



RSA-CONICET

ReddeSeguridadAlimentaria delCONICET

GRUPO *AD HOC* PECES

**Evaluación de riesgos toxicológicos en población humana,
por consumo de sábalo**



2017

Participantes Grupo ad hoc Peces

- Alejandra Volpedo (INPA-UBA-CONICET)
- Ana Pia Rabuffetti (INALI-CONICET)
- Constanza Llorente (Servicio de Hidrografía Naval)
- Daniel Wunderlin (ICYTAC-UNC-CONICET)
- Dario Colautti (ILPLA-UNLP-CONICET)
- Elie Abrial (INALI-UNL-CONICET)
- Esteban Avigliano (INPA-UBA-CONICET)
- Eva Carolina Rueda (Laboratorio de Genética FHUC-UNL)
- Facundo Vargas (Dirección de Fauna y Áreas Naturales Protegidas- Chaco)
- Guido Mastrantonio (UNLP-CONICET)
- Matías Muñoz (CETA-UBA)
- Pablo Sanzano (UNCPBA)
- Paola Mariana Ondarza (UNMdP-CONICET)
- Pedro Carriquiriborde (UNLP-CONICET)
- Silvia De Simone (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación)

Dirección Red de Seguridad Alimentaria: Dr. Carlos J. Van Gelderen

Coordinación Red de Seguridad Alimentaria: M. V. Javier Pardo

Índice

RESUMEN EJECUTIVO	5
INFORME	8
1. Introducción	8
1.1. Aspectos bioecológicos del sábalo.....	8
1.2. Relevancia pesquera y manejo.....	11
1.3. El sábalo y la polución ambiental.....	13
2. Presencia de xenobióticos en tejidos de sábalo (<i>P. lineatus</i>).....	14
2.1. Compuestos orgánicos	14
2.1.1. Compuestos orgánicos más relevantes	15
2.1.1.1 Compuestos orgánicos mencionados en el Decreto 142-00 PBA.....	16
2.1.1.1.a. Clordanos	16
2.1.1.1.b. Bifenilos policlorados (PCBs)	17
2.1.1.2. Pesticidas organoclorados (POCs)	18
2.1.1.2.a. Dicloro difenil tricloroetano (DDT)	19
2.1.1.2.b. Drines	20
2.1.1.2.c. Heptacloro	21
2.1.1.2.d. Endosulfán.....	22
2.1.1.2.e. Hexaclorociclohexano (HCHs)	23
2.1.1.3. Otros compuestos de interés en esta categoría.....	24
2.2. Relevamientos de compuestos orgánicos en sábalos de la Cuenca del Plata ..	25
2.3. Metales traza.....	26
2.3.1. Metales y metaloides como contaminantes ambientales y sus efectos adversos para el hombre.....	27

2.3.1.1. Arsénico.....	27
2.3.1.2. Cadmio	28
2.3.1.3. Cobre.....	29
2.3.1.4. Cromo.....	30
2.3.1.5. Mercurio.....	30
2.3.1.6. Níquel	32
2.3.1.7. Plomo	33
2.3.1.8. Zinc.....	33
3. Evaluación de la información disponible.....	34
3.1 Metodología de trabajo	34
3.2 Síntesis de información sobre xenobióticos para especies comerciales, provenientes de otros sitios de la Cuenca del Plata.....	35
3.3. Relevamiento de metales pesados en sábalo de la Cuenca del Plata	37
4. Riesgo para la salud por el consumo de pescado	39
5. Normativa.....	42
5.1. Análisis normativo sobre límites permitidos de contaminantes en el sábalo para consumo humano	42
5.2. Otro aspecto relacionado al Acto Administrativo que dispuso la veda, su vigencia y/o el incumplimiento de alguna de sus disposiciones normativas.....	43
6. Recomendaciones.....	44
7. Bibliografía	46
Anexo 1. Trabajos relevados	56

RESUMEN EJECUTIVO

El sábalo es una especie de gran importancia ecológica y económica que se distribuye en ríos de la Cuenca del Plata, la segunda en importancia en Sudamérica. Es un eslabón crucial en los ecosistemas paranoplatenses ya que es sostén de su cadena trófica. Presenta alta fecundidad, alta longevidad (hasta 25 años) y comportamiento migratorio de alta movilidad (más de 1000 km).

