nunca mejor a la real.

3.4.2 Concentraciones de fondo

Las concentraciones de fondo son las existentes en ausencia de los vertidos desde las cuencas metropolitanas, es decir, las provenientes de contaminación originada en el río Paraná de las Palmas. Si bien ellas son bajas para la mayoría de los parámetros, fue necesario tener en cuenta las asociadas al Plomo (Pb) y al Cromo (Cr), ya que se detectaron valores relevantes. Específicamente, se asignaron valores de concentración de Pb y Cr a la descarga desde el río Paraná de las Palmas de modo de representar satisfactoriamente los valores medidos. Estos fueron los siguientes:

Concentración de Pb: 11 $\mu\text{g/l}$

Concentración de Cr: 4,5 $\mu\text{g/l}$

3.4.3 Temperatura

La temperatura actúa como un condicionante de la velocidad de reacción de los procesos. Se tomó la serie de valores medios mensuales sobre el período 1981-1997 registrado en el puerto de la ciudad de Buenos Aires (Figura 3.4.2).

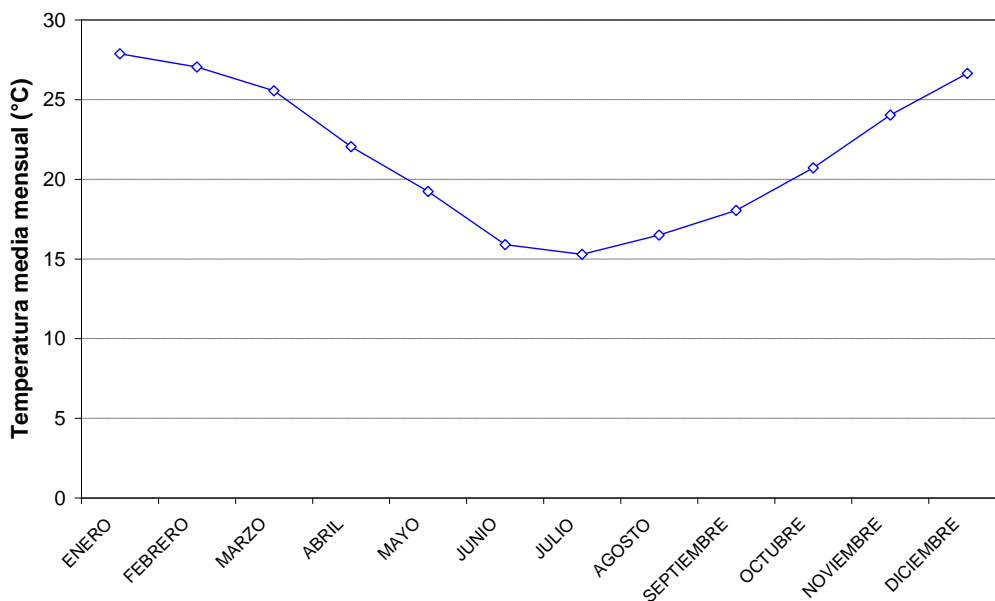


Figura 3.4.2. Variación estacional de la temperatura media mensual del Río de la Plata

3.4.4 Crecimiento bacteriano

Se evaluó la significación del crecimiento bacteriano a partir de la biodisponibilidad de la materia orgánica presente. En algunas publicaciones científicas se asume que el crecimiento de bacterias entéricas puede estar limitado por la falta de disponibilidad de una fuente de carbono adecuada. Aunque esta condición suele asumirse para poder utilizar entero

bacterias específicas como indicadores de contaminación fecal, existe evidencia de que puede existir crecimiento bacteriano en ambientes de agua dulce (Hendricks 1972). Bajo condiciones de trabajo específicas en laboratorio, Hendricks estimó las velocidades de crecimiento de bacterias entéricas patógenas y no patógenas a partir de muestras tomadas en río en puntos ubicados aguas arriba y abajo de la descarga de una planta de tratamiento de efluentes domésticos. La Tabla 3.4.1 indica la tasa de crecimiento para *Escherichia Coli* a diferentes temperaturas, determinadas a partir de los datos obtenidos para la muestra correspondiente al punto de muestreo ubicado aguas abajo de la descarga de la planta de tratamiento. En la Figura 3.4.3 se grafica la relación entre la temperatura, T , y la tasa de crecimiento, K_g , donde se incluye un curva de ajuste que responde a la ecuación $K_g = 0,0099 \exp (0,13T)$. Se observa que – aún suponiendo disponibilidad ilimitada de nutrientes –, a las temperaturas del Río de la Plata, cuyos valores medios mensuales apenas superan los 25 °C, la constante de crecimiento, K_g , es inferior al 10% de la de mortandad, de 2,3 d⁻¹, o sea, el crecimiento bacteriano constituiría un mecanismo secundario de efectos relativamente poco significativos.

Tabla 3.4.1. Velocidad específica de crecimiento para *Escherichia Coli*

Temperatura (°C)	K_g (d ⁻¹)	Tiempo de generación celular (h)
30	0,70	35
20	0,07	330
5	0,02	1000

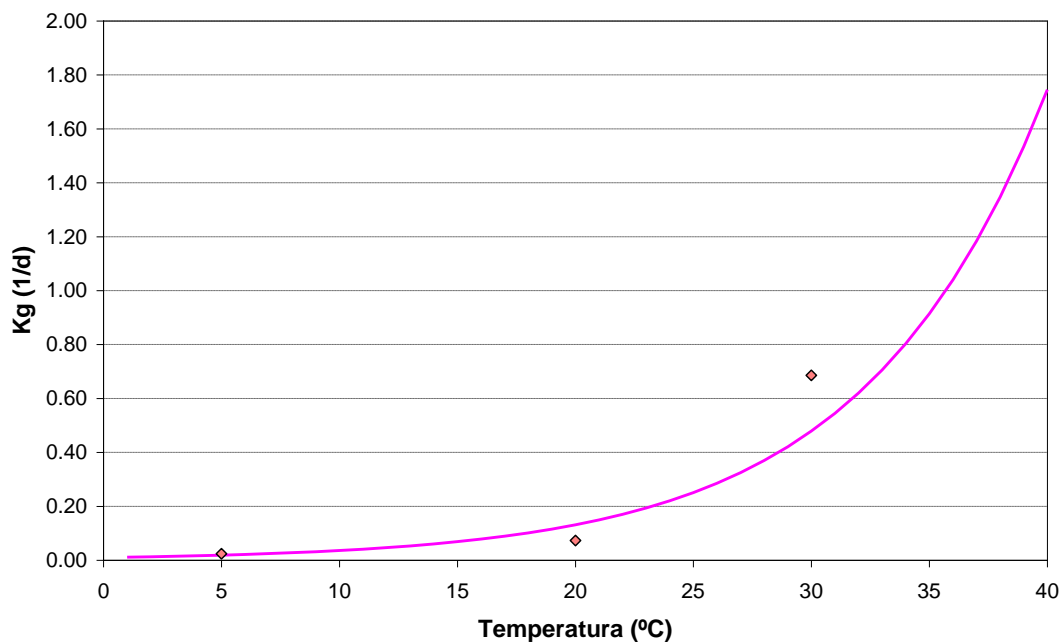


Figura 3.4.3. Relación entre tasa de crecimiento de bacterias y temperatura

Pero también es necesario evaluar la influencia que este mecanismo de crecimiento bacteriano tiene sobre la DBO. De experimentos efectuados en laboratorio (Bouteleux et al. 2005) se estimó que se necesitan 0,2 mg/l de CODB para producir un cambio de un orden de magnitud en la cantidad de colonias de bacterias. Tomando que la relación entre el CODB y el OD necesario para degradarlo vale 2, se obtiene $I_g = 0,1$ mg/l. Entonces, seleccionando un valor de 10^7 NMP/100ml como representativo de la concentración máxima de coliformes fecales a la salida del emisario, y tomando $K_g = 0,2$ d⁻¹ como cota superior, el término de decaimiento de la DBO asociado a este mecanismo da 0,14 mg/l/d. Por su parte, tomando $K_b = 0,25$ d⁻¹ y un valor de DBO de 100 mg/l, como representativo de lo que se tiene a la salida del emisario, el término de decaimiento de la DBO asociado al mecanismo de biodegradación vale 25 mg/l/d, es decir, 180 veces mayor. Esto muestra que el crecimiento bacteriano también constituye un mecanismo secundario de efectos relativamente poco significativos para el decaimiento de la DBO.

3.4.5 Fotosíntesis

El proceso de producción de oxígeno de la fotosíntesis es variable en el tiempo. Las variaciones anuales siguen los cambios de intensidad de luz y de temperatura. Además, existe una marcada variación diurna, que tiene su máximo al mediodía y sigue la tendencia sinusoidal de la intensidad de la luz diaria.

En la modelación del proceso de fotosíntesis intervienen dos parámetros a especificar, a saber:

- o Disco de Secchi, SD .
- o Producción máxima de oxígeno al mediodía, P_{max} .

El modelo también utiliza la profundidad de agua, que toma del modelo hidrodinámico. Las modulaciones anuales y diurna de la irradiación solar se calculan automáticamente a partir de la latitud local, que la toma también automáticamente del modelo.

En el caso del Río de la Plata, la alta concentración de materia en suspensión reduce significativamente la penetración de la luz y, por lo tanto, la actividad fotosintética del fitoplancton. Las mediciones de SD son a menudo sólo del orden de 0,20-0,50 m (Wells et al. 1997). Basigaluz (1981) observó, frente a la costa de Montevideo, un SD de 0,30 m. Se fijó un valor de 0,35 m.

Se utilizó como parámetro de calibración a P_{max} , cuyo rango sugerido es 2 – 40 gO₂/m²/d.

3.5 Calibración

Se tomó una ventana de tiempo del modelo hidrodinámico que se extiende entre el 11 y el 31 de marzo de 2004, en el que el caudal del río Paraná de las Palmas se encontraba en un valor cercano al medio (3.900 m³/s). Este intervalo de tiempo se consideró como representativo del rango de situaciones dinámicas factibles de desarrollarse en el Río de la Plata. En consecuencia, fue utilizado como forzante hidrodinámico para los escenarios de calibración del modelo de calidad, aunque las mediciones de los parámetros de calidad correspondan a otra etapa histórica.

El escenario de calibración es el asociado a las mediciones de calidad de aguas efectuadas en el marco de dos campañas de la Franja Costera Sur de la década del 90 (1992-93 y 1994-

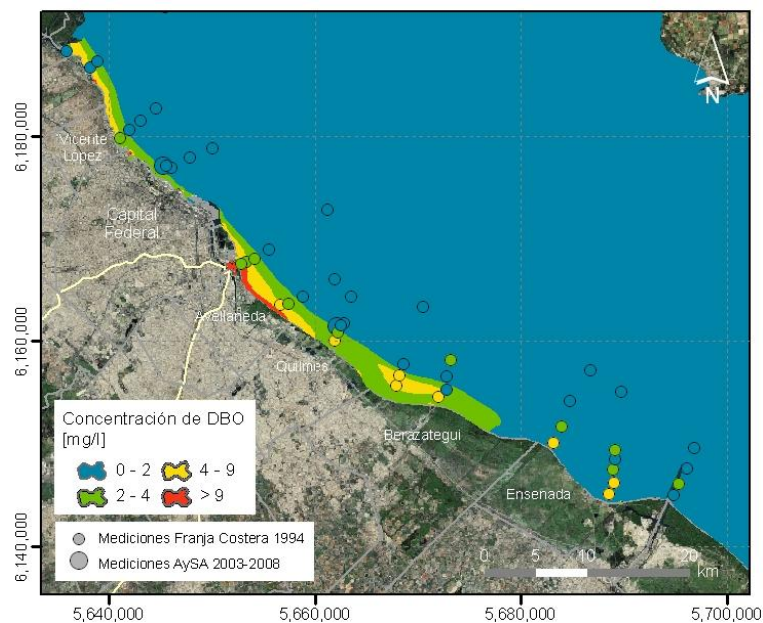
95). De ella surgieron valores en transectas normales a la costa, tomados en distintos estados dinámicos del sistema. También se incluyeron valores medios en las tomas de agua de AySA (Plantas San Martín, en Palermo, y Belgrano, en Bernal) correspondientes al período 2003 a 2008.

La descarga media hacia el Río de la Plata de DBO correspondiente al río Matanza-Riachuelo se fijó en el valor que surge de la modelación de esa cuenca (Menéndez et al. 2011), en lugar de lo que había sido inferido a partir de las mediciones, ya que estas constituyen sobrestimaciones por estar obtenidas en bajante. Esto significa una reducción de carga de prácticamente el 50%. En igual cantidad se redujeron los aportes desde el Matanza-Riachuelo correspondientes a los otros parámetros. En base al mismo argumento, se disminuyeron al 50% los aportes de los arroyos Sarandí y Santo Domingo.

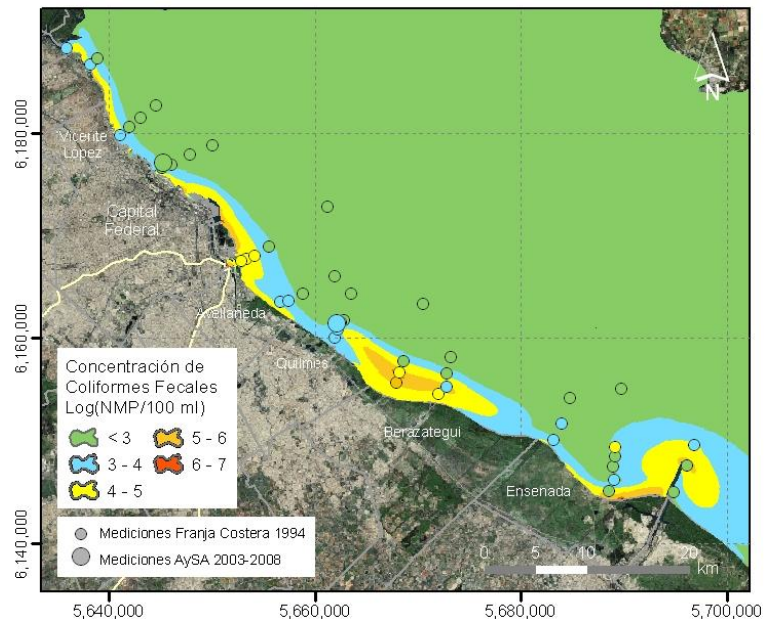
Se efectuaron ajustes en las constantes de reacción de modo de alcanzar el mejor acuerdo posible entre resultados del modelo y mediciones, arribándose a los siguientes valores:

- La constante de biodegradación se fijó en $K_b = 0,25 \text{ d}^{-1}$.
- El tiempo de decaimiento bacteriano se estableció en $T_{90} = 1 \text{ día}$, es decir, $K_d = 2,3 \text{ d}^{-1}$.
- El efecto del crecimiento bacteriano resultó despreciable.
- La constante de nitrificación se fijó en $K_n = 0,1 \text{ d}^{-1}$.
- La fotosíntesis resultó despreciable.

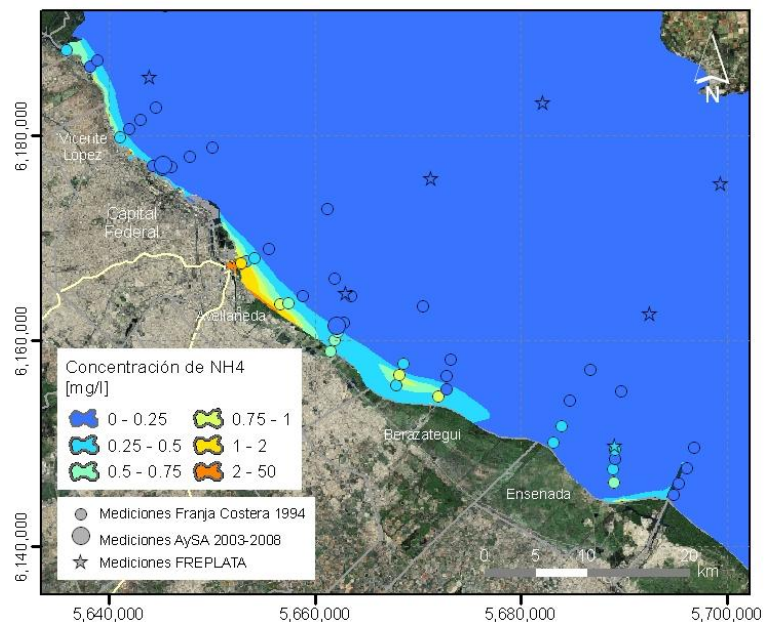
La Figura 3.5.1 muestra las distribuciones medias temporales de DBO, coliformes fecales, amonio, nitrato, OD, sustancias fenólicas, Cromo y Plomo a lo largo de la Franja Costera Sur obtenidas con el modelo, y se las compara con los valores medios de la segunda campaña de mediciones de la Franja Costera (1993-94). Se observa un acuerdo general satisfactorio.



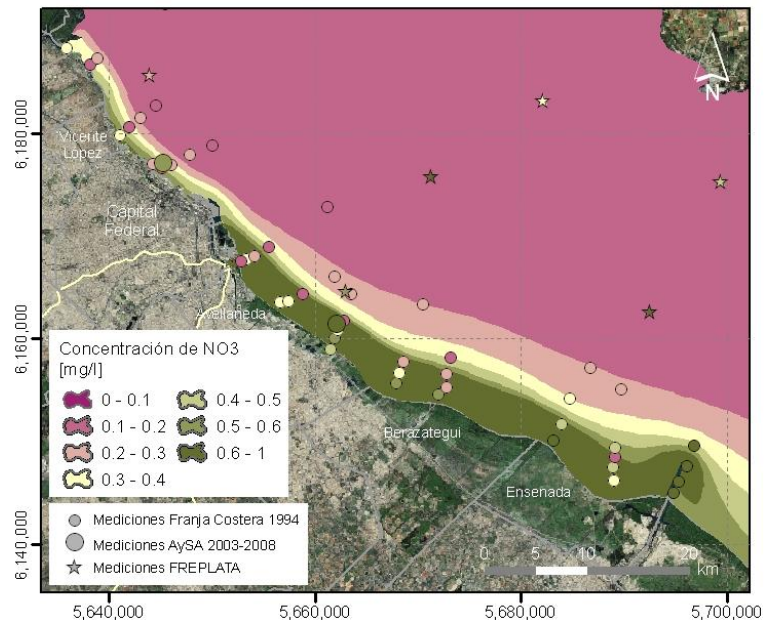
a) DBO



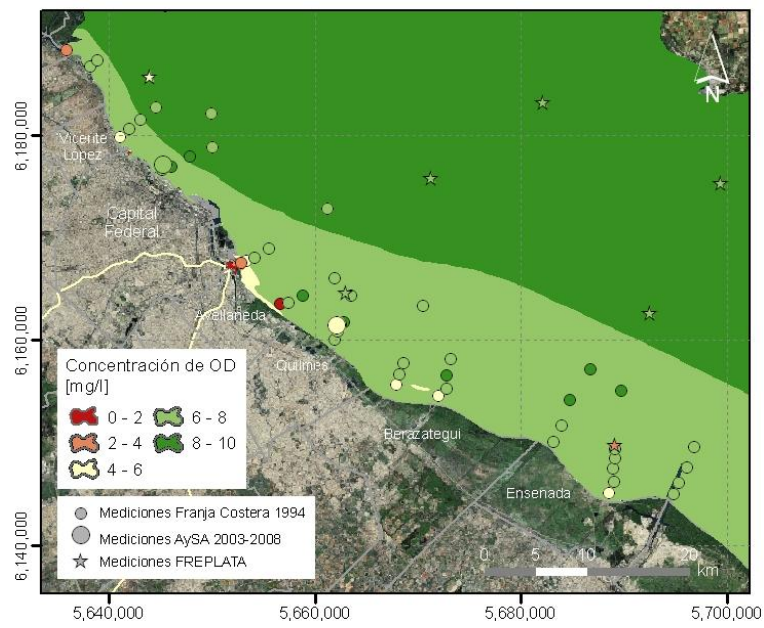
b) Coliformes fecales



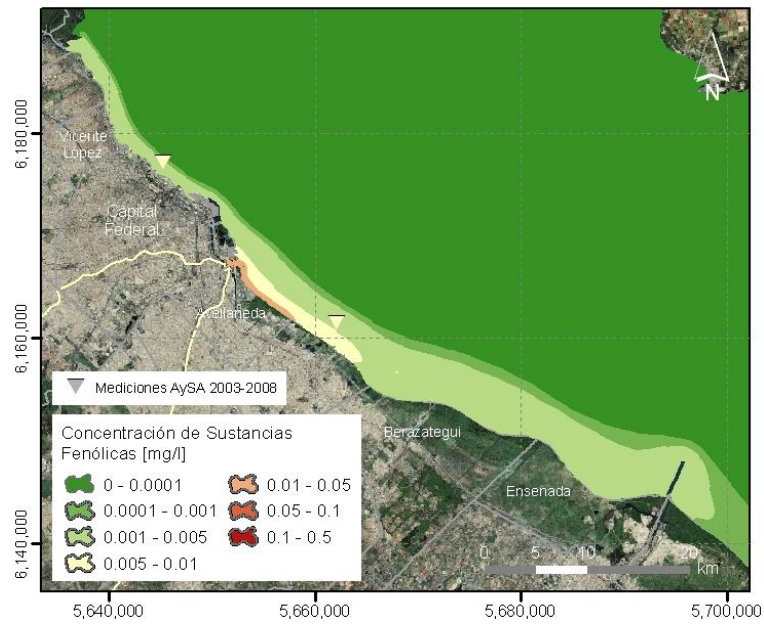
c) Amonio



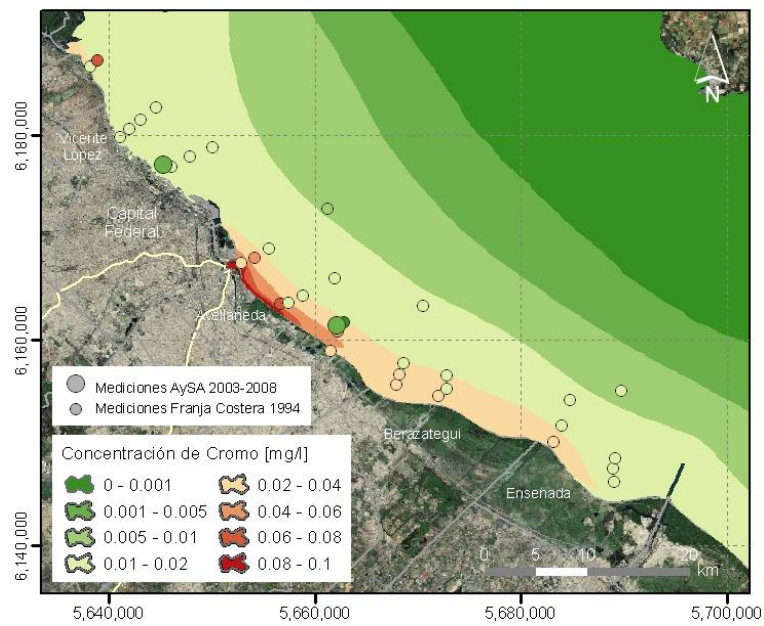
d) Nitrato



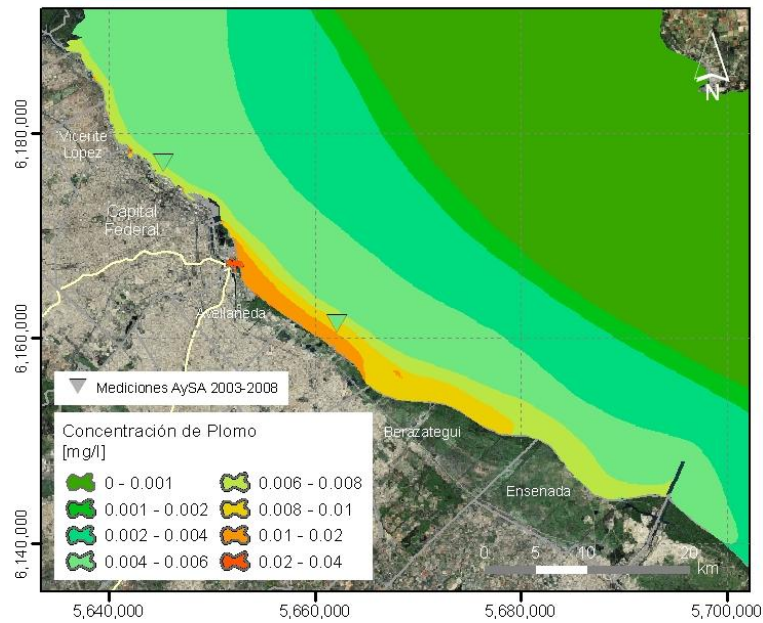
e) OD



f) Sustancias fenólicas



g) Cromo



h) Plomo

Figura 3.5.1. Comparación de parámetros sobre la Franja Costera del Río de la Plata

Una forma de comparación de mayor detalle consiste en representar las distribuciones de los parámetros a lo largo de las estaciones de medición de la Franja Costera Sur, que se ordenan en hileras ubicadas a una distancia de la costa del orden de los 500, 1500, 3000, 5000 y 10.000 m, tal como se indica en la Figura 3.5.2. Los resultados se presentan en las Figuras 3.5.3 a 3.5.7, donde también se indican los rangos de incertidumbre. Nótese que el modelo representa correctamente las tendencias y, en general, la comparación es consistente si se tienen en cuenta los rangos de incertidumbre, es decir, las estadísticas que surgen del modelo son compatibles con las mediciones, en el sentido de que estas tienden a caer dentro del intervalo de mayor probabilidad de ocurrencia.

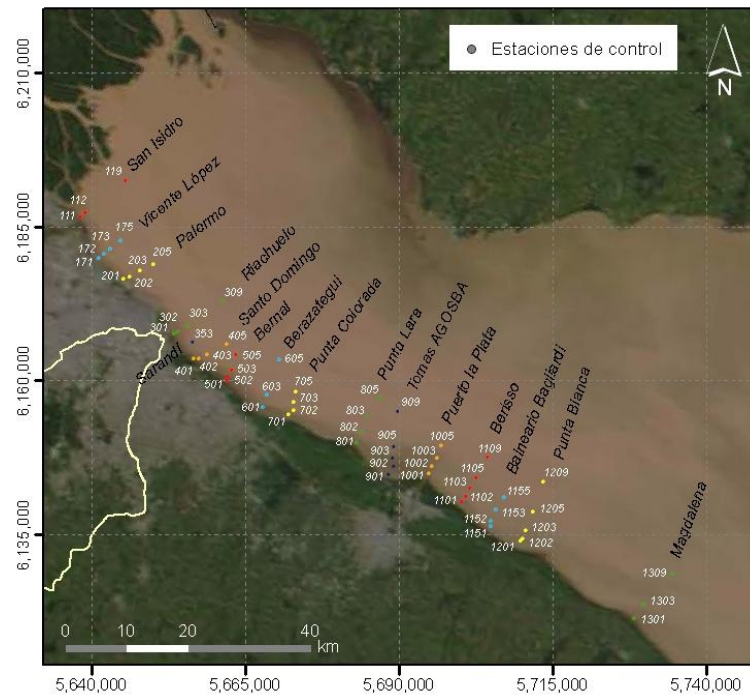
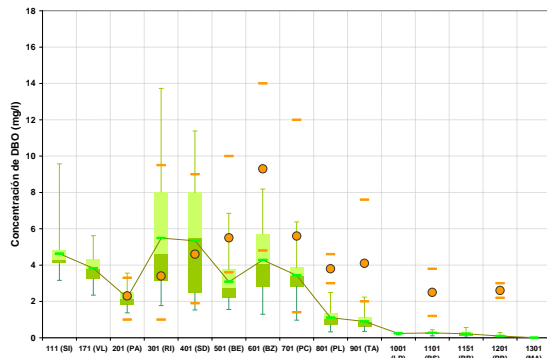
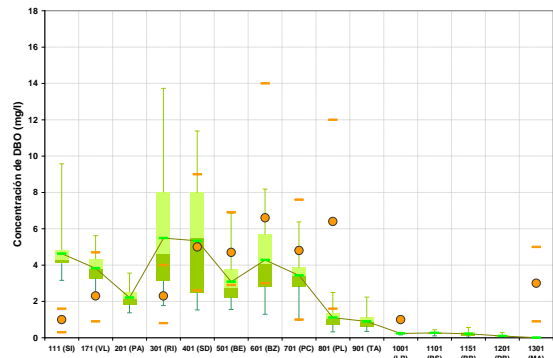


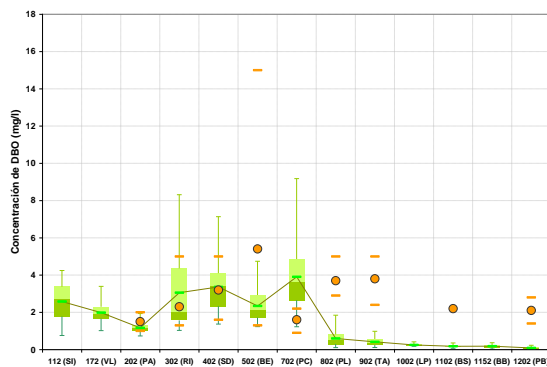
Figura 3.5.2. Ubicación de estaciones de medición sobre la Franja Costera Sur del Río de la Plata



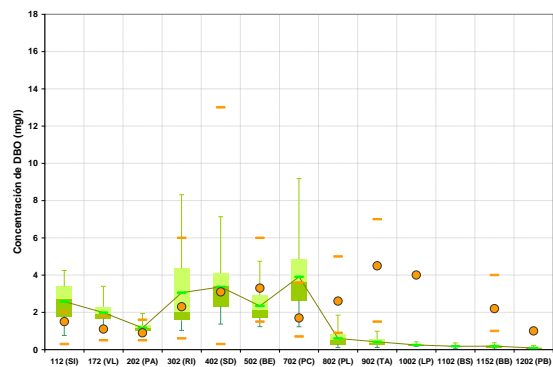
a) 500 m - Campaña 1992



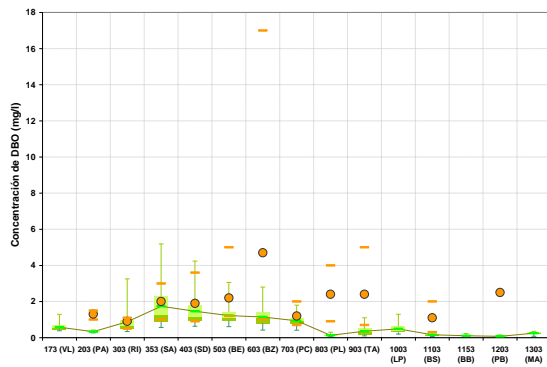
b) 500 m - Campaña 1994



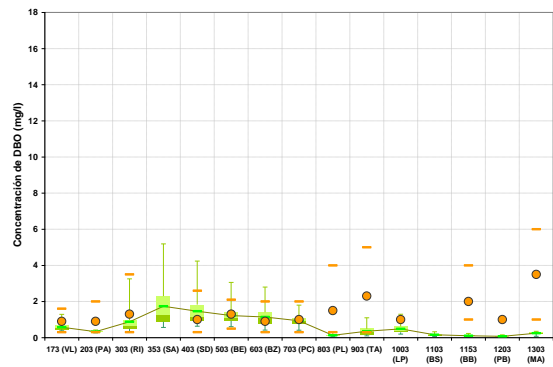
c) 1500 m - Campaña 1992



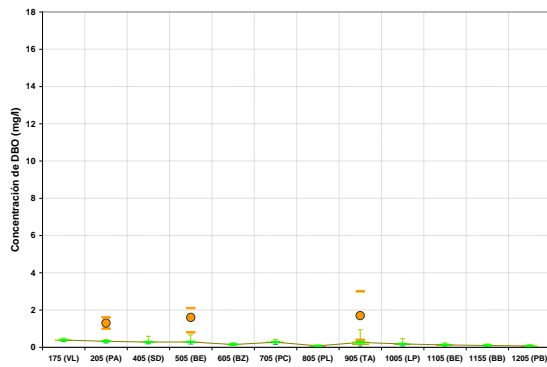
d) 1500 m - Campaña 1994



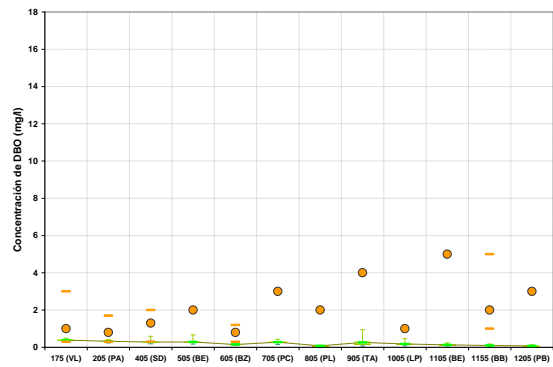
e) 3000 m - Campaña 1992



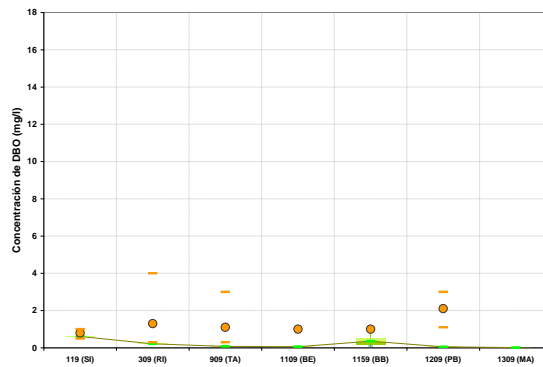
f) 3000 m - Campaña 1994



g) 5000 m - Campaña 1992

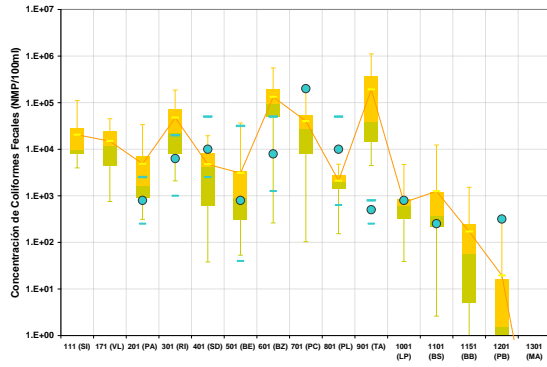


h) 5000 m - Campaña 1994

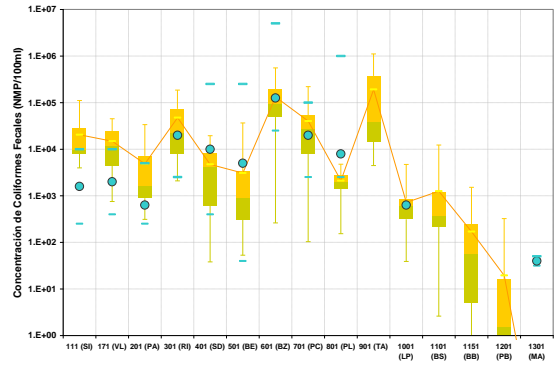


i) 10.000 m - Campaña 1994

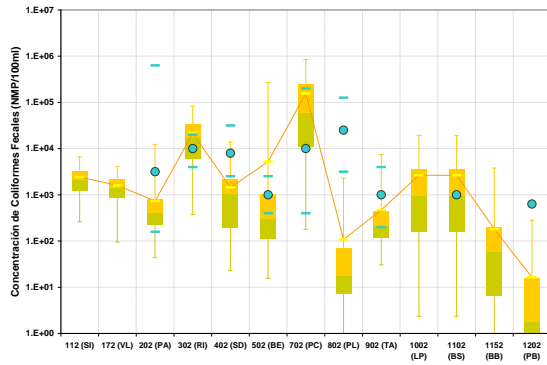
Figura 3.5.3. Distribución de *DBO* a lo largo de las estaciones de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. En naranja se representan los valores medidos (mínimo, medio y máximo) y en verde los simulados (mediana, cuarteles y valores extremos)



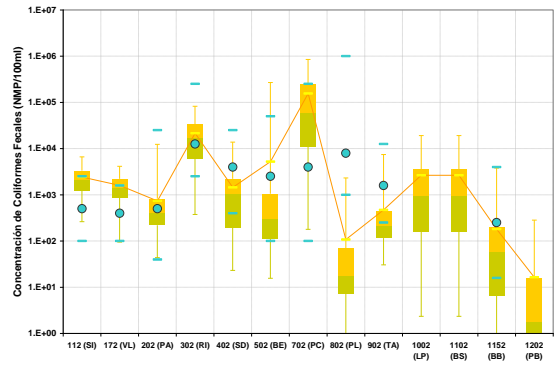
a) 500 m - Campaña 1992



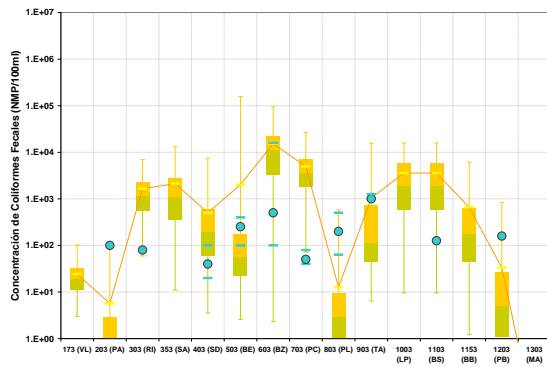
b) 500 m - Campaña 1994



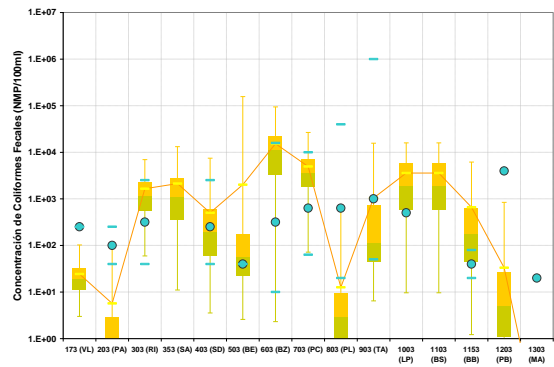
c) 1500 m - Campaña 1992



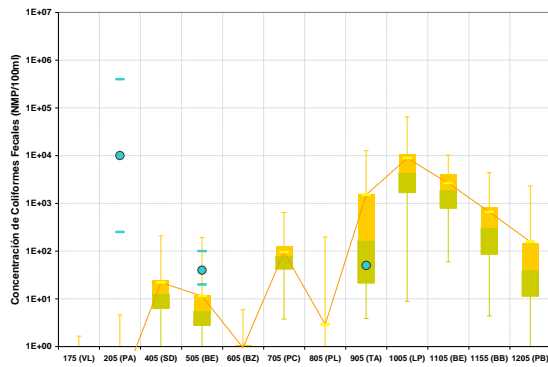
d) 1500 m - Campaña 1994



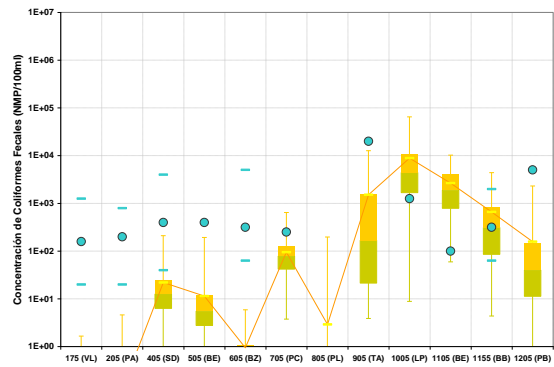
e) 3000 m - Campaña 1992



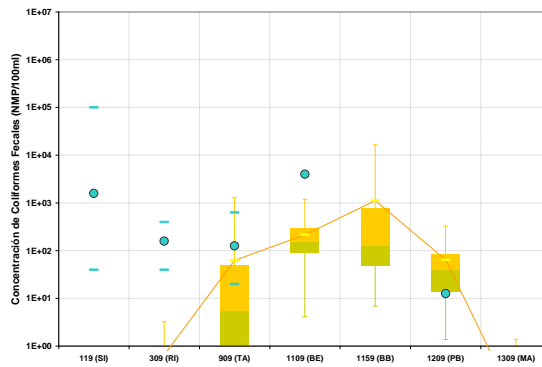
f) 3000 m - Campaña 1994



g) 5000 m - Campaña 1992

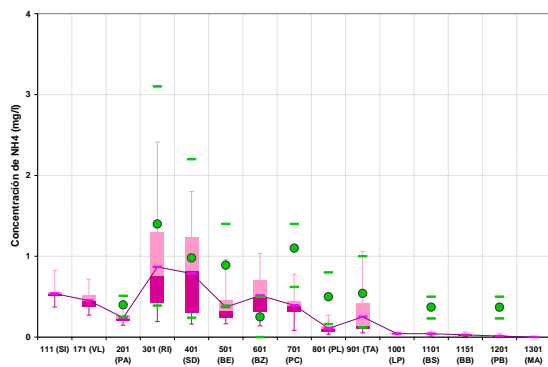


h) 5000 m - Campaña 1994

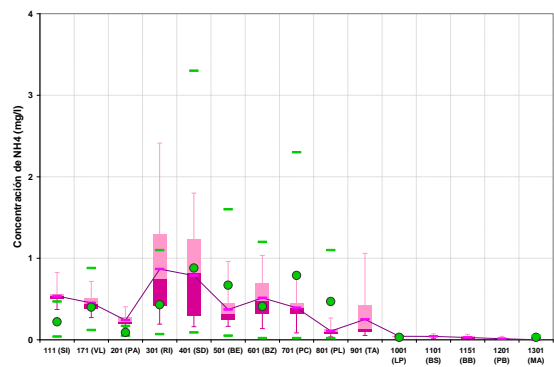


i) 10.000 m - Campaña 1994

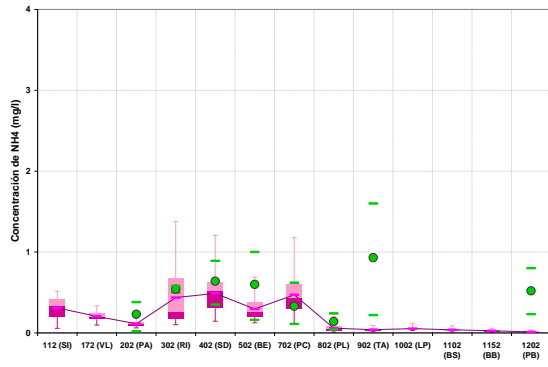
Figura 3.5.4. Distribución de coliformes fecales a lo largo de las estaciones de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. En celeste se representan los valores medidos (mínimo, medio y máximo) y en naranja/verde los simulados (mediana, cuarteles y valores extremos)



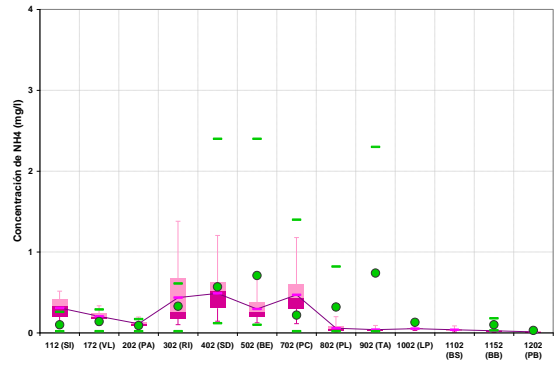
a) 500 m - Campaña 1992



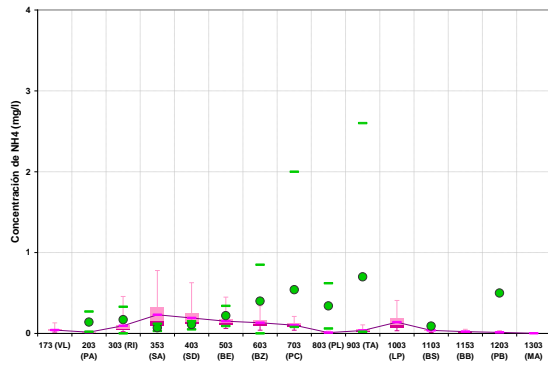
b) 500 m - Campaña 1994



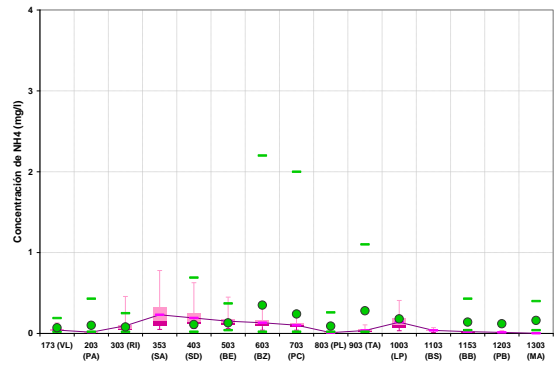
c) 1500 m - Campaña 1992



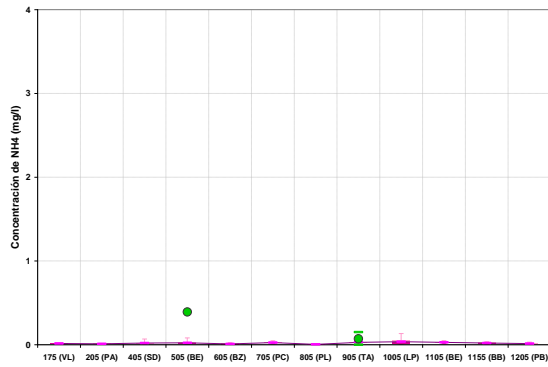
d) 1500 m - Campaña 1994



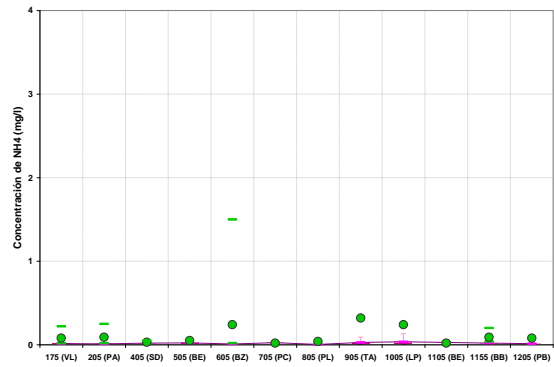
e) 3000 m - Campaña 1992



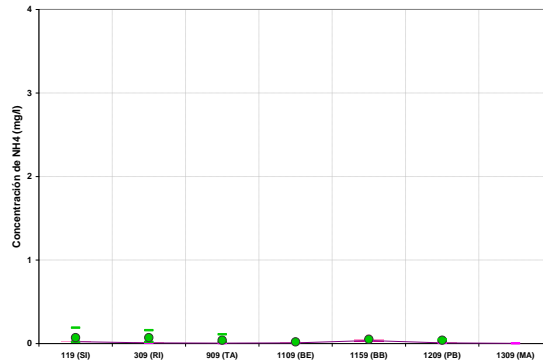
f) 3000 m - Campaña 1994



g) 5000 m - Campaña 1992

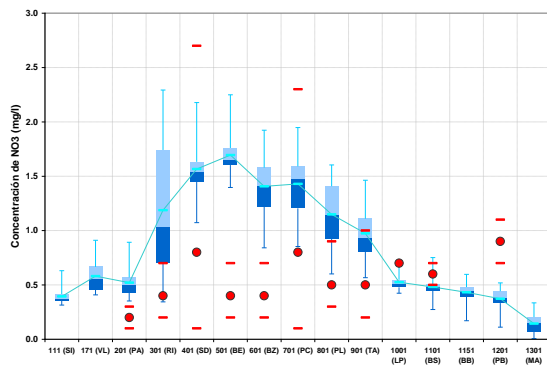


h) 5000 m - Campaña 1994

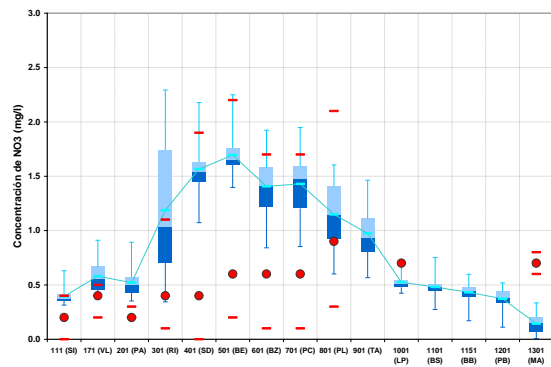


i) 10.000 m - Campaña 1994

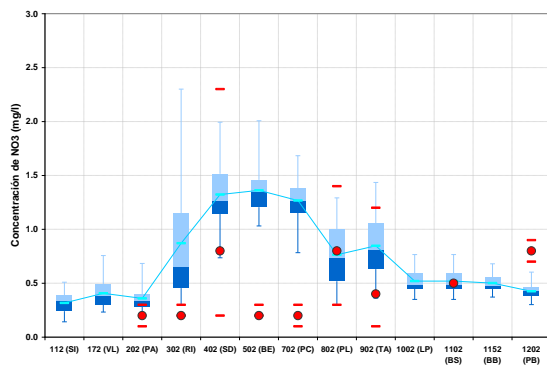
Figura 3.5.5. Distribución de amonio a lo largo de las estaciones de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. En verde se representan los valores medidos (mínimo, medio y máximo) y en morado los simulados (mediana, cuarteles y valores extremos)



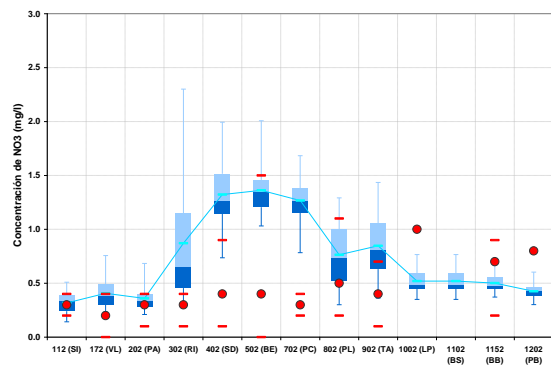
a) 500 m - Campaña 1992



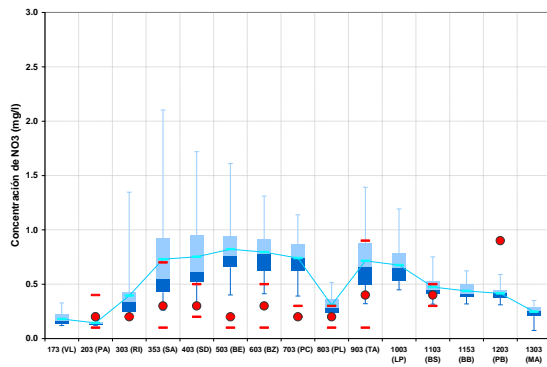
b) 500 m - Campaña 1994



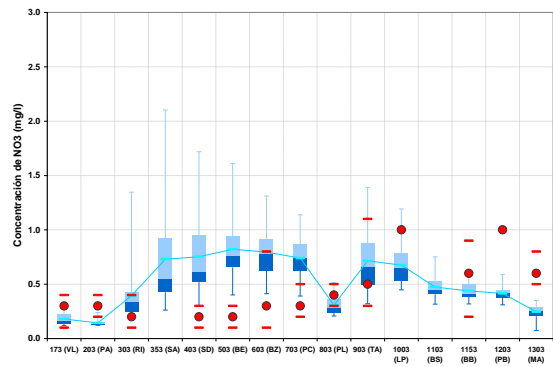
c) 1500 m - Campaña 1992



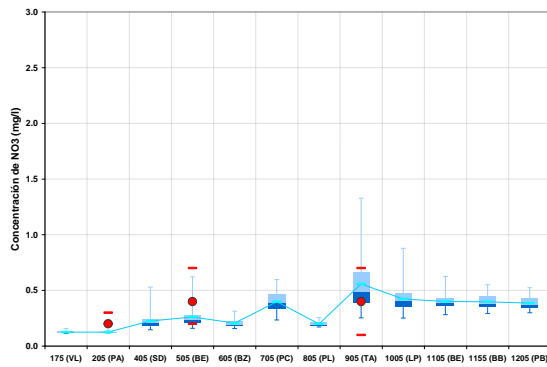
d) 1500 m - Campaña 1994



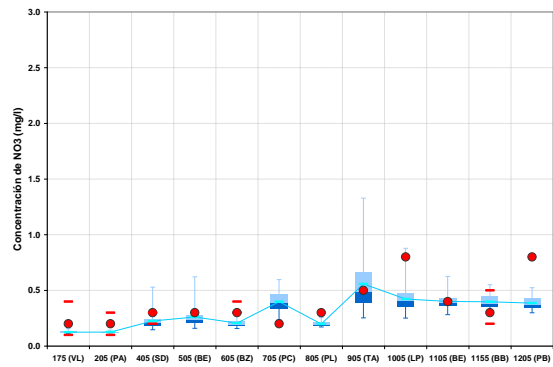
e) 3000 m - Campaña 1992



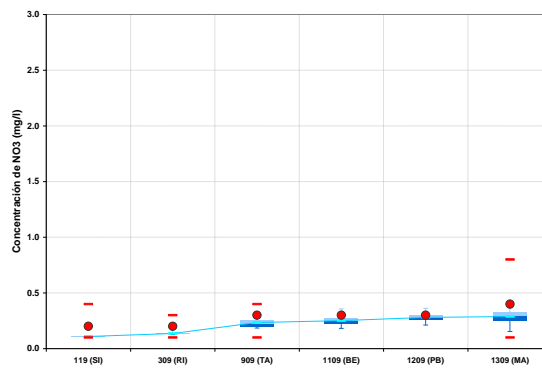
f) 3000 m - Campaña 1994



g) 5000 m - Campaña 1992

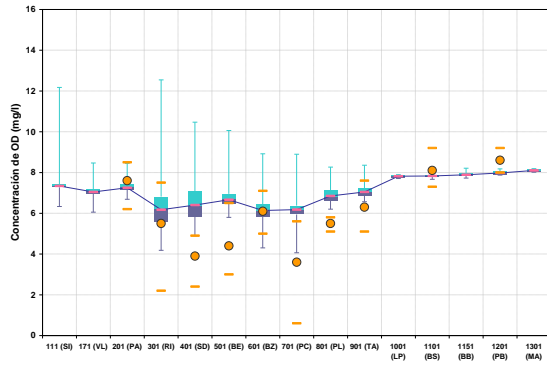


h) 5000 m - Campaña 1994

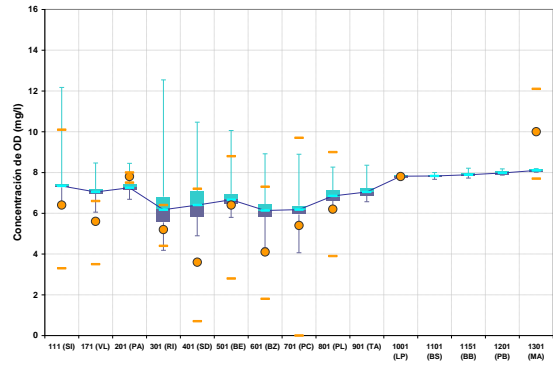


i) 10.000 m - Campaña 1994

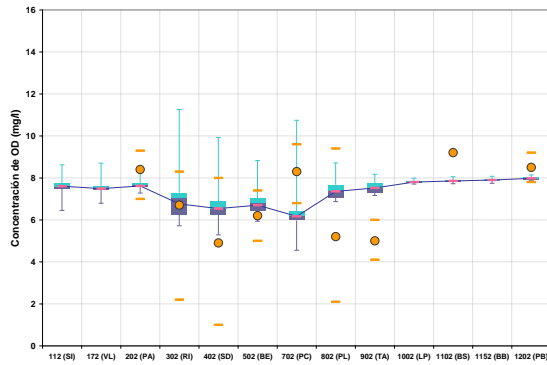
Figura 3.5.6. Distribución de nitrato a lo largo de las estaciones de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. En rojo se representan los valores medidos (mínimo, medio y máximo) y en celeste/azul los simulados (mediana, cuarteles y valores extremos)



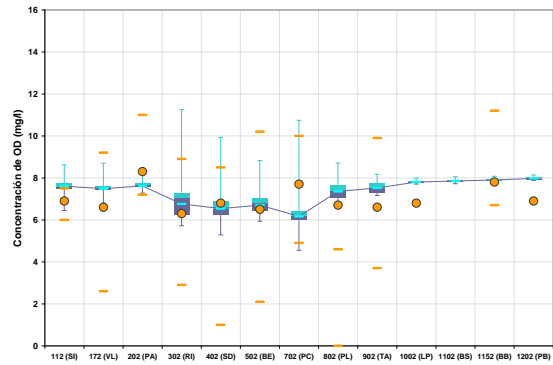
a) 500 m - Campaña 1992



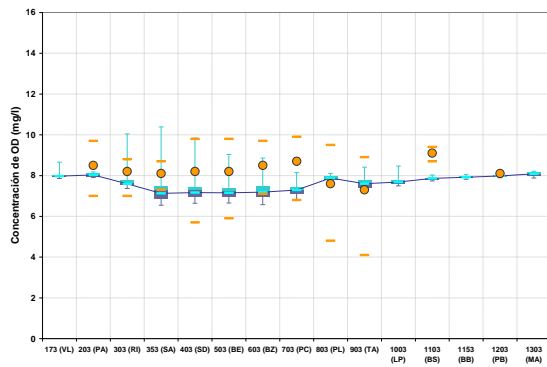
b) 500 m - Campaña 1994



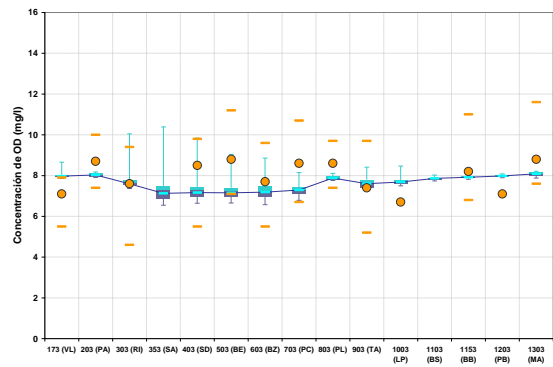
c) 1500 m - Campaña 1992



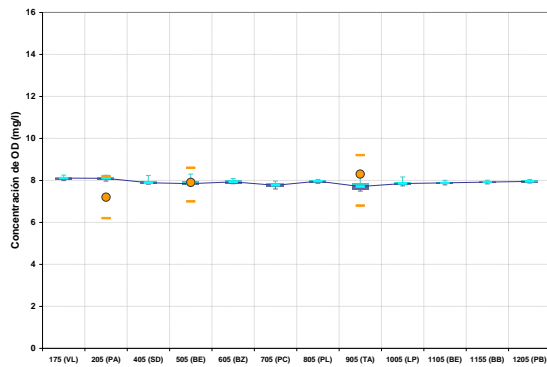
d) 1500 m - Campaña 1994



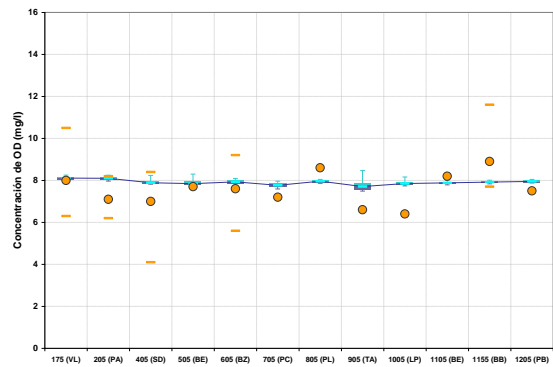
e) 3000 m - Campaña 1992



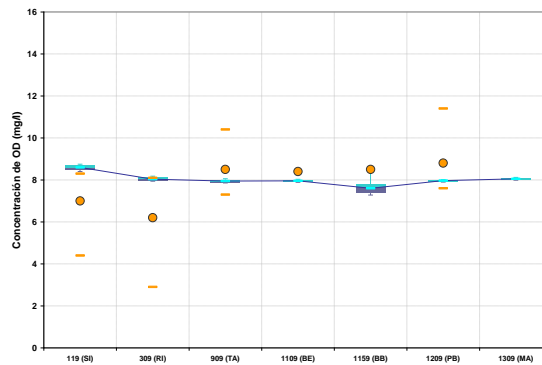
f) 3000 m - Campaña 1994



g) 5000 m - Campaña 1992



h) 5000 m - Campaña 1994



i) 10.000 m - Campaña 1994

Figura 3.5.7. Distribución de OD a lo largo de las estaciones de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. En naranja se representan los valores medidos (mínimo, medio y máximo) y en celeste/azul los simulados (mediana, cuartiles y valores extremos)

En la Tabla 3.5.1 se muestran valores medios correspondientes a las dos tomas de agua de AySA, que surgen de valores medios mensuales entre marzo de 2006 y noviembre de 2007, junto con los obtenidos del modelo de calidad del Río de la Plata en esas ubicaciones. Se observa un acuerdo satisfactorio para DBO, OD, amonio y Pb, y compatibilidad con fenoles. Más abajo se muestra cómo obtener concentraciones de E.Coli a partir de la de coliformes fecales, que es lo que calcula el modelo; el acuerdo también se considera satisfactorio para este parámetro. El modelo da valores de nitrato algo inferiores a los medidos; ya se ha explicado que prácticamente no se dispuso de mediciones de nitrato en los aportes al Río de la Plata, de modo que se consideraron nulos para la mayoría de ellos, lo que podría explicar esta discrepancia, que de todos modos no resulta relevante al determinar zonas de uso limitado (ver más abajo). En el caso del Cromo, el modelo indica valores algo superiores a los medidos.

Tabla 3.5.1. Concentraciones en las tomas de agua de AySA

Parámetro	Unidades	Planta San Martín		Planta Belgrano	
		Medición	Modelo	Medición	Modelo
DBO	mg/l	< 2	1,6	< 2	1,9
OD	mg/l	7,6	7,6	6,1	7,0
E. Coli	NMP/100ml	860	920*	2500	1100*
Amonio	mg N/l	0,12	0,17	0,21	0,31
Nitrato	mg N/l	0,6	0,2	0,8	0,3
Fenoles	µg/l	< 10	0,8	< 10	1,6
Cromo Total	µg/l	5,6	14	7,3	20
Plomo	µg/l	< 5	5,3	< 5	6,4

* Obtenido a partir de coliformes fecales

Para analizar la correlación entre concentraciones de E.Coli y coliformes fecales, se utilizaron datos de mediciones simultáneas de ambos parámetros en los aportes al Río de la Plata, provistos por AySA. Específicamente, se contó con valores tomados en agosto de 2006 y en agosto a octubre de 2007. Los resultados se presentan en la Figura 3.5.8. La recta de correlación allí mostrada responde a la ecuación $[E.Coli] = 0,6217 [Col. Fec.]^{1,0132}$, donde los corchetes significan concentración; nótese que, básicamente, la concentración de E.Coli es alrededor del 62% de la de coliformes fecales.

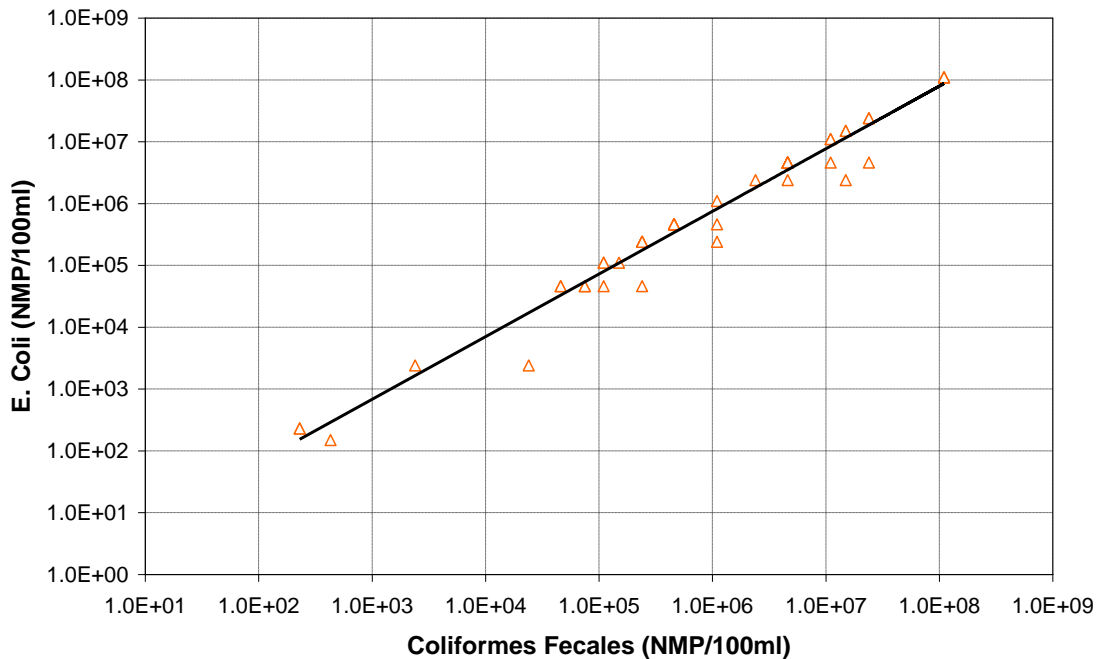


Figura 3.5.8. Correlación entre concentraciones de E.Coli y coliformes fecales

3.6 Modelo lagrangiano

La modelación de calidad de agua del Río de la Plata fue efectuada en base a una descripción euleriana, es decir, partiendo de una representación de las concentraciones como campo continuo (variable dependiente de las coordenadas espaciales y del tiempo), luego discretizado sobre la grilla de cálculo. Es sabido que la resolución numérica del problema de transporte así planteado introduce una difusión numérica cuyos efectos son comparables o mayores a los de la difusión física.

Como alternativa a este planteo existe la descripción lagrangiana, en que las concentraciones están asociadas a las partículas fluidas emitidas continuamente por las fuentes de contaminación, que luego se discretizan como pulsos. Esto permite mantener bajo control el error de discretización, a costa de un mayor esfuerzo de cálculo (que se traduce en tiempo de procesamiento).

Para analizar las implicancias de la difusión numérica con el método euleriano, que es el utilizado en este estudio, se efectuó la simulación numérica con ambos métodos para un problema particular: la emisión de coliformes fecales desde el Emisario Riachuelo, operando con un caudal medio de $19 \text{ m}^3/\text{s}$. Se modeló el período que se extiende entre el 21 de febrero y el 21 de marzo de 1997. La emisión, que se representa en el modelo euleriano como 20 fuentes de descarga distribuidas a lo largo de la extensión del difusor, se implementó en el modelo lagrangiano como 20 fuentes de partículas en las mismas ubicaciones, generadas cada 30 segundos en cada fuente. La concentración de coliformes fecales del efluente se estableció en $1,4 \cdot 10^7 \text{ NMP}/100\text{ml}$.

La Figura 3.6.1 muestra la pluma de coliformes fecales representativa de la concentración que se supera el 5% del tiempo sobre el período de simulación. Se observa que, como era de esperarse, con el método lagrangiano resulta una pluma más angosta y extendida, ya que la difusión transversal no tiene una componente numérica significativa, como en el caso euleriano. Si se toma como límite de la pluma una caída de tres órdenes de magnitud en la concentración de coliformes fecales, con respecto a los valores que se dan en el entorno de la descarga, el ancho de acuerdo al modelo lagrangiano es alrededor del 80% del correspondiente al euleriano, mientras que la longitud del primero es aproximadamente un 40% mayor que la del segundo. Si bien estas variaciones entre uno y otro método son significativas, no cambian las conclusiones que se derivan de ellos en el presente estadio de los estudios, en el que se trata de desentrañar las consecuencias generales de la estrategia de manejo planteadas. En consecuencia, dada su mayor eficiencia computacional, el modelo euleriano se considera suficiente como herramienta de análisis. En estadios superiores, quizás sea relevante recurrir al modelo lagrangiano en busca de mayor precisión.

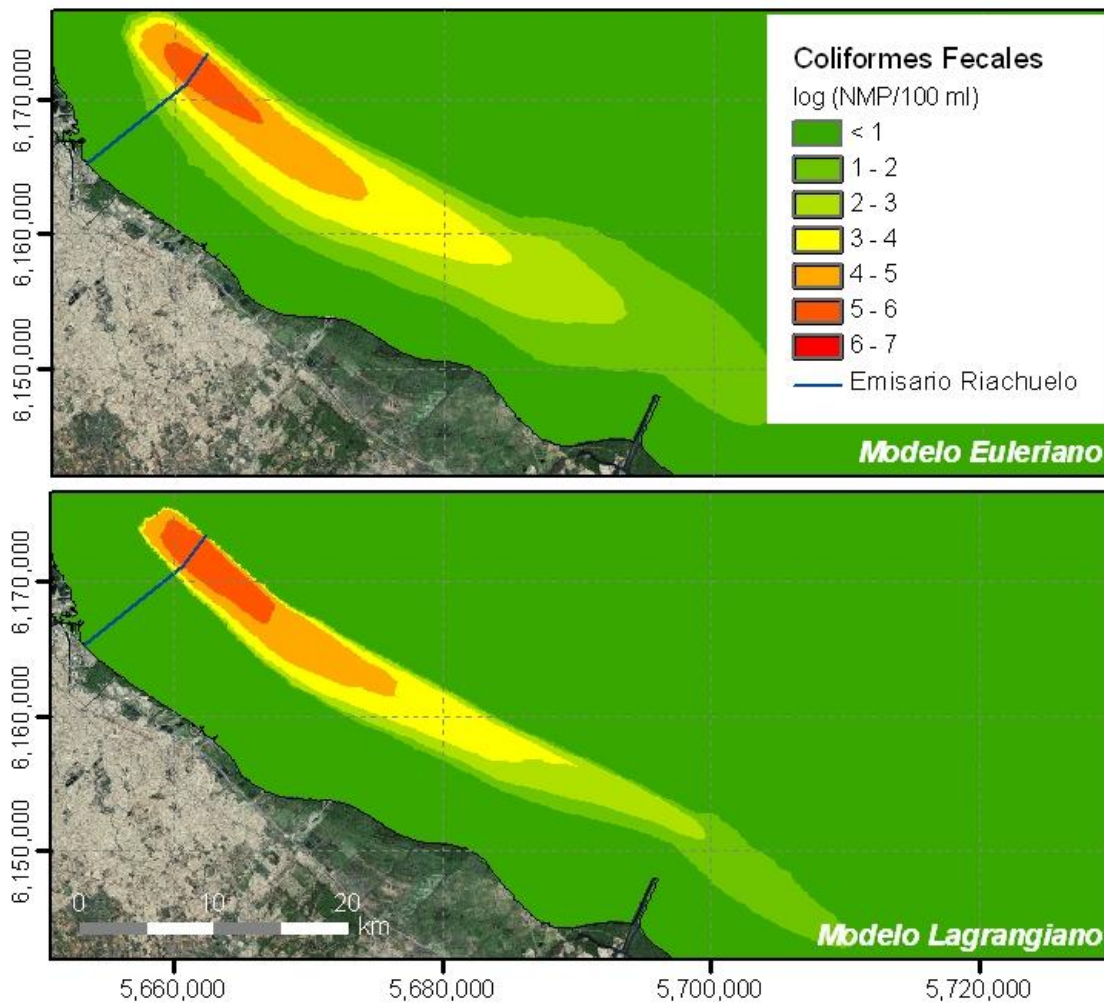


Figura 3.6.1. Pluma de coliformes fecales debido a la emisión desde el Emisario Riachuelo. Se representan las concentraciones que se superan el 5% del tiempo

3.7 Validación y ajuste

Se dispuso de nuevos datos a partir de mediciones efectuadas por el SHN (Servicio de Hidrografía Naval) y el ILPLA para la ACuMaR durante junio/julio de 2008, lo cual permitió efectuar una verificación del modelo.

A la par de la verificación, la nueva base de datos también indicó cambios de tendencia en algunos de los aportes. Efectivamente, las mediciones mostraron que las concentraciones de fondo de Cromo (fruto del aporte por el río Paraná de las Palmas) eran significativamente menores, lo que estaría indicando disminuciones de los aportes industriales en algún lugar de la cuenca del río Paraná respecto de la década del 90.

En relación a las concentraciones de nitrato, si bien ellas resultaron similares a las observadas en las campañas de los 90, en la calibración del modelo se habían privilegiado los datos de AySA en las tomas de agua, que indicaban concentraciones mayores. De la revisión de estos últimos valores, se llegó a la conclusión de que en realidad correspondían

a nitrato y no a nitrógeno de nitrato, como habían sido interpretadas, con lo cual se logró consistencia entre todos los datos.

Adicionalmente, se comprobó que las concentraciones de Plomo eran menores que las modeladas. En particular, las concentraciones de fondo fueron significativamente inferiores.

En esta campaña, además, se relevaron datos de concentración de Fósforo.

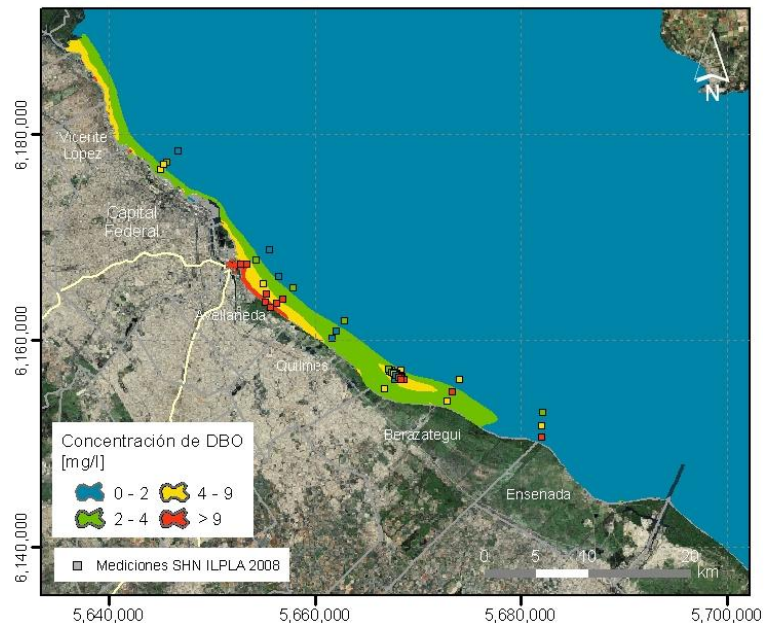
En base a estas observaciones, se efectuaron los siguientes ajustes al modelo

- Se disminuyó significativamente la constante de nitrificación (de 0,175 a 0,04 d^{-1}), con lo cual se logró disminuir las concentraciones de nitrato; el incremento resultante en las concentraciones de amonio produjo un mejor acuerdo entre modelo y mediciones.
- Se disminuyeron las concentraciones de Cromo (en 5 veces) y Plomo (en 10 veces) asociadas al Paraná de las Palmas (a 1,1 y 0,9 $\mu g/l$, respectivamente).
- Se disminuyó el caudal (y, consiguientemente, la carga) del río Luján, manteniéndolo dentro del rango de incertidumbre.

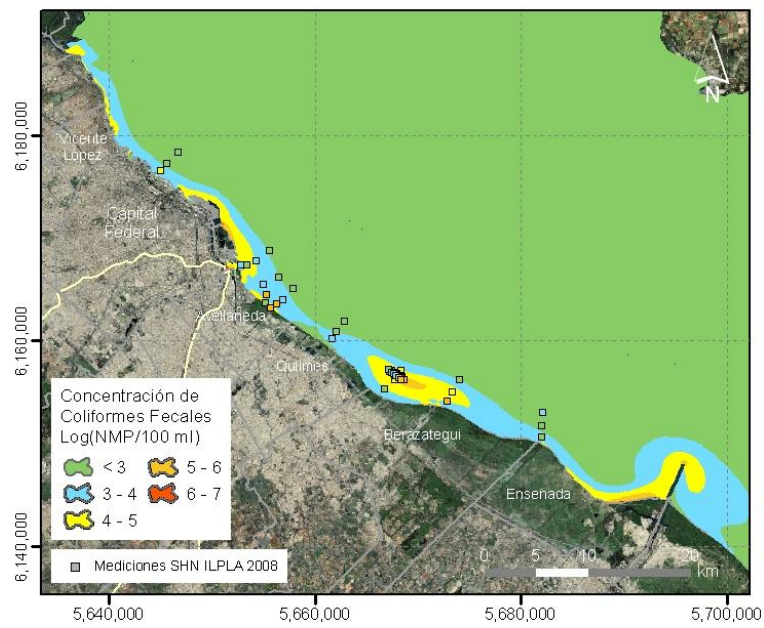
La corrida de verificación, con los ajustes mencionados, se llevó a cabo sobre una ventana de tiempo de 2 meses, correspondientes a marzo y abril de 2004.

La Figura 3.7.1 muestra la comparación entre las distribuciones medias de concentración de acuerdo al modelo y los valores medios de las nuevas mediciones. Surgen los siguientes comentarios:

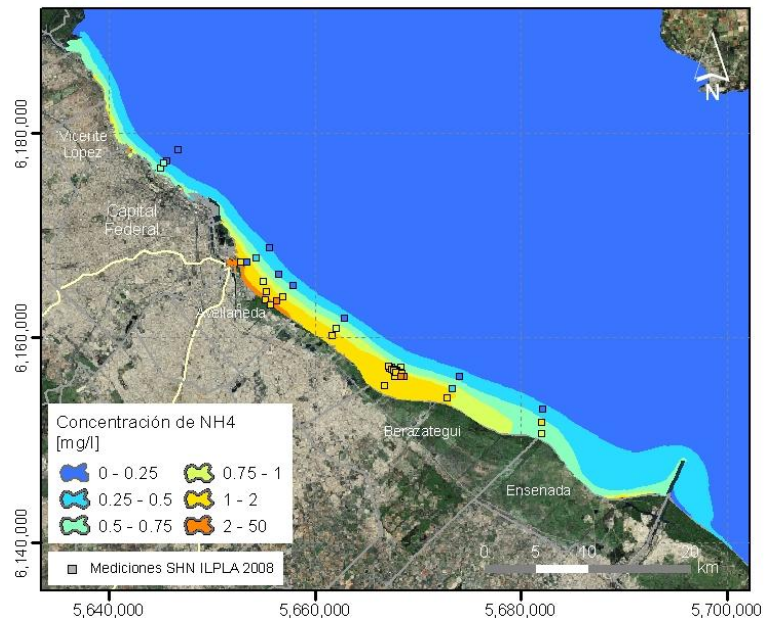
- Para la DBO (Figura 3.7.1a), la E.Coli (Figura 3.7.1b) y el OD (Figura 3.7.1e) se considera que existe una consistencia general satisfactoria.
- Para el amonio (Figura 3.7.1c) y el nitrato (Figura 3.7.1d) también se alcanza, con el ajuste en la constante de nitrificación, una consistencia general satisfactoria.
- Para los fenoles (Figura 3.7.1f) se mantiene la consistencia, teniendo en cuenta que sólo se conoce que la concentración es menor a un valor umbral en las tomas de agua.
- Para el Cromo (Figura 3.7.1g) y el Plomo (Figura 3.7.1h) se alcanza la consistencia general, en base a los ajustes efectuados.
- Para el Fósforo Total (Figura 3.7.1i) se observa una consistencia general razonable.



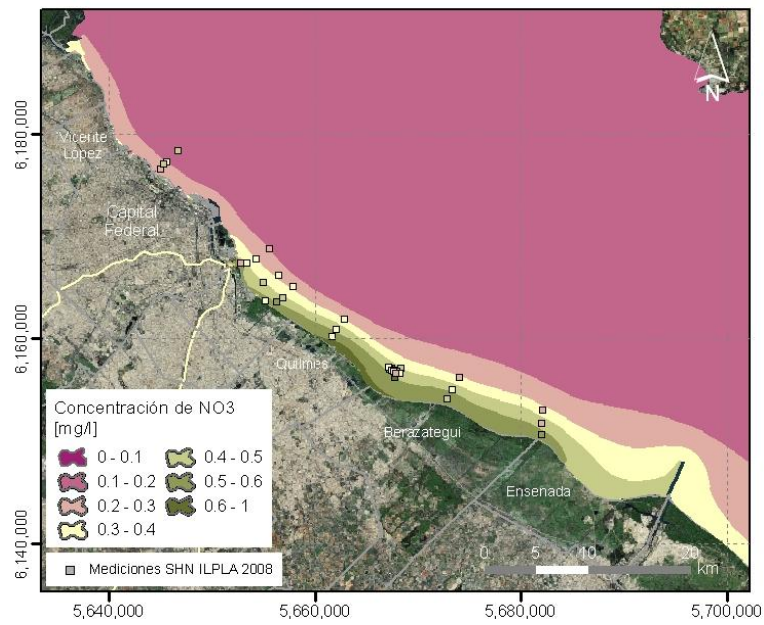
a) DBO



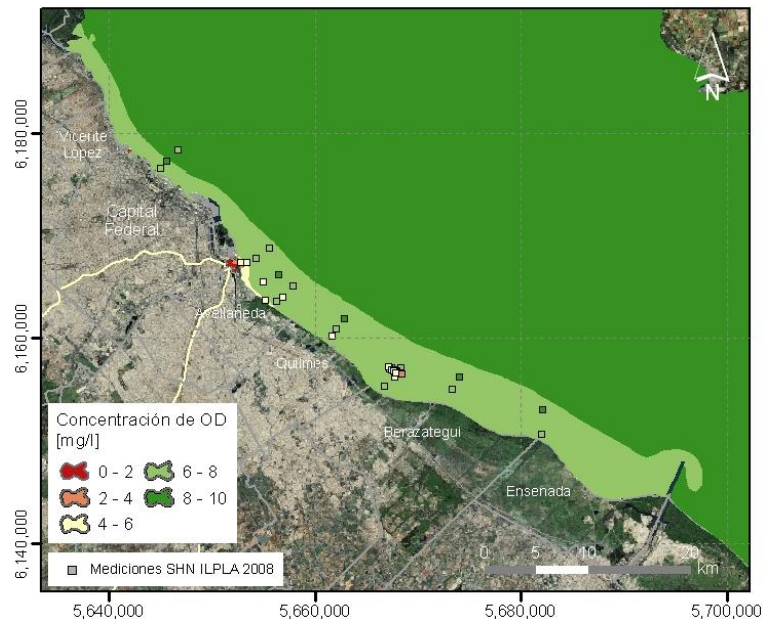
b) E.Coli



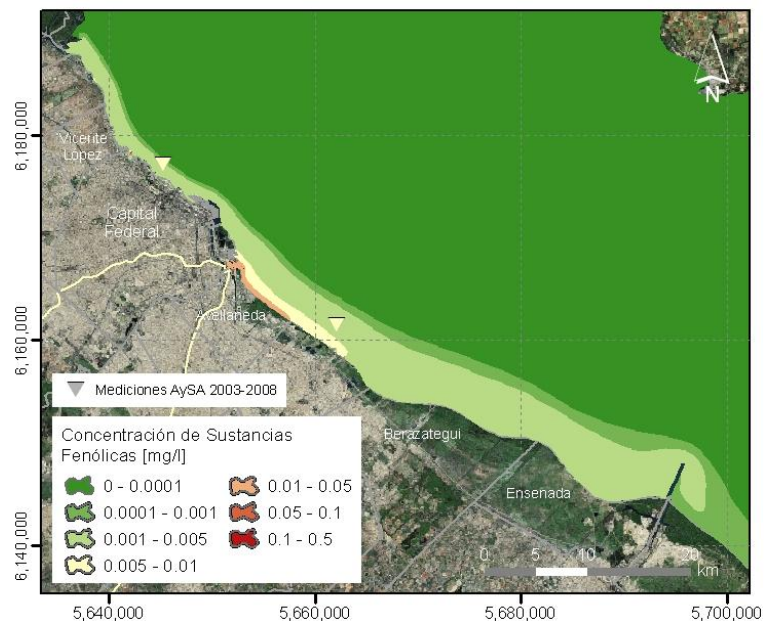
c) Amonio



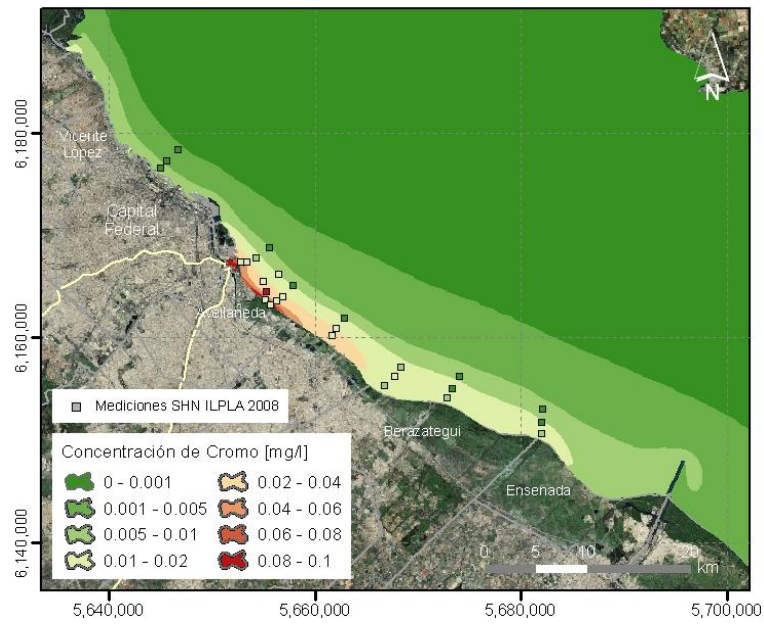
d) Nitrato



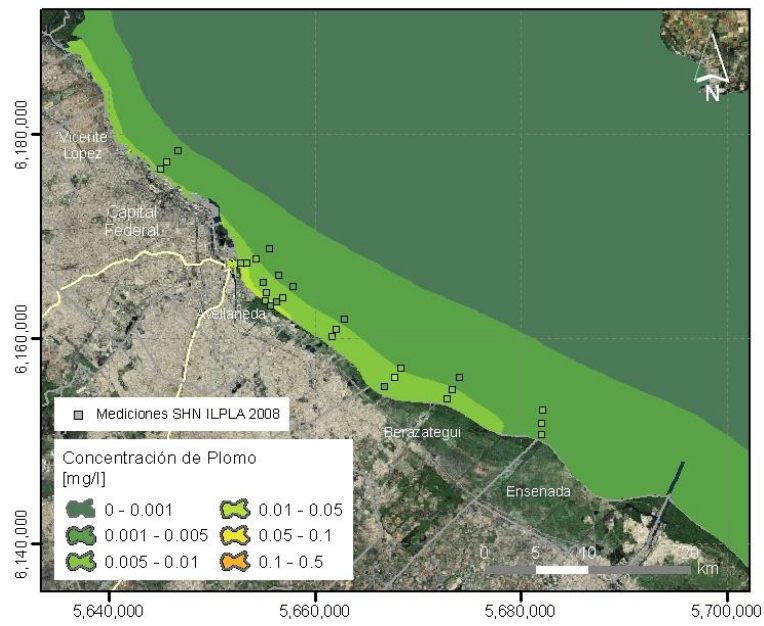
e) OD



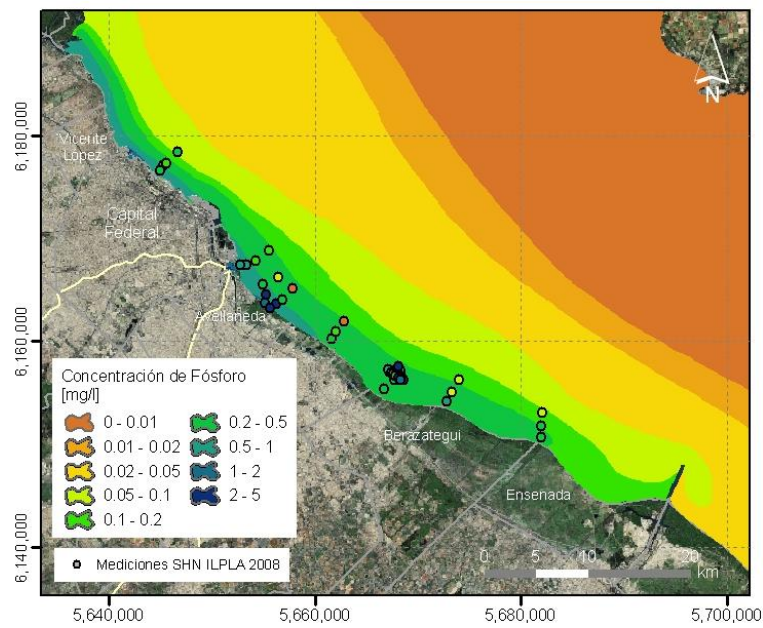
f) Sustancias fenólicas



g) Cromo



h) Plomo



i) Fósforo

Figura 3.7.1. Distribución de concentraciones medias de parámetros sobre la Franja Costera Sur del Río de la Plata

Este ejercicio de comparación se repitió luego incluyendo los datos de la segunda (setiembre de 2008) y tercera campañas (noviembre de 2008). Para las comparaciones, se representaron los valores medidos a lo largo de tres transectas longitudinales, ubicadas a aproximadamente 500, 1500 y 3000 m de la costa (que son los puntos relevados en estas campañas), junto con el rango provisto por el modelo, representado como el valor medio, los cuartiles, y los valores máximo y mínimo (‘whisker’).

La Figura 3.7.2 presenta las distribuciones de OD. El acuerdo general se considera satisfactorio, en el sentido de que las mediciones tienden a caer dentro del rango provisto por el modelo. Las excepciones principales son concentraciones bajas que se dan, para las tres campañas, cerca de la costa; se las interpreta como indicadoras de eventos especiales de descargas desde el Riachuelo y, quizás, desde otros aportantes ubicados aguas abajo.

En la Figura 3.7.3 se muestran las distribuciones de DBO. Se observa un patrón similar al del OD: en general, una tendencia de las mediciones a caer dentro del rango provisto por el modelo, con excepciones de concentraciones altas asociadas a los eventos especiales de descargas costeras.

La Figura 3.7.4 presenta las distribuciones de Fósforo Total. El acuerdo se considera satisfactorio en términos generales. Se observa que las mediciones de la segunda campaña tienden a ser consistentemente más altas que las de las dos restantes; esta diferencia sistemática se asocia a la concentración de fondo del río Luján.

Para representar los parámetros asociados al Nitrógeno, a saber, el Amonio y el Nitrato, se ajustó el coeficiente de nitrificación, que fue reducido de 0,05 a 0,03 d^{-1} . En la Figura 3.7.5 y 3.7.6 se muestran las respectivas distribuciones. Se observa un acuerdo general satisfactorio, con algunas concentraciones relativamente altas de Amonio durante la primera campaña, que indicarían eventos especiales de descargas costeras.

En la Figura 3.7.7 se muestran las distribuciones de Coliformes Fecales, para las que se dispuso de los datos de la primera campaña, observándose un acuerdo satisfactorio.

La Figura 3.7.8 presenta las distribuciones de Cromo. El acuerdo se considera satisfactorio. Similar es el caso del Plomo, mostrado en la Figura 3.7.9.

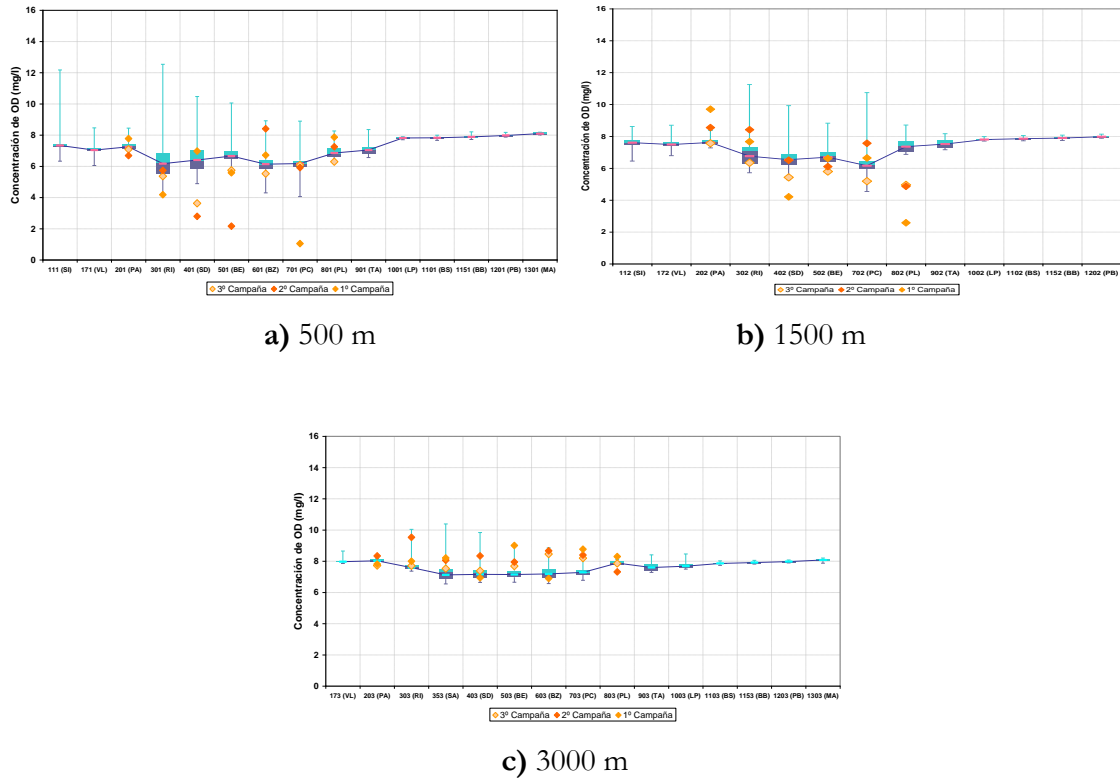
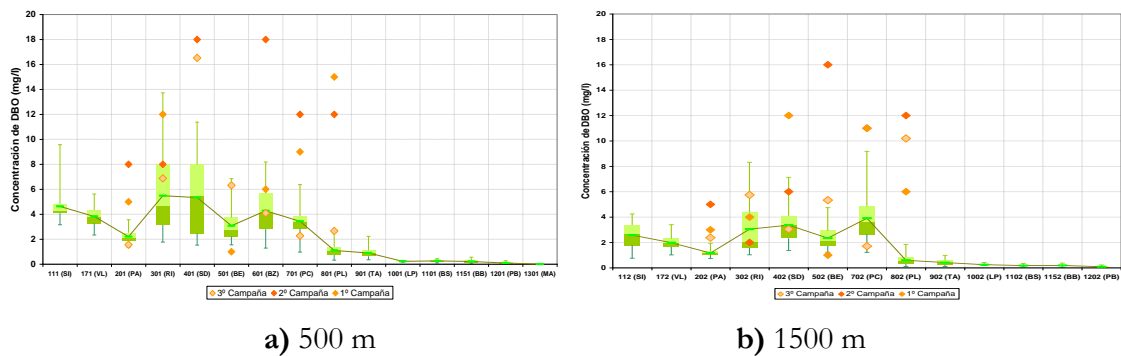
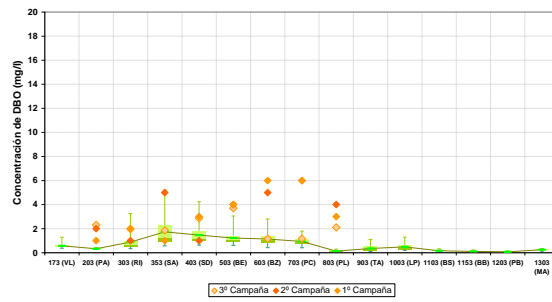


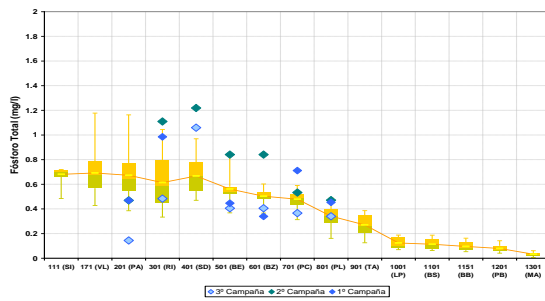
Figura 3.7.2. Distribución de OD a lo largo de las transectas longitudinales de la Franja Costera Sur



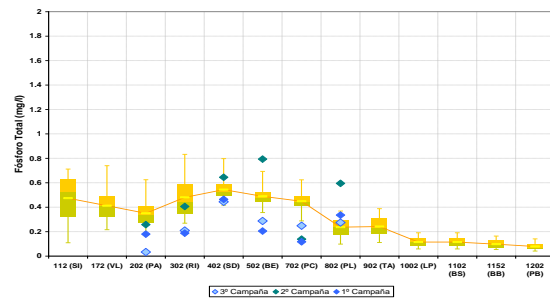


c) 3000 m

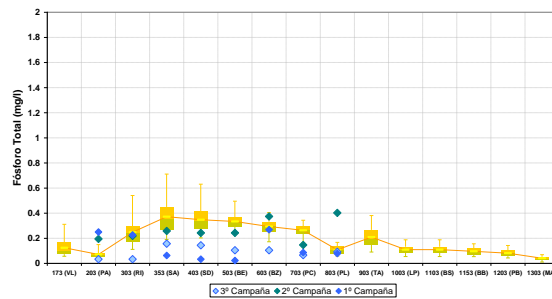
Figura 3.7.3. Distribución de DBO a lo largo de las transectas longitudinales de la Franja Costera Sur



a) 500 m

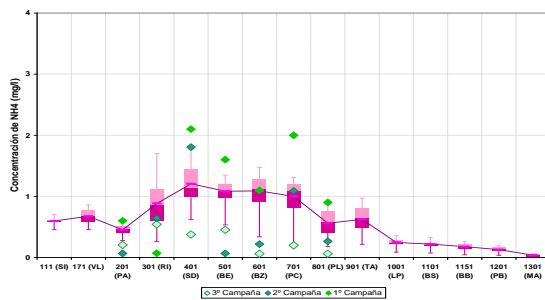


b) 1500 m

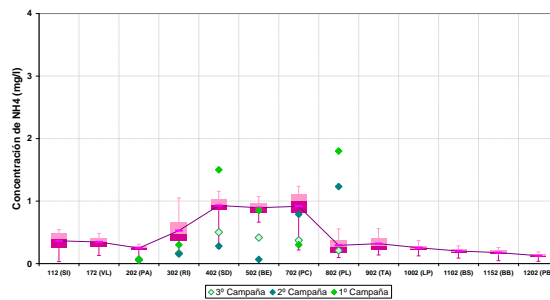


c) 3000 m

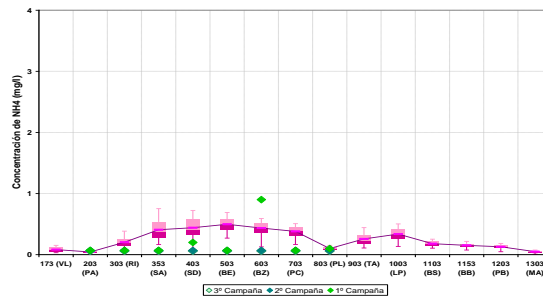
Figura 3.7.4. Distribución de Fósforo Total a lo largo de las transectas longitudinales de la Franja Costera Sur



a) 500 m

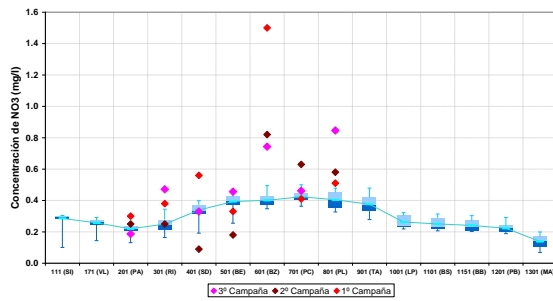


b) 1500 m

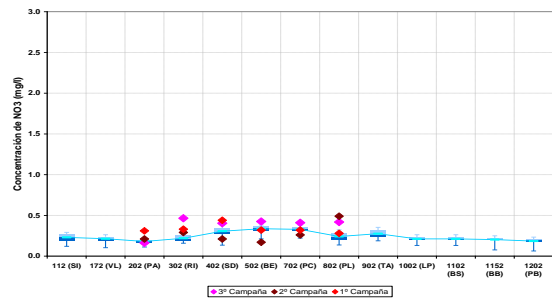


c) 3000 m

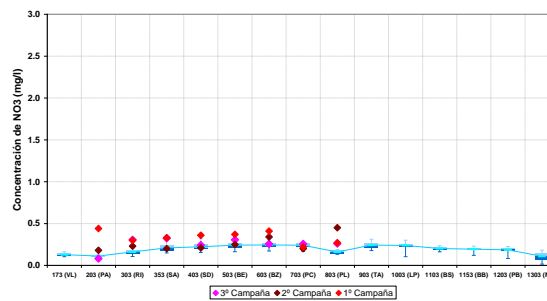
Figura 3.7.5. Distribución de Amonio a lo largo de las transectas longitudinales de la Franja Costera Sur



a) 500 m

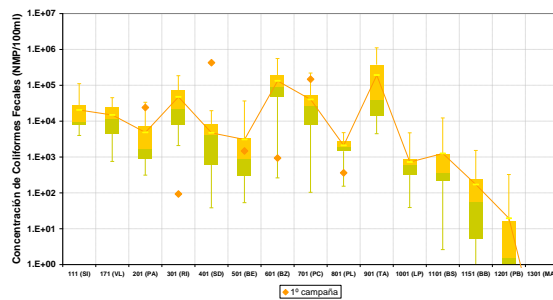


b) 1500 m

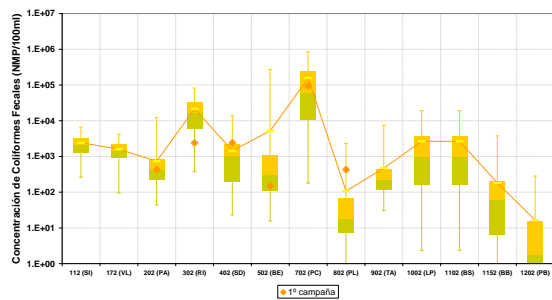


c) 3000 m

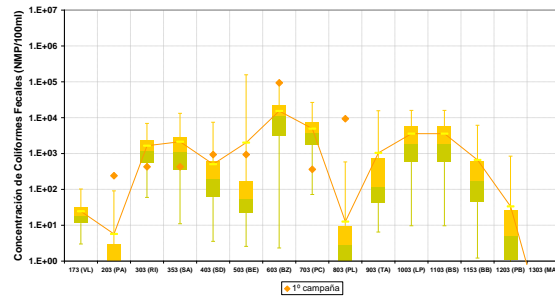
Figura 3.7.6. Distribución de Nitrato a lo largo de las transectas longitudinales de la Franja Costera Sur



a) 500 m

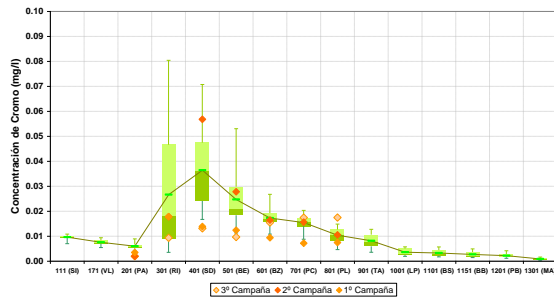


b) 1500 m

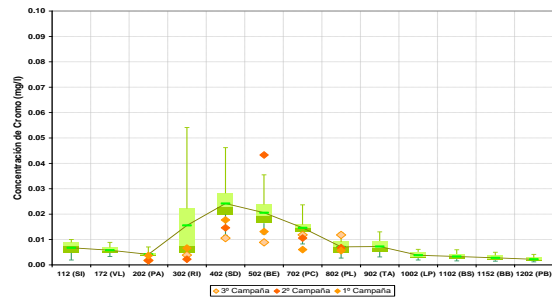


c) 3000 m

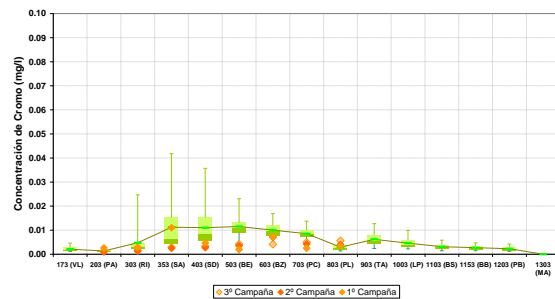
Figura 3.7.7. Distribución de coliformes fecales a lo largo de las transectas longitudinales de la Franja Costera Sur



a) 500 m

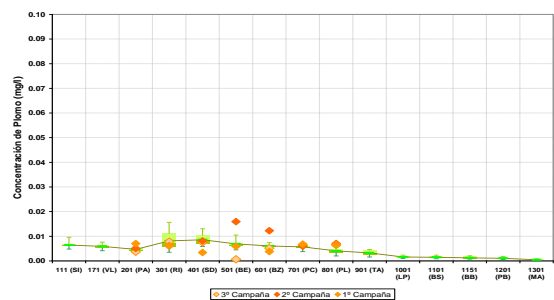


b) 1500 m

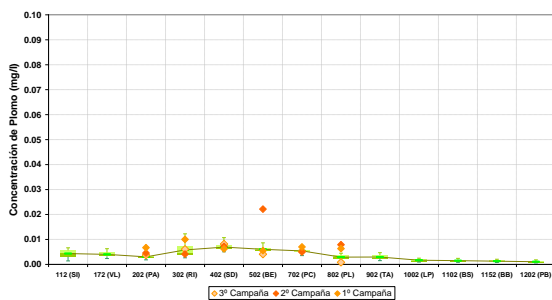


c) 3000 m

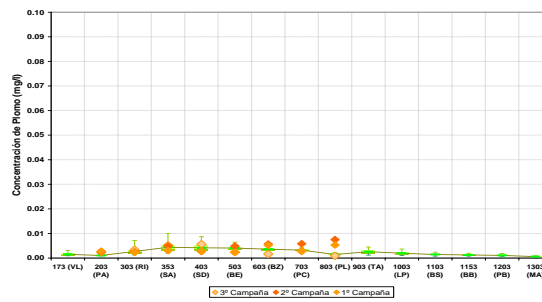
Figura 3.7.8. Distribución de Cromo a lo largo de las transectas longitudinales de la Franja Costera Sur



a) 500 m



b) 1500 m



c) 3000 m

Figura 3.7.9. Distribución de Plomo a lo largo de las transectas longitudinales de la Franja Costera Sur

Adicionalmente, se llevó a cabo una comparación de detalle para el entorno de la descarga del emisario de Berazategui. En este caso se dispuso de una serie de puntos de muestreo relevados en un relativamente corto período de tiempo, de modo que representan la situación dinámica particular al momento de la medición. En la Figura 3.7.10 se muestra el nivel de marea en Buenos Aires para una ventana de tiempo que incluye el intervalo durante el cual se efectuaron las mediciones. En esa misma figura se superpone la onda de marea correspondiente a un período dentro de la ventana de tiempo de la simulación (marzo/abril 2004) que muestra características de variación similares durante el intervalo de muestreo; este intervalo de simulación fue el utilizado para representar la situación durante las mediciones. La Figura 3.7.11 muestra la comparación entre los valores medidos y los resultados de la simulación para el instante de tiempo medio del intervalo de monitoreo, en el caso de la E.Coli, que es el parámetro para el cual la incertidumbre acerca de la concentración instantánea en el emisario es menor dado que, por un lado, se trabaja con su logaritmo y, por el otro, proviene esencialmente de una fuente más estable en el tiempo, la doméstica. El acuerdo se considera muy satisfactorio.

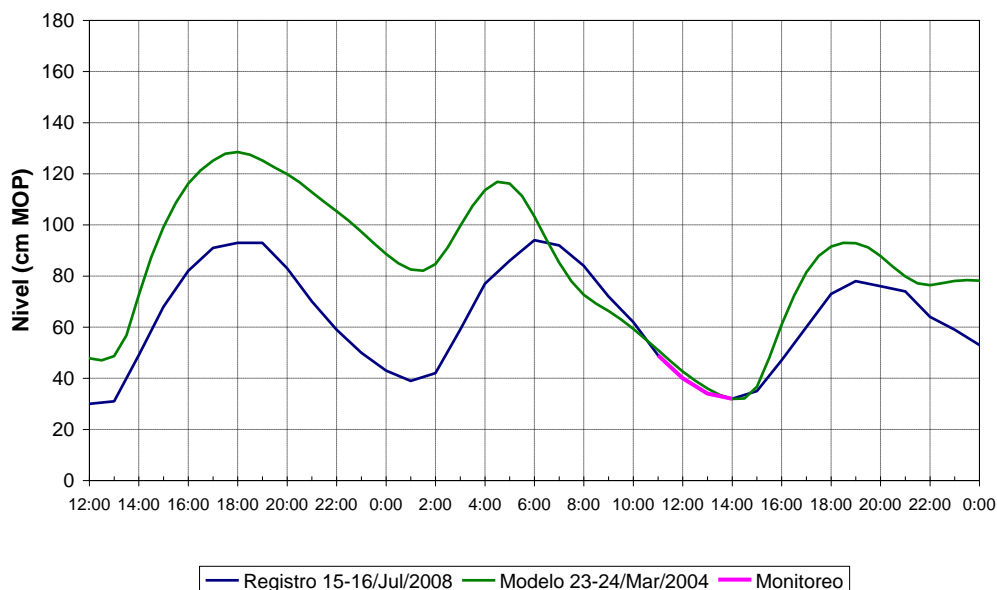


Figura 3.7.10. Nivel de marea en Buenos Aires

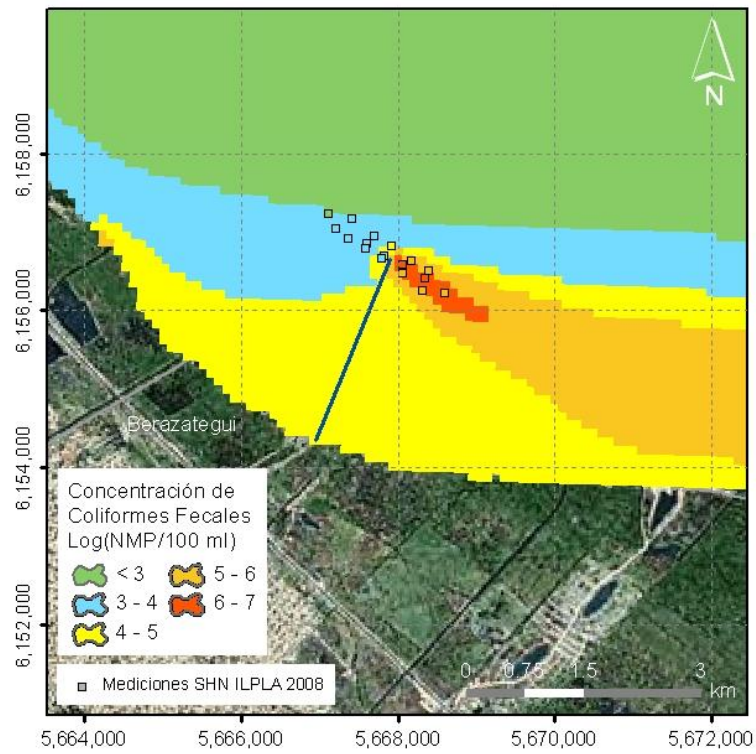


Figura 3.7.11. Distribución de concentraciones instantáneas de E.Coli alrededor del emisario de Berazategui

4 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA

4.1 Consideraciones generales

El establecimiento de valores límites para caracterizar la calidad de agua ambiente, constituye un instrumento de gestión de los recursos hídricos desde diversas perspectivas: biológica, sanitaria, ecológica y tecnológica. A partir de ellos, es posible definir zonas de uso restringido. Para arribar a ese objetivo, se ha realizado un análisis de niveles guía de calidad de agua a partir de referencias nacionales e internacionales.

Si bien el universo de sustancias posibles de ser detectadas es muy amplio, debido a la gran diversidad de actividades que se desarrollan en la zona de estudio, se estableció una lista de parámetros prioritarios que incluye los que han sido medidos en esta zona y los que están incluidos en el Marco Regulatorio de AySA, en este último caso exceptuando los plaguicidas y herbicidas debido a la complejidad de esa familia de compuestos, que requeriría de un análisis adicional.

En definitiva, la selección de parámetros indicadores y la fijación de valores límites supone la adopción de un cierto nivel de riesgo. Cuanto más amplio es el espectro de indicadores y más restrictivos sus valores límites, menor riesgo se corre de que el uso admitido resulte en alguno de los efectos que se desea prevenir. En todo caso, debería haber una actualización e incorporación continua de sustancias al listado actual, así como también una revisión periódica de los valores límites, en función de nuevos datos y necesidades, y de la ampliación de la capacidad de modelación.

La lista y los valores límites para los Usos I a VI (ver más abajo) fueron consensuados dentro de un Grupo de Trabajo Técnico (en adelante GTT) que trabajó en el marco de la ACuMaR (Autoridad de Cuenca del Matanza-Riachuelo) durante algo más de un año durante 2008-2009, con representantes de los gobiernos Nacional, de la Provincia de Buenos Aires, de la Ciudad de Buenos Aires y de AySA.

Los valores límites fueron establecidos en base a la literatura científica y a las regulaciones adoptadas en varios países. En algunos casos se encontró que esos valores resultaban, para algunos parámetros, demasiado restrictivos en función de las condiciones locales (de acuerdo a las mediciones realizadas en el cuerpo de agua). Estas situaciones particulares fueron tratadas por el GTT adoptando valores que consideran la factibilidad de alcanzar objetivos de calidad a partir de sus actuales condiciones fisicoquímicas, biológicas y ecológicas, ya sea naturales o resultantes de la acción antrópica, y de consideraciones tecnológicas y socioeconómicas, que no necesariamente son coincidentes con valores de referencias nacionales e internacionales. En concordancia con los conceptos desarrollados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH), esto implica un pasaje de los criterios universales, que fundamentan los niveles guía de calidad, a las condiciones de borde particulares del cuerpo de agua⁵.

4.2 Tipos de uso

En relación a los usos del agua, se han establecido los siguientes:

- *Uso I – Apta para consumo humano con tratamiento convencional:* Se entiende por tratamiento convencional a aquel que consiste de etapas de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección final (WHO 2004).
- *Uso II – Apta para actividades recreativas con contacto directo (ó contacto primario):* Son las actividades recreativas para las cuales se produce la inmersión del cuerpo humano en el agua – natación, buceo, ski acuático, “surfing” – (National Health and Medical Research Council 1990; WHO 2003a).
- *Uso III – Apta para actividades recreativas sin contacto directo (ó contacto secundario):* Son las actividades recreativas para las cuales existe un eventual contacto con el agua, pero en donde es improbable que se produzca su ingesta – remo, vadeo, navegación, pesca – (National Health and Medical Research Council 1990; WHO 2003a).
- *Uso IV – Apta para actividades recreativas pasivas:* Son las actividades recreativas que apuntan sólo al disfrute estético – apreciación del paisaje, circuitos pedestres, sendas para “jogging”, “footing”, ciclismo – (National Health and Medical Research Council 1990; WHO 2003a).
- *Uso V – Apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada:* Se define para agentes ó sustancias tóxicas presentes que no tienen capacidad de causar toxicidad crónica en la biota, es decir, efectos adversos como consecuencia de una exposición prolongada en el tiempo – del orden de meses⁶.
- *Uso VI – Apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada:* Se define para agentes ó sustancias tóxicas presentes que no tienen capacidad de causar toxicidad aguda en la biota, es decir, efectos adversos como consecuencia de una exposición corta en el tiempo (del orden de horas)⁷.

⁵ SSRH. Marco Conceptual para el Establecimiento de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente.

⁶ SSRH. Glosario, acrónimos y símbolos.

⁷ SSRH. Glosario, acrónimos y símbolos.

- *Uso VII– Apta para preservación de especies de peces sin efectos subletales:* Se define para agentes ó sustancias tóxicas presentes que no tienen capacidad de producir efectos en un proceso fisiológico importante, como crecimiento, reproducción, comportamiento, desarrollo, etc. Son efectos que ocurren por exposición a concentraciones o dosis del contaminante por debajo de la que produce muerte del individuo.
- *Uso VIII – Apta para preservación de especies de peces sin efecto letal:* Se define para agentes ó sustancias tóxicas presentes que no tienen capacidad de producir efecto adverso como consecuencia de un período de exposición usualmente de pocos días, implicando como efecto final la muerte.

Cabe consignar que la ACuMaR aceptó la definición del Uso IV, con los valores límites aquí consignados, tomándolo como referencia para el objetivo de gestión del plan de recuperación de los cursos de agua de la Cuenca Matanza-Riachuelo.

4.3 Definición de criterios de uso

Los criterios de uso consisten en establecer rangos permitidos para los parámetros definidos, ya sea a cumplir un porcentaje (elevado, no menor al 80%) del tiempo ó bien todo el tiempo.

Para la definición de criterios de uso para la diversidad de contaminantes incluidos en la modelación, se partió del análisis de los propuestos por diversos organismos nacionales e internacionales. Las fuentes de información consultadas son las que se presentan a continuación:

- Subsecretaría de Recursos Hídricos
- AySA
- Ley de Residuos Peligrosos 24051/91 – Decreto 831/93⁸
- Código Alimentario Argentino (Capítulo XII - Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificadas) - Ley 18.284/69 - Decreto 2126/71 - Res Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007⁹
- Cuenca del Plata
- Agencia de Protección Ambiental de los EEUU (USEPA)
- Organización Mundial de la Salud (WHO)
- Unión Europea (EC)

⁸ <http://www.mincyt.gov.ar/24051.htm>;

<http://www.mincyt.gov.ar/831a.htm>;

<http://www.mincyt.gov.ar/831b.htm>;

<http://www.mincyt.gov.ar/831c.htm>

⁹ http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp

- Canadá (Health and Welfare Canada, Ministry of Environment, Alberta Environment)
- Australia & Nueva Zelanda (National Health and Medical Research Council of Australia, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council)
- Uruguay (Código de Aguas)
- Consejo Nacional de Medio Ambiente del Brasil (CONAMA)
- Comisión Nacional del Medio Ambiente de Chile (CONAMA)
- EEUU, Estado de California (California Environmental Protection Agency)
- Perú (DIGESA)

En las Tablas 4.3.1 y 4.3.2 se sintetizan los valores límites adoptados. La primera de ellas incluye los parámetros considerados básicos, que han sido modelados, mientras que la segunda Tabla da cuenta de parámetros considerados complementarios, que no fueron incluidos en la modelación. A continuación se explican los criterios utilizados para la elección de los valores límites.

Tabla 4.3.1. Criterios de zonas de uso para parámetros básicos

Uso	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Compuestos Nitrogenados (mg N/l)		E. Coli (NMP/100 ml)	Fósforo Total (µg/l)	Sustancias Fenólicas (µg/l)	Detergentes (mg/l)	Metales (µg/l)		
			N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻					Cr	Pb	
I	Apta para consumo humano con tratamiento convencional	> 4 ⁽¹⁰⁾	< 5 ^(11,12)	NR ^(1,4)	<10 ^(1,5,9,11,12)	< 2000 ⁽³⁾	NR ^(2,4)	< 10 ⁽³⁾	< 0,5 ^(2,11,12)	<50 ^(2,4,5,9,10,11,12)	< 50 ⁽²⁾
II	Apta para actividades recreativas con contacto directo	> 5 ^(2,11,12)	< 3 ⁽¹¹⁾	NR ⁽¹⁾	< 10 ^(11,12)	< 200 ⁽¹¹⁾	100 ^(9,11)	< 50 ⁽¹⁰⁾	< 0,5 ⁽¹¹⁾	< 50 ^(2,11,12)	< 10 ⁽¹¹⁾
III	Apta para actividades recreativas sin contacto directo	> 4 ⁽¹¹⁾	< 10 ⁽¹¹⁾	NR ⁽¹⁾	< 10 ⁽¹¹⁾	< 20.000 ⁽⁷⁾	1000 ⁽⁷⁾	< 100 ⁽⁷⁾	< 5 ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾
IV	Apta para actividades recreativas pasivas	> 2 ⁽¹¹⁾	< 15 ⁽¹²⁾	NR ⁽¹⁾	NR ⁽⁷⁾	< 200.000 ⁽⁷⁾	1000 ⁽⁷⁾	< 1000 ⁽¹¹⁾	< 5 ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾
V	Apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada	> 5 ⁽²⁾	< 3 ⁽²⁾	< 0,6 ⁽⁶⁾	NR ⁽¹⁾	NR ⁽²⁾	10 ⁽⁸⁾	< 4 ⁽⁴⁾	NR ^(1,2)	< 2 ^(2,6) (*)	< 2 ^(4,6)
VI	Apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada	> 3 ⁽⁷⁾	< 10 ⁽¹²⁾	< 6 ⁽⁶⁾	NR ^(1,2)	NR ⁽²⁾	100 ⁽⁸⁾	< 50 ⁽⁴⁾	NR ^(1,2)	< 20 ⁽⁶⁾ (*)	< 20 ⁽⁶⁾
VII	Apta para preservación de especies de peces sin efectos subletales	NE	NE	1	108	NE	NE	5000	NE	15000 †)	800
VIII	Apta para preservación de especies de peces sin efecto letal	NE	NE	1,84	1080	NE	NE	50000	NE	93600 †)	8000

	Cumplimiento 100% del tiempo
	Cumplimiento 90% del tiempo
	Cumplimiento 80% del tiempo
	Sin restricción (NR)
	No evaluado (NE)

(1)	SSRH	(5)	USEPA	(9)	OMS
(2)	CIC	(6)	EEUU (California)	(10)	EC
(3)	AySA	(7)	GTT	(11)	CONAMA-Brasil
(4)	Canadá	(8)	Australia	(12)	Uruguay

Notas: NMP: Número Más Probable; mg: miligramo; µg: microgramo; Cr: cromo; Pb: plomo; Sustancias Fenólicas: no incluye fenoles halogenados; (*)Corresponde a Cr⁶⁺

Tabla 4.3.2. Criterios de zonas de uso para parámetros complementarios

Uso		pH (UpH)	T (°C)	SSEE (mg/l)	SST (mg/l)	Sulfuro(*) (µg/l)	Cianuro (µg/l)	Hidrocarburos totales (µg/l)	Cadmio (µg/l)	Mercurio (µg/l)	Arsénico (µg/l)	Cromo VI (µg/l)
I	Apta para consumo humano con tratamiento convencional	6 – 9 ⁽¹¹⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾	≤50 ^(4,9)	≤100 ⁽¹⁴⁾	≤50 ⁽¹⁶⁾	≤7,5 ⁽¹⁾	≤1 ^(4,9,10)	≤10 ^(4,5,9,10,11)	≤50 ⁽⁵⁾
II	Apta para actividades recreativas con contacto directo	6 – 9 ⁽¹¹⁾	15 - 35 ⁽⁸⁾	Ausente ^(10,11,13)	≤50 ⁽¹⁶⁾	≤50 ⁽⁸⁾	≤100 ⁽⁷⁾	≤50 ⁽¹⁶⁾	≤5 ^(2,8,13)	≤1 ^(8,9,10,14)	≤10 ⁽¹¹⁾	≤50 ^(2,11,12)
III	Apta para actividades recreativas sin contacto directo	6 – 9 ⁽¹¹⁾	15 - 35 ⁽⁸⁾	Ausente ^(10,11,13)	≤50 ⁽¹⁶⁾	≤50 ⁽⁸⁾	≤100 ⁽⁷⁾	≤200 ⁽¹⁶⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾
IV	Apta para actividades recreativas pasivas	6 – 9 ^(11,13)	≤35 ⁽⁷⁾	Iridiscencia ⁽¹¹⁾	≤80 ⁽¹⁶⁾	≤50 ⁽⁸⁾	≤100 ⁽⁷⁾	≤1000 ⁽¹⁶⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾	NR ⁽⁷⁾
V	Apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada	6 – 9 ⁽¹¹⁾	T _b +3 ⁽¹⁷⁾ (**)	Ausente ^(11,13)	SST _b +10 ⁽¹⁷⁾ (***)	≤2 ^(11,12)	≤11,2 ⁽⁵⁾	≤50 ⁽¹⁶⁾	≤0,25 ⁽⁵⁾	≤0,77 ⁽⁵⁾	≤150 ⁽⁵⁾	≤2 ^(2,4)
VI	Apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada	4 – 10,5 ⁽¹⁵⁾	T _b +3 ⁽¹⁷⁾ (**)	Ausente ^(11,13)	SST _b +10 ⁽¹⁷⁾ (***)	≤300 ⁽⁵⁾	≤22 ⁽⁵⁾	≤100 ⁽⁷⁾	≤2 ^(5,16)	≤1,4 ⁽⁵⁾	≤340 ⁽⁵⁾	≤20 ⁽⁶⁾
VII	Apta para preservación de especies de peces sin efectos subletales	NE	NE	NE	NE	9000	66	NE	860	50	NE	15000
VIII	Apta para preservación de especies de peces sin efecto letal	NE	NE	NE	NE	NE	1000	NE	4260	500	NE	93600

Notas: µg: microgramo;

(*) expresado como H₂S sin disociar; (**) T_b = temperatura de fondo ó “background”; (***) SST_b = SST de fondo ó “background”

	Cumplimiento 100% del tiempo
	Cumplimiento 90% del tiempo
	Cumplimiento 80% del tiempo
	Sin restricción (NR)
	No evaluado (NE)

(1)	SSRH	(7)	GTT	(13)	Uruguay
(2)	CIC	(8)	Australia & N. Zelanda	(14)	Código Alimentario
(3)	AySA	(9)	OMS	(15)	British Columbia (Canadá)
(4)	Canadá	(10)	EC	(16)	CONAMA-Chile
(5)	USEPA	(11)	CONAMA-Brasil	(17)	Alberta (Canadá)
(6)	EEUU (Calif.)	(12)	Perú		

4.4 Uso I – Apta para consumo humano con tratamiento convencional

En el caso de los niveles guía de calidad de agua correspondiente a las fuentes de provisión de agua para consumo humano, estos se establecen en relación a sus efectos tóxicos sobre la salud humana, de acuerdo a estudios toxicológicos de referencia. Dichos estudios consideran los efectos tóxicos agudos y crónicos, y de naturaleza carcinogénica, mutagénica y teratogénica, con el objeto de su caracterización como tóxico con umbral o como carcinogénico.

Asimismo, se contempla la factibilidad tecnológica, en cuanto a la disponibilidad de aplicación de tecnologías de tratamiento convencionales y especiales (potabilización) que permitan eficiencias de remoción de dichos contaminantes. En este sentido, se ha tenido en cuenta, en particular, la experiencia concreta de la empresa AySA y los valores medidos en las tomas de agua, localizadas en el Río de la Plata (AySA 2008).

En el establecimiento de valores límites, se utilizaron referencias de la Subsecretaría de Recursos Hídricos, del Código Alimentario Argentino (2007), del Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata (CIC 1999), de la Organización Mundial de la Salud (WHO 2004, 2006), de la Comunidad Europea (EC 1994), de la Agencia Ambiental de los EEUU (USEPA 2003), del Canadá (Health and Welfare Canada 2007), del Consejo Nacional de Medio Ambiente del Brasil (CONAMA-Brasil 2005), del Código de Aguas de Uruguay (1978) y de la Comisión Nacional del Medio Ambiente de Chile (CONAMA-Chile 1999).

Cabe aclarar que, de acuerdo al artículo 1 de la Ley Nacional de Residuos Peligrosos 24.051/92, el ámbito de aplicación de la misma corresponde a la “generación, manipulación, transporte, tratamiento y disposición final de residuos peligrosos”, por lo cual se ha interpretado que los niveles presentados en las Tablas 1 y 2 del Anexo II al Decreto 831/93 se aplican a efluentes y no a cuerpos de agua. En consecuencia, no resulta de pertinencia en el presente análisis.

Para tener en cuenta la dinámica de los sistemas, se ha establecido como criterio el cumplimiento de la condición de valor límite un 90% del tiempo, en sintonía con prácticas habituales, salvo en el caso de la E.Coli, para la que se utiliza el 80% del tiempo, lo que se relaciona con la mayor variabilidad relativa de este parámetro.

Oxígeno Disuelto (OD) > 4 mg/l (90% del tiempo)

Se adoptó la recomendación de la EC, la cual establece para el caso de aguas Clase A2 (abastecimiento de poblaciones con tratamiento convencional) un valor de 50% O₂ de saturación que, de acuerdo a la conversión de nivel de saturación de oxígeno, corresponde a un valor de aproximadamente 4 mg/l (a 20 °C).

Materia orgánica (DBO₅) < 5 mg/l (90% del tiempo)

Se adoptó el valor sugerido por la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 2 (aguas que pueden ser destinadas al abastecimiento para consumo humano luego de tratamiento convencional) un valor máximo de 5 mg/l en DBO₅. Este criterio es coincidente con el Decreto 253/79 de Uruguay para el caso de

agua Clase 1 (aguas destinadas al abastecimiento de agua potable a poblaciones con tratamiento convencional).

Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺): Sin restricción

Se asume la recomendación de la SSRH, que hace referencia a la OMS, la cual indica que, desde el punto de vista de la salud humana, la exposición asociada a la presencia del amoníaco en el agua ambiental no tiene significación en términos comparativos con la derivada de la síntesis endógena que forma parte de los procesos metabólicos en los mamíferos. Se denotan efectos tóxicos recién a partir de exposiciones del orden de 200 mg/kg de masa corporal (SSRH 1994a).

Nitrato (N-NO₃) < 10 mg N/l (90% del tiempo)

Se asume la recomendación de la SSRH. La investigación epidemiológica ha evidenciado el riesgo de inducción de metahemoglobinemia infantil por la ingesta de nitratos en el agua, que son convertidos a nitritos en el sistema gastrointestinal, por lo cual la derivación del nivel guía de calidad de agua para consumo humano se realiza bajo esta premisa (SSRH 2003a). Esta orientación es coincidente con la adoptada por la OMS, la USEPA, CONAMA-Brasil y Uruguay.

Escherichia Coli < 2.000 NMP/100 ml (80% del tiempo)

Se han considerado los valores históricos informados por AySA, correspondientes a las mediciones efectuadas en agua cruda y agua tratada, verificándose que para niveles de E.Coli del orden de los 2.000 NMP/100 ml de muestra medidos en el agua superficial que ingresa a las tomas de agua de la empresa, el tratamiento efectuado en las plantas potabilizadoras resulta suficiente para remover ese nivel de contaminación.

Fósforo: Sin Restricción

De acuerdo a la EC (1994), el fósforo no representa una amenaza para la salud humana, siendo un componente esencial de las células y estando presente en dientes y huesos. De acuerdo a ello, el “Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water” no ha desarrollado un nivel guía para el caso de fósforo en agua de bebida, ya que no resulta directamente tóxico para la salud humana. Sin embargo, cabe mencionar que se indica un efecto indirecto estético por afectación de las fuentes de agua para consumo humano con tratamiento convencional y recreación, ya que el exceso de nutrientes puede promover la eutrofización, lo cual puede contribuir a una serie de problemas asociados a la calidad del agua y que pueden afectar las características organolépticas del agua potabilizada (sabor, olor, color).

Sustancias Fenólicas: < 10 µg/l (90% del tiempo)

Se han considerado los valores históricos informados por AySA, correspondientes a las mediciones efectuadas en agua cruda y agua tratada, verificándose que para niveles de sustancias fenólicas del orden de los 10 µg/l de muestra medidos en el agua superficial

que ingresa en las tomas de agua de la empresa, el tratamiento efectuado en las plantas potabilizadoras resulta suficiente para no generar subproductos de desinfección con cloro.

Detergentes: < 0,5 mg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado el valor propuesto por el CIC. Este criterio es coincidente con el adoptado por CONAMA-Brasil y Uruguay.

Cromo total (Cr): < 50 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 50 µg/l recomendado coincidentemente por las organizaciones internacionales EC, USEPA, OMS, CCE, CONAMA-Brasil y Uruguay. Por otra parte, el valor adoptado resulta coincidente con el propuesto por el CIC.

Plomo (Pb): < 50 µg/l (90% del tiempo)

Se asume como criterio el valor recomendado por el CIC.

pH: $6 \leq \text{pH} \leq 9$ (90% del tiempo)

Se adoptó el valor sugerido por la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 2 un rango comprendido entre 6 y 9 de unidades de pH. La bibliografía indica que para valores de pH por encima de 8,5 se observa una disminución progresiva de la eficiencia en los procesos de desinfección con cloro, lo cual puede resultar en inconvenientes en los procesos de potabilización. Del mismo modo, las eficiencias de los procesos de coagulación y floculación son marcadamente dependientes del pH, de modo que la práctica habitual en el tratamiento de agua es ajustar el pH para obtener una formación de floc óptima (Health Canada 1995a).

Temperatura (T): Sin restricción

Para la fijación de este valor máximo, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción. Si bien la mayoría de las reacciones químicas dependen de la temperatura, lo cual puede afectar las etapas de tratamiento de una planta potabilizadora, se considera que durante el tiempo que transcurre desde la toma del agua en el río hasta la llegada a la planta, la temperatura se estabiliza al valor ambiente (Health Canada 1995b).

Aceites y grasas (Sustancias Solubles en Éter Etilico – SSEE): Sin restricción

Para la fijación de este valor máximo, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción. Para ello, se han asumido los lineamientos de la SSRH, que evalúa la incidencia de las tecnologías de tratamiento en la modificación del tenor del parámetro de calidad en el agua cruda. En este sentido, se tiene en cuenta la información disponible sobre remociones esperables para tal parámetro correspondiente a tratamientos de

potabilización convencionales, considerándose una remoción prácticamente total de la fracción suspendida (SSRH 2003b).

Sólidos Suspendidos Totales (SST): Sin restricción

Para la fijación de este valor máximo, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción. Valen los mismos conceptos desarrollados en el punto anterior “Aceites y Grasas”.

Sulfuro: < 50 µg/l (90% del tiempo)¹⁰

Se asume el criterio de valor máximo de 50 µg/l recomendado coincidentemente por la OMS y Canadá. Se estima que los umbrales de olor y sabor para sulfuro de hidrógeno (H₂S) en soluciones acuosas se encuentran en el rango de 50 a 104 µg/l. Si bien la ingesta de elevadas cantidades de sulfuro puede producir efectos tóxicos, es prácticamente improbable que un individuo consuma una dosis perjudicial para su salud debido a que concentraciones excesivas resultarán desagradables para el gusto y el olfato (Health Canada 1992a).

Cianuro: < 100 µg/l (90% del tiempo)

No constando en la bibliografía disponible datos de eficiencia de remoción de cianuros en la etapa de cloración del tratamiento de potabilización convencional, se asume la ausencia de su remoción en dicho tratamiento (SSRH 2003c). Por lo tanto, se especifica el nivel guía de calidad de 100 µg/l para cianuro total en la fuente de provisión, coincidente con el valor establecido para agua de bebida en el Código Alimentario Argentino.

Hidrocarburos totales: < 50 µg/l (90% del tiempo)¹¹

Se asume el criterio de valor máximo de 50 µg/l recomendado por la CONAMA-Chile. Los hidrocarburos de petróleo se componen de compuestos alifáticos y aromáticos, diferenciándose unos de los otros en que los últimos poseen al menos un anillo de benceno en su estructura. De acuerdo a las características químicas y toxicológicas de los hidrocarburos de petróleo los compuestos aromáticos son generalmente más tóxicos que los compuestos alifáticos (Indiana Department of Environmental Management 2006). Es por ello que en general se establecen límites por compuesto, sin embargo, a efectos prácticos, suele utilizarse la medida de hidrocarburos totales.

¹⁰ Expresado con H₂S sin disociar

¹¹ La medición de Hidrocarburos Totales incluye a los hidrocarburos alifáticos y los hidrocarburos aromáticos polinucleares (HAPs).

Cadmio: < 7,5 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 7,5 µg/l recomendado por la SSRH. Considerando que el tratamiento de potabilización convencional con condiciones de pH ajustadas según el agente coagulante utilizado permite obtener buenas eficiencias de remoción de Cadmio del orden del 60%, la SSRH ha recalculado con criterio conservador el valor establecido por la OMS para agua de bebida (5 µg/l) según la remoción esperable (SSRH 1994b).

Mercurio: < 1 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 1 µg/l recomendado coincidentemente por la OMS, EC y Canadá. La presencia de mercurio en agua implica una preocupación creciente por el hallazgo de que la fracción orgánica es bioconcentrada en los peces. Considerando que en las plantas potabilizadoras la etapa de coagulación, ya sea utilizando sales férricas, de aluminio o ablandamiento con cal, es sólo moderadamente efectiva en la remoción de mercurio inorgánico y casi inefectiva en la remoción de la fracción orgánica (Health Canada 1992b), se ha establecido como valor límite la concentración establecida para agua de bebida. Este criterio es coincidente con el valor fijado por el Código Alimentario Argentino.

Arsénico: < 10 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 10 µg/l recomendado coincidentemente por la OMS, EC, USEPA, Canadá y CONAMA-Brasil. La bibliografía indica que sólo sistemas de potabilización avanzados permitirían remover arsénico a niveles de 1-5 µg/l (Health Canada 2006), y que bajo ciertas circunstancias puede resultar difícil obtener concentraciones menores a 10 µg/l para sistemas de tratamiento convencional (WHO 2003b). Esto, sin embargo, requiere de un cuidadoso y continuo control y optimización de los procesos de tratamiento. Es por ello que se ha fijado con criterio conservador el valor de 10 µg/l, coincidente asimismo, con el valor recomendado por el Código Alimentario Argentino.

Cromo hexavalente (Cromo VI): < 50 µg/l (90% del tiempo)

Desde el punto de vista toxicológico, si bien se asignan los mayores efectos al estado de oxidación (+6), es difícil discriminar entre éste y el estado de oxidación (+3), dado que, cuando el Cromo (+6) es absorbido por los tejidos, se reduce inmediatamente a Cromo (+3), no quedando claro si los efectos tóxicos son ocasionados por esta reducción o por la retención del Cromo (+3) por parte de ligandos celulares (SSRH 2003d). Es por ello que en párrafos anteriores se ha presentado el valor límite para cromo total asumiendo, con criterio conservador, la preeminencia del estado de oxidación (+6) como condición genérica de ocurrencia, independientemente de la fuente de la cual provienen. Tal criterio se sustenta no solamente en las condiciones de potencial redox y pH típicamente preponderantes en el agua ambiente, particularmente en la superficial sino también en la potencial oxidación del Cromo (+3) a Cromo (+6) por acción del cloro en la desinfección convencional del agua destinada a bebida. Por lo expuesto, se

fija para cromo hexavalente el valor límite de 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ de cromo total recomendado por CIC, Canadá, USEPA, OMS, EC, CONAMA-Brasil y Uruguay.

4.5 Uso II – Apta para actividades recreativas con contacto directo

Teniendo en cuenta que, para este uso, se produce la inmersión del cuerpo humano en el agua, la población que realiza actividades de recreación con contacto directo puede potencialmente ingerir una cantidad significativa de agua, absorber compuestos químicos tóxicos por piel o bien estar sujeta a infecciones.

La cantidad de agua que puede ser ingerida accidentalmente varía considerablemente, pero en la práctica no suele exceder los 100 mililitros por persona por día (National Health and Medical Research Council of Australia 1990). Las aguas contaminadas con microorganismos fecales pueden desencadenar una variedad de enfermedades infecciosas gastrointestinales, o bien producir efectos tóxicos asociados a la secreción de productos de su metabolismo (SSRH 2003e). Una parte significativa del riesgo biológico asociado al uso recreativo de las aguas es generado por los organismos patógenos vehiculizados en los aportes de materia fecal de origen humano y animal. La densidad de E.Coli puede relacionarse cuantitativamente con un riesgo potencial para la salud de las personas. El criterio general de utilización de bacterias indicadoras es que, si puede demostrarse que ha existido contaminación fecal del agua, entonces puede inferirse que podrían estar presentes también organismos patogénicos.

Si bien no queda incluido dentro de los criterios cuantitativos aquí establecidos, a los fines vinculados con la seguridad y los aspectos estéticos el agua, debería estar libre de objetos sumergidos o flotantes, que pueden causar daños físicos. Resulta de especial interés el control de residuos flotantes, aceites, grasas y espuma proveniente de corrientes residuales o bien de origen natural. Idealmente, el agua debería presentar baja turbidez y color imperceptible. En algunas actividades, como por ejemplo natación o buceo, resulta de importancia que el fondo sea claramente visible.

El cumplimiento de la condición de valor límite se ha establecido para el 90% del tiempo.

Para el análisis de los niveles se tuvieron en cuenta recomendaciones de la SSRH, del CIC, de la EC (2006), de la OMS (WHO 1999), del CONAMA-Brasil, del Código de Aguas de Uruguay, de la CONAMA-Chile, de la DIGESA, de Australia y Nueva Zelanda.

Oxígeno Disuelto (OD) > 5 mg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado el nivel guía establecido por el CIC, coincidiendo con el criterio CONAMA-Brasil que establece, para el caso de aguas Clase 2 (aguas que pueden ser destinadas a recreación con contacto primario), un valor no inferior a 5 mg/l. Este criterio es también coincidente con el Decreto 253/79 de Uruguay para el caso de agua Clase 2b (aguas destinadas a recreación por contacto directo con el cuerpo humano).

Otras referencias internacionales resultan más restrictivas, como por ejemplo la EC, la cual establece para el caso de aguas Clase B1 (uso recreativo con contacto primario) un rango de 70 a 120% O_2 de saturación que, de acuerdo a la conversión de nivel de saturación de oxígeno, corresponde a un rango de 6,5 a 11 mg/l (a 20 °C).

Materia orgánica (DBO_5) < 3 mg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado la recomendación de CONAMA-Brasil, que establece para el caso de aguas Clase 2 un valor máximo de 3 mg/l.

Nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+): Sin restricción

Considerando que para el Uso II existe menos riesgo que del derivado del consumo de agua, se adopta la recomendación de la SSRH para fuente de agua para consumo humano con tratamiento convencional, que no impone restricciones.

Nitrato (N-NO_3^-) < 10 mg N/l (90% del tiempo)

Se asume la recomendación de CONAMA-Brasil para aguas Clase 2 ya definido anteriormente que resulta coincidente con el Decreto 253/79 de Uruguay.

Escherichia Coli < 200 NMP/100 ml (90% del tiempo)

Se ha considerado la recomendación de CONAMA-Brasil, que establece para el caso de aguas de calidad excelente un valor máximo de 200 NMP/100 ml para E.Coli.

Fósforo Total < 100 μg /l (90% del tiempo)

Se ha considerado el nivel guía establecido por CONAMA-Brasil para ambientes lóticos y tributarios de ambientes intermedios. El glosario de la norma especifica que un ambiente lótico es el relativo a aguas continentales con movimiento. Se interpreta que ambiente intermedio se refiere a aquel que presenta características medias entre ambientes lóticos y ambientes lénticos, definido en el glosario como el relativo a aguas con movimiento lento, estancado o sin movimiento. Este criterio es coincidente con el recomendado por la OMS.

Es importante destacar que existen pocas referencias que indiquen expresamente el efecto que el fósforo podría provocar en ríos o cuerpos de agua con movimiento; en general, existen recomendaciones para cuerpos de agua con escaso o nulo movimiento, como es el caso de lagos y embalses.

Sustancias Fenólicas < 50 μg /l (90% del tiempo)

Para la fijación de este nivel se han considerado los valores de la EC establecidos para calidad de aguas de baño, siendo éstas definidas como las de carácter continental, corrientes, estancadas o embalsadas, y las de carácter marítimo, en las que el baño esté expresamente autorizado o, no estando prohibido, se practique habitualmente por un número importante de personas.

Detergentes < 0,5 mg/l (90% del tiempo)

Se adopta el nivel establecido por CONAMA-Brasil para aguas Clase 2, ya definido anteriormente.

Cromo total (Cr) < 50 µg/l (90% del tiempo)

Se asume como criterio el valor máximo de cromo total de 50 µg/l propuesto por el CIC, en correspondencia con el criterio establecido para el uso para consumo humano con tratamiento convencional. Por otra parte, el valor adoptado resulta coincidente con el fijado por CONAMA-Brasil y por Uruguay.

Plomo (Pb) < 10 µg/l (90% del tiempo)

Se asume como criterio el valor máximo de 10 µg/l recomendado por CONAMA-Brasil para aguas Clase 2, ya definido anteriormente.

pH: $6 \leq \text{pH} \leq 9$ (90% del tiempo)

Se adoptó el valor sugerido por la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 2 un rango comprendido entre 6 y 9 de unidades de pH. En la medida que el equilibrio químico de muchas especies involucra la transferencia de iones de hidrógeno (protones y oxhidrilos), el pH estará relacionado en alguna forma con la mayoría de otros parámetros relativos a la calidad del agua (Health Canada 1995a). Estos efectos resultan indeseables para el uso recreativo con contacto directo. En relación a las aguas utilizadas para este uso, las aguas con características ácidas y alcalinas pueden provocar irritación ocular (National Health and Welfare 1992).

Temperatura (T): $15 \leq T \leq 35$ °C (90% del tiempo)

Se adoptó la recomendación de la normativa común para Australia y Nueva Zelanda que establece valores comprendidos en el rango 15 a 35 °C. La exposición por períodos que exceden 1 hora a temperatura menor de 15 °C puede causar una pérdida excesiva de calor y llevar a estado de hipotermia (National Health and Medical Research Council of Australia, 1990). Por otra parte, la evidencia científica sugiere que la inmersión prolongada en aguas que se encuentran a más de 34 - 35°C puede resultar peligrosa, dependiendo el grado de peligrosidad del tiempo de exposición y el metabolismo de la persona expuesta, entre otros factores. En este caso, la supervivencia de un individuo expuesto dependerá de la tolerancia a la elevación de la temperatura corporal, existiendo un riesgo real de daño ante exposición prolongada (National Health and Welfare 1992).

Aceites y grasas (SSEE): Ausente (90% del tiempo)

Se asume el criterio de ausencia de aceites y grasas recomendado coincidentemente por la EC, CONAMA-Brasil y Uruguay. No deberían estar presentes sustancias oleosas en concentraciones que puedan ser observadas como un film apreciable sobre la

superficie, que produzcan olor o que puedan formar depósitos en las riberas detectables visualmente o por generación de olores. Sin embargo, la toxicidad de aceites y grasas por ingestión, absorción dérmica o inhalación de vapores que puedan generarse es relativamente baja excepto en el caso de compuestos aromáticos (National Health and Welfare 1992).

Sólidos Suspendidos Totales (SST): < 50 mg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 50 µg/l recomendado por la CONAMA-Chile. La inclusión de este parámetro responde a que, a fines vinculados con la seguridad, el agua debería presentar baja turbidez, ya que en algunas actividades, como por ejemplo natación o buceo, resulta de importancia que el fondo sea claramente visible.

Sulfuro: < 50 µg/l (90% del tiempo)¹²

De acuerdo a lo ya comentado en párrafos anteriores en relación a los umbrales de olor y sabor para sulfuro de hidrógeno (H₂S) en soluciones acuosas (50 - 104 µg/l) (Health Canada 1992a), se considera que fijar el valor límite en 50 µg/l, recomendado por la normativa común para Australia y Nueva Zelanda, resulta razonable para actividades de tipo recreativo y estético.

Cianuro: < 100 µg/l (90% del tiempo)

Considerando que la absorción de cianuro ocurre a través de membranas mucosas y piel (Health Canada 1992b), para la fijación de este valor máximo, el GTT adoptó el mismo criterio que para el caso del Uso I, lo cual es conservador por existir riesgo eventual de contacto y/o ingesta en este caso

Hidrocarburos totales: < 50 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 50 µg/l recomendado por CONAMA-Chile. De acuerdo a lo ya expuesto para el caso de sólidos suspendidos, y a fines vinculados con la seguridad, resulta de especial interés el control de residuos flotantes, aceites y grasas que puedan interferir especialmente con actividades recreativas en donde existe contacto directo.

Cadmio: < 5 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 5 µg/l recomendado coincidentemente por CIC, Australia y Uruguay. Considerando que puede eventualmente producirse la ingesta, se fija este valor que corresponde al establecido por la OMS para agua de bebida.

¹² Expresado con H₂S sin disociar

Mercurio: < 1 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 1 µg/l recomendado por Australia. Considerando que los procesos de tratamiento convencional producen una remoción moderadamente efectiva de mercurio (Health Canada 1992c, SSRH 2004), se ha fijado como valor límite la concentración establecida para agua de bebida por OMS, Canadá y la EC. Este criterio es también coincidente con el valor fijado por el Código Alimentario Argentino.

Arsénico: < 10 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 10 µg/l, para el caso de aguas Clase 2, recomendado por la Resolución CONAMA-Brasil 357/05. Considerando que puede eventualmente producirse la ingesta se fija este valor, que corresponde al establecido para agua de bebida.

Cromo hexavalente (Cromo VI): < 50 µg/l (90% del tiempo)

De acuerdo a lo expuesto en párrafos anteriores, se fija para cromo hexavalente el valor límite establecido para cromo total de 50 µg/l, de acuerdo a lo recomendado por CIC, CONAMA-Brasil y Perú.

4.6 Uso III – Apta para actividades recreativas sin contacto directo

Si bien para las actividades recreativas propuestas para este uso podría existir un eventual contacto con la misma, no se consideraría probable su ingesta, por lo cual las consideraciones sobre la protección de la salud y bienestar de las personas son menos restrictivas que para el caso de actividades recreativas con contacto directo, presentadas en la sección anterior (National Health and Medical Research Council of Australia 1990).

Nuevamente, a pesar de no estar incluido dentro de los criterios cuantitativos aquí establecidos, este uso requeriría estar libre de objetos sumergidos o flotantes, lo cual puede causar riesgos a la integridad de embarcaciones y usuarios. Podrían eventualmente evaluarse efectos asociados a la presencia de organismos no acuáticos que sean considerados vectores de enfermedades y/o generadores de molestias para el ser humano.

El cumplimiento de la condición de valor límite se ha establecido para el 90% del tiempo.

Es necesario destacar que existen pocas referencias que distinguen entre actividades recreativas con y sin contacto directo. Al respecto, se establecen valores numéricos solamente para el caso de contacto primario, habiendo para el caso de contacto secundario criterios más bien vinculados a aspectos estéticos o de percepción del individuo. Es por ello que, para el análisis de los niveles guía, se tuvieron en cuenta básicamente recomendaciones de la SSRH, del CONAMA-Brasil, la EC (1994, 2006), la CONAMA-Chile, Australia y Nueva Zelanda.

Para aquellos parámetros en los que no se dispuso de niveles guía para este uso, este grupo de trabajo optó por establecer como criterio aumentar en uno a dos órdenes de magnitud los correspondientes a Uso II.

Oxígeno Disuelto (OD) > 4 mg/l (90% del tiempo)

Se asumió el valor recomendado por CONAMA-Brasil que establece para el caso de aguas Clase 3 (aguas que pueden ser destinadas a recreación con contacto secundario) un valor no inferior a 4 mg/l.

Materia orgánica (DBO₅) < 10 mg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado la recomendación de CONAMA-Brasil, que establece un valor máximo de 10 mg/l para el caso de aguas Clase 3 (ya definido anteriormente).

Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺): Sin restricción

Se asume la recomendación de la SSRH para fuente de agua para consumo humano con tratamiento convencional, ya que al haber menos riesgo que el derivado del consumo de agua, para este uso tampoco habrá restricciones.

Nitrato (N-NO₃⁻) < 10 mg N/l (90% del tiempo)

Se ha considerado la recomendación de CONAMA-Brasil, que establece un valor máximo de 10 mg/l para el caso de aguas Clase 3 (ya definido anteriormente).

Escherichia Coli < 20.000 NMP/100 ml (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor límite, el GTT ha aplicado el criterio de aumentar en dos órdenes de magnitud el valor fijado para el mismo parámetro en el caso de Uso II, basándose en que disminuye el riesgo por la menor probabilidad de contacto.

Fósforo < 1 mg/l (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor límite, el GTT ha aplicado el criterio de aumentar en un orden de magnitud el valor fijado para el mismo parámetro en el caso de Uso II, basándose en que disminuye el riesgo por la menor probabilidad de contacto.

Sustancias Fenólicas < 100 µg/l

Para la fijación de este valor límite, el GTT ha aplicado el criterio de aumentar en el doble el valor fijado para el mismo parámetro en el caso del Uso II, basándose en el criterio de disminución del riesgo por menor probabilidad de contacto.

Detergentes < 5 mg/l (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor límite, el GTT ha aplicado el criterio de aumentar en un orden el valor fijado para el mismo parámetro en el caso del Uso II, basándose en el criterio de disminución del riesgo por menor probabilidad de contacto.

Cromo total (Cr): Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por existir un riesgo muy bajo de contacto.

Plomo (Pb): Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por existir un riesgo muy bajo de contacto.

pH: $6 \leq \text{pH} \leq 9$ (90% del tiempo)

Se adoptó el valor sugerido por la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 3 un rango comprendido entre 6 y 9 de unidades de pH.

Temperatura (T): $15 \leq T \leq 35$ °C (90% del tiempo)

Se adoptó la recomendación de la normativa común para Australia y Nueva Zelanda que establece valores comprendidos en el rango 15 a 35 °C. Es necesario, sin embargo, tener en cuenta que, si bien en este uso no existe contacto directo del agua con el cuerpo, se considera que al producirse el aumento de la temperatura habrá un mayor crecimiento de organismos molestos y vegetación que pueden interferir con el uso recreativo.

Aceites y grasas (SSEE): Ausente (90% del tiempo)

Se asume el criterio de ausencia de aceites y grasas recomendado coincidentemente por la EC, CONAMA-Brasil y Uruguay. No deberían estar presentes sustancias oleosas en concentraciones que puedan ser observadas como un film apreciable sobre la superficie, que produzcan olor o que puedan formar depósitos en las riberas detectables visualmente o por generación de olores.

Sólidos Suspendidos Totales (SST): < 50 mg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 50 µg/l recomendado por la CONAMA-Chile. Valen los criterios para Uso II en cuanto a aspectos de seguridad e integridad de embarcaciones y usuarios.

Sulfuro: < 50 µg/l (90% del tiempo)¹³

De acuerdo a lo ya comentado en párrafos anteriores en relación a los umbrales de olor y sabor para sulfuro de hidrógeno (H₂S) en soluciones acuosas (50 - 104 µg/l) (Health Canada 1992a), se considera que fijar el valor límite en 50 µg/l, recomendado por la normativa común para Australia y Nueva Zelanda, resulta razonable para actividades de tipo recreativo y estético.

Cianuro: < 100 µg/l (90% del tiempo)

De acuerdo a la bibliografía el umbral de olor para el cianuro de hidrógeno gaseoso (HCN) corresponde a una concentración de 170 µg/l (fase acuosa) (U.S. Department of Health and Human Services 2006), por lo cual se considera que el límite establecido de 100 µg/l resulta conservador para el uso de recreación sin contacto directo, para evitar condiciones de eventual inhalación del gas. El cianuro es un compuesto que no se acumula en el ambiente, siendo la volatilización el mecanismo dominante de remoción en cuerpos de agua, particularmente a pH menor de 9, condición para la cual la mayor parte existirá como HCN gaseoso (California Environmental Protection Agency 1997b). El comportamiento y destino del cianuro en el ambiente será controlado por una serie de parámetros en el cuerpo de agua, principalmente pH, niveles traza de metales, oxígeno disuelto y temperatura (WHO 2007).

Hidrocarburos totales: < 200 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 200 µg/l recomendado por la CONAMA-Chile.

Cadmio: Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por existir un riesgo muy bajo de contacto.

Mercurio: Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por existir un riesgo muy bajo de contacto.

Arsénico: Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por existir un riesgo muy bajo de contacto.

¹³ Expresado con H₂S sin disociar

Cromo hexavalente (Cromo VI): Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por existir un riesgo muy bajo de contacto. Este criterio es coincidente con el aplicado para el caso de Cromo Total.

4.7 Uso IV – Apta para actividades recreativas pasivas

La condición principal de la recreación pasiva la constituye el disfrute estético. El agua provee un punto focal para muchas actividades recreativas, que incluye la apreciación del paisaje, circuitos pedestres, sendas para jogging, footing y ciclismo. Por otra parte, podrían desarrollarse otro tipo de emprendimientos sociales o artísticos, tales como clubes, estadios, museos, salas de arte, cines, etc., en los cuales, incluso, la visión del agua no sería el aspecto más significativo, cobrando importancia como factor estético la eliminación de las causas que generan olores.

En líneas generales, la formulación de criterios universales de aceptación del agua es una tarea difícil pues las preferencias estéticas son subjetivas y dependientes de aspectos culturales. Mientras la recreación pasiva puede promover al bienestar humano, como el agua no es usada en forma directa, no debería atribuirse riesgo a la salud y la seguridad a problemas de calidad de agua que pueda presentar el recurso. Los factores que pueden producir la degradación del agua y afectar su uso recreativo son de interés ambiental más que de preocupación de la salud pública.

En las normativas y recomendaciones consultadas no existen, prácticamente, referencias a uso recreativo pasivo. Solamente se ha encontrado alguna congruencia en las recomendaciones del CONAMA-Brasil, de Uruguay, del CONAMA-Chile, Australia y Nueva Zelanda; sin embargo, en general se presentan criterios de tipo cualitativo, es decir, la aplicación de términos del estilo de “ausencia de” o “no objetables”, no habiendo valores numéricos que representen en forma indirecta el desarrollo de fenómenos que puedan afectar el disfrute del paisaje como principal objetivo de uso. Se distinguen especialmente los siguientes atributos estéticos de las aguas:

- Materiales flotantes, como por ejemplo espumas: virtualmente ausentes
- Olor y aspecto: no objetable
- Aceites y grasas: iridiscencia tolerable
- Sustancias sedimentables que puedan contribuir a la colmatación de canales: virtualmente ausentes

Para aquellos parámetros en los que no se dispuso de niveles guía para este uso, el GTT optó por establecer el criterio de mantener el mismo umbral o bien aumentar los correspondientes a Uso III, de modo que sean menos restrictivos.

El cumplimiento de la condición de valor límite se ha establecido para el 90% del tiempo.

Oxígeno Disuelto (OD) > 2 mg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado la recomendación establecida por CONAMA-Brasil, que establece para el caso de aguas Clase 4 (aguas que pueden ser destinadas a la armonía paisajística) un valor no inferior a 2 mg/l.

Materia orgánica (DBO₅) < 15 mg/l (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor máximo, se ha considerado lo establecido por Uruguay en el Decreto 253/79, que establece para el caso de aguas Clase 4 (aguas correspondientes a cursos o tramos de cursos que atraviesan zonas urbanas o suburbanas que deban mantener una armonía con el medio) un valor no superior a 15 mg/l.

Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺): Sin restricción

Se asume la recomendación de la SSRH para fuente de agua para consumo humano con tratamiento convencional, dado que para el Uso III existe menos riesgo que el derivado del consumo de agua; entonces, se considera que no hay restricciones para este parámetro.

Nitrato (N-NO₃): Sin restricción

Para la fijación de este valor máximo, este grupo de trabajo ha aplicado el criterio de no restricción, por no existir riesgo de contacto.

Escherichia Coli < 200.000 NMP/100 ml (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor máximo, se tuvo en cuenta la posibilidad efectiva de saneamiento pasible de ser alcanzada con la implementación del Proyecto de Desarrollo Sustentable de la Cuenca Hídrica del Matanza-Riachuelo, de acuerdo a lo determinado por el modelo matemático, ya que en ese escenario aún se considera que existe una cantidad de fuentes difusas no controladas.

Fósforo < 1 mg/l (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor máximo, el GTT adoptó el mismo criterio que para el caso del Uso III, lo cual es conservador por no existir riesgo de contacto en este caso.

Sustancias Fenólicas < 1.000 µg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado la recomendación de CONAMA-Brasil que establece un valor máximo de 1000 µg/l para el caso de aguas Clase 4 (ya definido anteriormente).

Detergentes < 5 mg/l (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor máximo, el GTT adoptó el mismo criterio que para el caso del Uso III, lo cual es conservador por no existir riesgo de contacto en este caso.

Cromo total (Cr): Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por no existir riesgo de contacto.

Plomo (Pb): Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por no existir riesgo de contacto.

pH: $6 \leq \text{pH} \leq 9$ (90% del tiempo)

Se adoptó el valor sugerido por la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 4 un rango comprendido entre 6 y 9 de unidades de pH. Este valor es coincidente con el límite establecido por el Decreto 253/79¹⁴ para la prevención de la contaminación ambiental de Uruguay, para el caso de aguas Clase 4 (aguas correspondientes a los cursos o tramos de cursos que atraviesan zonas urbanas o suburbanas que deban mantener una armonía con el medio, o también aguas destinadas al riego de cultivos cuyos productos no son destinados al consumo humano en ninguna forma)

Como ya se ha mencionado anteriormente, el pH está relacionado en alguna forma con el equilibrio químico de muchas especies relativas a la calidad del agua. Así por ejemplo en aguas naturales que presentan pH menor de 7,0 y contaminación con compuestos de azufre, se favorecerá la formación de sulfuro de hidrógeno gaseoso que provoca olores indeseables, mientras que valores elevados de pH incrementan la intensidad de color (Health Canada 1995a).

En ambientes terrestres y acuáticos, pueden observarse, sin embargo, fenómenos naturales de neutralización de protones (H^+) debidos a procesos erosivos de suelos o bien por procesos biológicos anaeróbicos de reducción de nitratos y sulfatos que se producen principalmente en proximidad de la interfase agua-sedimento o zonas anóxicas del cuerpo de agua (Ministry of Environment 1991) .

Si bien, el pH de la mayoría de las aguas naturales se encuentra en el rango 6,5 a 8,5, sin embargo en algunas áreas pueden observarse menores valores, como resultado del lixiviado de ácidos orgánicos producidos por la degradación de la vegetación y la presencia de dióxido de carbono disuelto, efectos que resultan indeseables a los efectos estéticos.

¹⁴ Con las modificaciones de los Decretos 232/88, 698/89 y 195/91.

Temperatura (T): ≤ 35 °C (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor, el GTT adoptó el valor máximo de 35 °C establecido como límite superior para el caso de Uso III, considerando que el aumento de la temperatura favorecerá condiciones de formación de gases, volatilización de compuestos orgánicos y probable generación de malos olores.

Aceites y grasas (SSEE): Irisdiscencia (90% del tiempo)

Se ha considerado la recomendación de CONAMA-Brasil, que fija para el caso de aguas Clase 4 tolerancia a la presencia de un film de iridiscencia apreciable sobre la superficie.

Sólidos Suspendedos Totales (SST): < 80 mg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 80 $\mu\text{g/l}$ recomendado por la CONAMA-Chile.

Sulfuro: < 50 $\mu\text{g/l}$ (90% del tiempo)¹⁵

De acuerdo a lo ya comentado en párrafos anteriores en relación a los umbrales de olor y sabor para sulfuro de hidrógeno (H_2S) en soluciones acuosas (50 - 104 $\mu\text{g/l}$) (Health Canada 1992a), se considera que fijar el valor límite en 50 $\mu\text{g/l}$, recomendado por la normativa común para Australia y Nueva Zelanda, resulta razonable para actividades de tipo recreativo y estético, de acuerdo a lo establecido para Uso III.

Cianuro: < 100 $\mu\text{g/l}$ (90% del tiempo)

Para la fijación de este valor máximo, el GTT adoptó el mismo criterio que para el caso del Uso III, para evitar condiciones de eventual inhalación del gas.

Hidrocarburos totales: < 1000 $\mu\text{g/l}$ (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo recomendado por la CONAMA-Chile.

Cadmio: Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por no existir riesgo de contacto.

Mercurio: Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por no existir riesgo de contacto.

¹⁵ Expresado con H_2S sin disociar

Arsénico: Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por no existir riesgo de contacto.

Cromo hexavalente (Cromo VI): Sin restricción

Para este parámetro, el GTT ha aplicado el criterio de no restricción, por no existir riesgo de contacto. Este criterio es coincidente con el aplicado para el caso de cromo total.

4.8 Uso V –Apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada

El establecimiento del nivel guía de calidad para la protección de la biota acuática, correspondiente a una sustancia determinada, depende de la información existente sobre la sensibilidad de determinadas especies frente a esa sustancia.

El enfoque aplicado actualmente por agencias ambientales internacionales (EEUU, Canadá, Australia, entre otras) se basa en el criterio de máxima protección de los ecosistemas acuáticos, que no puede ser establecido a partir de todas y cada una de las especies asociadas al mismo, sino mediante la utilización de especies representativas de los diferentes grupos taxonómicos, o mediante ecosistemas simplificados. Esto parte de la hipótesis de que, si ciertas especies están protegidas, el resto de la biota también lo estará (SSRH 2003f).

Los niveles guía son, en general, determinados a partir de datos obtenidos en condiciones de laboratorio, asumiéndose que los efectos observados representan satisfactoriamente los correspondientes a la situación de campo en condiciones similares. Estos ensayos pueden ser de corta duración (estudios de toxicidad aguda) o de larga duración (estudios de toxicidad crónica).

Para toxicidad crónica se observan los eventuales efectos tóxicos a largo plazo, que pueden mantenerse en alrededor de la décima parte de la vida media de la especie. Estos efectos están relacionados con cambios en el metabolismo, el crecimiento o la capacidad de supervivencia (muerte y reducción de la capacidad reproductora) (Metcalf & Eddy 1991).

En la actualidad, prácticamente no se dispone de información sobre efectos de las sustancias en organismos acuáticos autóctonos desarrollada en el país. Esto significa que es necesario recurrir a información sobre biota acuática generada en otros países.

Para el análisis de los niveles recomendados se tuvieron en cuenta recomendaciones de la SSRH, del CIC, de Australia y Nueva Zelanda (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council 2000b), del CONAMA-Brasil, de Uruguay, de la CONAMA-Chile, de la DIGESA, de Canadá (Canadian Council of Ministers of the Environment 2006), incluyendo los agregados de las provincias de British Columbia (Ministry of Environment 2006) y Alberta (Alberta Environment. Science and Standards Branch 1999), y de los Estados de California (California Environmental Protection Agency 1997a).

El cumplimiento de la condición de valor límite se ha establecido para el 90% del tiempo.

Oxígeno Disuelto (OD) > 5 mg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado el nivel guía establecido por el CIC, en coincidencia con los valores establecidos para el Uso II.

Materia orgánica (DBO₅) < 3 mg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado el nivel guía establecido por el CIC, en coincidencia con el valor establecido para el Uso II.

Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) < 0,6 mg/l (90% del tiempo)

Se asume la recomendación del “California Ocean Plan”. Si bien este Plan es aplicable a aguas de océano, las otras referencias evaluadas indican valores que resultan ser demasiado restrictivos.

Nitrato (N-NO₃): Sin restricción

Se tomó como referencia que tanto la SSRH como el CIC no establecen límites para este parámetro.

Escherichia Coli: Sin restricción

Se ha considerado la recomendación del CIC, que no establece límites para el caso de coliformes fecales. El hecho de que el grupo coliformes fecales comprende al género *Escherichia* (algunas referencias indican que entre un 90% y un 100% de coliformes fecales encontrados en heces corresponde a *E. Coli*, mientras que en aguas residuales y muestras de agua contaminadas este porcentaje disminuye hasta un 59% (Goez Lopez et al. 2004), permite extrapolar el criterio.

Fósforo < 10 µg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado el nivel guía más restrictivo, establecido por Australia para la categoría de ríos y arroyos. El mayor problema vinculado con altas concentraciones de nutrientes (principalmente, fósforo) es la estimulación de desarrollo de cianobacterias (en ciertas condiciones) y plantas que pueden dominar y cambiar la dinámica de los ecosistemas acuáticos (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council 2000b).

Sustancias Fenólicas < 4 µg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado el límite establecido por Canadá para la protección de la vida acuática, que se basa en ensayos de toxicidad realizados con las especies más sensibles de plantas y animales de la región (con el criterio de cumplimiento del 100% del tiempo y para el 100% de las especies acuáticas) (Canadian Council of Ministers of the Environment 2006).

Detergentes: Sin restricción

Se ha considerado la recomendación del CIC, que no establece límites para el caso de detergentes aniónicos. La SSRH, por su parte, tampoco establece límite para este parámetro.

Cromo total (Cr): < 2 µg/l (90% del tiempo)

Este nivel guía es recomendado por el CIC y por el Estado de California. Nuevamente, se aclara que en el último caso son aplicables a aguas de océano; además, sólo se considera Cromo Hexavalente; sin embargo, se incluye esta referencia por haber pocos estudios que cuenten con suficientes datos de toxicidad crónica para calcular el valor crónico final. En general, se efectúa este cálculo a partir de datos de toxicidad aguda y de relaciones toxicidad aguda/crónica (ACR) estimables. Considerando que la toxicidad del Cromo depende de su estado de oxidación, y siendo los compuestos hexavalentes 100 a 1000 veces más tóxicos que la mayoría de los compuestos de cromo trivalente (SSRH 2003d), se considera razonable aplicar los valores establecidos para Cromo Hexavalente.

Plomo (Pb): < 2 µg/l (90% del tiempo)

Se ha considerado el nivel guía establecido por Canadá para la protección de la vida acuática, para valores de dureza comprendidos entre los 60–120 mg CaCO₃/l, tomando en consideración los valores históricos medidos en el área de incumbencia de la ACuMaR. Existe una importante cantidad de trabajos que analizan los efectos tóxicos del Plomo, evaluando variables fisiológicas, morfológicas y ecológicas, que indican que estos efectos disminuyen al aumentar la dureza (SSRH 2005). Este nivel guía es recomendado también por el Estado de California; como ya se ha explicado anteriormente, si bien estos estándares son aplicables a aguas de océano, se incluye esta referencia dado que no se cuenta con suficientes datos de toxicidad crónica inherentes a Plomo para calcular el valor crónico final.

pH: 6 ≤ pH ≤ 9 (90% del tiempo)

Se adoptó los valores sugeridos por la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 1 (aguas que pueden ser destinadas a la protección de las comunidades acuáticas) un rango comprendido entre 6 y 9 de unidades de pH. Si bien la provincia de British Columbia, Canadá, coincide con este criterio, advierte sobre la posibilidad de que la toxicidad de algunas sustancias pueda verse afectada por cambios de pH en el rango de 6,5 a 9 (Ministry of Environment 1991).

El control de esta variable resulta de suma importancia, dado que elevados valores de pH, en conjunción con otros factores ambientales, tales como luz, velocidad del agua y disponibilidad de nutrientes, entre otros, favorecen el desarrollo de cianobacterias (algas azul-verdosas) que pueden ocasionar serios inconvenientes en la calidad del agua.

Bajos valores de pH, en cambio, pueden provocar daños en las branquias y agallas de algunos peces; la bibliografía indica que el umbral de daño para el caso de los

salmónidos (especie más tolerante a pH ácido) se encuentra entre los 5,2 y 5,6 (Ministry of Environment 1991).

Temperatura (T): <3°C por encima de valor de fondo ó “background” (90% del tiempo)

Se asume el criterio establecido por la provincia de Alberta, Canadá. La temperatura es reconocida como un factor ambiental fundamental en ecosistemas acuáticos y terrestres por su rol crucial en la actividad biológica, que involucra procesos de desarrollo. Son dependientes de la temperatura, por ejemplo, las constantes de equilibrio y reacciones químicas, solubilidades, entre otras (Canadian Council of Ministers of the Environment 1999). Es esperable que los regímenes térmicos varíen con la latitud, sin embargo, suelen observarse patrones cíclicos diarios y estacionales comunes. A este punto, puede esperarse que la adaptación local de los organismos acuáticos al régimen térmico varíe por la distribución geográfica de las especies, así como también como una función de las condiciones ambientales de la cuenca (Ministry of Environment, Lands and Parks 2001). A fin de establecer un límite que sea compatible con la variabilidad descripta, resulta sin embargo recomendable realizar un estudio exhaustivo de las especies autóctonas del área de estudio.

Aceites y grasas (SSEE): Ausente (90% del tiempo)

Se adoptó la recomendación de la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 1 aceites y grasas virtualmente ausentes del espejo de agua. Este criterio resulta coincidente con la recomendación de Uruguay.

Sólidos Suspendidos Totales (SST): < 10 mg/l por encima de valor de fondo ó “background” (90% del tiempo)

Se asume el criterio establecido por la provincia de Alberta, Canadá. El tipo y concentración del material suspendido, consistente en partículas de arena, arcilla, materia orgánica e inorgánica fina, plancton y organismos microscópicos, entre otros, controla la turbidez y transparencia del agua. En general, la deposición de sedimentos finos es perjudicial para organismos acuáticos por el cambio que producen en la composición, permeabilidad y estabilidad de los sedimentos de fondo del cuerpo de agua. Estas alteraciones del ambiente pueden provocar efectos en la supervivencia de huevos de peces y cambios en las comunidades de macroinvertebrados bénticos. Algunos de los efectos directos producidos por el excesivo contenido de sólidos suspendidos incluyen la obstrucción y abrasión de agallas, cambios en el comportamiento (movimiento y migración), resistencia a las enfermedades y otros cambios en el hábitat. Los efectos de sólidos suspendidos en algas se asocian a la reducción de la productividad por inhibición de la fotosíntesis debida a la disminución de la penetración de luz (Canadian Council of Ministers of the Environment 2002).

Sulfuro: < 2 µg/l (90% del tiempo)¹⁶

Se adoptó el valor sugerido por la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 1 un límite de 2 µg/l. Este criterio coincide con la recomendación de Perú. Los sulfuros pueden reaccionar con el oxígeno disuelto presente en el medio a través de un proceso complejo que de acuerdo a las condiciones ambientales puede producir una variedad de productos, incluyendo al tiosulfato, sulfito y sulfato. La bibliografía indica que se han observado casos en los cuales elevadas concentraciones de sulfuro han agotado completamente el contenido de oxígeno disuelto inicial (Mar Negro, Mar Báltico, fiordos de la costa noruega y costa oeste de Canadá) (Health Canada 1992a).

Cianuro: < 11,2 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el Criterio de Concentración Continua (“Criterion Continuous Concentration” - CCC) de 11,2 µg/l recomendado USEPA, que corresponde a una estimación de la mayor concentración de una sustancia en el medio acuoso para la cual una comunidad puede estar expuesta indefinidamente sin que ello resulte en un efecto inaceptable. En cuanto a la toxicidad crónica de los cianuros, se ha observado que los mismos afectan la reproducción de los peces, provocando una disminución en la proporción de huevos que eclosionan, retardando la ovulación y afectando la formación de espermatozoides. En general, los peces experimentan una reducción significativa en su desarrollo, basada en osmoregulación, nado, ovulación y espermatogénesis, aunque pueden sobrevivir indefinidamente a una concentración del orden de 30 µg HCN/l en condiciones de laboratorio, los diferentes requerimientos fisiológicos para sobrevivir en la naturaleza podrían no ser alcanzados. Las plantas, en general, son mucho más resistentes a los efectos tóxicos de los cianuros. La bibliografía indica que se han realizado mediciones en tejidos de peces expuestos a niveles letales de cianuros, demostrándose que son rápidamente metabolizados por los organismos acuáticos, no verificándose bioacumulación (SSRH 2003c).

Hidrocarburos totales: < 50 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el criterio de valor máximo de 50 µg/l recomendado por la CONAMA-Chile. En relación a los efectos adversos de los hidrocarburos en ambientes acuáticos, una vez que estos compuestos ingresan, se ha observado la formación de una delgada capa en la superficie que reduce hasta en un 90% la penetración de la luz, impidiendo drásticamente la tasa de fotosíntesis del fitoplancton. En los peces se han observado efectos de tipo mecánico, ya que los compuestos de petróleo depositados sobre las branquias impiden el intercambio de gases y la muerte por asfixia. En concentraciones bajas, los alcanos producen anestesia y narcosis mientras que a altas concentraciones se ha observado daño celular y muerte (Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud 1985a).

¹⁶ Expresado con H₂S sin disociar

Por su parte, los hidrocarburos aromáticos halogenados poseen una naturaleza química que los hace muy estables y, en consecuencia, muy resistentes a la degradación tanto biológica como por factores físicos. Dentro de este grupo se puede hacer referencia al Diclorodifeniltricloroetano (DDT) que al ser prácticamente insoluble en agua se encuentra adsorbido en las partículas suspendidas en el medio acuoso. Es a partir de ellas como se incorpora a la cadena alimenticia al ser ingerido con los alimentos por invertebrados y posteriormente por peces. Dentro de los efectos más comúnmente observados en peces se hace referencia al crecimiento, inhibición sobre varias enzimas y reproducción muerte (Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud 1985b).

Cadmio: < 0,25 µg/l (90% del tiempo)

Se asume el Criterio de Concentración Continua (CCC) de 0,25 µg/l recomendado por USEPA. El cadmio es un elemento que se bioacumula en los tejidos de microorganismos, animales y plantas acuáticas, siendo su forma iónica libre (Cd²⁺) la que se encuentra más biodisponible para dichos organismos. Existe evidencia que indica que en los animales el cadmio y el calcio comparten los mecanismos de absorción, ya que sus iones son de tamaño y forma similares; esto implica que el Cd²⁺ puede reemplazar al Ca²⁺ en ciertas proteínas específicas. En los vertebrados e invertebrados de agua dulce, el aumento de la concentración de calcio reduce la absorción de cadmio a través de las branquias, su acumulación y por lo tanto su toxicidad. En general, el cadmio provoca una disminución del ritmo de crecimiento de las algas y las plantas de agua dulce (SSRH 1994b).

Es importante considerar que existe abundante evidencia sobre la existencia de una relación directa entre la toxicidad del cadmio y la dureza del agua, por lo cual se suele expresar el límite de cadmio a través de la siguiente función para Criterio de Concentración Continua y una exposición promedio de 4 días¹⁷ (USEPA 2006):

$$CCC \text{ (disuelto)} = \exp\{m_C [\ln (\text{dureza})] + b_C\} \text{ (CF)}$$

Chemical	m _A	b _A	m _C	b _C	Freshwater Conversion Factors (CF)	
					CMC	CCC
Cadmium	1.0166	-3.924	0.7409	-4.719	1.136672-[(ln hardness)(0.041838)]	1.101672-[(ln hardness)(0.041838)]

Para fijar el criterio establecido se considero un valor de 100 mg/l como CaCO₃ de dureza, que corresponde a valores medios históricos medidos en el área de estudio.

Mercurio: < 0,77 µg/l (90% del tiempo)

Se establece el Criterio de Concentración Continua de 0,77 µg/l recomendado por USEPA, considerando efectos observables en un periodo promedio de 4 días. Este

¹⁷ Válida para rango de dureza 25 a 400 mg/l CaCO₃.

criterio fue derivado de datos correspondientes a mercurio inorgánico (II), sin embargo, se ha extrapolado a mercurio total. Sin embargo, la derivación del criterio para mercurio es más complejo que para la mayoría de los metales, a causa del proceso de metilación del mercurio en sedimentos, en peces y cadena alimentaria de peces. De acuerdo a la bibliografía consultada, sin embargo, casi la totalidad de mercurio descargado corresponde a mercurio inorgánico.

Existen numerosos factores que pueden incidir sobre la toxicidad del mercurio, siendo algunos de los más importantes el pH, la alcalinidad, la dureza, el oxígeno disuelto, la temperatura, la concentración de cloruros y la presencia de complejantes orgánicos. La bibliografía menciona que algunas experiencias de campo indican que al disminuir el pH aumenta la incorporación de mercurio en peces e invertebrados, proceso que también es favorecido por la presencia de materia orgánica (SSRH 2004). Una de las propiedades del mercurio que mayor atención ha generado es su capacidad para acumularse en numerosos organismos, entre los cuales se encuentran muchas especies que son fuente de alimento para el hombre.

Arsénico: < 150 µg/l (90% del tiempo)

Se establece el Criterio de Concentración Continua de 150 µg/l recomendado por USEPA, considerando efectos observables en un periodo promedio de 4 días. El procedimiento descrito por USEPA indica que, excepto para áreas específicas con especies muy sensibles, el nivel de arsénico (III) establecido no debería producir efectos inaceptables sobre los organismos acuáticos. Sin embargo, no se tienen datos suficientes que permitan derivar el criterio para arsénico (V). También indica que el arsénico no presenta alto grado de bioconcentración pero que algunas especies pueden acumularlo en mayor medida que los peces. Sin embargo, la baja tasa de bioconcentración y la corta vida media del arsénico en tejidos de peces sugieren que los residuos no deberían ser un problema para los predadores de vida acuática (USEPA 1986).

Cromo hexavalente (Cromo VI): < 2 µg/l (90% del tiempo)

De acuerdo a lo expuesto en párrafos anteriores, se fija para cromo hexavalente el valor límite establecido para cromo total de 2 µg/l, de acuerdo a lo recomendado por Canadá. Este criterio es coincidente con el establecido por CIC. Desde el punto de vista toxicológico, si bien se asignan los mayores efectos al estado de oxidación (+6), es difícil discriminar entre éste y el estado de oxidación (+3), dado que cuando el Cromo (+6) es absorbido por los tejidos se reduce inmediatamente a Cromo (+3), no quedando claro si los efectos tóxicos son ocasionados por esta reducción o por la retención del Cromo (+3) por parte de ligandos celulares (SSRH 2003d).

4.9 Uso VI – Apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada

En general, valen las mismas consideraciones generales efectuadas para el Uso V.

Para los ensayos en laboratorio, en relación a la toxicidad aguda se observa el efecto adverso de la sustancia a evaluar (letal o subletal) inducido sobre los organismos de ensayo durante un periodo de exposición usualmente de pocos días, que produce respuesta rápida en los organismos (48 a 96 horas) y que puede llegar a implicar la muerte (Metcalf & Eddy 1991).

El cumplimiento de la condición de valor límite se ha establecido para el 100% del tiempo.

Oxígeno Disuelto (OD) > 3 mg/l (100% del tiempo)

El GTT ha aplicado el criterio de fijar un valor límite menos estricto que para el Uso V.

Materia orgánica (DBO₅) < 10 mg/l (100% del tiempo)

El GTT ha aplicado el criterio de fijar un valor límite menos estricto que para el Uso V.

Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) < 6 mg/l (100% del tiempo)

Se asume la recomendación del “California Ocean Plan”. Si bien este Plan es aplicable a aguas de océano, las otras referencias evaluadas indican valores que resultan ser demasiado restrictivos.

Nitrato (N-NO₃): Sin restricción

Se tomó como referencia que tanto la SSRH como el CIC no establecen límites para este parámetro.

Escherichia Coli: Sin restricción

Se ha considerado la recomendación del CIC, que no establece límites para el caso de coliformes fecales. Como se explicó anteriormente, se extrapola este criterio a la E.Coli.

Fósforo < 100 µg/l (100% del tiempo)

Se ha considerado el nivel guía menos restrictivo establecido por Australia para la categoría de ríos y arroyos. Como se explicó en apartados anteriores, el mayor problema vinculado con altas concentraciones de nutrientes es la estimulación de desarrollo de cianobacterias y plantas que pueden dominar y cambiar la dinámica de los ecosistemas acuáticos (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council 2000b).

Sustancias Fenólicas < 50 µg/l (100% del tiempo)

Considerándose que los fenoles halogenados deberían evaluarse de forma separada, se ha elegido el nivel guía establecido por Canadá para protección de la vida acuática. Este nivel no incluye los fenoles clorados, la hidroquinona y el resorcinol (British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection 2002).

Detergentes: Sin restricción

Se han considerado las recomendaciones de la SSRH y el CIC, que no establecen límites para este parámetro.

Cromo total (Cr): < 20 µg/l (100% del tiempo)

Se considera el nivel guía de 20 µg/l recomendado por el estado de California. Nuevamente se aclara que estos estándares son aplicables a aguas de océano, y para Cromo Hexavalente. Considerando que la toxicidad del cromo depende de su estado de oxidación, y siendo los compuestos hexavalentes 100 a 1000 veces más tóxicos que la mayoría de los compuestos de cromo trivalente, se considera razonable aplicar los valores establecidos para Cromo Hexavalente (SSRH 2003d).

Plomo (Pb): < 20 µg/l (100% del tiempo)

Se ha considerado el nivel guía establecido por el Estado de California. Como ya se ha explicado anteriormente, estos estándares son aplicables a aguas de océano.

pH: $4 \leq \text{pH} \leq 10,5$ (100% del tiempo)

Se adoptaron los valores extremos recomendados por la provincia de British Columbia, Canadá, que establece para ambientes de agua dulce un rango comprendido entre 4 y 10,5 de unidades de pH. De acuerdo al desarrollo incluido en el apéndice técnico sobre pH (Ministry of Environment 1991), es improbable que cualquier tipo de especie de peces sobreviva en más de una pocas horas en el rango de 3 a 3,5 unidades de pH, aunque se indica que pueden encontrarse algunas plantas e invertebrados por debajo de estos niveles. Por otra parte, establece que el rango de 3,5 a 4 unidades de pH es letal para los salmónidos, aunque existen evidencias de que otras especies pueden sobrevivir a estos valores, (ej.: percas) presumiblemente luego de período de adaptación a ligeramente mayores a niveles sub-letales. En relación al límite superior establecido, se observa efecto letal agudo para salmónidos en el rango 10,5 a 11, mientras que el rango 11 a 11,5 resulta letal para toda especie de peces.

Temperatura (T): < 3 °C por encima de valor de fondo ó “background” (100% del tiempo)

Se asume el criterio establecido por la provincia de Alberta.

Los efectos probables de exposición sobre organismos acuáticos a temperaturas extremadamente bajas incluyen la integración ineficiente de los procesos nerviosos y metabólicos, insuficientes velocidades de liberación de energía y cambios en los balances de agua y minerales. Por otra parte, entre los efectos observados a temperaturas extremadamente elevadas, los más significativos son el suministro insuficiente de oxígeno, inactivación de enzimas, cambios en el contenido de lípidos, aumento de la permeabilidad a través de la membrana celular, desnaturalización de proteínas y liberación de sustancias tóxicas desde las células dañadas.

La muerte puede resultar de la exposición ya sea a temperaturas extremadamente bajas o altas del agua (Canadian Council of Ministers of the Environment 1999).

Aceites y grasas (Sustancias Solubles en Éter Etilico – SSEE): Ausente (100% del tiempo)

Se adoptó la recomendación de la Resolución CONAMA-Brasil 357/05, que establece para el caso de aguas Clase 1 aceites y grasas virtualmente ausentes del espejo de agua. Este criterio resulta coincidente con la recomendación de Uruguay, y con el criterio establecido para Uso V.

Sólidos Suspendidos Totales (SST): < 10 mg/l por encima de valor de fondo ó “background” (100% del tiempo)

Se asume el criterio establecido por la provincia de Alberta, Canadá. Corresponden los mismos conceptos desarrollados para el Uso V.

Sulfuro: < 300 µg/l (100% del tiempo)¹⁸

Se asume como criterio la recomendación de USEPA (1986). Según este documento el hecho de que el sulfuro de hidrogeno (H_2S) se oxida en cuerpos de agua bien aireados por procesos biológicos naturales ya sea a ion sulfato (SO_4^{2-}) o a azufre elemental (S^0) ha llevado a los investigadores a especular en la minimización de los efectos tóxicos del H_2S sobre peces y otras formas de vida acuática.

El grado de peligrosidad exhibido por el sulfuro sobre la vida acuática es dependiente de la temperatura, el pH y la concentración de oxígeno disuelto. A bajos valores de pH, se tiene una mayor proporción de la forma no disociada H_2S , siendo esta la fracción más tóxica. Estudios realizados por USEPA indican que los peces exhiben una fuerte resistencia a reaccionar con el sulfuro, por lo cual han establecido la hipótesis de que si un pez se ve expuesto a una concentración letal de sulfuro, resulta razonable concluir que habrá chances de que pueda evitar el efecto antes de resultar dañado. Esta conclusión asume, por cierto, la posibilidad de rutas de escape. Los datos de toxicidad del sulfuro de hidrogeno resultantes de los estudios sobre peces y otras formas de vida acuática se han basado en periodos de exposición muy cortos e indican que los peces pueden sobrevivir a concentraciones en el rango de 300 a 400 µg/l.

¹⁸ Expresado con H_2S sin disociar

Cianuro: < 22 µg/l (100% del tiempo)

Se asume el Criterio de Concentración Máxima (Criteria Maximum Concentration - CMC) de 22 µg/l recomendado USEPA, que corresponde a una estimación de la mayor concentración de una sustancia en el medio acuoso para la cual una comunidad puede estar expuesta brevemente sin que ello resulte en un efecto inaceptable.

El cianuro de hidrógeno actúa rápidamente sobre los ambientes acuáticos afectando los procesos de intercambio gaseoso y osmoregulatorios de los organismos de manera selectiva. Se considera que los peces son los organismos acuáticos más sensibles a los cianuros, observándose efectos letales a partir de concentraciones de cianuro libre iguales a 27 y 52 µg/l para algunas especies evaluadas. Entre los invertebrados, los efectos letales se observaron a partir de concentraciones de cianuro libre iguales a 83 y 2500 µg/l para el crustáceo *Daphnia pulex* y el insecto *Tanytarsus dissimilis*, respectivamente (SSRH 2003c).

Hidrocarburos totales: < 100 µg/l (100% del tiempo)

Para la fijación de este valor límite, el GTT ha aplicado el criterio de aumentar al doble el valor fijado para el mismo parámetro en el caso de Uso V, por no existir en la bibliografía consultada valores establecidos para efectos agudos.

Cadmio: < 2 µg/l (100% del tiempo)

Se asume el Criterio de Concentración Máxima (CMC) de 2 µg/l recomendado por USEPA. Este criterio es coincidente con la recomendación de la provincia de Alberta. Como se ha mencionado para el Uso V, es importante considerar que existe una relación directa entre la toxicidad del cadmio y la dureza del agua, por lo cual se suele expresar el límite de cadmio a través de la siguiente función para Criterio de Concentración Máxima y una exposición promedio de 1 hora¹⁹ (USEPA 2006):

$$CMC \text{ (disuelto)} = \exp\{m_A [\ln(\text{dureza})] + b_A\} \text{ (CF)}$$

Chemical	m _A	b _A	m _C	b _C	Freshwater Conversion Factors (CF)	
					CMC	CCC
Cadmium	1.0166	-3.924	0.7409	-4.719	1.136672-[(ln hardness)(0.041838)]	1.101672-[(ln hardness)(0.041838)]

Para fijar el criterio establecido se considero un valor de 100 mg/L como CaCO₃ de dureza, que corresponde a valores medios históricos medidos en el área de estudio.

¹⁹ Valida para rango de dureza 25 a 400 mg/l CaCO₃.

Mercurio: < 1,4 µg/l (100% del tiempo)

Se establece el Criterio de Concentración Máxima de 1,4 µg/l recomendado por USEPA, considerando efectos observables en un periodo promedio de 1 hora. Corresponden los mismos conceptos desarrollados para el Uso V.

Arsénico: < 340 µg/l (100% del tiempo)

Se establece el Criterio de Concentración Continua de 340 µg/l recomendado por USEPA, considerando efectos observables en un periodo promedio de 1 hora. Corresponden los mismos conceptos desarrollados para el Uso V.

Cromo hexavalente (Cromo VI): < 20 µg/l (100% del tiempo)

De acuerdo a lo expuesto en párrafos anteriores, se fija para Cromo hexavalente el valor límite establecido para cromo total de 20 µg/l.

4.10 Uso VII – Apta para preservación de especies de peces sin efectos subletales

Los criterios de zonas de uso para preservación de vida acuática V y VI estuvieron basados en los establecidos a nivel mundial sin discriminación de especies. Esto resulta muy ambicioso como objetivo de gestión. En consecuencia, se procedió a analizar especies acuáticas locales de modo de detectar, eventualmente, aquellas más tolerantes, apuntando entonces a su preservación. El análisis se concentró en las especies ícticas. En el Anexo I se presenta información de base sobre estas especies en el Río de la Plata.

Los rangos de valores umbrales informados para la preservación de vida acuática fueron utilizados como base para establecer valores límites asociados a Uso VII. Además, se tuvieron en cuenta los valores característicos de concentraciones medidas en el Río de la Plata y la abundancia observada de especies ícticas, de modo de evitar imponer límites demasiado restrictivos.

El cumplimiento de la condición de valor límite se ha establecido para el 90% del tiempo.

Oxígeno Disuelto (OD)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Materia orgánica (DBO₅)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+) < 1 mg N/l (100% del tiempo)

El nitrógeno amoniacal es un contaminante frecuentemente encontrado en aguas superficiales, cuya toxicidad en peces ha sido objeto de extensa investigación. La mayoría de las publicaciones presentan resultados de ensayos de exposición de corto plazo y dan valores de concentraciones letales para diversas especies y condiciones fisicoquímicas ambientales. Los estudios a largo plazo de exposición a concentraciones subletales de amoníaco revelan una disminución de la velocidad de crecimiento y cambios histopatológicos en las agallas y órganos internos (Dabrowska & Wlasow 1986).

Luego del análisis de referencias sobre este tóxico, se han tomado como límites los recomendados por Jeney y colaboradores (Jeney 1992), quienes investigaron los efectos producidos sobre la actividad enzimática y cambios en la energía metabólica disponible para las células. Luego de diversos ensayos realizados con 96 h. de tiempo de exposición para el rango de concentraciones 20 a 2.000 $\mu\text{g/l}$, bajo diferentes condiciones de temperatura, oxígeno disuelto y pH, se observó que, a concentración mayor de 1.000 $\mu\text{g/l}$, se comienza a observar un desbalance en la actividad enzimática que produce finalmente necrosis de tejidos en agallas, riñón, hígado y corazón. La necrosis de tejidos se agrava a elevada temperatura del agua, con efectos adversos sobre el metabolismo. Dado que la afinidad de la hemoglobina por el amoníaco aumenta a expensas de su afinidad por el oxígeno, las células no reciben un adecuado suministro de oxígeno.

Nitrato (N-NO_3) < 108 mg N/l (100% del tiempo)

No se han encontrado referencias que presenten valores recomendados de concentración de nitratos que no produzcan efectos subletales. Sin embargo, se ha aplicado el concepto desarrollado por Díaz-Báez y colaboradores (Díaz-Báez et al. 2004) para la extrapolación de resultados de ensayos de toxicidad para la predicción de estos umbrales. De acuerdo a esta referencia, algunas agencias de control ambiental recomiendan factores de aplicación de 1/10 de la concentración letal para sustancias no persistentes y no acumulables, siendo éste el caso del nitrato.

Los factores de aplicación (FA) corresponden a valores numéricos obtenidos de la experiencia, menores de la unidad, que multiplican el valor de la concentración letal para estimar la concentración de la sustancia, para la cual no se presentan efectos nocivos sobre las comunidades acuáticas. Con estos factores se pretende tener una representación real de la relación entre la concentración letal y la concentración umbral a la cual se inicia el efecto subletal, y que en muchos casos corresponde a la concentración a la cual no se observa efecto (NOEC- del inglés *No Observed Effect Concentration*).

Es por lo expuesto anteriormente que se ha fijado como valor límite para nitrato 108 mg/l, que corresponde a la décima parte del valor establecido para no producir efecto letal, según se desarrolla en el apartado correspondiente (ver más abajo).

Escherichia Coli

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Fósforo Total

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Sustancias Fenólicas: < 5.000 µg/l (90% del tiempo)

La presencia de sustancias fenólicas produce efectos adversos en la vida acuática, que pueden clasificarse principalmente en tres categorías: toxicidad directa sobre los organismos acuáticos, consumo de oxígeno disuelto del cuerpo receptor, e incorporación de inadecuado sabor y olor a la carne de pescado. En cuanto a los efectos observados en peces, se han considerado algunos estudios orientados al conocimiento de los cambios producidos en parámetros bioquímicos que reflejan daños en hígado, riñón, agallas y sistema nervioso.

Los valores incluidos en la base ECOTOX se originan en los estudios realizados sobre carpa por Nemcsók & Benedeczky (1990), quienes investigaron la presencia de enzimas en sangre después de un proceso de necrosis celular de ciertos órganos, como indicadores del grado de daño tisular. Los experimentos fueron realizados en agua saturada de oxígeno a 18 °C, bajo una concentración de 5.000 µg/l de fenol. Los animales sobrevivieron a tiempos de exposición de 24, 48 y 96 hrs, aunque con daño severo de tejidos, principalmente debido a necrosis del hígado y deterioro severo en riñones y agallas, con influencia adicional en el sistema nervioso. De acuerdo a las conclusiones de otros estudios, la glucosa en sangre parece ser un indicador sensible y confiable de estrés ambiental, confirmándose en las observaciones de Nemcsók & Benedeczky que el fenol produce este tipo de efecto en peces.

Detergentes

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Cromo total (Cr) < 15.000 µg/l (100% del tiempo)

Considerando que la toxicidad del cromo depende de su estado de oxidación, y siendo los compuestos hexavalentes 100 a 1.000 veces más tóxicos que la mayoría de los compuestos de cromo trivalente, se considera razonable aplicar a cromo total los valores establecidos para cromo hexavalente (SSRH 2003d).

Estudios realizados por Al-Akel & Shamsi (1996) observan efectos bioquímicos y cambios en la estructura celular a partir de los 15.000 µg/l de cromo hexavalente, a tiempo de exposición entre 1 y 4 días. Se presentan detalles de los ensayos en el apartado correspondiente a cromo hexavalente.

Plomo (Pb) < 800 µg/l (100% del tiempo)

La base ECOTOX reporta efectos subletales en carpa a partir de un valor de concentración de 800 µg/l, para un tiempo de exposición máximo de 3 días. Estos resultados fueron obtenidos por Gopal et.al. (1997), quienes evaluaron la respuesta de estos peces a concentraciones variables de plomo, a través de la medición del nivel de proteínas totales y

albúmina en sangre. La concentración subletal ensayada correspondió a la décima parte de LC_{50} . El estudio indica que los niveles de proteínas detectados pueden vincularse con la respuesta inmunológica de las especies de peces y su capacidad para sobrevivir en ambientes acuáticos contaminados. Las complejas interacciones a nivel celular que son requeridas para producir una respuesta inmunológica del pez, son susceptibles a las perturbaciones fisiológicas y bioquímicas que pueden ser inducidas por el contacto con metales pesados (O'Neill 1981).

pH

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Temperatura (T)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Aceites y grasas

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Sulfuro (S^{2-}) < 9.000 $\mu\text{g}/\text{l}$ (100% del tiempo)

La tolerancia al sulfuro varía ampliamente entre protozoos, organismos que habitan en sedimentos, bivalvos, crustáceos, plantas acuáticas y peces de agua dulce y marinos. Los organismos acuáticos, sin embargo, han desarrollado diversas adaptaciones frente a la toxicidad del sulfuro; la mayoría de los animales, en particular, son capaces de evitar y escapar del tóxico, aunque los mecanismos de eliminación del sulfuro del cuerpo parecen ser más complejos (Bagarinao 1992).

Los valores incluidos en la base ECOTOX se originan en los estudios realizados sobre carpa para tiempo de exposición entre 15 y 45 días, visualizándose efectos morfológicos (peso de los órganos en relación al peso total) a partir de 9.000 $\mu\text{g}/\text{l}$ de sulfuro de sodio. Mukherjee et.al. (1991) han estudiado los efectos de exposición a sulfuro y fenoles vinculados con las funciones reproductivas en carpa. A través de la medición del índice gonadosomático (GSI – del inglés *gonadosomatic index*) han podido establecer una relación entre la exposición a estos tóxicos y la inhibición del desarrollo y maduración de los ovarios de los peces expuestos. Del mismo modo, a través de la medición del índice hepatosomático (HSI – del inglés *hepatosomatic index*) se observa una disfunción del hígado que podría interferir con el desarrollo de los ovarios y otros procesos reproductivos (Kumar & Mukherjee 1988).

Cianuro (CN) < 66 µg/l (100% del tiempo)

Estudios recientes indican que los peces son los organismos acuáticos más sensibles al cianuro.

La toxicidad en organismos acuáticos puede asociarse a un aumento en la producción de 'especies oxigenadas reactivas' (ROS – del inglés *reactive oxygen species*) que conlleva un daño oxidativo. En condiciones fisiológicas adecuadas, las células tienen un mecanismo de defensa antioxidante que previene la generación de ROS y repara las moléculas con modificaciones, siendo la catalasa una de las enzimas antioxidantes de defensa esencial contra la potencial toxicidad de tales especies (ej.: radicales libres).

Los ensayos realizados por Muniswamy et.al. (2008) en juveniles de carpa establecieron la concentración letal $LC_{50} = 1$ mg/l de cianuro de sodio, y fijaron sobre este valor la concentración subletal correspondiente, de 0,066 mg/l (1/15 el valor de concentración letal). A concentración subletal se observa, como principal efecto, la inhibición en la actividad de la catalasa y consecuente acumulación de peróxido de hidrógeno en tejidos, afectando principalmente la funcionalidad de hígado, agallas, músculos y cerebro.

Los resultados sugieren que el monitoreo de la actividad de la catalasa puede ser una buena herramienta de diagnóstico para medir la toxicidad del cianuro en un programa de biomonitoreo.

Hidrocarburos totales

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Cadmio (Cd) < 860 µg/l (100% del tiempo)

La contaminación de las aguas superficiales dulces por cadmio, que comenzara en 1925, se ha incrementado recientemente debido al vuelco de efluentes provenientes de refinerías de petróleo, pesticidas, fertilizantes, así como del lixiviado de minas, procesos de combustión y degradación de neumáticos, entre otros. Aún en mínimas concentraciones, del orden de las partes por billón (ppb = µg/l), el cadmio resulta letal para los organismos acuáticos, particularmente peces, y puede afectar su crecimiento y reproducción.

El cadmio se une en forma irreversible con grupos sulfhidrilos de las proteínas e inhibe las funciones bioquímicas normales. Sin embargo, la capacidad de cualquier organismo acuático para resistir el estrés por presencia del metal depende de su eficiencia energética.

Los estudios llevados a cabo por Suresh et al. (1993) han medido la velocidad de consumo de oxígeno y la actividad de ciertas enzimas en agallas, puesto que éste es el primer punto de ingreso del metal desde la fase acuosa. La concentración subletal ensayada de 860 µg/l corresponde a un quinto del valor correspondiente a la concentración letal, y los tiempos de exposición se fijaron en 1, 7, 15 y 30 días.

Mercurio (Hg) < 50 µg/l (100% del tiempo)

La base ECOTOX reporta efectos subletales en carpa a partir de un valor de concentración de 50 µg/l para un tiempo de exposición máximo de 3 días. Estos resultados fueron

obtenidos por Gopal et.al. (1997), quienes evaluaron la respuesta de estos peces a concentraciones variables de cloruro de mercurio, a través de la medición del nivel de proteínas totales y albúmina en sangre. Para evaluar el efecto subletal se ensayaron concentraciones diez veces menores a las ensayadas para evaluar el efecto letal.

De la totalidad de metales evaluados (cloruro de mercurio, nitrato de plomo, sulfato de cobre y sulfato de níquel), se ha observado que el mercurio es el metal más tóxico y el níquel el menos tóxico. Los resultados obtenidos indican que los niveles de proteínas detectados pueden vincularse con la respuesta inmunológica de las especies de peces y su capacidad para sobrevivir en ambientes acuáticos contaminados. Las complejas interacciones a nivel celular que son requeridas para producir una respuesta inmunológica del pez, son susceptibles a las perturbaciones fisiológicas y bioquímicas que pueden ser inducidas por el contacto con metales pesados (O'Neill 1981).

Arsénico (As)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Cromo hexavalente (Cr VI) < 15.000 µg/l (100% del tiempo)

El cromo es uno de los compuestos más tóxicos para los peces, afectando el metabolismo y alterando la arquitectura histológica del hígado y riñón, provocando además una amplia variedad de efectos en las comunidades acuáticas.

Como se ha comentado en el párrafo correspondiente a cromo total, los estudios realizados por Al-Akel & Shamsi (1996) observan efectos bioquímicos y cambios en la estructura celular a partir de los 15.000 µg/l de cromo hexavalente, para tiempos de exposición entre 1 y 4 días.

La exposición de la carpa a concentraciones subletales de cromo resultó en cambios notables en el metabolismo de carbohidratos y parámetros en sangre. Bajo condiciones hipóxicas se observa que el suministro de oxígeno a nivel de los tejidos se ve afectado, condición que puede causar un estrés anaeróbico severo y descomposición del glicógeno en los tejidos, que resulta necesario para alcanzar la demanda de energía del músculo.

Algunos autores indican que, si la actividad muscular y de nado aumenta, se requerirá más energía, lo cual inducirá a cambios en el metabolismo de carbohidratos. Otros investigadores aseguran que la disminución del nivel de glicógeno en hígado y músculos expone al pez a una variedad de alteraciones ambientales que resultan estresantes.

4.11 Uso VIII – Apta para preservación de especies de peces sin efecto letal

Para establecer los valores límite se han considerado como referencia ensayos de laboratorio que observan, para la sustancia a evaluar, el efecto adverso inducido sobre los organismos de ensayo durante un periodo de exposición usualmente de pocos días, que produce respuesta rápida en los organismos (48 a 96 horas), implicando como efecto final la muerte.

El cumplimiento de la condición de valor se ha establecido para el 100% del tiempo.

Oxígeno Disuelto (OD)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Materia orgánica (DBO₅)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) < 1,84 mg N/l (100% del tiempo)

El amoníaco se presenta en aguas naturales bajo dos formas: ionizada (NH₄⁺) y no ionizada (NH₃). Ha sido demostrado que la toxicidad del amoníaco depende principalmente de la presencia de su forma no disociada NH₃, por su gran capacidad de difusión a través de las membranas de las agallas, lo cual se da por su falta de carga y característica para solubilizarse en lípidos. En contrapartida, la forma ionizada no puede atravesar los microporos hidrofóbicos de la estructura de agallas. Sin embargo, se ha demostrado que la forma NH₄⁺ puede también exhibir toxicidad considerable bajo condiciones de pH bajo.

Hasan & Macintosh (1986) han estudiado la respuesta de alevines de carpa a dosis de hasta 4,98 mg/l de amoníaco, obteniéndose una LC₅₀ a 96 hrs de 1,84 mg/l.

Siendo no acumulativo, el amoníaco es un tóxico que puede ser tolerado por los peces por largos períodos una vez que han sobrevivido a un cierto período de exposición. Se han observado básicamente dos mecanismos de resistencia a la sustancia desarrollados para sobrevivir a los efectos. Uno de ellos implica cambios en la permeabilidad de la membrana celular, y otro involucra la excreción o detoxificación natural del amoníaco. Se ha desarrollado empíricamente la capacidad de ajuste fisiológico, observándose resistencia de los peces a la concentración letal cuando han sido aclimatados previamente a la concentración subletal (Lloyd & Orr 1969, Redner & Stickney 1979).

Nitrato (N-NO₃⁻) < 1.080 mg N/l (100% del tiempo)

Se ha considerado para la fijación de este límite el estudio estático realizado por Tilak et.al. (2007) con ejemplares de carpa durante un tiempo de exposición de 24 hrs, que informó un valor de LC₅₀ de 1.075 mg/l. Los peces fueron expuestos a concentraciones letales para estudiar cambios en los parámetros hematológicos y en la tasa de consumo de oxígeno. Durante el período de exposición se observó una disminución general en el contenido de hemoglobina, y una relación directa de disminución en el consumo de oxígeno con el aumento de la concentración del tóxico.

Escherichia Coli

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Fósforo Total

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Sustancias Fenólicas < 50.000 µg/l (90% del tiempo)

El valor incluido de dosis letal LC_{50} en la base ECOTOX, se origina en los estudios realizados sobre carpa y otras especies nativas por Kariya et.al. (1968), quienes investigaron la presencia de fenol en tejido de peces y establecieron la metodología de análisis del tóxico para estudios post-mortem. En estos experimentos se ensayó un tiempo de exposición de 48 hrs, con una concentración de 50 mg/l de fenol, detectándose el tóxico en la piel, músculo, agallas, sistema digestivo, hígado, bazo y riñón.

Detergentes

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Cromo total (Cr) < 93.600 µg/l (100% del tiempo)

Tal como ya se ha explicado en relación al Uso VII, se considera razonable aplicar a cromo total los valores establecidos para cromo hexavalente (SSRH 2003d).

Al igual que para el caso de evaluación de efectos subletales, se han considerado los estudios realizados por Al-Akel & Shamsi (1996), que informan un valor de LC_{50} de 93.600 µg/l para cromo hexavalente, a tiempo de exposición de 4 días. Se presenta mayor detalle de los ensayos en el apartado correspondiente a cromo hexavalente.

Plomo (Pb) < 8.000 µg/l (100% del tiempo)

La base ECOTOX reporta efecto letal en carpa a partir de un valor de concentración de 8.000 µg/l, para un tiempo de exposición de 3 días, de acuerdo a por Gopal y colaboradores (Gopal et al. 1997), quienes ensayaron un rango de concentraciones de 1 a 10 mg/l del tóxico. Estudios adicionales fueron realizados a concentración de plomo de 8 mg/l de fenol, correspondiente a la décima parte de la LC_{50} para evaluar efectos subletales, oportunamente descriptos en el párrafo correspondiente (O'Neill 1981).

pH

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Temperatura (T)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Aceites y grasas

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Sólidos Suspendidos Totales (SST)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Sulfuro (S^{2-})

Hasta el momento no se han encontrado referencias que evalúen el efecto letal para esta sustancia.

Cianuro (CN^-) < 1.000 $\mu g/l$ (100% del tiempo)

El envenenamiento agudo por cianuro se manifiesta como un trastorno generalizado del sistema enzimático y biológico, que resulta en la aparición de signos severos de toxicidad y muerte inmediata.

Al igual que para el caso de evaluación de efectos subletales, se han considerado los estudios realizados por Muniswamy et.al. (2008) en juveniles de carpa, quienes establecieron la concentración letal LC_{50} de 1 mg/l de cianuro de sodio, y fijaron sobre este valor la concentración subletal correspondiente a 0,066 mg/l (1/15 el valor de concentración letal).

Hidrocarburos totales

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Cadmio (Cd) < 4.260 $\mu g/l$ (100% del tiempo)

Al igual que para el caso de evaluación de efectos subletales, se han considerado los estudios realizados por Suresh et al. (1993), estableciéndose la concentración letal para alevines a tiempo de exposición de 96 hrs de 4,26 mg/l de cadmio.

Siendo que los metales pesados ingresan principalmente a través de las agallas, daños en el epitelio respiratorio pueden ocasionar un trastorno en la tasa de consumo de oxígeno y supresión de metabolismo oxidativo a causa de un estrés agudo frente a una dosis elevada del tóxico.

Los daños provocados en la estructura de las agallas por continua exposición y una gran producción de mucus, conducen a la oclusión de las agallas, lo cual desencadena un proceso de sofocación y necrosis de sus células epiteliales.

Mercurio (Hg) < 500 $\mu g/l$ (100% del tiempo)

Al igual que para el caso de evaluación de efectos subletales, se han considerado los estudios realizados por Gopal et al. (1997), que establecieron el valor de LC_{50} en 0,5 mg/l de cloruro de mercurio. Esta concentración fue tomada de referencia para los ensayos de efectos subletales, habiéndose ensayado concentraciones diez veces menores a las correspondientes para evaluar el efecto letal.

También se realizaron ensayos con sales de otros metales (plomo, cobre y níquel), que permitieron concluir que el mercurio es el metal más tóxico.

Arsénico (As)

No ha sido evaluado hasta el momento (NE).

Cromo hexavalente (Cr VI) < 93.600 µg/l (100% del tiempo)

Como ya se ha comentado en el párrafo correspondiente a cromo total, los estudios realizados por Al-Akel & Shamsi (1996) establecen el valor $LC_{50} = 93,6$ mg/l de cromo hexavalente para un período de exposición de 96 hrs. Los peces expuestos a cromo muchas veces reaccionan con un pronunciado esfuerzo muscular, que resulta en una condición de hipoxia de los tejidos, y síntesis de hemoglobina para mejorar la capacidad de transporte de oxígeno de la sangre.

5 ZONAS DE USO LIMITADO

5.1 Situación Actual

Se utilizaron los criterios de los parámetros básicos (Tabla 4.3.1) para definir zonas de uso sobre la Franja Costera Sur en base a los resultados del modelo ajustado para representar las condiciones del año 2008.

La Figura 5.1.1 muestra las zonas restringidas para cada tipo de uso. Se observa que:

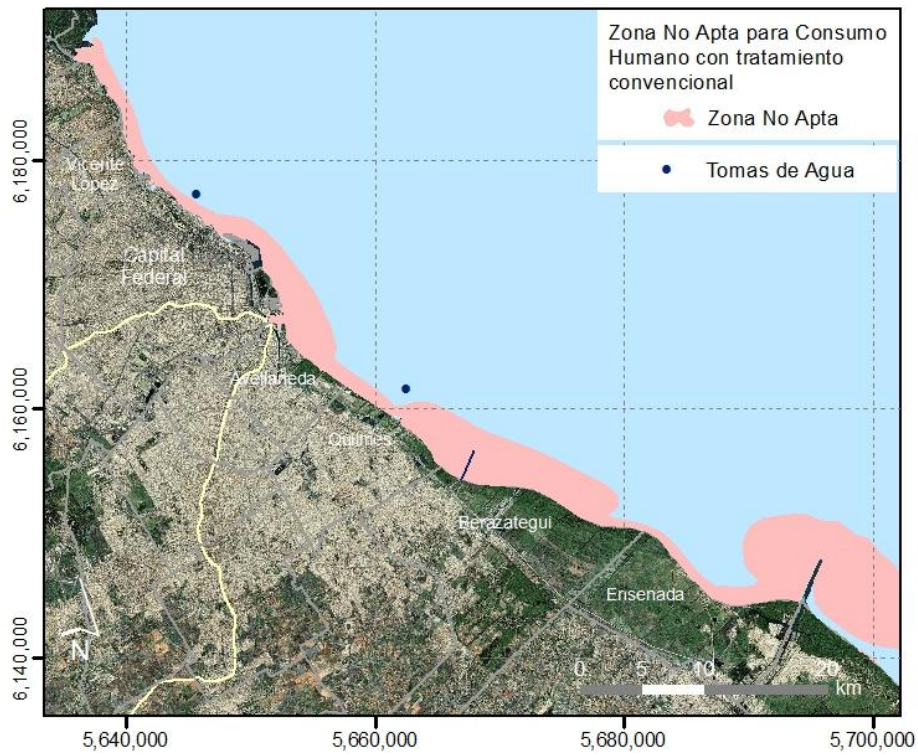
- El Uso I (consumo humano con tratamiento convencional) está limitado a lo largo de toda la línea costera. Las tomas de agua de AySA se encuentran fuera de la zona de uso limitado, aunque el margen de seguridad no es demasiado alto (de ahí el planteo del Plan Director de AySA).
- El Uso II (recreación con contacto directo) también está limitado a lo largo de toda la línea costera, y sobre un ancho algo mayor.
- El Uso III (recreación sin contacto directo) no está limitado en zonas de Quilmes y Punta Lara.
- El Uso IV (recreación pasiva) sólo aparece limitado en torno al conjunto de desembocaduras Matanza-Riachuelo/Sarandí/Sto. Domingo.
- El Uso V (preservación de vida acuática con exposición prolongada) está limitado en toda la zona modelada – Corredor Palmas –.
- El Uso VI (preservación de vida acuática sin exposición prolongada) está limitado a lo largo de toda la línea costera, abarcando gran parte del Corredor Palmas.
- El Uso VII (preservación de peces – efectos subletales) es apto en zonas de San Fernando, Costanera Norte (Ciudad de Buenos Aires) y Ensenada.

- El Uso VIII (preservación de peces – efectos letales) está limitado en un subconjunto de la zona no apta por efectos subletales, en torno al conjunto Matanza-Riachuelo/Sarandí/Sto. Domingo y a la descarga del emisario de Berazategui.

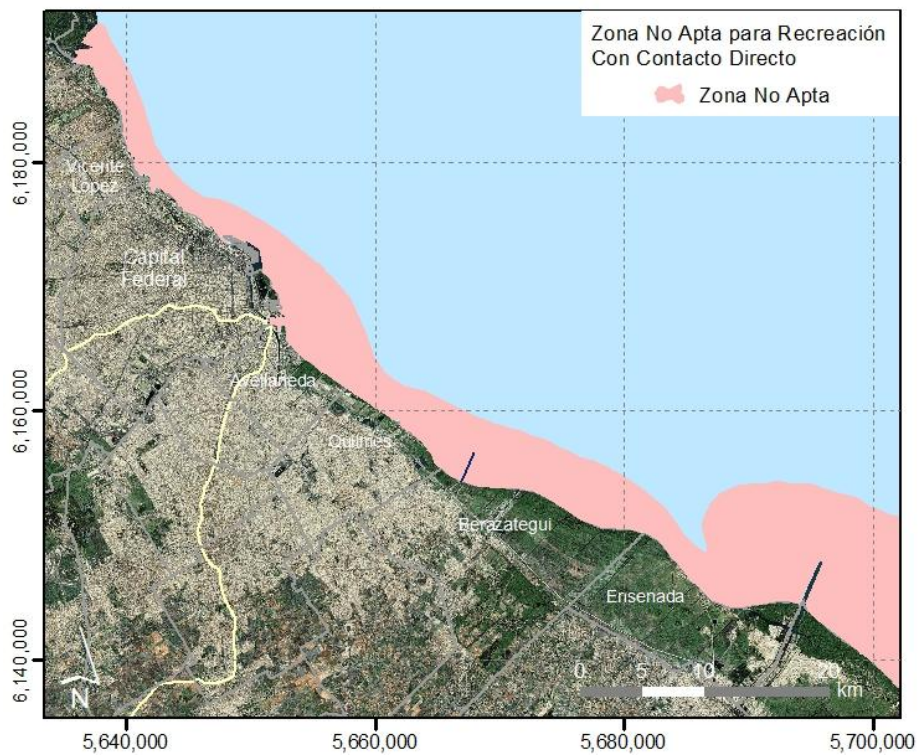
En la Figura 5.1.2 se muestran nuevamente las zonas de uso limitado, pero discriminando las zonas restringidas por cada uno de los parámetros básicos, de modo de poder discernir cuáles son los que verdaderamente limitan cada uso particular. Se observa que:

- Para el Uso I (consumo humano con tratamiento convencional) el parámetro limitante es básicamente la concentración de E.Coli; le sigue la DBO; a continuación, en el entorno de las desembocaduras Matanza-Riachuelo/Sarandí/Sto. Domingo limitan las sustancias fenólicas y el Cromo.
- Para el Uso II (recreación con contacto directo) es nuevamente la E.Coli el parámetro que produce la mayor limitación, siendo la DBO el segundo limitante. Les siguen el Plomo y el Cromo en torno al conjunto Matanza-Riachuelo/Sarandí/Sto. Domingo.
- Para el Uso III (recreación sin contacto directo), la E.Coli sigue siendo el parámetro limitante, seguida del Fósforo y la DBO.
- El Uso IV (recreación pasiva) sólo aparece limitado básicamente por la DBO.
- El Uso V (preservación de vida acuática con exposición prolongada) tiene como parámetro limitante al Fósforo. Le siguen, ya dentro de la Franja Costera Sur, el Cromo, el Plomo y el amonio.
- Para el Uso VI (preservación de vida acuática sin exposición prolongada), la mayor limitación la impone el Fósforo, seguido del Cromo y la DBO.
- El Uso VII (preservación de peces – efectos subletales) está limitado por el amonio.
- El Uso VIII (preservación de peces – efectos letales) también está limitado por el amonio.

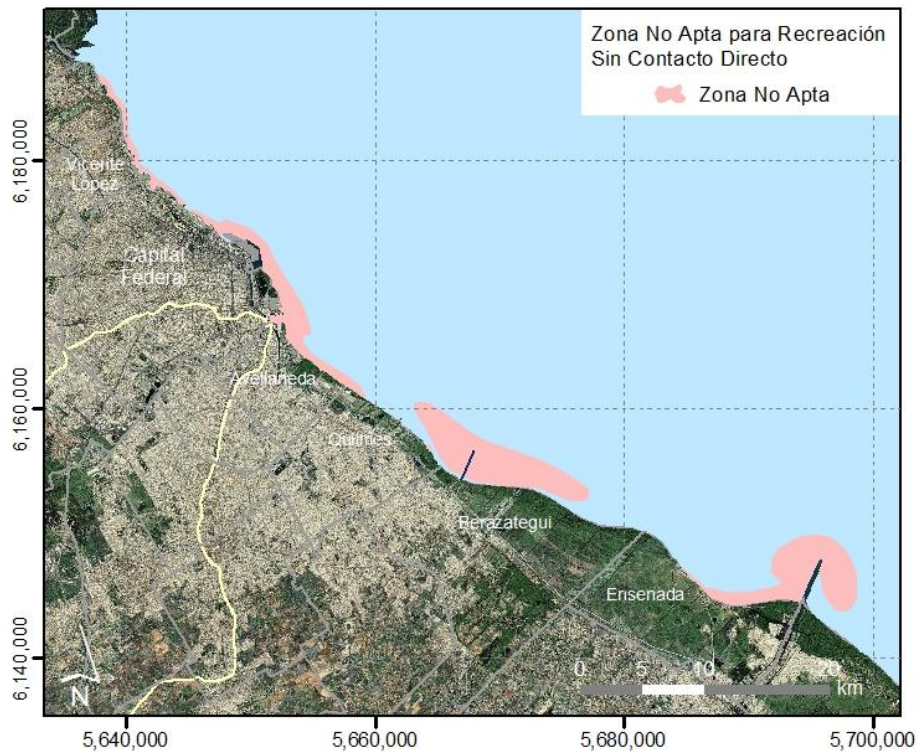
Los resultados producidos constituyen, de hecho, la mejor interpretación de la línea de base en cuanto a calidad de las aguas de la Franja Costera Sur en términos de los parámetros básicos, utilizando los datos disponibles.



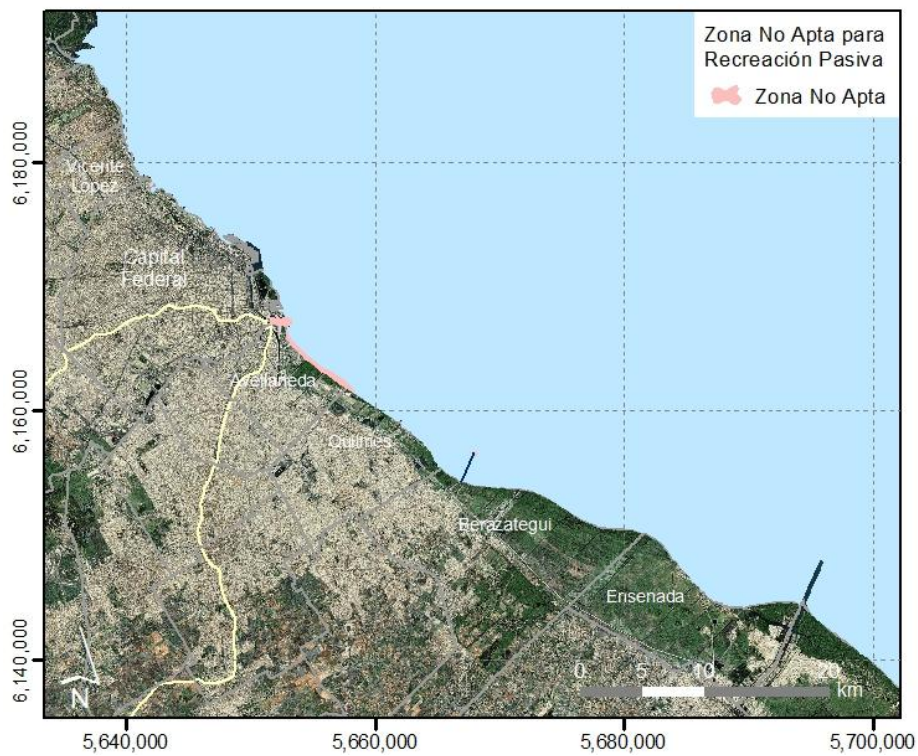
a) Zona no apta para consumo humano con tratamiento convencional (Uso I)



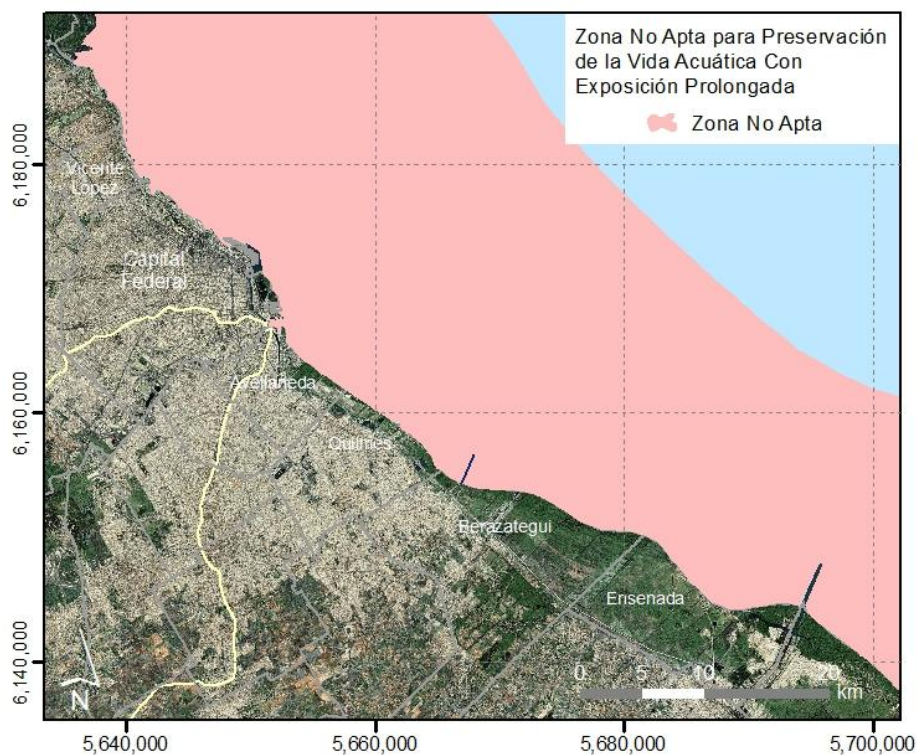
b) Zona no apta para recreación con contacto directo (Uso II)



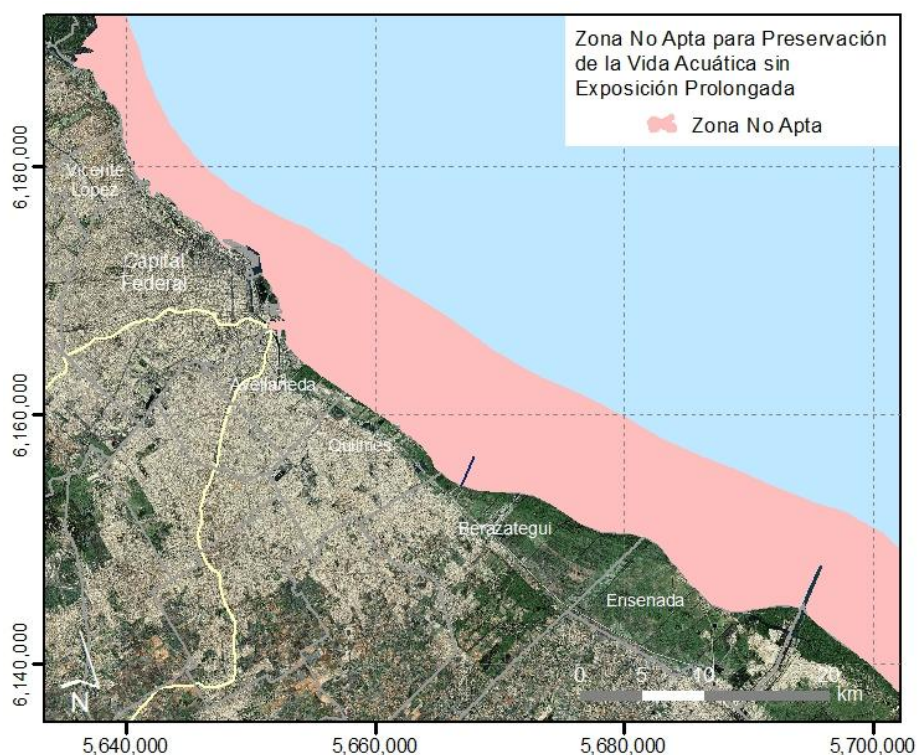
c) Zona no apta para recreación sin contacto directo (Uso III)



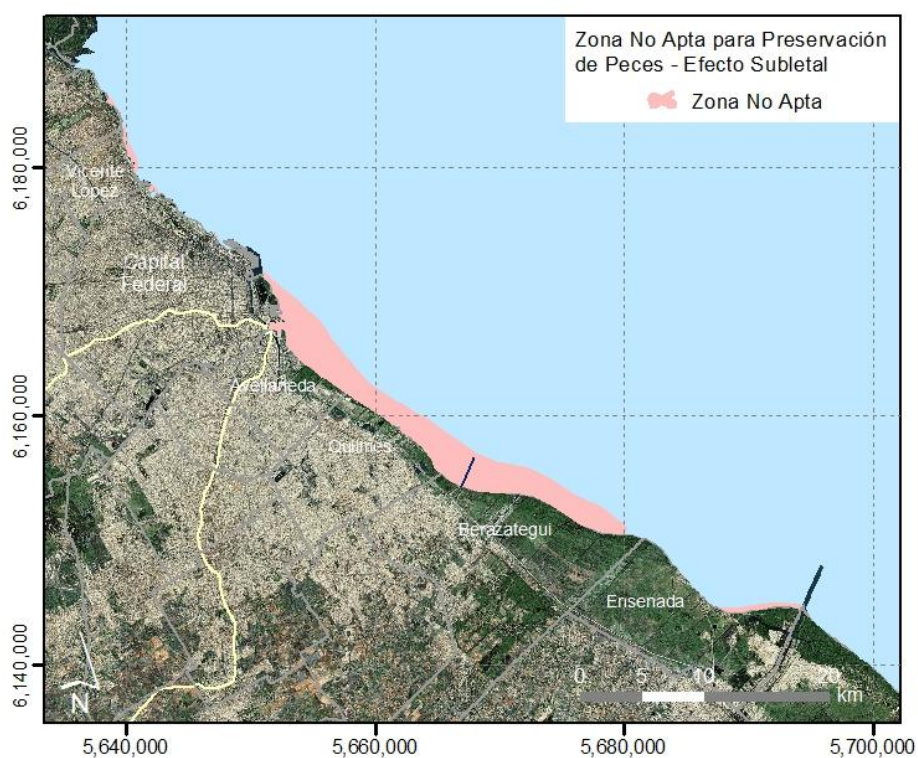
d) Zona no apta para recreación pasiva (Uso IV)



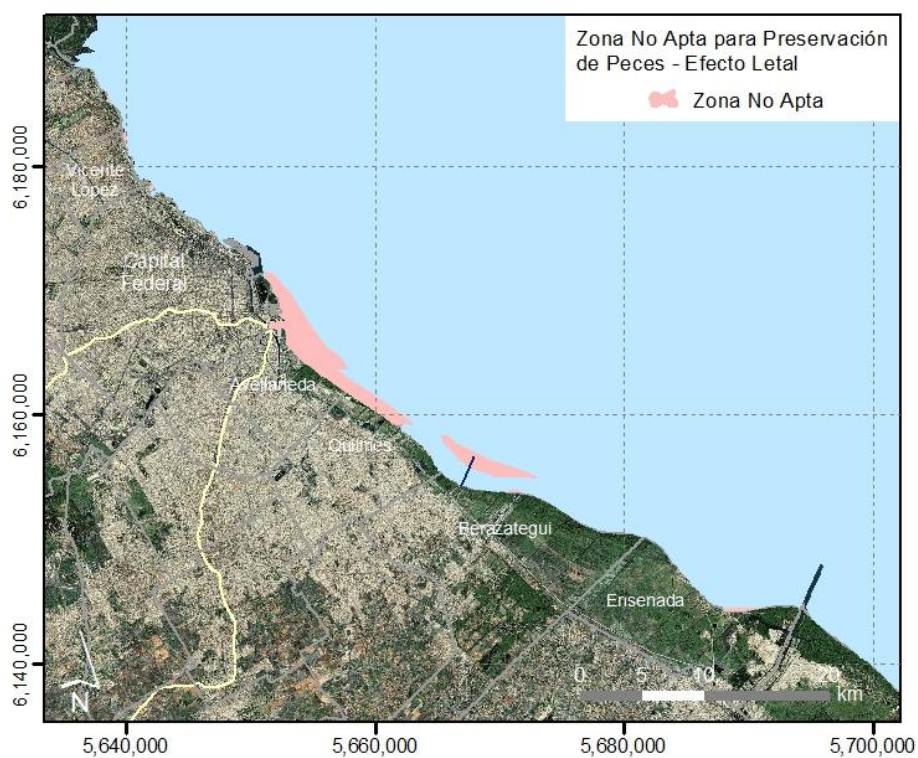
e) Zona no apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada (Uso V)



f) Zona no apta para conservación de vida acuática sin exposición prolongada (Uso VI)

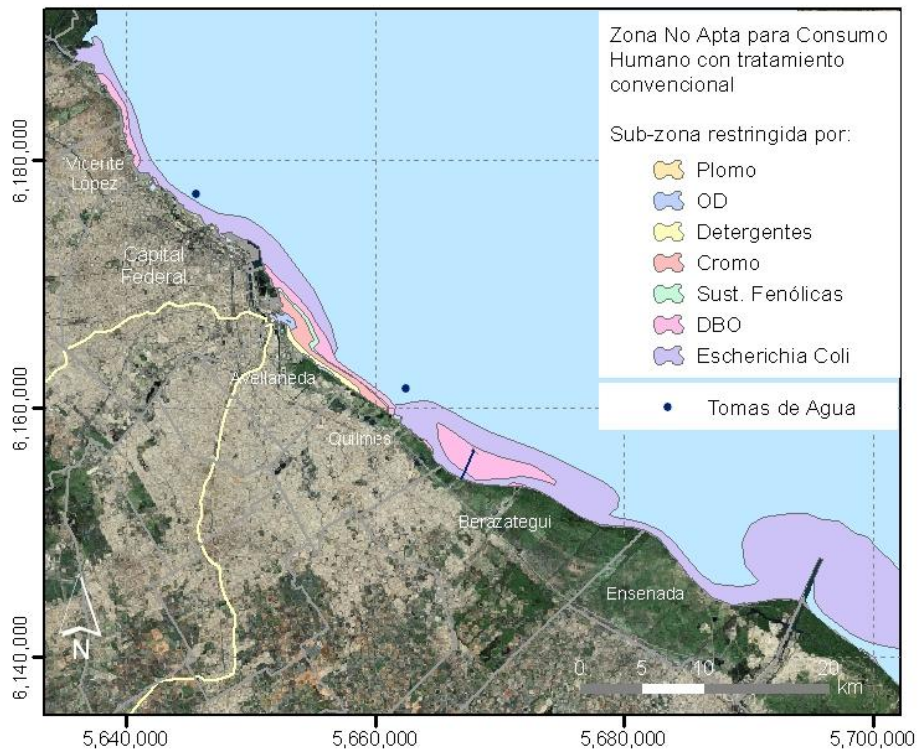


g) Zona no apta para preservación de peces – efectos subletales (Uso VII)

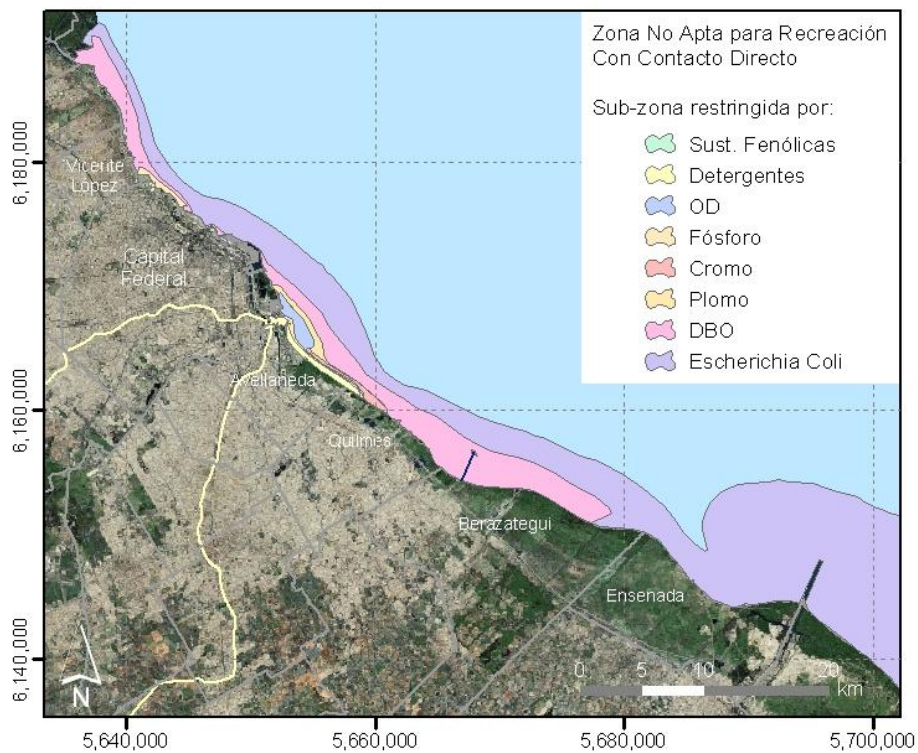


h) Zona no apta para preservación de peces – efectos letales (Uso VIII)

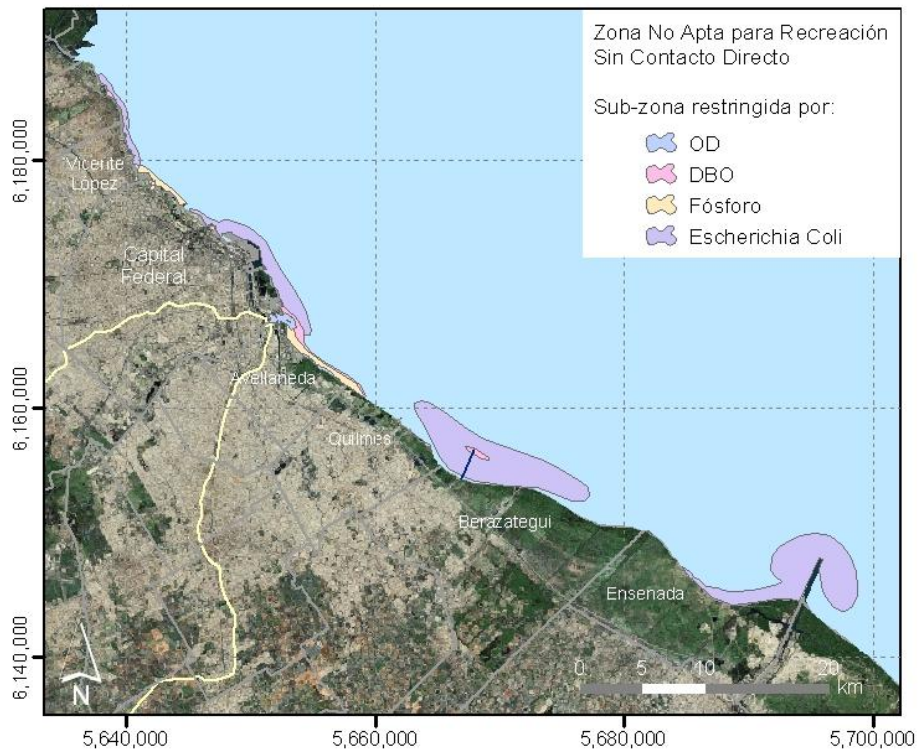
Figura 5.1.1. Zonas restringidas por uso del agua para la situación actual



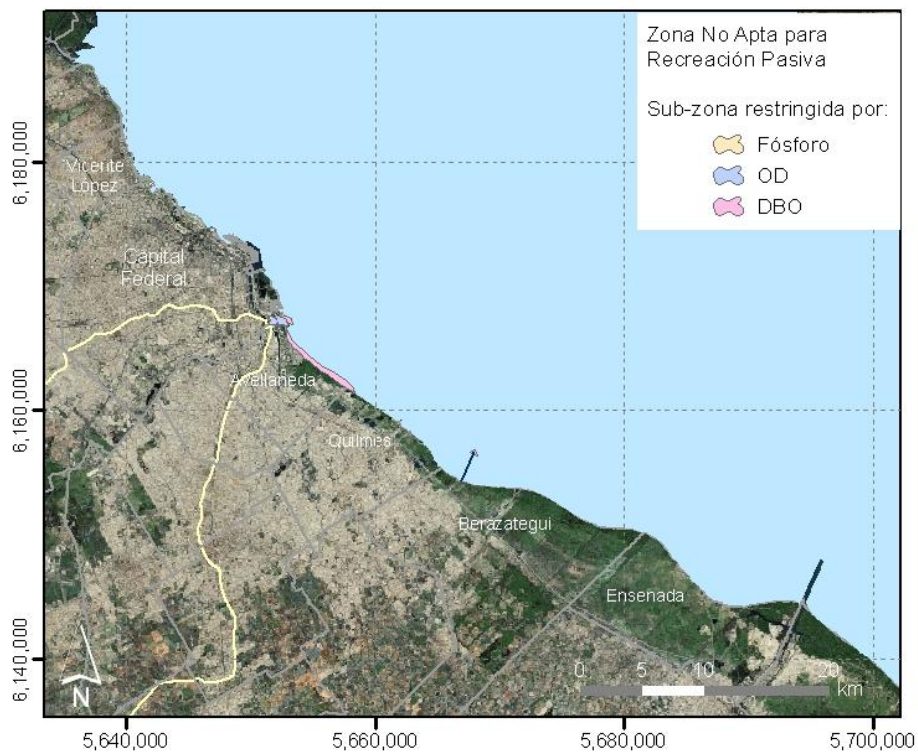
a) Zona no apta para consumo humano con tratamiento convencional (Uso I)



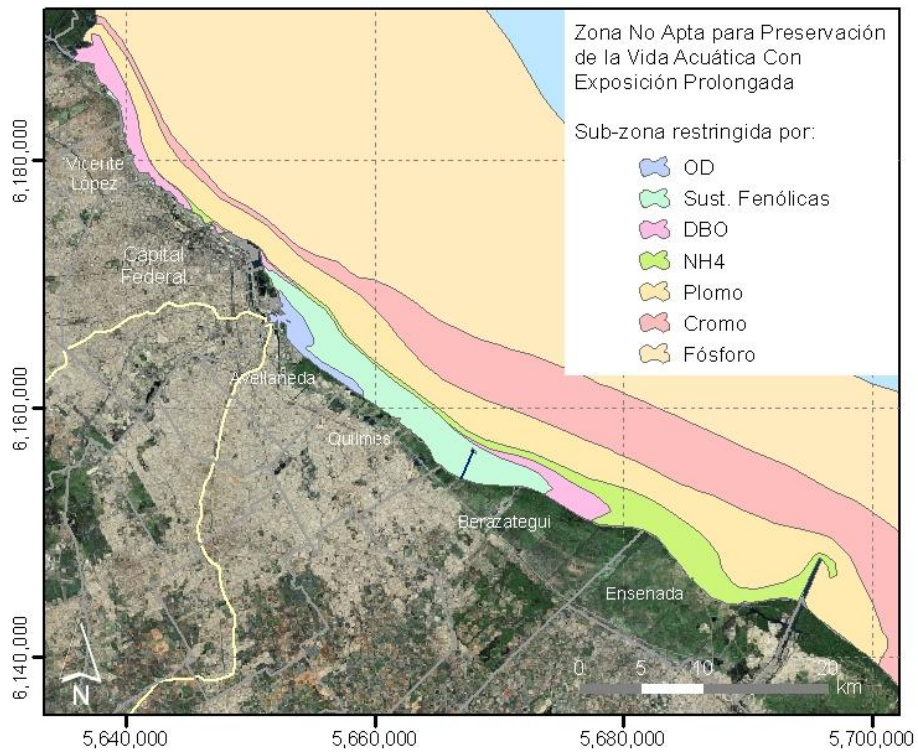
b) Zona no apta para recreación con contacto directo (Uso II)



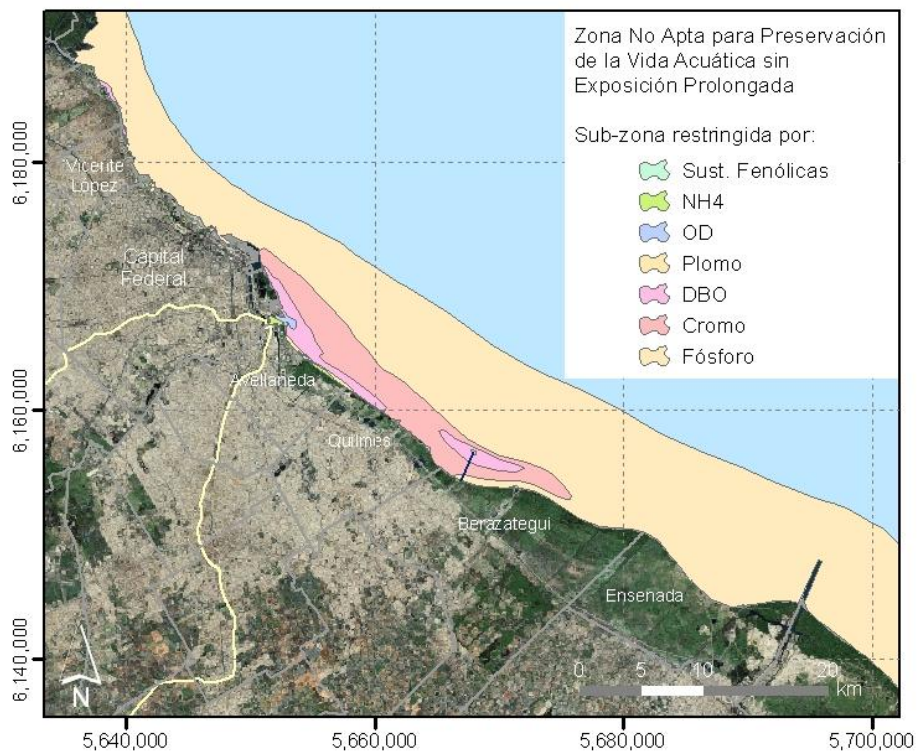
c) Zona no apta para recreación sin contacto directo (Uso III)



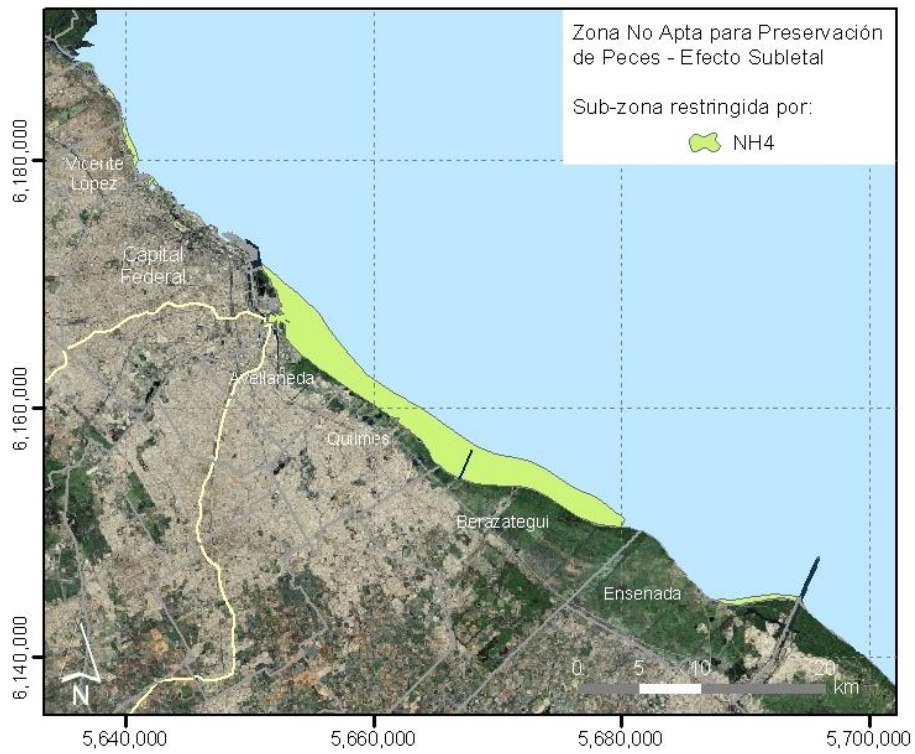
d) Zona no apta para recreación pasiva (Uso IV)



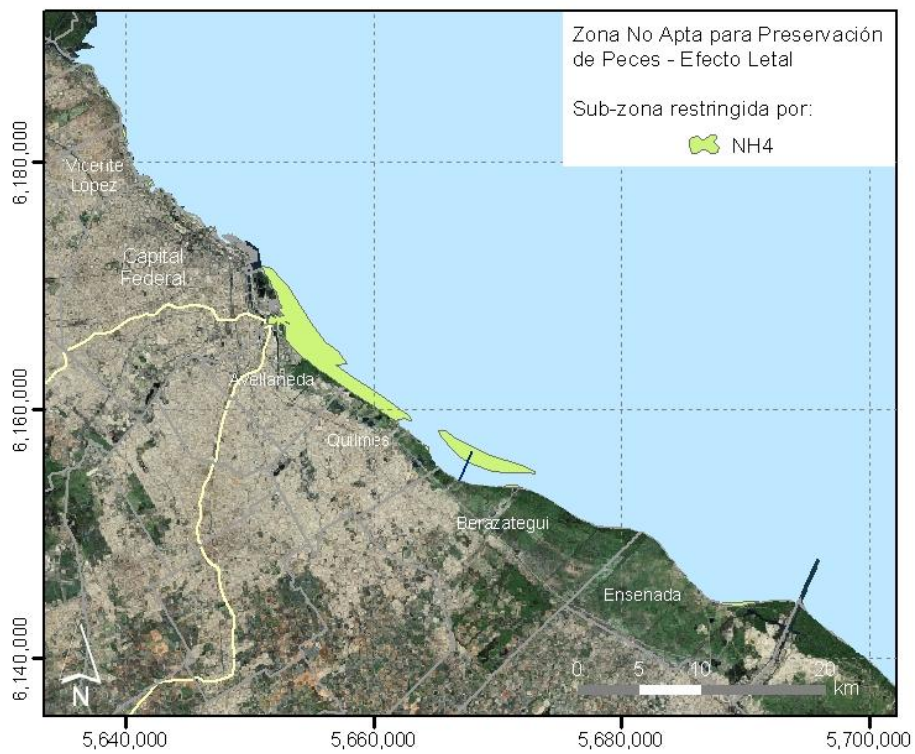
e) Zona no apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada (Uso V)



f) Zona no apta para conservación de vida acuática sin exposición prolongada (Uso VI)



g) Zona no apta para preservación de peces – efectos subletales (Uso VII)



h) Zona no apta para preservación de peces – efectos letales (Uso VIII)

Figura 5.1.2. Zonas restringidas por uso del agua y por parámetro para la situación actual

5.2 Recuperación

La estrategia de recuperación debe contemplar el alcanzar objetivos mensurables en cuanto a mejora de la calidad del agua de la Franja Costera del Río de la Plata.

Del análisis de los resultados obtenidos surgen las siguientes consideraciones en cuanto a posibilidades de remediación:

- Es necesario controlar las descargas costeras para aumentar el margen de seguridad para el Uso I (consumo humano con tratamiento convencional), si se mantienen las tomas de agua en sus posiciones actuales. Esto significa reducir las cargas ó cambiar su ubicación (mediante, por ejemplo, emisarios subacuáticos).
- No parece alcanzable dentro del horizonte de planificación disponer de Uso II sobre ningún sector de la línea costera misma, lo que anula la posibilidad de bañarse.
- Parece existir un margen razonable para incrementar la zona de Uso III (recreación sin contacto directo) sobre la línea costera.
- Para alcanzar el Uso IV (recreación pasiva) sobre toda la línea costera sólo sería necesario controlar las descargas de las cuencas Matanza-Riachuelo/Sarandí/Sto. Domingo.
- El Uso V (preservación de vida acuática con exposición prolongada) no parece alcanzable, dentro del horizonte de planificación, en todo el corredor Palmas.
- Para alcanzar Uso VI (preservación de vida acuática sin exposición prolongada) sobre sectores de la línea costera sería necesario controlar la carga proveniente desde el Paraná de las Palmas.
- Con proyectos de recuperación para las cuencas del Matanza-Riachuelo/Sarandí/Sto. Domingo parecería posible incrementar la extensión del Uso VII (preservación de peces – efectos subletales) y el Uso VIII (preservación de peces – efectos letales) sobre la línea costera.

Con el Plan Director de AySA (PDA) se apunta a aumentar la seguridad para las tomas de agua, es decir, incrementar la extensión de la zona de Uso I en torno a esas tomas. Como efecto adicional, con ese plan se puede recuperar longitud de costa para Uso III (recreación sin contacto directo), una actividad de hecho ya instalada en una buena parte de la ribera a pesar del riesgo a la salud. También ayuda en este sentido el Plan Integral de Saneamiento de la Cuenca Matanza-Riachuelo (PISA).

5.3 PDA y PISA

El PDA ha sido planteado para ampliar la prestación del servicio de agua y cloacas y mejorar la calidad del agua en torno a sus dos tomas de agua en el Río de la Plata. Las obras proyectadas se esquematizan en la Figura 5.3.1. Específicamente, en relación al Río de la Plata se plantean las siguientes obras y funcionalidades:

- Se construye un Colector Ribereño entre el Partido de San Fernando y la boca del Riachuelo que intercepta todas las descargas costeras, de modo que al norte de la

boca del Riachuelo sólo aporta el río Luján (receptor de la Cuenca del río Reconquista).

- Se construye el Emisario Subacuático “Riachuelo” a la altura del Dock Sud, que descarga a una distancia de entre 9,4 y 12,2 km (longitud del tramo de difusores) de la costa, aproximadamente. La gran distancia a la costa se justifica en la necesidad de alejarse lo suficientemente de la toma de agua de Palermo.
- Se reemplaza el actual Emisario Subacuático “Berazategui” por uno de mayor extensión, que descarga a una distancia de la costa de entre los 4,5 y 7,5 km (longitud del tramo de difusores), aproximadamente. La extensión se justifica en la necesidad de alejarse lo suficientemente de la toma de agua de Bernal.



Figura 5.3.1. Obras involucradas en el PDA

La representación del PDA en el modelo del Río de la Plata, para configurar el Escenario de Proyecto, se llevó a cabo por medio de las siguientes hipótesis:

- El Emisario “Riachuelo” descarga el caudal medio, de $22 \text{ m}^3/\text{s}$.
- El Emisario “Berazategui” descarga el caudal medio, de $28,2 \text{ m}^3/\text{s}$.
- La composición de los efluentes de los emisarios es la prevista por AySA (Tabla 5.3.1).

- Las descargas costeras activas (es decir, las no interceptadas por el Colector Ribereño), con excepción de la del Matanza-Riachuelo, permanecen en sus valores actuales.

Tabla 5.3.1. Concentraciones de parámetros en los emisarios

Parámetro	Emisario Riachuelo	Emisario Berazategui
DBO (mg/l)	107	87
OD (mg/l)	0,1	0,3
Coliformes fecales (NMP/100ml)	$3,5 \times 10^7$	$1,4 \times 10^7$
NH ₄ (mg/l)	16	16
NO ₃ (mg/l)	0	0
Compuestos Fenólicos (mg/l)	0,04	0,04
Detergentes (mg/l)	2	2
Cr (µmg/l)	95	95
Pb (µmg/l)	29	29
Cd (µmg/l)	2	2

El objetivo del PISA, en cuanto a calidad del agua, es recuperar el Uso IV (recreación pasiva) para el río Matanza-Riachuelo. Para ello cuenta con las obras del PDA (construcción de Colector de Margen Izquierda, ampliación de las Plantas de Tratamiento Sudoeste y El Jagüel y construcción de la Planta Laferrere) y propone Programas de Reconversión Industrial para las mayores industrias que actualmente vuelcan sus efluentes directamente a los cursos de agua de la cuenca.

En lo que hace al modelo del Río de la Plata para el Escenario de Proyecto, las cargas vertidas por el Riachuelo se obtienen a partir del modelo de la Cuenca Matanza-Riachuelo (Menéndez et al. 2011). En la Tabla 5.3.2 se indican las cargas medias resultantes, incluyéndose las actuales como referencia.

Tabla 5.3.2. Carga aportada por el Matanza-Riachuelo al Río de la Plata para los distintos parámetros y escenarios

Parámetro	Situación Actual	Escenario de Proyecto
DBO (ton/d)	130	9,8
OD (mg/l)	0,5	8
Coliformes fecales (NMP/100ml)	$4,9 \times 10^5$	$2,3 \times 10^5$
NH ₄ (ton/d)	21	1,6
NO ₃ (kg/d)	240	18
Compuestos Fenólicos (kg/d)	59	4,9

Detergentes (ton/d)	5,8	0,48
Cr (ton/d)	0,59	0,049
Pb (ton/d)	0,12	0,010

5.4 Escenario de Proyecto

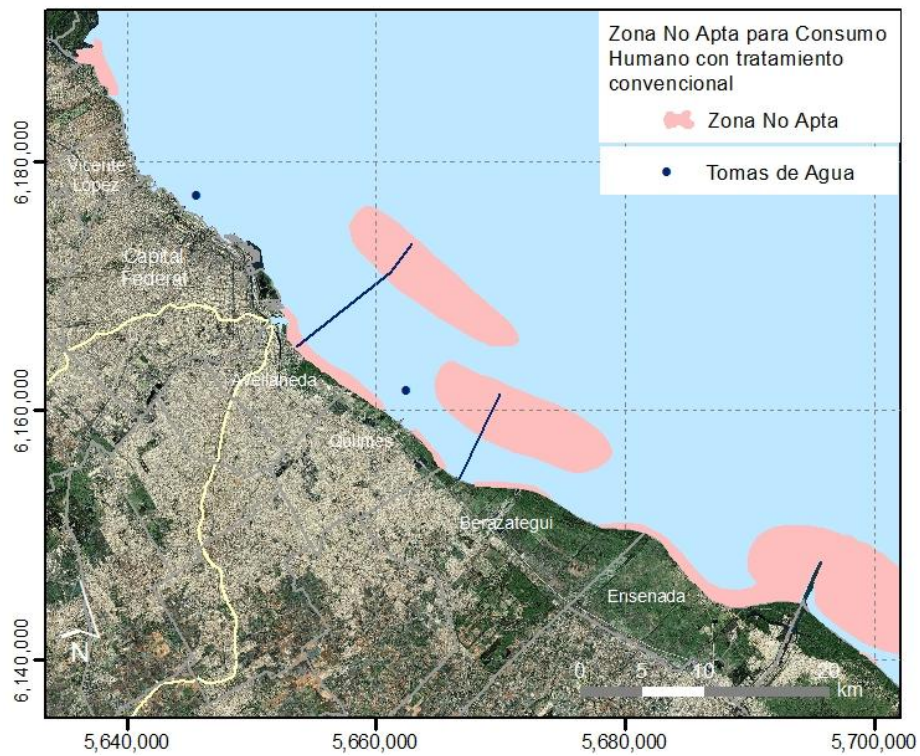
La Figura 5.4.1 presenta las zonas restringidas para los usos I a VI correspondientes al Escenario de Proyecto, de acuerdo al modelo (para el escenario hidrodinámico del año 2008). Comparando con la situación actual (Figura 5.1.1), se observa que:

- Se produce una gran ampliación del margen de seguridad para las tomas de agua de AySA (Uso I). Esto surge principalmente por efecto de los emisarios subacuáticos.
- Se genera una redistribución de las zonas no aptas para recreación con contacto directo (Uso II), aliviándose parte de la zona costera, a lo cual contribuye fuertemente el Colector Ribereño. Aunque disminuye en varios kilómetros el ancho de la zona costera no apta para este uso, las descargas de los emisarios generan dos zonas restringidas de gran extensión y ancho costa afuera. Las nuevas zonas no aptas para Uso II tienen dimensiones del orden de 20 x 4 km para el caso del Emisario Riachuelo y de 24 x 5 km para el Emisario Berazategui. Este constituye el costo ambiental de la solución técnica propuesta.
- Se logra una recuperación de una parte significativa de la zona costera para recreación sin contacto directo (Uso III), obviamente con el costo de la aparición de zonas de uso limitado costa afuera. Esta recuperación no sólo se debe a los emisarios, sino también al Colector Ribereño y al saneamiento del Matanza-Riachuelo.
- La extensión de la zona para recreación pasiva (Uso IV) disminuye levemente debido al saneamiento del Matanza-Riachuelo.
- No hay cambio en la situación de la zona no apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada (Uso V).
- Se produce un leve incremento en la extensión de la zona no apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada (Uso VI), por la acción del Emisario Riachuelo.

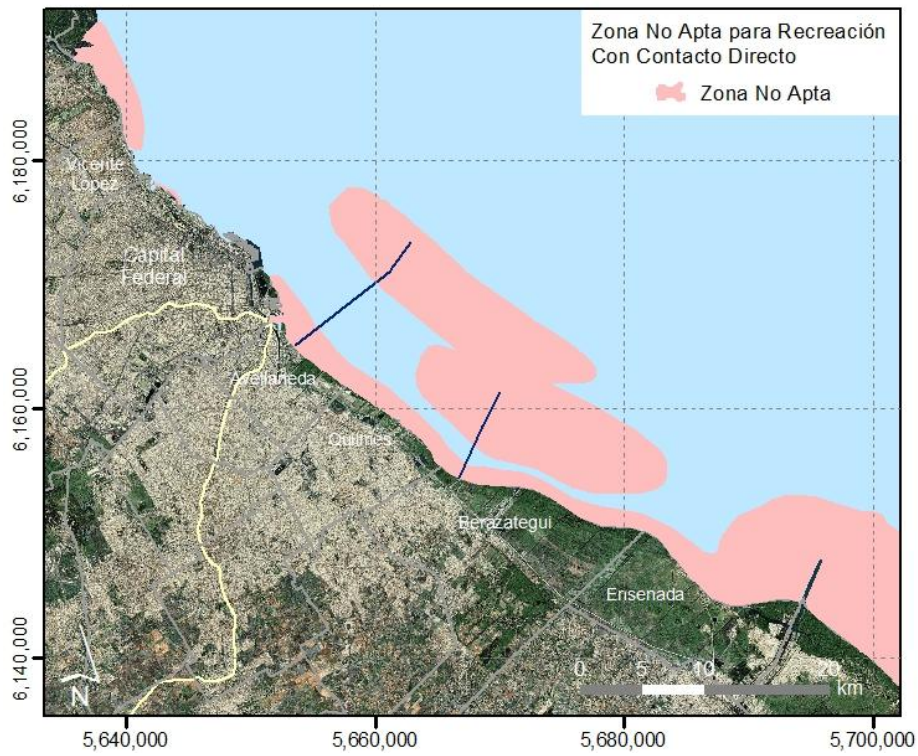
En la Figura 5.4.2 se vuelven a presentar las zonas restringidas para cada uso, pero discriminadas por parámetro. Comparando con la situación actual (ver Figura 5.1.2), se observa que:

- La ampliación del margen de seguridad para las tomas de agua de AySA (Uso I) está asociado principalmente al desplazamiento costa afuera del impacto de la E. Coli y la DBO que producen los emisarios subacuáticos.
- Las nuevas zonas no aptas para Uso II están restringidas por la E.Coli y la DBO.
- La recuperación de una parte significativa de la zona costera para recreación sin contacto directo (Uso III) está asociado a la práctica desaparición del efecto restrictivo de la E. Coli sobre la costa.

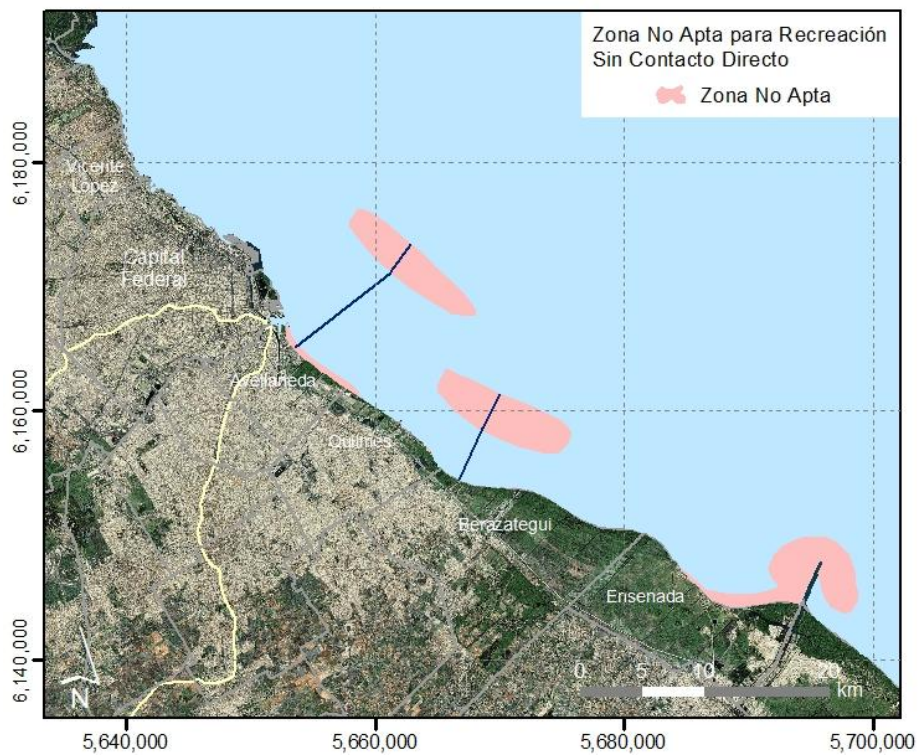
- La continuación de la restricción sobre preservación de vida acuática con exposición prolongada (Uso V) en todo el Corredor Palmas se debe a que se mantiene el aporte de Fósforo desde el río Paraná de las Palmas.
- El leve incremento en la extensión de la zona no apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada (Uso VI) se debe a la acción del Fósforo.



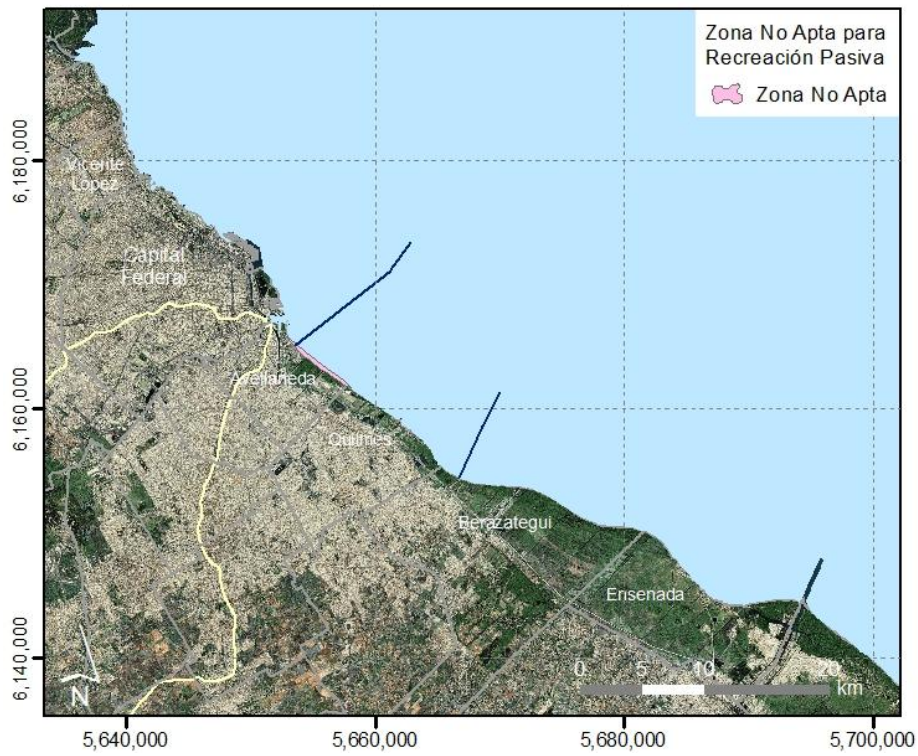
a) Zona no apta para consumo humano con tratamiento convencional (Uso I)



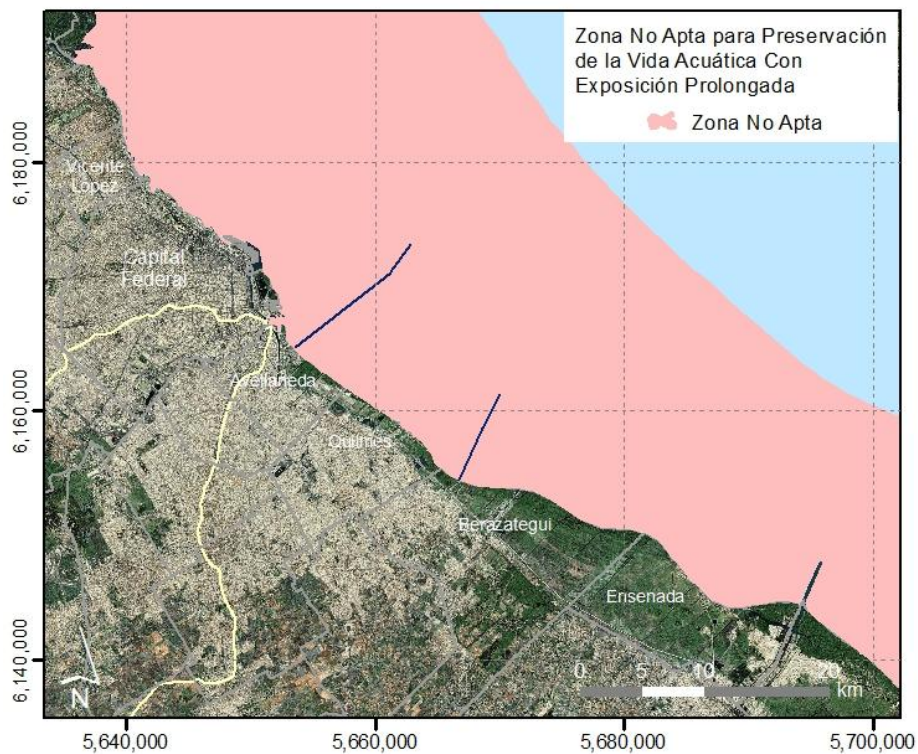
b) Zona no apta para recreación con contacto directo (Uso II)



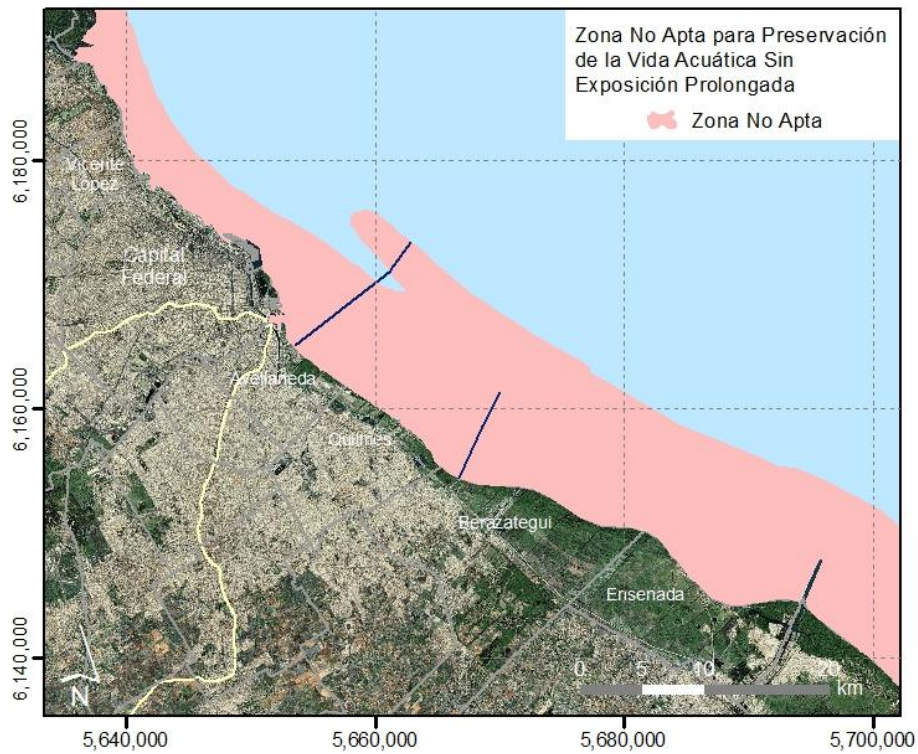
c) Zona no apta para recreación sin contacto directo (Uso III)



d) Zona no apta para recreación pasiva (Uso IV)

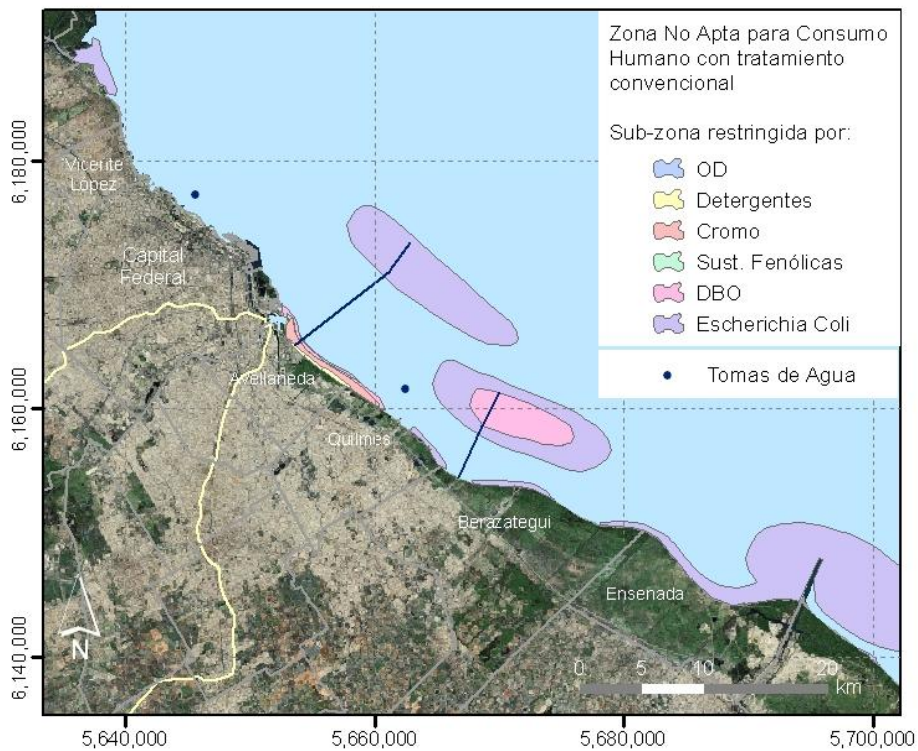


e) Zona no apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada (Uso V)

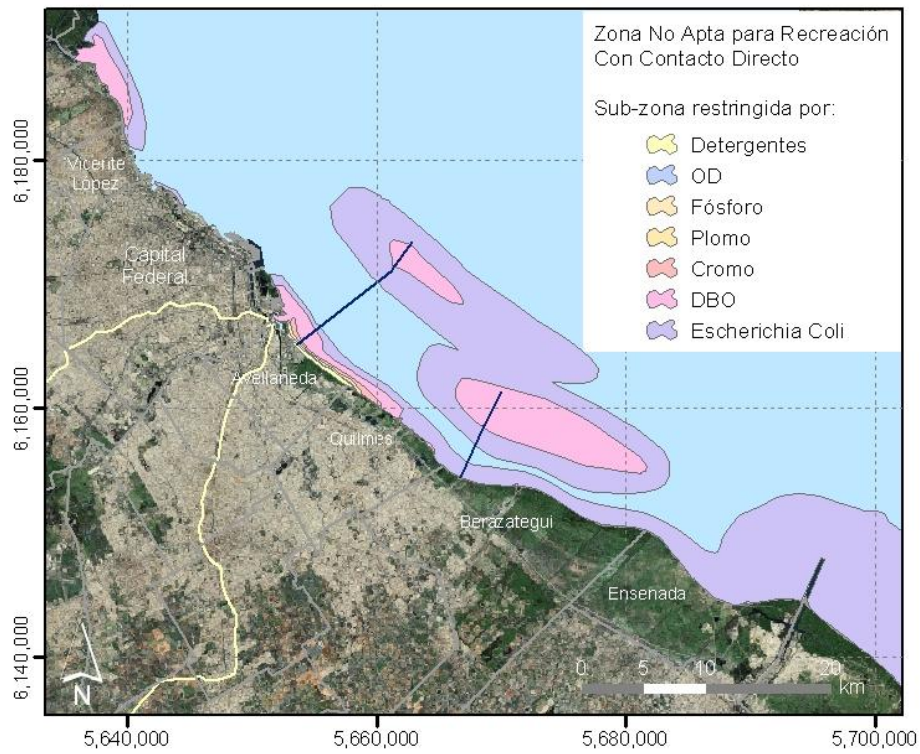


f) Zona no apta para conservación de vida acuática sin exposición prolongada (Uso VI)

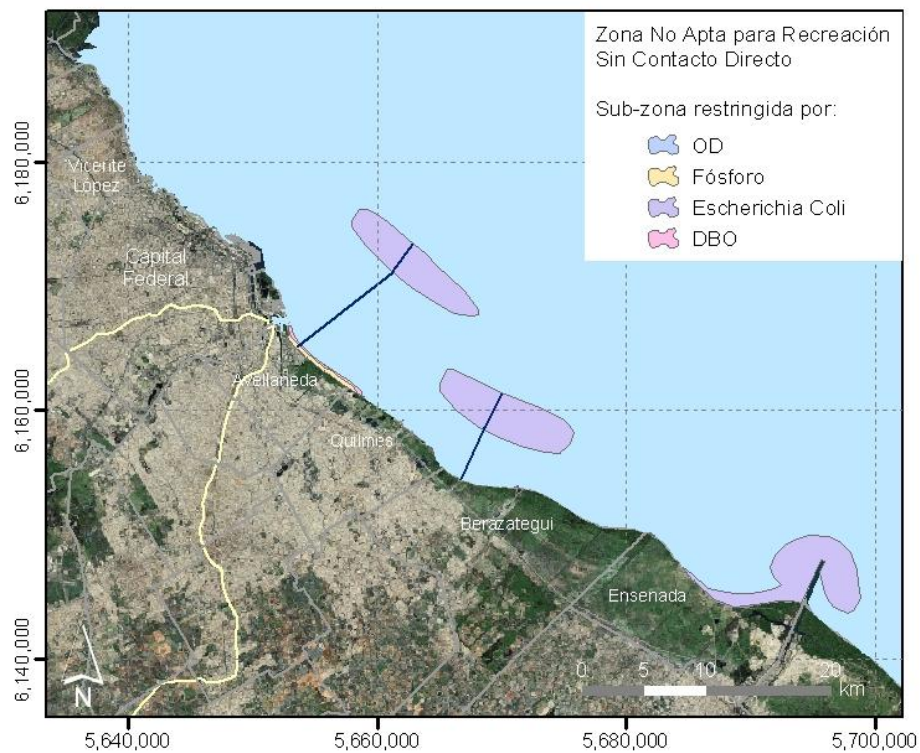
Figura 5.4.1. Zonas restringidas por uso del agua para el Escenario de Proyecto



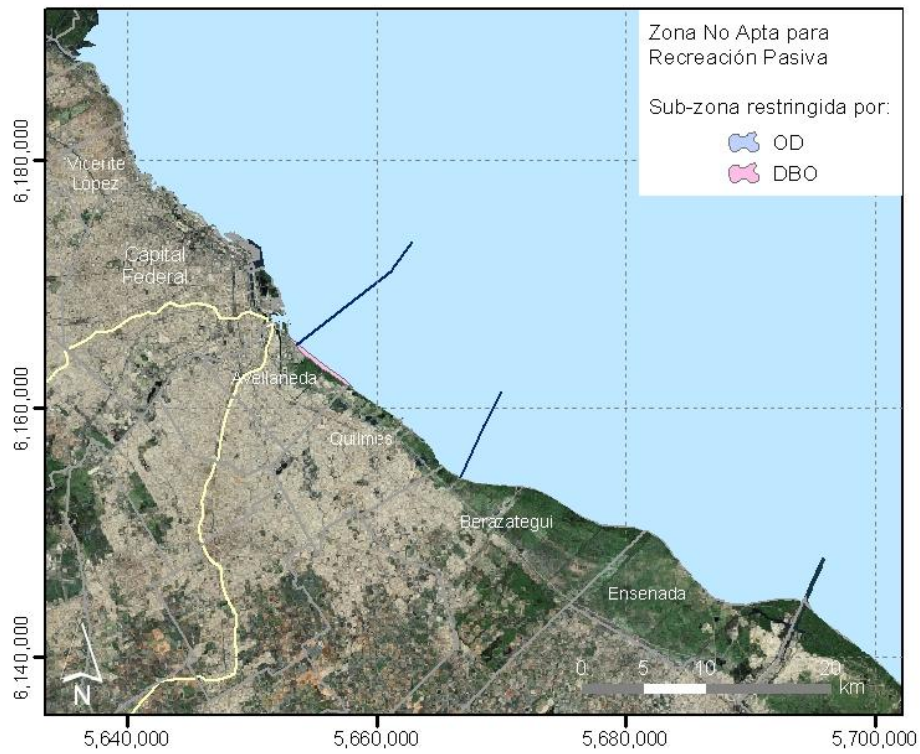
a) Zona no apta para consumo humano con tratamiento convencional (Uso I)



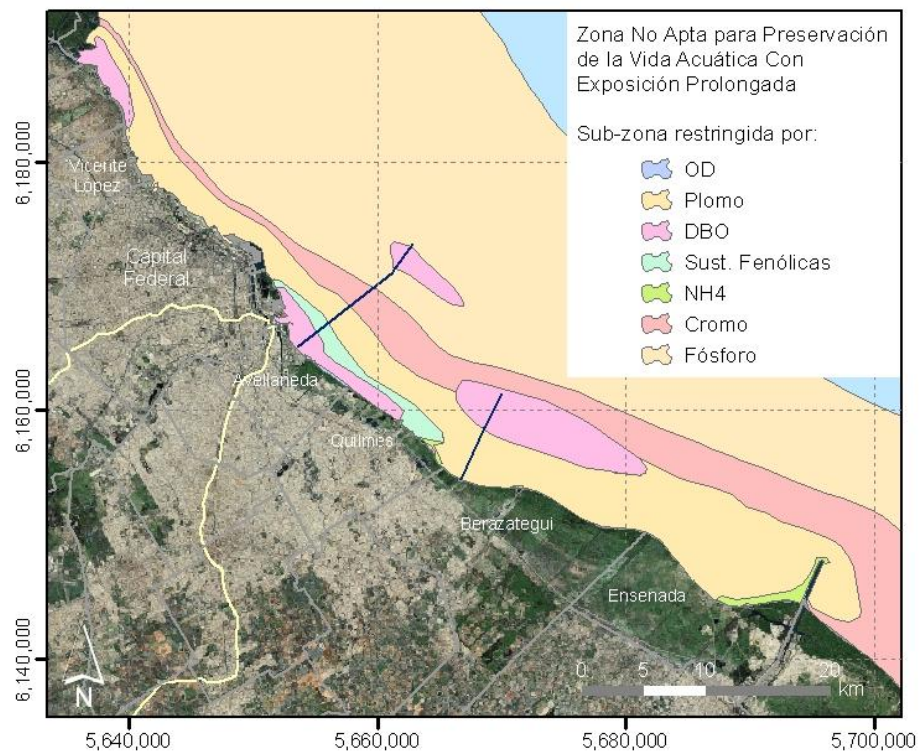
b) Zona no apta para recreación con contacto directo (Uso II)



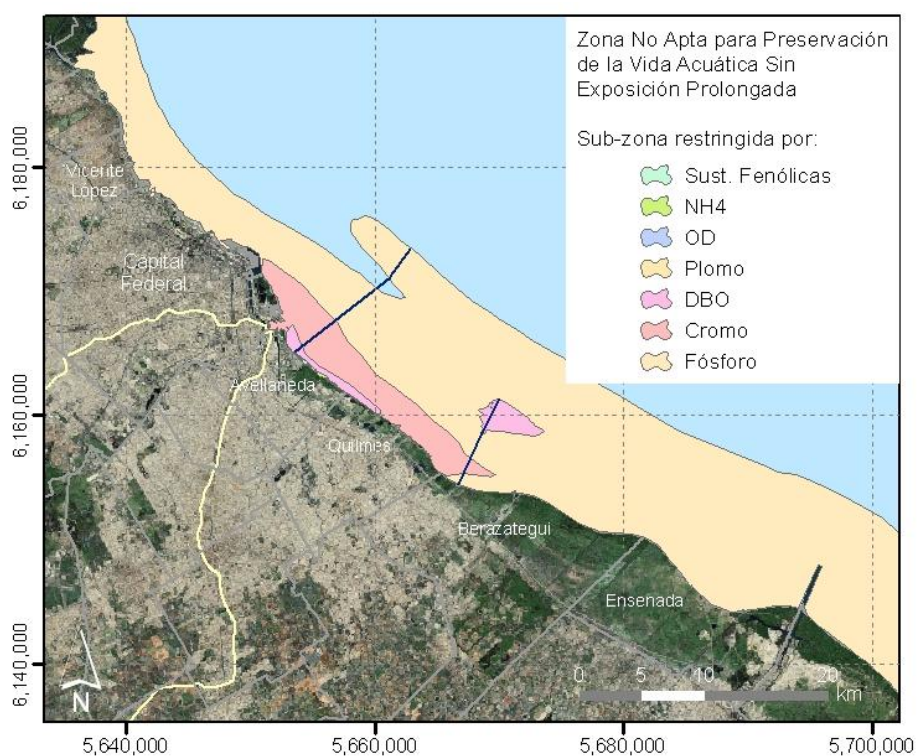
c) Zona no apta para recreación sin contacto directo (Uso III)



d) Zona no apta para recreación pasiva (Uso IV)



e) Zona no apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada (Uso V)



f) Zona no apta para conservación de vida acuática sin exposición prolongada (Uso VI)

Figura 5.4.2. Zonas restringidas por uso del agua y por parámetro para el Escenario de Proyecto

6 CONCLUSIONES

Las principales conclusiones del estudio son las siguientes:

- Se dispone de un modelo hidrodinámico calibrado para todo el Río de la Plata Interior, capaz de representar las corrientes producidas por la combinación de los efectos de la marea oceánica, los aportes fluviales de los ríos Paraná y Uruguay, y los vientos.
- Se dispone de un modelo de calidad del agua, motorizado por el modelo hidrodinámico, que ha sido calibrado para representar las distribuciones de 9 parámetros de calidad (DBO, OD, E.Coli, Amonio, Nitrato, Fósforo, Sustancias Fenólicas, Cromo y Plomo) sobre la Franja Costera Sur del Río de la Plata Interior.
- Se establecieron criterios para definir 8 usos del agua, en base a la imposición de concentraciones límites a 21 parámetros de calidad (Tablas 4.3.1 y 4.3.2). Esos usos son los siguientes:
 - i. Uso I – Apta para consumo humano con tratamiento convencional*
 - ii. Uso II – Apta para actividades recreativas con contacto directo (ó contacto primario)*
 - iii. Uso III – Apta para actividades recreativas sin contacto directo (ó contacto secundario)*
 - iv. Uso IV – Apta para actividades recreativas pasivas*
 - v. Uso V – Apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada*
 - vi. Uso VI – Apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada*
 - vii. Uso VII – Apta para preservación de especies de peces sin efectos subletales*
 - viii. Uso VIII – Apta para preservación de especies de peces sin efecto letal*
- Aplicando los criterios de uso a los resultados provistos por el modelo de calidad de agua para 10 parámetros de calidad (los 9 calibrados y Detergentes), se

obtuvieron mapas de las zonas de uso limitado sobre la Franja Costera Sur para la situación actual. Ellos indican lo siguiente:

- a) El Uso I está limitado a lo largo de toda la línea costera. Las tomas de agua de AySA se encuentran fuera de la zona de uso limitado. El parámetro limitante es básicamente la concentración de E.Coli.
 - b) El Uso II también está limitado a lo largo de toda la línea costera, siendo nuevamente la E.Coli el parámetro que produce la mayor limitación.
 - c) El Uso III no está limitado en zonas de Quilmes y Punta Lara. La E.Coli sigue siendo el parámetro limitante.
 - d) El Uso IV sólo aparece limitado, básicamente por la DBO, en torno al conjunto de desembocaduras Matanza-Riachuelo/Sarandí/Sto. Domingo.
 - e) El Uso V está limitado en toda la zona modelada – Corredor Palmas –. Tiene como parámetro limitante al Fósforo.
 - f) El Uso VI está limitado a lo largo de toda la línea costera, abarcando gran parte del Corredor Palmas. La mayor limitación la impone el Fósforo.
 - g) El Uso VII es apto en zonas de San Fernando, Costanera Norte (Ciudad de Buenos Aires) y Ensenada. Está limitado por el Amonio.
 - h) El Uso VIII está limitado en un subconjunto de la zona no apta por efectos subletales, en torno al conjunto Matanza-Riachuelo/Sarandí/Sto. Domingo y a la descarga del emisario de Berazategui. También está limitado por el Amonio.
- o Se ha planteado un Escenario de Proyecto, en el cual se encuentran implementados el Plan Director de AySA (PDA) y el Plan Integral de Saneamiento de la Cuenca Matanza-Riachuelo (PISA). La aplicación de los criterios de uso a los resultados provistos por el modelo de calidad de agua para el Escenario de Proyecto condujo a los siguientes resultados:
- a) Se produce una gran ampliación del margen de seguridad para las tomas de agua de AySA (Uso I).
 - b) Se genera una redistribución de las zonas no aptas para recreación con contacto directo (Uso II), aliviándose parte de la zona costera. Aunque disminuye en varios kilómetros el ancho de la zona costera no apta para este uso, las descargas de los emisarios generan dos zonas restringidas (por la E.Coli y la DBO) de gran extensión y ancho costa afuera, lo que constituye el costo ambiental de la solución técnica propuesta.
 - c) Se logra una recuperación de una parte significativa de la zona costera para recreación sin contacto directo (Uso III), asociado a la práctica desaparición del efecto restrictivo de la E. Coli, pero con el costo de la aparición de zonas de uso limitado costa afuera.
 - d) La extensión de la zona para recreación pasiva (Uso IV) disminuye levemente.
 - e) No hay cambio en la situación de la zona no apta para preservación de vida acuática con exposición prolongada (Uso V).

- f) Se produce un leve incremento en la extensión de la zona no apta para preservación de vida acuática sin exposición prolongada (Uso VI), por la acción del Emisario Riachuelo.

Finalmente, es pertinente mencionar que la metodología de determinación de zonas de uso limitado presentada en este trabajo, basada en modelos numéricos calibrados con datos de monitoreo, constituye la forma genuina actual de obtener esos productos. Para mantener actualizada esta herramienta, se requiere:

- continuar con monitoreos periódicos (incluso, implementar monitoreos continuos) que permitan disponer de más datos tanto para ajustar la calibración, como para dar cuenta de la evolución de la calidad del agua a lo largo del tiempo;
- introducir más parámetros en la modelación; al menos todos los utilizados para definir los criterios de usos del agua;
- efectuar una revisión periódica de los criterios establecidos para el uso del agua, que pueden requerir actualización y ajuste en base a mayor conocimiento;
- Recalcular los mapas con zonas de uso limitado luego de cada ajuste en el modelo

En definitiva, estas deberían ser actividades continuas, a cargo de una instancia de contralor de la calidad del agua de la Franja Costera Sur del Río de la Plata Interior.

REFERENCIAS

1. AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997. *Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena)*.
2. AGOSBA-OSN-SHN, 1992. *Río de la Plata. Calidad de las Aguas. Franja Costera Sur (San Isidro-Magdalena)*.
3. Al-Akel, A., Shamsi, M., 1996. *Aquat.Sci.* **58**(1):24-30
4. Alberta Environment. Science and Standards Branch, 1999. *Surface Water Quality Guidelines for Use in Alberta*.
5. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, 2000a. *National Water Quality Management Strategy. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
6. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, 2000b. *Guidelines for Fresh and Marine Water Quality: Volume 2 - Aquatic Ecosystems - Rationale and Background Information*.
7. AySA, 2007. *Futura Planta y Emisario de Berazategui. Consecuencias sobre la Calidad del Río de la Plata*. Dirección de Planificación.
8. AySA, 2008. *Proceso de Potabilización y Control de Calidad del Agua Cruda y Librada a la Red*.
9. Bagarinao, T., 1992. *Aquat. Toxicol.* **24**:21-62
10. Basigaluz, A., 1981. *Estudio sinóptico de parámetros hidrológicos y planctónicos de la costa de Montevideo, entre punta Brava y Punta del Buceo en un mes de invierno*. Tesis de grado, Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad de la República, Uruguay.

11. Bombardelli, F.A., Menéndez, A.N., Brea, J.D., Lapetina, M.R., Uriburu Quirno, M., 1995. *Estudio hidrodinámico del Delta del río Paraná mediante modelación matemática. Informe Final*. Informe LHA-INCYTH 137-03-95, Comitente: CONINDELTA.
12. Bouteleux, C., S. Saby, D. Tozza, J. Cavard, V. Lahoussine, P. Hartemann, and L. Mathieu, 2005. *Escherichia coli Behavior in the Presence of Organic Matter Released by Algae Exposed to Water Treatment Chemicals*. Applied and Environmental Microbiology, Feb., 734–740, Vol. 71, No. 2.
13. British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, 2002. *Ambient Working Water Quality Guidelines for Phenols*.
14. California Environmental Protection Agency, 1997a. *California Ocean Plan*. State Water Resources Control Board
15. California Environmental Protection Agency, 1997b. *Public Health Goal for Cyanide in Drinking Water*. Office of Environmental Health Hazard Assessment. Pesticide and Environmental Toxicology Section
16. Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Temperature (Marine)*
17. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Total Particulate Matter*
18. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*
19. Carreras, P., Menéndez, A.N., 1987. *Proyecto de tratamiento y disposición de efluentes domésticos del Gran Buenos Aires. Modelo Matemático Hidrodinámico*. Informe LHA-INCYTH 070-002-87, Comitente: Obras Sanitarias de la Nación (OSN).
20. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud (ECO), 1985a. *Curso Básico de Toxicología Ambiental: Hidrocarburos (Viveros Ruiz A.)*. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos (INIREB).
21. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud (ECO), 1985b. *Curso Básico de Toxicología Ambiental: Hidrocarburos Aromáticos Halogenados (Barcenas Pazos C.)*. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos (INIREB).
22. CIC (Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata), 1999. Grupo de Trabajo en Niveles Guía de Calidad del Agua
23. Código de Aguas de Uruguay, 1978. Ley 14859/78 – Decreto 253/79 con las modificaciones de los Decretos 232/88, 698/89 y 195/91.
24. Código Alimentario Argentino, 2007. Capítulo XII - Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificadas - Ley 18.284/69 - Decreto 2126/71 - Res Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007.
25. CONAMA-Brasil (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2000. Resolução N° 274.
26. CONAMA-Brasil (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2005. Resolução N° 357.
27. CONAMA-Chile (Comisión Nacional del Medio Ambiente – Gobierno de Chile), 1999. *Guía para el Establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para Aguas Continentales Superficiales y Marinas*.

28. Crites & Tchobanoglous, 2000. *Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones*. 1ra Ed., McGraw-Hill.
29. Dabrowska, H., Wlasow T., 1986. *Comp. Biochem. Physiol.* **83C**:179-184
30. DHI Water & Environment, 2003. *WQ (ECOLAB) Reference Manual*.
31. Díaz-Báez, M.C., Bustos López, M.C., Espinosa Ramírez, A., 2004. *Pruebas de toxicidad acuática. Fundamentos y métodos*. Universidad Nacional de Colombia
32. DIGESA (Dirección General de Salud Ambiental), 2008. Decreto Supremo N° 002/08. Ministerio de Salud de Perú.
33. EC (Comunidad Europea), 1988. Real Decreto 734. *Normas de calidad de las aguas de baño*.
34. EC (Comunidad Europea), 1994. Real Decreto 1541/94. *Aguas Superficiales Destinadas a la Producción de Agua Potable*
35. EC (Comunidad Europea), 1998. *European Community Standard for Drinking Water*.
36. EC (Comunidad Europea), 2001. *Pollutants in urban waste water and sewage sludge*. Final Report.
37. EC (Comunidad Europea), 2006. *European Community Standard for Bathing Water Quality*. Directive 2006/7/EC.
38. Goetz Lopez, M., Vázquez García, M. J., Pena Caamaño, P., 2004 *Determinación y diferenciación de Escherichia coli y coliformes totales usando un mismo sustrato cromogénico*. Laboratorio Central. Aquagest, Galicia.
39. Gopal, V., Parvathy, S., Balasubramanian, P., 1997. *Environ.Monit.Assess.* **48**:117-124
40. Hasan, M.R., MacIntosh, D.J., 1986. *Aquaculture* **54**(1/2):97-107
41. Health and Welfare Canada, 1992. *Guidelines for Canadian Recreational Water Quality*.
42. Health and Welfare Canada, 2006. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*.
43. Health and Welfare Canada, 2007. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality*.
44. Health Canada, 1992a. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality - Technical Documents. Chemical/Physical Parameters: Sulphide (as H₂S)*
45. Health Canada, 1992b. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality - Technical Documents. Chemical/Physical Parameters: Cyanide*
46. Health Canada, 1992b. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality - Technical Documents. Chemical/Physical Parameters: Mercury*
47. Health Canada, 1995a. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality - Technical Documents. Chemical/Physical Parameters: pH*.
48. Health Canada, 1995b. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality - Technical Documents. Chemical/Physical Parameters: Temperature*.
49. Health Canada, 2006. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document. Arsenic*
50. Hendricks, C., 1972. *Enteric Bacterial Growth Rates in River Water*. *Appl. Microbiol.* **24**, 2, 168-174.

51. Indiana Department of Environmental Management, 2006. *Risk Integrated System of Closure (RISC)*. Technical Guide and Users Guide. Chapter 8: Total Petroleum Hydrocarbons
52. Jaime, P., Menéndez, A.N., 1999. *Modelo hidrodinámico Río de la Plata 2000*, Informe LHA-INA 183-01-99.
53. Jaime, P., Menéndez, A.N., Natale, O.E., 2001. *Balance y Dinámica de Nutrientes Principales en el Río de la Plata Interior*. Informe INA 10.4-01.
54. Jeney, Zs., Nemcsók, J., Jeney, G., Oláh J. 1992. *Aquaculture* **104**:139-148
55. Kariya, T., Eto, S., Ogasawara, S., 1968. *Bull.Jpn.Soc.Sci.Fish.(Nippon Suisan Gakkaishi)* **34**(9):764-769
56. Kumar, V., Mukherjee, D., 1988. *Aquat.Toxicol.* **13**:53-60
57. Lloyd, R., Orr, L., 1969. *Water Res.* **3**: 335-344.
58. Menéndez, A.N., Lecertúa, E.A., García, P.E., Lopolito, M.F., Sarubbi, A., 2011. *Definición de estrategia de recuperación del Matanza-Riachuelo mediante modelación numérica*. Informe en preparación.
59. Metcalf & Eddy, 1991. *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, Reuse*. 3rd Ed. McGraw-Hill.
60. Ministry of Environment, 1991. *Ambient Quality Criteria for pH. Technical Appendix*. Province of British Columbia
61. Ministry of Environment, 2006. *British Columbia Approved Water Quality Guidelines*.
62. Ministry of Environment, Lands and Parks, 2001. *Towards a Water Quality Guideline for Temperature in the Province of British Columbia*. Water Management Branch Water Quality Section.
63. Mukherjee, D., Guha, D., Kumar, V., Chakrabarty, S., 1991. *Aquat.Toxicol.* **21**:29-40
64. Muniswamy, D., Munaswamy, V., Halappa, R., Marigoudar, S., 2008. *Pest.Biochem.Physiol.* **92**:15-18
65. National Health and Medical Research Council of Australia, 1990. *Australian Guidelines for Recreational Use of Water*.
66. National Health and Welfare, 1992. *Guidelines for Canadian Recreational Water Quality*.
67. Nemcsók, J., Benedeczky, I., 1990. *Environ. Monit. Assess.* **14**(2/3):377-383
68. O'Neill, J. G., 1981. *J. Fish Biol.* **19**: 297-306
69. Re, M., Menéndez, A.N., 2003. *Modelo numérico del Río de la Plata y su frente marítimo para la predicción de los efectos del cambio climático*. XIII Congreso sobre Métodos Numéricos y sus Aplicaciones, ENIEF'2003, Bahía Blanca.
70. Re, M., Menéndez, A.N., 2007, *Impacto del Cambio Climático en las Costas del Río de la Plata*. Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil, 7 (1).
71. Redner, B., Stickney, R., 1979. *Trans. Am. Fish. Soc.* **108**: 383-388
72. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 1994. *Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua ambiente correspondientes a amoníaco*.
73. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 1994b. *Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua ambiente correspondientes a cadmio*.

74. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2003a. *Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua ambiente correspondientes a nitrato y nitrito.*
75. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2003b. *Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua para Fuentes de Provisión para Consumo Humano.*
76. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2003c. *Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua ambiente correspondientes a cianuros.*
77. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2003d. *Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua ambiente correspondientes a cromo.*
78. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2003e. *Metodología para el Establecimiento de Niveles Guía de Calidad de Agua Ambiente para Recreación Humana.*
79. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2003f. *Metodología para el Establecimiento de Niveles Guía de Calidad de Agua Ambiente para la Protección de la Biota Acuática*
80. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2004. *Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua ambiente correspondientes a mercurio.*
81. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2005. *Desarrollos de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua ambiente correspondientes a plomo.*
82. SSRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos), 2007. *Niveles Guía de Calidad. Argentina.*
83. Suresh, A., Sivaramakrishna, B., Radhakrishnaiah, K., 1993. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **51**:920-926
84. Tilak, K.S., Veeraiah, K., Raju, J.M., 2007. *J Environ Biol.* **28**(1):45-7
85. U.S. Department of Health and Human Services, 2006. *Toxicological Profile for Cyanide.* Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
86. USEPA, 1985. *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (Second Edition)*, EPA/600/-85/040.
87. USEPA, 1986. *Quality Criteria for Water.* EPA 440/5-86-001
88. USEPA, 2003. *National Primary Drinking Water Standards.* EPA 816-F-03-016.
89. USEPA, 2006. *National Recommended Water Quality Criteria.*
90. Wells, P.G., Daborn, G.R. (Eds.), 1997. *The Rio de la Plata. An Environmental Overview.* EcoPlata Project Background Report, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, 248 p.
91. WHO, 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management.*
92. WHO, 2003a. *Guidelines for Safe Recreational Water Environments.* Volume 1 - Coastal and Fresh Waters.
93. WHO, 2003b. *Arsenic in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality.* WHO/SDE/WSH/03.04/75
94. WHO, 2004. *Guidelines for Drinking-water Quality.* Third Ed. Vol. 1 – Recommendation.
95. WHO, 2006. *Guidelines for Drinking-water Quality.* First Addendum to Third Ed. Vol. 1 – Recommendation.

96. WHO, 2007. *Cyanide in Drinking-water*. Background document for development of Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/07.01/2

ANEXO I: ESPECIES ÍCTICAS DEL RÍO DE LA PLATA

Introducción

Las diversas especies de peces, en cualquier país o región, representan un importante valor social y económico. Además, en la actualidad los peces son utilizados como indicadores de enfermedades de transmisión hídrica y para el monitoreo de la calidad de los ecosistemas acuáticos. Por otra parte, los peces cumplen un rol importante en cuanto a la distribución y abundancia de otros organismos acuáticos, debido a su dominancia y efectos en ambientes acuáticos.

Desde el punto de vista zoogeográfico, la Argentina se encuentra ubicada dentro de la Región Neotropical. Por su parte, desde el punto de vista hidrogeográfico, posee cuatro sistemas fluviales: el Río de la Plata, las vertientes del Atlántico y del Pacífico, y las distintas cuencas endorreicas. Existe un complejo sistema biológico debido a la interacción de los organismos acuáticos con los diversos hábitats presentes en el territorio. La ictiofauna continental argentina posee un número aproximado de 450 especies, que representa menos del 10 % de la totalidad de las especies presentes en el Neotrópico²⁰.

Para la evaluación de la ictiofauna del Río de la Plata, se han tomado en consideración los estudios realizados por el Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet”^{21,22,23} y la

²⁰ Lopez H. (2003) Aspectos Históricos y Estado del Conocimiento de la Ictiofauna Continental Argentina. División Zoología Vertebrados Museo de La Plata FCNyM, UNLP

²¹ Ringuelet R. (1975) Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2(3) 1-122. Versión electrónica por: Catalina Julia Saravia (CIC) 2004.

clasificación de áreas ictiogeográficas de la Argentina²⁴ (Figura I.1). Según esta última, la ictiofauna del Río de la Plata se encuentra dentro de la ecoregión “Eje Potámico Subtropical” y está compuesta por dos grupos principales, uno de agua dulce y otro que se desplaza del agua dulce al mar o viceversa. Dichas áreas ictiográficas se presentan a continuación.

Para la evaluación del hábitat acuático, esta eco-región involucra seis áreas diferentes desde el punto de vista hidrogeográfico:

- Zona de pantanos y ciénagas de Chaco-Formosa
- Zona de pantanos y ciénagas de Santa Fe
- Valle aluvial del Bajo y Medio Paraná
- Sistema Ríos Corrientes e Iberá
- Delta del Paraná
- Río de la Plata

El sistema hidrográfico del Río de la Plata comprende los ríos Paraná y Uruguay, los principales tributarios de estos ríos, el propio Río de la Plata y algunos arroyos menores que fluyen directamente al Río de la Plata en ambas márgenes. Este documento se centra específicamente en el área del Río de la Plata, constituyendo el primer paso hacia la identificación de especies características y la evaluación de la influencia que tiene la presencia de contaminantes sobre las mismas, con lo que se apunta a discriminar entre las especies sensibles y tolerantes a los diversos contaminantes presentes en este medio acuático.

²² Ringuelet R. (1975) Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. Láminas y figuras. *Ecosur* 2(3). Versión electrónica por: Catalina Julia Saravia (CIC) 2004.

²³ López H., Protogino L., Aquino A. (1996) Ictiología Continental de la Argentina: Santiago del Estero, Catamarca, Córdoba, San Luis, La Pampa y Buenos Aires. *Aquatec* 3, 96

²⁴ López H., Morgan C., Montenegro M. (2002) Ichthyological Ecoregions of Argentina

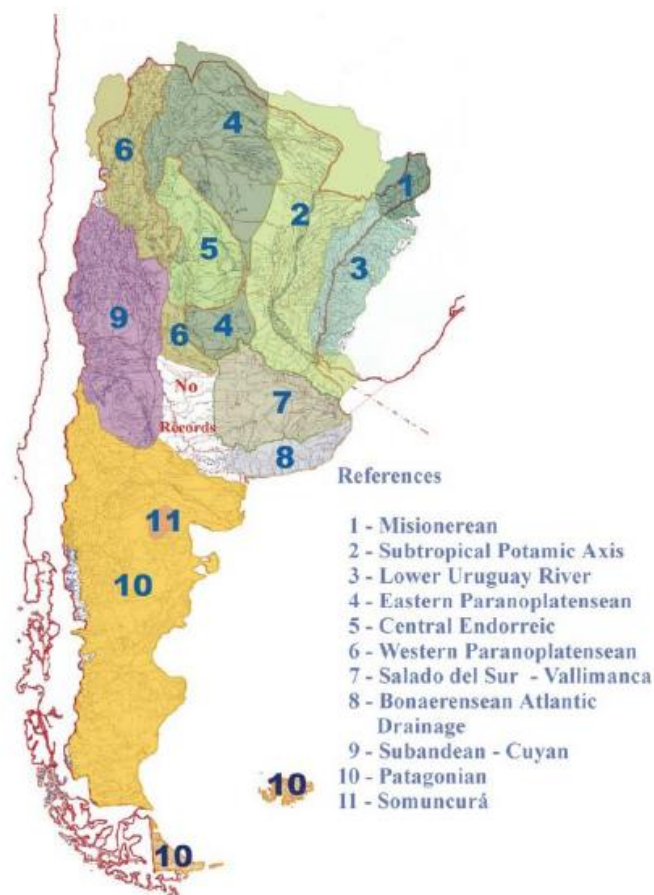


Figura I.1. Áreas ictiogeográficas de la Argentina

Procesos de desplazamiento de las especies

Al igual que otros grandes sistemas estuariales, el Río de la Plata tiene la particularidad de presentar una zona de agua de mezcla, favoreciéndose de este modo un gran intercambio faunístico con el ambiente marino. Es por ello que la ictiofauna del Río de la Plata está compuesta por dos grupos principales, uno de agua dulce, y otro que se desplaza del agua dulce al mar ó viceversa. Estas últimas especies presentan un amplio rango de tolerancia a variaciones de salinidad.

Los peces de agua dulce proceden principalmente de la fauna de los ríos Paraná y Uruguay. Puesto que la fauna de estos ríos no es la misma, la ictiofauna del Río de la Plata representa una mezcla de estas dos, con predominio de las especies netamente dulceacuícolas.

Gran parte de las especies que pueblan el río migran en ciertas épocas del año, provocando un efecto de ausencia temporal, lo cual puede ser malinterpretado sin la información adecuada²⁵.

²⁵ Remes Lenicov M. (1997) Aspectos relevantes de la ictiofauna rioplatense. Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de La Plata (San Fernando-Magdalena)

Al contrario del comportamiento de los peces sedentarios, que realizan todas sus funciones vitales (alimentación, crecimiento y reproducción) en una misma zona, los peces migradores necesitan recorrer grandes distancias con el objeto de encontrar el ambiente que les sea favorable para completar su ciclo vital. Si bien las especies migratorias son poco conocidas con respecto a su bioecología, por las dificultades asociadas a su estudio, es probable que el origen fundamental desencadenante del proceso migratorio sean las características hídricas de los sistemas, sumadas a estímulos intrínsecos de los peces. De acuerdo a Remes Lenicov²⁶, este tema abre un nuevo capítulo en la historia del desarrollo antrópico a expensas de cambios y modificaciones del ambiente, en cuanto a que su impacto sobre las poblaciones ícticas migradoras es cuantioso e irreversible por la coerción a su desplazamiento a través de las mismas.

Diversos autores indican que algunas de las especies migratorias de mayor relevancia pesquera del sistema Paraná-Plata son del grupo de los monódromos (aquellos que migran en un mismo ambiente): el sábalo (*Prochilodus lineatus*), el surubí (*Pseudoplatystoma curuscanus*), el dorado (*Salminus maxillosus*), el pacú (*Piaractus mesopotamicus*), el chafalote (*Rafiodon vulpinus*) y el patí (*Luciopimelodus pati*). Dentro del grupo de los diándromos (aquellos que se desplazan de un ambiente a otro) se incluyen a la lisa (*Mugil sp.*), la anchoita (*Lycengraulis olidus* y *L. Simulator*), la corvina blanca (*Pachyurus bonariensis*), el bagre de mar (*Netuma barbuis*) y la saraca (*Brevoortia pectinata*).

En la cuenca Paraná-Plata, la dinámica fluvial genera, en algunas especies, un ascenso aguas arriba con fines reproductivos, observándose eclosión de los huevos y desarrollo de juveniles aguas abajo, acompañando la onda final de la crecida anual del Río Paraná.

Durante la migración activa hay un gran gasto energético. Como forma de ahorrar energía, el desplazamiento de los cardúmenes se realiza por las márgenes, donde el flujo de la corriente es menor²⁷. Del mismo modo, los individuos en las etapas larvales se concentran en las márgenes del río, mientras que los juveniles recién diferenciados ingresan en arroyos, lagunas y otros ambientes típicos de esta zona, permaneciendo entre 1 y 2 años, para retornar luego al río.

El proceso migratorio, recién expuesto de manera muy simplificada, pone en evidencia la relevancia de la dinámica poblacional de las especies, y la vinculación que ésta tiene con el ambiente, por lo cual resulta de especial importancia evaluar el efecto que podrían tener los contaminantes presentes en el cuerpo de agua.

Especies representativas del área de estudio

Desde el punto de vista biológico, la cuenca Parano-Platense resulta única al estar constituida por una comunidad rica (integrada por gran variedad de especies, muchas de las cuales tienen un importante valor comercial o deportivo) y por el tamaño de sus poblaciones. Se han encontrado alrededor de 300 especies en el área argentina de la Cuenca

²⁶ Remes Lenicov M. (1997) Aspectos relevantes de la ictiofauna rioplatense. Calidad de las Aguas de la Franja Costera Sur del Río de La Plata (San Fernando-Magdalena)

²⁷ Baigún C., Sverlij S., López H. (2003) Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina)

del Plata, mientras que en el Río de la Plata interior se han identificado alrededor de 170 especies²⁸.

Baigún et.al.²⁹ indican que la pesca desde costa de carácter recreativo permite la captura de armado común, bagre amarillo, bagre blanco o moncholo, boga, dorado, manduvé, patí, surubí, pintado, pejerrey. Todos ellos están afectados por la contaminación costera. Una modalidad importante, por sus implicancias económica, es la pesca embarcada que se practica en el área norte y sur del tramo interior del Río de la Plata, en un área ubicada entre San Fernando y Berisso, incluyendo localidades como Berazategui, Quilmes, Punta Lara, que son los principales puertos de desembarco.

Considerando que la biología de las especies comerciales ha sido ampliamente estudiada³⁰, y a fin de obtener una visión general e integradora del desarrollo de la actividad pesquera y uso de los recursos en la cuenca del Río de la Plata, se acotará el análisis a las principales especies de interés comercial en los diferentes puertos de operación. Al respecto, algunos estudios han analizado las siguientes especies como las más significativas: lisa (*Mugil sp.*), carpa (*Cyprinus carpio*), boga (*Leporinus obtusidens*) y, especialmente, el sábalo (*Prochilodus lineatus*). Las tareas iniciales de evaluación y monitoreo realizadas con estas especies, consistieron en la extracción periódica de muestras de músculo a ejemplares capturados en el área costera comprendida entre las localidades de Tigre y Magdalena, con el objeto de determinar la presencia y abundancia de componentes organoclorados persistentes, hidrocarburos y metales pesados, establecer diferencias entre la carga de contaminantes de las especies analizadas, evaluar la posible presencia de patrones geográficos de distribución de peces contaminados, evaluar la relación entre los hábitos alimentarios de las especies y su grado de contaminación, y determinar los posibles riesgos para la salud asociados al consumo de pescado obtenido en el área³¹.

Respecto a la abundancia de los recursos en el Río de la Plata, para el caso de las especies dulceacuícolas se han llevado a cabo escasos estudios integrales, debiéndose destacar especialmente el Programa de Relevamiento de los Recursos Pesqueros del Río de La Plata Superior llevado adelante por la CARP (Comisión Administradora del Río de La Plata)³². En dicho trabajo, de las investigaciones llevadas a cabo mediante el método del área barrida, resultaron como especies más abundantes el sábalo (*Prochilodus lineatus*), la carpa (*Cyprinus carpio*) y el bagre amarillo (*Pimelodus clarias*). Mediante la utilización de redes de enmalle, se capturaron como especies más abundantes para los tamaños mayores al sábalo (*Prochilodus lineatus*), el patí (*Luciopimelodus platanus*) y la boga (*Leporinus obtusidens*); para las especies de tamaño medio, el bagre blanco (*Pimelodus albicans*), el pejerrey (*Odontesthes bonaerensis*) y la vieja de cola (*Paraloricaria vetula*); en tanto que para las especies de tamaño

²⁸ López H., Menni R., Miquelarena A.(2003). Lista comentada de los peces del Río de la Plata

²⁹ Baigún C., Sverlij S., López H. (2003) Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina)

³⁰ Lopez H. (2003) Aspectos Históricos y Estado del Conocimiento de la Ictiofauna Continental Argentina. División Zoología Vertebrados Museo de La Plata FCNyM, UNLP

³¹ Dirección de Desarrollo Pesquero. Ministerio de Asuntos Agrarios. Concentración de Contaminantes Persistentes en Peces del Río de la Plata.

http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/leg_archivos/infosinteticosabalo.pdf

³² Equipo EcoPlata (1996) Versión Resumida: El Río de la Plata. Una Visión sobre su Ambiente. Resumen de un Informe de Antecedentes del Proyecto EcoPlata preparado para la Conferencia ECOplata'96

pequeño se deben destacar la lacha de agua dulce (*Pellona flavipinnis*), la sardina (*Lycengraulis grossidens*), el manduví (*Ageneiosus valenciennesi*) y el bagre porteño (*Parapimelodus valenciennesi*).

A continuación se presenta una breve descripción de algunas de las especies mencionadas.

Lisa (Mugil sp.)^{33,34}

La lisa se distribuye en la costa Atlántica, ingresando en el Río de La Plata y cuenca del Río Salado, donde es comúnmente encontrada en muchas lagunas bonaerenses. Dependiendo de las zonas, hay varias especies a las que se les suele denominar lisa, y sus diferencias alimentarias hacen que varíe el interés de pesca hacia ellas.

Suele frecuentar zonas costeras, incluso aguas salobres y zonas de aguas impuras como puertos y emisarios, donde se alimenta de fitoplancton, residuos orgánicos y detritus.

De importancia para la pesca deportiva, artesanal y comercial es una especie que se introduce en las aguas dulces y estuariales, desova en el mar y sus desplazamientos de uno a otro no se encuentran solo restringidos a la reproducción. Suele ser capturada con redes agalleras para consumo en fresco a mercado interno. Existe, además, una actividad artesanal de ahumado, de relativa importancia, en la zona de Bahía de Samborombón y San Clemente, en la Provincia de Buenos Aires.

Se trata de una especie con potencial para cultivo en estanques, que nunca ha sido ensayada en el país. Su reproducción inducida comercial no se ha logrado, pero muchos países desarrollan su cultivo capturando los juveniles o los desoves en el medio silvestre y trasladándolos a estanques de aguas salobres o dulces, donde se adapta bien.

Carpa (Cyprinus carpio)^{35,36,37}

La carpa es una especie origen asiático, introducida en el país en la década del '40 para estanques de parques; siendo posteriormente trasladada a lagunas y estanques, desde donde se dispersó hacia diversos ambientes colonizando exitosa y agresivamente las lagunas pampeanas.

³³ Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, SAGPyA. (2007). Lisa (*Mugil sp.*)

http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_peces/peces_argentinos/17-lisa.pdf

³⁴ Dirección Provincial de Pesca (DPP). Peces comunes en lagunas y ríos interiores de la provincia de Buenos Aires. Lisa - *Mugil sp.* (*Valenciennes, 1836*)

http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/esp_icticolas_peces_interiores.php#22

³⁵ Conserjería de Agricultura y Desarrollo Rural. Junta de Extremadura (2005) Carpa (*Cyprinus carpio*)

http://aym.juntaex.es/NR/rdonlyres/547E0F9D-D467-4D3F-B903-B4769DA0B83F/0/carpa_mas.pdf

³⁶ Dirección Provincial de Pesca (DPP). Peces comunes en lagunas y ríos interiores de la provincia de Buenos Aires. Carpa - *Cyprinus carpio* (*Linnaeus, 1758*)

http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/esp_icticolas_peces_interiores.php#22

³⁷ Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, SAGPyA. (2007). Carpa (*Cyprinus carpio*)

http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_peces/peces_introducidos/05-carpa.pdf

Se presenta en forma suficientemente abundante como para constituir un componente significativo de la fauna de los peces de agua dulce del Río de la Plata y en el río Paraná, aunque más escasa en el Uruguay. Prefiere aguas estancadas o de débil corriente, cálidas y con fondos fangosos. Es por ello que resulta preocupante por el posible daño ambiental que puede producir, ya que sus costumbres alimentarias tienden a remover el fondo, desarraigando plantas acuáticas y reincorporando nutrientes a la columna de agua. Es muy resistente a las bajas concentraciones de oxígeno, a temperaturas muy altas y a la contaminación. Es un pez gregario, que busca las aguas profundas durante la estación climatológica fría (enterrándose en muchas ocasiones en el fondo) y las superficiales durante el estío.

De importancia en acuicultura y pesca, tiene valor económico y deportivo porque se reproduce rápidamente, pero su forma de alimentación crea desequilibrios de entorno, afectando al pejerrey de manera indirecta, ya que compiten en ocasiones por el mismo alimento. Desova en aguas someras, entre la vegetación semi-sumergida de las orillas, con temperaturas acuáticas en el entorno de 17-20 °C.

Boga (Leporinus obtusidens)^{38,39,40}

La boga es una especie migratoria, de hábitat bentopelágico de ambientes lénticos. Omnívora, se alimenta de granos, semillas y vegetales, invertebrados y peces pequeños y habita las zonas de los ríos con piedras, tosca, veriles, canales y juncos o plantas sumergidas, manglares, etc.

De importancia para la pesca deportiva, artesanal y comercial, es un pez de carne apetecible. Se la pesca comúnmente para el mercado interno, aunque últimamente es también apreciada en el mercado externo.

Es una especie con potencial de cultivo, cuyos estudios fueron iniciados en la década del '80, obteniéndose su reproducción inducida, larvicultura y cultivo de juveniles.

Sábalo (Prochilodus lineatus)

El sábalo es una de las especies más abundantes en el área, siendo un factor clave en las tramas tróficas por su tipo de alimentación. Los adultos y los juveniles de esta especie se alimentan de los detritos contenidos en los sedimentos del fondo del río y de los cuerpos de agua asociados. De este modo, juegan un rol valioso en el proceso de la transformación de la materia orgánica, que se canaliza a niveles tróficos superiores o grandes ictiófagos

³⁸ Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, SAGPyA. (2007). Boga (*Leporinus obtusidens*) http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_peces/peces_argentinos/11-boga.pdf

³⁹ Dirección Provincial de Pesca (DPP). Peces comunes en lagunas y ríos interiores de la provincia de Buenos Aires. Boga - *Leporinus obtusidens* - (*Valenciennes, 1847*) http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/esp_icticolas_peces_interiores.php#22

⁴⁰ *Leporinus obtusidens* - (*Valenciennes, 1837*)

(dorados, surubíes, etc.) a través de la predación sobre larvas, juveniles y adultos de la especie⁴¹.

El sábalo es un pez predado por diferentes especies a lo largo de su ciclo de vida. Tiene una fuerte dependencia del ambiente como área de alimentación y de cría, estando expuesto frecuentemente a condiciones extremas de temperatura, disponibilidad de oxígeno disuelto, hacinamiento (con incremento de depredación y propagación de enfermedades) y desecación completa de los cuerpos de agua. Otro indicio de la propensión al riesgo de esta especie es su alta frecuencia en los episodios de mortandades masivas de peces, más allá de su abundancia relativa en la ictiocenosis⁴².

*Pejerrey bonaerense (Odonthestes bonariensis)*⁴³

Es una especie de aguas abiertas, y preferentemente despejadas de vegetación, donde tiende a agregarse en cardúmenes que se desplazan permanentemente en constante búsqueda de alimento.

De importancia para la acuicultura y la pesca deportiva, artesanal y comercial, se distribuye en el Río de la Plata, aguas continentales bonaerenses y de las provincias limítrofes, aunque actualmente se encuentra ampliamente difundido en todo el país, debido a la intervención del hombre.

La mayoría de los integrantes de la familia del pejerrey son marinos, y probablemente ésta sea una de las razones que lo capacitan para habitar aguas salobres como la de las lagunas del sudeste bonaerense y las afueras del estuario del Río de la Plata. No obstante, es considerada una especie dulceacuícola. Esta especie es característica de clima templado. Sus juveniles son zooplanctófagos (crustáceos, larvas de insectos) y sus adultos son piscívoros.

Se lo encuentra en toda la costa de la provincia, aunque arrima solo en zonas determinadas, y sus hábitos hacen que se pesquen por lo general desde escolleras, piedras o zonas de barrancas.

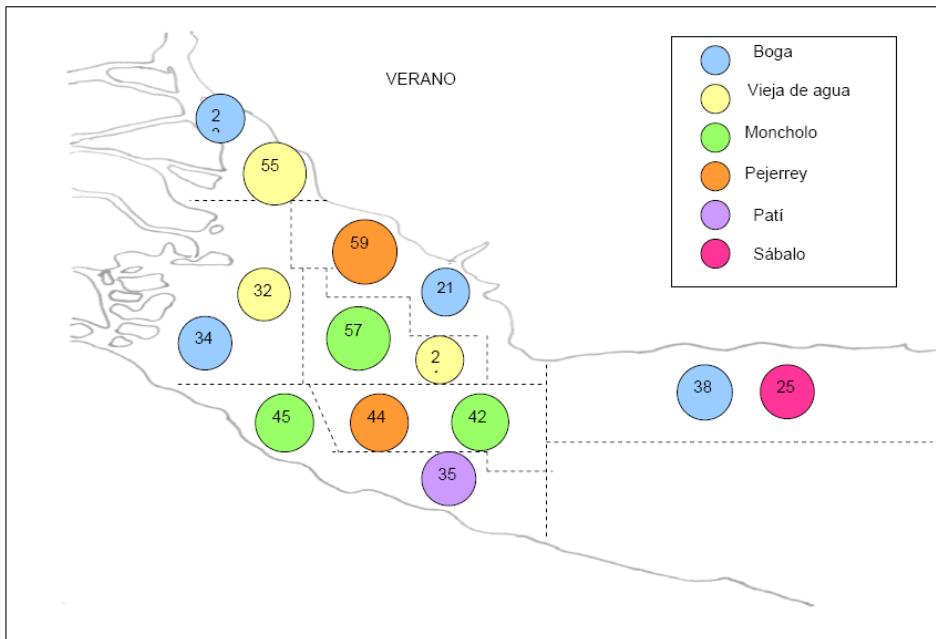
En la Figura I.2 se muestran los porcentajes de biomasa para algunas de las principales especies en las distintas estaciones del año⁴⁴.

⁴¹ Baigún C., Sverlij S., Lopez H. (2003) Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina)

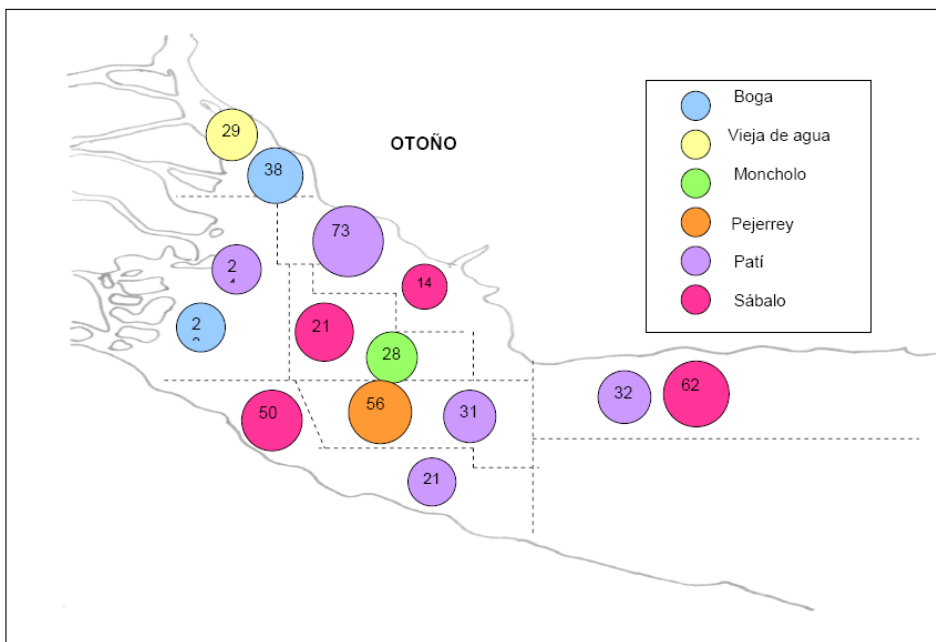
⁴² Subsecretaría de Pesca y Acuicultura de Nación (SAGPyA), Provincia de Entre Ríos, Provincia de Santa Fe, INALI, UNL, INIDEP. Síntesis de los principales resultados del Proyecto de evaluación del recurso sábalo en la baja cuenca del Paraná.

⁴³ Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, SAGPyA. (2007). Pejerrey bonaerense (*Odonthestes bonariensis*) http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_peces/peces_argentinos/25-pejerrey.pdf

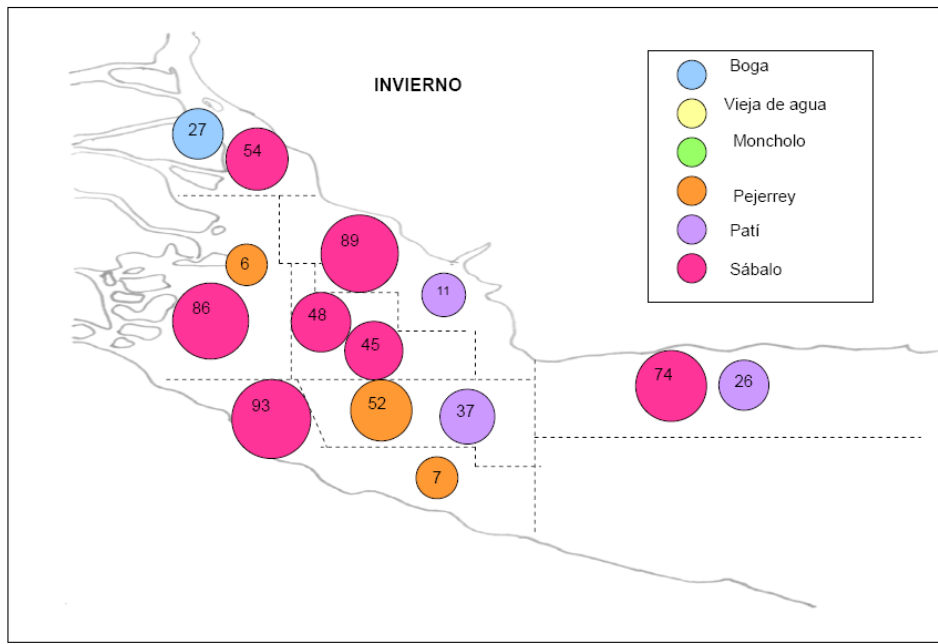
⁴⁴ C. Baigún, S. Sverlij, H. López, “Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina)”, Proyecto FREPLATA, Diciembre 2003.



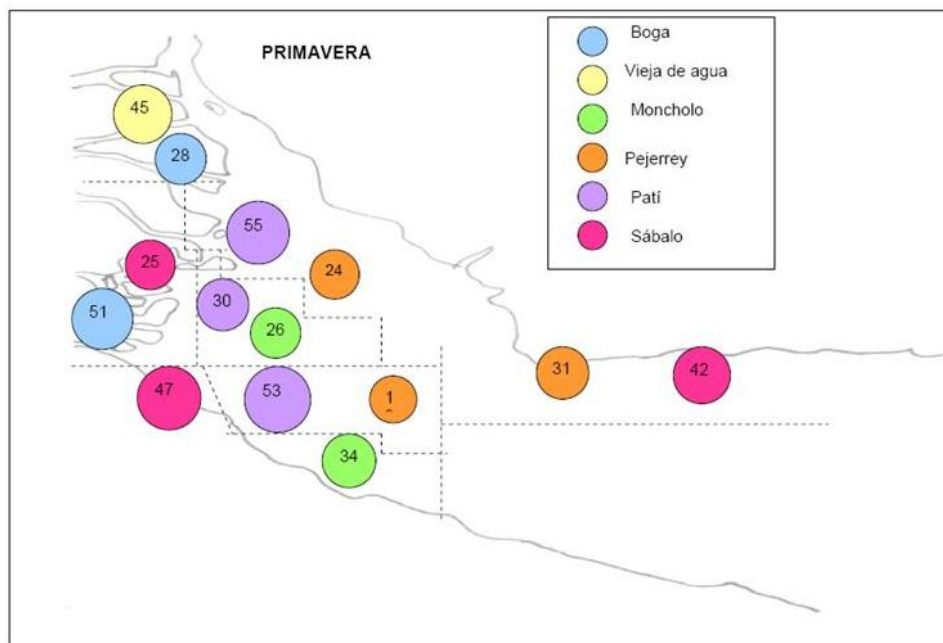
a) Verano



b) Otoño



c) Invierno



d) Primavera

Figura I.2. Porcentaje de biomasa para diferentes especies.

Efectos de contaminación en las especies de referencia

Las capturas en la Cuenca del Plata constituyen la casi totalidad de la producción pesquera continental del país. Estas especies son muy dependientes de la integridad de los sistemas fluviales, y extremadamente vulnerables a las alteraciones causadas por la contaminación,

así como a otras consecuencias del desarrollo como por ejemplo la erosión, la navegación, el represamiento de aguas. Debido a sus complejas adaptaciones, relacionadas con el uso del ambiente (que, por otra parte, son las que explican su abundancia), se estima que estos impactos tienen efectos más importantes sobre los recursos que la propia presión de pesca, lo cual se magnifica siendo que el Río de la Plata se constituye en el receptor natural de los efectos de varios de los impactos por situarse en la porción terminal de la cuenca⁴⁵.

Para el uso y manejo de los recursos pesqueros resulta entonces sustancial considerar los potenciales impactos sobre la cuenca. Este ecosistema sufre los efectos de una intensa actividad antrópica, como la expansión de la frontera agrícola, la urbanización, la pesca indiscriminada y predatoria en algunos tramos del río, y un incremento de la contaminación que ingresa por el aporte de efluentes cloacales y desechos orgánicos a través de los tributarios menores a lo largo de casi 100 km de costa, que producen profundas modificaciones en las condiciones naturales del río.

Específicamente en el Río de la Plata, algunos estudios realizados en peces indican elevadas concentraciones de hidrocarburos alifáticos y PCBs en sábalos, carpas y lisas capturados en las proximidades de la costa. Estos contaminantes ingresarían fundamentalmente a través de la dieta, dado el carácter eurífago y bentófago de la mayor parte de las especies del Río de la Plata y, en particular, por el carácter detritívoro del sábalo. Asimismo, otros estudios identificaron metales, PCB y organoclorados en *Corbicula fluminea*, especie que forma parte de la dieta de peces de interés deportivo. La existencia de altas concentraciones de materia orgánica, debido a las descargas costeras, genera además una mayor concentración de la macrofauna bentónica, que potencia la bioacumulación de contaminantes en la ictiofauna⁴⁶.

El trabajo de López y colaboradores⁴⁷ indica que la gran concentración demográfica, sumada a la intensa actividad agropecuaria e industrial, ejercen un efecto altamente nocivo sobre los cuerpos de agua, en algunos casos con alteraciones en la fauna. Trabajos previos enumeran las áreas permanentes de contaminación en la Ciudad de Buenos Aires y en la Provincia de Buenos Aires, y presentan un análisis de los factores contaminantes de origen endógeno y exógeno del área platense. En especial, se hace referencia a casos concretos de alteración de poblaciones de peces por contaminación industrial, y a desapariciones notorias en los afluentes del Río de la Plata entre las localidades de La Plata y Ensenada a causa de la acción antropogénica, entre ellas las del pirapitá (*Brycon orbygnianus*), las bogas (por ejemplo *Leporinus spp.*) y el manduví (*Agenelosus valensiennesi*)⁴⁸. También se ha reportado marcada reducción y casos extremos de desaparición de especies valiosas como el dorado (*Salminus maxillosus*), surubi (*Pseudoplatystoma spp.*), pacú (*Piaractus mesopotamicus*) y la ya mencionada pirapitá en la franja Rosario-Magdalena, como consecuencia de la influencia de grandes conglomerados urbanos⁴⁹.

⁴⁵ Baigún C., Sverlij S., Lopez H. (2003) Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina)

⁴⁶ Baigún C., Sverlij S., Lopez H. (2003) Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina)

⁴⁷ López H., Protogino L., Aquino A. (1996) Ictiología Continental de la Argentina: Santiago del Estero, Catamarca, Córdoba, San Luis, La Pampa y Buenos Aires. *Aquatec* 3, 96

⁴⁸ Ringuet R.A., Freyre L. (1967) Contaminación o polución del ambiente acuático con referencia especial a la que afecta el área platense. *Agro* 9, 15: 5-33

⁴⁹ López H., Morgan C., Montenegro M. (2002) Ichthyological Ecoregions of Argentina

Una parte importante de la población ribereña depende estrechamente para su subsistencia de los recursos pesqueros, y las economías de esta región están vinculadas a la pesca artesanal y deportiva.

A lo largo de la historia se fueron estudiando diversos aspectos relativos a la dieta de los peces según el ambiente, las características ambientales y su relación con la fauna, su tolerancia a los contaminantes y acumulación, así como también trabajos ecológicos sobre competencia y variación geográfica. Según Menni⁵⁰, en el futuro cercano los ictiólogos deberán responder a preguntas concretas sobre conservación y protección ambiental en ambientes sujetos a amenazas de diverso tipo y a cambios profundos debido a la actividad humana.

Pesquerías del Río de la Plata

La Ley de Pesca 11.477/94⁵¹ regula la extracción y cría o cultivo de los recursos marítimos, fluviales y lacustres; la investigación y capacitación; la comercialización e industrialización; la fiscalización de la producción pesquera, en sus etapas de captura, recolección, desembarco, transporte, elaboración, depósito y comercio; y la habilitación de buques, transportes terrestres, establecimientos, productos y anexos de la pesca, dentro de la jurisdicción de la Provincia de Buenos Aires.

Para el ejercicio de la pesca artesanal o comercial y deportiva, las artes de pesca a utilizar, los ambientes destinados a estas actividades, los períodos de veda y los cupos de extracción, entre otros aspectos, la Autoridad de Aplicación determina, a través de su Decreto Reglamentario N° 3237/95⁵², las diferentes modalidades en que se desarrollan las actividades pesqueras en el Río de la Plata interior y medio.

Pesquería artesanal o comercial

La Resolución N° 379/00⁵³ define como modalidad de *Pesca Artesanal* a aquella efectuada con destino a la comercialización del producto mediante la aplicación de tracción a sangre, el uso de embarcaciones descubiertas sin límite de eslora o el uso de embarcaciones cubiertas hasta los 13 metros de eslora. Esta actividad, realizada por personas que en forma individual, directa y habitual trabajaren como pescadores artesanales en ambientes fluviales, estuarios y marítimos, es de gran relevancia para las economías regionales de todo el litoral bonaerense, y es sustento de una importante fracción de comunidades que habitan en el área.

⁵⁰ Menni R. (2007) Pasado, presente y futuro de la Ictiología argentina. ProBiota, FCNyM, UNLP, La Plata, Argentina, Serie Documentos N° 5: 1-11.

⁵¹ Dirección Provincial de Pesca (DPP). Ley 11477/94.

http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/leg_prov_leyes.php

⁵² Dirección Provincial de Pesca (DPP). Decreto 3237/95.

http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/leg_prov_decretos.php

⁵³ Dirección Provincial de Pesca (DPP). Res. 379/00 http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/leg_prov_res.php

El Decreto 3237/95 establece como zona reservada para la Pesca Artesanal el área comprendida hasta las dos primeras millas náuticas, contadas a partir de las líneas de base en la Provincia de Buenos Aires.

Todas las embarcaciones dedicadas a la pesca comercial o de investigación, en aguas jurisdiccionales provinciales y hasta las 200 millas, deben contar con los permisos de pesca expedidos por la Autoridad de Aplicación.

Las pesquerías artesanales son, en general, de pequeña escala, multiespecíficas, muchas veces de carácter familiar. La propiedad de los elementos de trabajo, embarcación, artes de pesca y producto del trabajo suele ser del pescador. Este tipo de pesquería es frecuente también en el Paraná y Uruguay inferiores. La pesquería comercial incluye extracción de peces para consumo humano y utilización como carnada⁵⁴.

Pesquería deportiva y recreativa

La pesca deportiva es una actividad de amplia difusión en la Provincia de Buenos Aires, que se basa en la captura de peces como pasatiempo. Federaciones, clubes de pesca y organizaciones no gubernamentales vinculadas a esta actividad organizan concursos, variando estos eventos en lo referente a especies objetivo, ambientes donde se desarrollan, modalidades que se utilizan y artes de pesca específicos, con cumplimiento de reglamentos internos⁵⁵ concordantes con las normas provinciales vigentes y tenencia de la licencia de pesca deportiva.

La Dirección de Desarrollo Pesquero da cuenta de estadísticas que indican una baja organización de concursos en la Provincia de Buenos Aires en ambiente fluvial (7 a 10%, período 2001-2003) y predominio de modalidad de pesca desde la costa respecto de los realizados desde embarcación⁵⁶. La pesca de costa es una práctica muy desarrollada en el Río de la Plata Interior (y fuertemente afectada por el impacto de la contaminación costera), que permite la captura de armado común, bagre amarillo, bagre blanco o moncholo, boga, dorado, manduvé, patí, surubí pintado, pejerrey, entre otros. Una modalidad importante por sus implicancias económica es la pesca embarcada, que se practica en el área norte y sur del tramo interior del Río de la Plata. Se desarrollan en un área ubicada entre San Fernando y Berisso, abarcando localidades como Berazategui, Quilmes, Punta Lara, que son los principales puertos de desembarco. La importancia de cada una de estas actividades difiere según el sector, siendo más importante la pesca comercial en el Río de la Plata y bajo Uruguay y la deportiva y de subsistencia en el bajo Paraná⁵⁷.

⁵⁴ Baigún C., Sverlij S., López H. (2003) Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina)

⁵⁵ Dirección de Desarrollo Pesquero. Reglamento de pesca deportiva 2008.

http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/pescadeport_reglam.php

⁵⁶ Lamensa M., Ponce P., Colautti D., Suquele P. Dirección Desarrollo Pesquero (2004) Análisis de los Concursos de Pesca Deportiva efectuados en la Provincia de Buenos Aires, período 2001-2003. Estudios y estadísticas de pesquerías deportivas, artesanales y comerciales de la Provincia de Buenos Aires

⁵⁷ Baigún C., Sverlij S., López H. (2003) Recursos Pesqueros y Pesquerías del Río de la Plata Interior y Medio (Margen Argentina)

Pesquería comercial-industrial

Estas pesquerías son de mayor escala, y están dirigidas principalmente a la extracción de sábalo para elaboración de harina, guano y aceite. Se pueden distinguir dos tipos de pesquerías, que históricamente se han desarrollado de un modo variable: las sabalerías, asentadas sobre la costa y que utilizan redes de arrastre de playa, y la pesquería con redes de cerco, espineles y agalleras operadas desde embarcaciones con motor, de 8 a 15 metros de eslora.

Pesca de subsistencia

El pescador de subsistencia utiliza al pescado como fuente de alimento y, en muy pequeña escala, para la venta. Su embarcación suele ser una pequeña canoa propulsada a remos, y utiliza las mismas artes de pesca que el pescador artesanal, pero de tamaño más pequeño y en mucha menor cantidad. La pesca de subsistencia tiene una significativa importancia para la supervivencia de los pobladores ribereños de menores ingresos y las comunidades aborígenes, por lo cual se trata de una pesca poco selectiva.

Efectos subletales y letal

A partir de la identificación y descripción de las especies ícticas típicas del Río de la Plata Interior y de su abundancia e interés para la pesca comercial y recreativa, se propuso como objetivo avanzar hacia el establecimiento de criterios de preservación que tengan en cuenta la tolerancia de las especies locales, para el posterior planteo de objetivos de gestión menos ambiciosos y, en consecuencia, alcanzables en un tiempo razonable. La metodología delineada permitiría, a posteriori, la incorporación de otras especies de peces, así como también de otras especies acuáticas (plancton, crustáceos, etc.), con extensión del análisis al ámbito de otras cuencas hídricas.

Existen estudios de toxicidad acotados a pocas sustancias para las especies de peces consideradas, en especial aquellas que son autóctonas. Es necesario comentar que la mayoría de las referencias consultadas corresponden a estudios realizados con ejemplares de carpa (*Cyprinus carpio*) en sus diversas etapas de desarrollo (huevos, larvas, juveniles, adultos), en virtud de la característica que exhibe la especie de presencia, desarrollo y abundancia en variados ambientes acuáticos, aún en algunos que no le son naturales, pues como ya se ha dicho, es una especie natural de Asia. La bibliografía de referencia indica que, en muchos casos, ha sido una especie introducida ex profeso para el poblamiento de cuerpos de agua continentales. De hecho, es una especie controvertida, pues se la ha considerado responsable de la degradación de ambientes acuáticos por su hábito de remover el fondo, causando, consecuentemente, turbidez y descenso de los tenores de oxígeno. Sin embargo, algunos arguyen que la carpa no estaría en realidad desplazando a especies nativas, sino colonizando ambientes previamente modificados por el hombre en los que las mismas ya habrían sido desplazadas. En el Río de la Plata aparece asociada, en

general, al sábalo, bagre amarillo y otras especies de fondo; pero resiste condiciones de pH y concentraciones de oxígeno muy bajas, que esas especies no tolerarían⁵⁸.

En general, los valores considerados se han tomado de la base de datos ECOTOX Versión 4, recopilada y actualizada por la U.S. Environmental Protection Agency (USEPA)⁵⁹, que permite realizar búsquedas de datos toxicológicos para vida acuática por sustancia química y por efecto producido. Para algunos casos particulares se ha considerado también la base Pesticide Action Network (PAN)⁶⁰, dependiente de la Pesticide Action Network North America (PANNA). Esta base cuenta con información toxicológica proveniente de fuentes oficiales, tales como USEPA, World Health Organization (WHO), National Toxicology Program (NTP), National Institutes of Health (NIH), International Agency for Research on Cancer (IARC), the European Union (EU), y el estado de California.

Un concepto importante en ecotoxicología es la relación cuantitativa entre la concentración del compuesto químico al cual es expuesto el organismo y la magnitud del efecto nocivo que se produce. Esta relación concentración-respuesta constituye la base para la evaluación del peligro y el riesgo generado por la liberación de sustancias tóxicas en el medio acuático. La toxicidad puede definirse como a la capacidad potencial de un material de causar efectos letales o subletales en un organismo⁶¹. Esto permite definir los umbrales asociados, a saber:

- *Umbral de mínimo efecto, o efecto subletal*
- *Umbral o efecto letal*

Se define al efecto subletal como aquel que ocurre a concentraciones o dosis del contaminante por debajo de la que produce muerte del individuo. Se reconoce a menudo asociado a algún cambio en un proceso fisiológico importante: crecimiento, reproducción, comportamiento, desarrollo. Algunos efectos subletales, sin embargo, pueden tener un efecto letal en un contexto ecológico; por ejemplo, un lugar en el cual el individuo debe competir exitosamente con otras especies, evitando la predación, encontrando oportunidades de apareamiento y superando múltiples situaciones de stress, entre otros factores. Aunque los efectos subletales son generalmente más difíciles de mensurar que los efectos letales, son probablemente más importantes para determinar las consecuencias principales de muchos escenarios de contaminación⁶².

De acuerdo a la bibliografía consultada, los umbrales subletales han sido determinados a partir de datos obtenidos en condiciones de laboratorio, en ensayos realizados bajo condiciones estáticas o a través del flujo. En el método estático, la sustancia y especie testeadas son agregadas a la solución preparada y mantenidas allí durante el tiempo de ensayo. Por el contrario, en el método a través del flujo, la solución preparada fluye

⁵⁸ Fabiano G., Amestoy F., García C, Ares L. (1992) Estudio de las variaciones en la abundancia, la estructura y la distribución espacio-temporal de los efectivos de carpa común, *Cyprinus carpio*, en el Río de la Plata medio e interior y en el Río Uruguay inferior. Instituto Nacional de Pesca (INAPE). Publicaciones de la Comisión Administradora del Río Uruguay. Serie Técnico-Científica 1:13- 24.

⁵⁹ USEPA (2007) ECOTOX User Guide: ECOTOXicology Database System. Version 4.0 (www.epa.gov/ecotox/)

⁶⁰ Pesticide Action Network (PAN) Pesticide Database (2004) <http://www.pesticideinfo.org/>

⁶¹ Díaz-Báez M.C., Bustos López M.C., Espinosa Ramírez A. (2004) Pruebas de toxicidad acuática. Fundamentos y métodos. Universidad Nacional de Colombia

⁶² Newman M., Unger M. (1998) Fundamentals of Ecotoxicology. Lewis Publishers

continuamente a través de la cámara de prueba durante el tiempo de ensayo. Este último método provee una dosis continua más alta; en contrapartida, el método estático no remueve los productos residuales, lo cual puede favorecer la acumulación de subproductos de degradación, en especial para el caso de compuestos orgánicos. Ninguno de los métodos descriptos reproduce exactamente un sistema natural⁶³.

Las referencias consultadas en relación a subletalidad evalúan los siguientes efectos observados a partir de la exposición al tóxico:

- *Bioquímicos*: Cambios en los parámetros bioquímicos generales, actividad enzimática, parámetros hematológicos, etc.
- *Celular*: Genética, efectos histológicos, cambios en el material celular.
- *Fisiológico*
- *Comportamiento*: Rechazo a la sustancia química, reproducción.
- *Crecimiento*: Peso y longitud, desarrollo, morfología.
- *Capacidad de supervivencia*: Reducción de la capacidad reproductora, defensa frente a especies depredadoras.
- *Acumulación*

En la actualidad, prácticamente no se dispone de información sobre efectos de las sustancias en organismos acuáticos autóctonos desarrollada en el país. Esto significa que es necesario recurrir a información sobre especies de peces generada en otros países.

En ecotoxicología, es posible distinguir entre 'letalidad' aguda y crónica. Letalidad aguda se refiere a la muerte que sigue a una breve y generalmente intensa exposición al tóxico. La duración de una exposición aguda en un ensayo de toxicidad es generalmente de hasta 96 hrs. La letalidad crónica se refiere a la muerte que resulta de una exposición al tóxico más prolongada. Por convención reciente en ecotoxicología, un ensayo crónico debería ser al menos un 10% del tiempo de vida de la especie. Para informar los resultados de los ensayos suele utilizarse la concentración letal media (LC_{50}), que corresponde a la concentración que produce la muerte del 50% de los individuos expuestos al tóxico dentro de un período predeterminado de tiempo, en general, 96 hrs⁶⁴. Es común encontrar diferencias entre valores de LC_{50} de diferentes fuentes, que pueden deberse a la variación de ciertas condiciones de ensayo que influyen en la toxicidad, tales como temperatura, pH, oxígeno disuelto, dureza, sinergismos entre sustancias y especies de peces ensayadas⁶⁵.

En la Tabla I.1 se indican rangos de valores umbrales asociados a efectos subletales y letales. A continuación de la tabla se explican las consideraciones efectuadas para la selección de estos rangos.

⁶³ Pesticide Action Network (PAN) Pesticide Database (2004) <http://www.pesticideinfo.org/>

⁶⁴ Newman M., Unger M. (1998) Fundamentals of Ecotoxicology. Lewis Publishers

⁶⁵ Al-Akel, A.S., Shamsi M.J.K (1996) *Aquat.Sci.* **58**(1):24-30

Tabla I.1 (Continúa). Rangos de umbrales de efectos subletales y letales de la fauna íctica del Río de la Plata.

ESPECIE Nombre común (Nombre científico)	PARÁMETRO [$\mu\text{g}/\text{l}$]											
	Amoníaco		Nitrato		Cadmio		Plomo		Mercurio		Cromo	
	Subletal	Letal	Subletal	Letal	Subletal	Letal	Subletal	Letal	Subletal	Letal	Subletal	Letal
Lisa (<i>Mugil sp.</i>)	2000 ⁽⁸⁾		4000 ⁽⁸⁾		2500 ⁽⁴⁾	25200 ⁽²⁾					10000 ^(c)	
Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)	20-2000 ⁽³⁾	660– 1840 ⁽³⁾		1080 ⁽¹⁾	10-860 ⁽³⁾	3000-4260 ⁽³⁾	50-1000 ⁽⁵⁾ 800 ⁽¹¹⁾	440-2000 ⁽³⁾ 8000 ⁽¹¹⁾	100 ⁽¹⁾ 50 ⁽¹¹⁾	330 ⁽¹⁾ 500 ⁽¹¹⁾	15000- 25000 ⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾ 15000-25000 ⁽³⁾	21200- 93600 ⁽³⁾
Boga (<i>Leporinus obtusidens</i>)												
Sábalo (<i>Prochilodus lineatus</i>)												
Pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>)						36 ⁽³⁾				14 ⁽³⁾		8200 ⁽³⁾ Cr(VI)

Tabla I.1 (Cont.) Rangos de umbrales de efectos subletales y letales de la fauna íctica del Río de la Plata.

ESPECIE Nombre común (Nombre científico)	PARÁMETRO [$\mu\text{g}/\text{l}$]											
	Cobre		Níquel		Zinc		Cianuro		Fenol		Sulfuro	
	Subletal	Letal	Subletal	Letal	Subletal	Letal	Subletal	Letal	Subletal	Letal	Subletal	Letal
Lisa (<i>Mugil sp.</i>)	500 ^(b)	4750 ⁽²⁾			1250	24000 ⁽²⁾						
Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)	100-2000 ⁽¹⁾	1900-5000 ⁽¹⁾	2500-10000 ⁽⁷⁾	100-10400 ⁽³⁾	6000	14400-23000 ⁽¹⁾	50 66 ⁽³⁾	1000 ⁽³⁾	5000 (ENZ) ⁽³⁾	1700-50000 ⁽²⁾	9000 ⁽⁹⁾ (10)	
Boga (<i>Leporinus obtusidens</i>)	20 ^(e)	200 ^(3,e)			2300 ^(d)	23600 ^(3,d)						
Sábalo (<i>Prochilodus lineatus</i>)												
Pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>)		218 ⁽³⁾										

Tabla I.1 (Cont.) Rangos de umbrales subletales y letales de la fauna íctica del Río de la Plata.

NOTAS:

Tiempo de exposición (días)

(1)	1	(5)	9	(9)	40
(2)	2	(6)	12	(10)	15
(3)	4	(7)	30	(11)	3
(4)	7	(8)	60		

Sustancias

(a)	Cloruro de Cadmio	(e)	Sulfato de Cobre (II)
(b)	Sulfato de cobre (II)	(f)	Sulfuro de sodio
(c)	Dicromato de Potasio		
(d)	Sulfato de Zinc		

Efectos subletales

ID	GRUPO	SUBGRUPO
	Acumulación	
	Comportamiento:	Rechazo al químico
	Crecimiento:	Peso y longitud Desarrollo Morfología
	Bioquímico:	Parámetros Bioquímicos (BQ) Actividad Enzimática (ENZ) Parámetros Hematológicos (HMT)
	Fisiológico	
	Morfología	
	Celular	Material celular Genética Efectos histológicos

Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺)

Para el caso de lisa (*Mugil sp.*) se han considerado los valores incluidos en la base ECOTOX. Estos valores se basan en los estudios realizados por Miranda-Filho et.al⁶⁶, que identificaron como umbral mínimo de efecto sobre el crecimiento (peso) una concentración de amoníaco de 2.000 µg/l para un tiempo de exposición de 60 días. No se han encontrado referencias para esta especie de efectos letales por exposición a esta sustancia.

Con respecto a la carpa (*Cyprinus Carpio*), los valores informados en ECOTOX corresponden a un rango de 20 a 2.000 µg/l para observación de efectos bioquímicos para un período de exposición de 4 días⁶⁷. Otras referencias indican efectos letales con 970 µg/l para tiempo de exposición de 1 día y de 660 µg/l para tiempo de exposición de 4 días⁶⁸. Hasan & Macintosh⁶⁹ han estudiado la respuesta de alevines de carpa a dosis de hasta 4,98 mg/l de amoníaco, obteniéndose una LC₅₀ a 96 hs. de 1,84 mg/l.

Nitrato (N-NO₃⁻)

Para el caso de lisa se han considerado los valores incluidos en la base ECOTOX. Estos valores se basan en los estudios realizados por Miranda-Filho et.al⁷⁰, que identificaron como umbral mínimo de efecto sobre el crecimiento (peso) una concentración de nitrato de 4.000 µg/l para un tiempo de exposición de 60 días. No se han encontrado referencias para esta especie de efectos letales por exposición a esta sustancia. Tampoco se han encontrado referencias para las otras especies consideradas en el estudio, en relación al efecto producido por exposición al nitrato.

Con respecto a la carpa, los valores informados en ECOTOX corresponden a un valor de LC₅₀ de 1075,10 mg/l. para un tiempo de exposición de 24 hs⁷¹.

Cadmio (Cd)

La bibliografía indica que para la lisa resulta letal una concentración de 25.200 µg/l para un tiempo de exposición de 2 días, mientras que a partir de una concentración de 2.500 µg/l comienzan a observarse anomalías en su comportamiento (rechazo al químico), no reportándose en este caso tiempo de exposición del experimento⁷².

En relación a la carpa, algunos investigadores observan variaciones en los parámetros hematológicos (efecto bioquímico) a partir de una concentración de 10 µg/l de cadmio

⁶⁶ Miranda-Filho, K., Wasielesky Jr. W., Macada A. (1995) *Rev.Bras.Biol.* **55**(Suppl.1):45-50

⁶⁷ Jeney, G., J. Nemcsok, Z. Jeney, and J. Olah (1992) *Aquaculture* **104**(1/2):149-156

⁶⁸ Xu, J., Ma X., Hou W., Han X. (1994) *Chin.Envirion.Sci.(Zhongguo Huanjing Kexue)* **14**(3):214-218

⁶⁹ Hasan, M.R., and D.J. MacIntosh (1986) *Aquaculture* **54**(1/2):97-107

⁷⁰ Miranda-Filho, K., Wasielesky Jr. W., Macada A. (1995) *Rev.Bras.Biol.* **55**(Suppl.1):45-50

⁷¹ Tilak KS, Veeraiah K, Raju JM. (2007) *J Environ Biol.* **28**(1):45-7

⁷² Hou, L., Zhao H., Wu Y. (1993) *Oceanol.Limnol.Sin.(Haiyang Yu Huzhao)* **24**(5):507-510

para un tiempo de exposición de 4 días⁷³. La base ECOTOX incluye también estudios llevados a cabo por Suresh y colaboradores con concentración subletal de 860 µg/l que corresponde a un quinto del valor correspondiente a la concentración letal, siendo el tiempo de exposición de 4 días⁷⁴.

En relación al efecto letal, hay referencias que lo informan a partir de una concentración de 3.000 µg/l⁷⁵.

Los estudios realizados sobre pejerrey indican que esta especie tiene elevada sensibilidad al cadmio, siendo ésta comparable a otras especies altamente sensibles, como por ejemplo la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*). Del mismo modo, se observa sensibilidad similar con otros grupos relevantes en el ambiente acuático, tal el caso de la *Daphnia magna*, un microcrustáceo ampliamente utilizado como indicador en ensayos de toxicidad. El valor de concentración letal informado por Carriquiriborde et.al corresponde a 13 µg/l, observándose una gran influencia de la dureza en los valores de LC₅₀⁷⁶.

No se han encontrado referencias para las otras especies consideradas en el estudio en relación al efecto producido por exposición al cadmio.

Plomo (Pb)

La base ECOTOX reporta efectos letales sobre carpa con una concentración de 440 µg/l, para un tiempo de exposición de 4 días⁷⁷, mientras que otros autores indican aparición de efectos bioquímicos (actividad enzimática) a partir de los 50 µg/l a tiempo de exposición de 9 días⁷⁸.

Otros estudios reportan efecto letal en carpa a partir de un valor de concentración de 8.000 µg/l y han ensayado 1/10 de dicha concentración para evaluar efectos subletales (800 µg/l) para un tiempo de exposición máximo de 3 días⁷⁹.

No se han encontrado referencias para las otras especies consideradas en el estudio en relación al efecto producido por exposición al plomo.

Mercurio (Hg)

Los valores incluidos en la base ECOTOX se basan en los estudios realizados sobre carpa para tiempo de exposición de 1 día, visualizándose efectos fisiológicos y

⁷³ Kuroshima, R. (1992) *Bull.Jpn.Soc.Sci.Fish.(Nippon Suisan Gakkaishi)* **58**(6):1139-1144

⁷⁴ Suresh A., Sivaramakrishna B., Radhakrishnaiah K. (1993) *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **51**:920-926

⁷⁵ Murugappan, R.M., Muthusamy M., Gunasundari M. (1999) *J.Environ.Biol.* **20**(4):313-316

⁷⁶ Carriquiriborde P., Ronco A. (2006) *Biocell* **30**(1):97-109

⁷⁷ Alam M., Maughan O. (1995) *J.Environ.Sci.Health Part A* **30**(8):1807-1816

⁷⁸ Nakagawa H., Sato T., Kubo H. (1995) *Fish.Sci.* **61**(1):97-99

⁷⁹ Gopal V., Parvathy S., Balasubramanian P. (1997) *Environ.Monit.Assess.* **48**:117-124

bioquímicos (actividad enzimática) a partir de 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ de mercurio^{80,81}. Para igual tiempo de exposición, se registra efecto letal a 330 $\mu\text{g}/\text{l}$ del tóxico⁸². La base incluye otros estudios que indican un valor de LC_{50} en 0,5 mg/l de cloruro de mercurio. Esta concentración fue tomada de referencia para los ensayos de efectos subletales, habiéndose ensayado concentraciones diez veces menores a las correspondientes para evaluar el efecto letal para un tiempo de exposición máximo de 3 días.

Los estudios realizados sobre pejerrey indican que esta especie tiene elevada sensibilidad al mercurio, informándose una concentración de 14 $\mu\text{g}/\text{l}$ para efecto letal⁸³.

No se han encontrado referencias para las otras especies consideradas en el estudio en relación al efecto producido por exposición al mercurio.

Cromo total (Cr)

Para el caso de la lisa, la bibliografía indica que comienzan a observarse anomalías en su comportamiento (rechazo al químico) a partir de una concentración de 10.000 $\mu\text{g}/\text{l}$ de dicromato de potasio, no reportándose el tiempo de exposición del experimento⁸⁴. No se han encontrado referencias para esta especie de efectos letales por exposición a esta sustancia.

En relación a la carpa, se comienzan a visualizar efectos bioquímicos y cambios en la estructura celular a partir de los 15.000 $\mu\text{g}/\text{l}$ de cromo a tiempo de exposición de entre 1 y 4 días⁸⁵. Para igual rango de tiempo de exposición, se registra efecto letal a partir de 21.200 $\mu\text{g}/\text{l}$ del tóxico⁸⁶.

Los estudios realizados por Carriquiriborde et.al, comparan la respuesta del pejerrey a la observada por exposición al mercurio, cadmio y cobre, observándose una marcada baja sensibilidad del cromo (VI), respecto de los otros metales, con un valor de LC_{50} de 8.200 $\mu\text{g}/\text{l}$ ⁸⁷.

Cianuro (CN⁻)

Para el caso de carpa se han considerado los valores incluidos en la base PAN. Estos valores se basan en los estudios realizados por Baba et.al⁸⁸, que identificaron como umbral mínimo de efecto sobre el comportamiento (cambios en el movimiento) a partir

⁸⁰ Suresh A., Sivaramakrishna B., Victoriamma P., Radhakrishnaiah K. (1992) *Biochem.Int.* **26**(2):367-375

⁸¹ Radhakrishnaiah K., Suresh A., Sivaramakrishna B. (1993) *Acta Biol.Hung.* **44**(4):375-385

⁸² Rehwoldt R., Menapace L., Nerrie B., Allessandrello D. (1972) *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* **8**(2):91-96

⁸³ Carriquiriborde P., Ronco A. (2006) *Biocell* **30**(1):97-109

⁸⁴ Hou, L., Zhao H., Wu Y. (1993) *Oceanol.Limnol.Sin.(Haiyang Yu Huzhao)* **24**(5):507-510

⁸⁵ Al-Akel A., Shamsi M. (1996) *Aquat.Sci.* **58**(1):24-30

⁸⁶ Rehwoldt R., Menapace L., Nerrie B., Allessandrello D. (1972) *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* **8**(2):91-96

⁸⁷ Carriquiriborde P., Ronco A. (2006) *Biocell* **30**(1):97-109

⁸⁸ Baba, K., Iida T., Oki N. (1989) *Environ.Pollut.* **1**:110-2399A/*Suishitsu Odaku Kenkyu* **11**(8):506-512

de una concentración de cianuro de 50 $\mu\text{g}/\text{l}$, no estableciéndose tiempo de exposición al tóxico. No se han encontrado referencias para esta especie de efectos letales por exposición a esta sustancia. Otros estudios realizados en juveniles de carpa establecieron la concentración letal LC_{50} (1 mg/l) de cianuro de sodio y fijaron sobre este valor la concentración subletal correspondiente a 0,066 mg/l (1/15 el valor de concentración letal) para un tiempo de exposición de 4 días⁸⁹.

No se han encontrado, asimismo, referencias para las otras especies consideradas en el estudio en relación al efecto producido por exposición al cianuro.

Fenol

Los valores incluidos en la base ECOTOX se basan en los estudios realizados sobre carpa para tiempo de exposición de 4 días, visualizándose efectos bioquímicos (actividad enzimática) a partir de 5.000 $\mu\text{g}/\text{l}$ de fenol. Los experimentos realizados por Nemcsók y Benedeczky reflejan daños severos en los tejidos, principalmente debido a necrosis del hígado y deterioro severo en riñones y agallas⁹⁰. Otros investigadores han estudiado el efecto letal de esta sustancia, estableciendo una LC_{50} de 50 mg/l a un tiempo de exposición de 48 hs⁹¹

No se han encontrado, asimismo, referencias para las otras especies consideradas en el estudio en relación al efecto producido por exposición al fenol.

Sulfuro

Los valores incluidos en la base ECOTOX se basan en los estudios realizados sobre carpa para tiempo de exposición entre 15 y 45 días, visualizándose efectos morfológicos (peso de los órganos en relación al peso total) a partir de 9.000 $\mu\text{g}/\text{l}$ de sulfuro de sodio⁹². No se han encontrado referencias para esta especie de efectos letales por exposición a esta sustancia.

No se han encontrado, asimismo, referencias para las otras especies consideradas en el estudio en relación al efecto producido por exposición al sulfuro.

⁸⁹ Muniswamy D., Munaswamy V., Halappa R., Marigoudar S. (2008) *Pest.Biochem. Physiol.* **92**:15-18

⁹⁰ Nemcsok, J., Benedeczky I. (1990) *Environ.Monit.Assess.* **14**(2/3):377-383

⁹¹ Kariya T., Eto S., Ogasawara S. (1968) *Bull.Jpn.Soc.Sci.Fish.(Nippon Suisan Gakkaishi)* **34**(9):764-769

⁹² Mukherjee D., Guha D., Kumar V., Chakrabarty S. (1991) *Aquat.Toxicol.* **21**:29-40