Es el recurso pesquero más importante del litoral fluvial argentino, de manera predominante en la baja Cuenca del Plata. Su explotación en grandes escalas comenzó en la década del 30', tanto para su consumo directo, como para la producción de aceite de pescado y harinas de pescado. La industria de reducción fue declinando paulatinamente hasta su desaparición. La captura para producción de congelado, sufrió una rápida expansión asociada a la fuerte reactivación de la exportación de sábalo a países africanos y latinoamericanos.

Actualmente, la captura con fines comerciales se sostiene en valores de entre 17.000 a 12.000 toneladas. Se asume que el mayor porcentaje de las capturas son destinadas a exportación, siendo las provincias de Entre Ríos, Santa Fe y, en menor medida, Buenos Aires las que realizan este tipo de comercialización. La escasa participación de Buenos Aires se debe a la prohibición de pesca y comercialización en el territorio provincial establecida mediante el Dec 142/00 PBA, a partir del año 2000. Esta decisión surge por una evaluación de la presencia de clordanos y bifenilos policlorados (PCBs) en dicha especie. A raíz de ello, y dada la importancia que reviste esta actividad para el Partido de Berisso, la Municipalidad de dicho distrito solicitó a la Red de Seguridad Alimentaria (RSA-CONICET) una evaluación de riesgo de consumo de esta especie. El objetivo del presente informe es evaluar la aptitud para el consumo de sábalo en base a la información actualmente disponible sobre presencia de contaminantes persistentes y de metales en tejidos de sábalo.

La abundancia del sábalo en la Cuenca del Plata se explica por sus adaptaciones bioecológicas, que son al mismo tiempo la hacen particularmente vulnerable a esta especie a las alteraciones antrópicas del ambiente. Esta vulnerabilidad también se refleja en la presencia de contaminantes que pueden bioacumularse en sus tejidos y, dadas la longevidad y las características migratorias de la especie, pueden llegar a encontrarse en ejemplares capturados en sitios lejanos a los lugares en los que los peces fueron expuestos a dichos contaminantes.

Las sustancias de interés como contaminantes alimentarios son una enorme variedad de compuestos de distinto origen, abundancia y riesgo sanitario, que incluyen contaminantes orgánicos y metales pesados.

En el caso de los peces de agua dulce, se presta atención normativa a agroquímicos de distinto tipo y a contaminantes de origen industrial. Muchos de ellos son considerados contaminantes orgánicos persistentes, lo que implica tres cuestiones importantes: por un lado son sustancias de alta toxicidad, que se degradan muy lentamente y que finalmente se bioacumulan en los tejidos de distintos organismos. Este último concepto implica que la concentración que podremos hallar en los tejidos de ciertos organismos, puede ser significativamente mayor que la encontrada en el ambiente en donde dichos organismos viven. En el relevamiento de la información realizada respecto de la presencia de sustancias orgánicas, existen reportes distintos a los que dan origen al Decreto 142/00 PBA, en donde los PCBs se encuentran en valores superiores a los valores recomendados.

En cuanto a los metales pesados, se debe considerar que son sustancias que no pueden ser destruidas. Por esta razón, su dinámica ambiental es compleja e involucra una cantidad importante de especies químicas, que se distinguen por su toxicidad, su afinidad por los tejidos o por los cuerpos ambientales (aire, suelo, aguas). Son de especial interés el mercurio, el plomo, el cadmio y el cromo. Otros metales pueden ser importantes al considerar los riesgos totales de exposición a estas sustancias. En relevamientos puntuales en la Cuenca del Plata se han informado valores superiores a los de la normativa alimentaria para el cadmio y el plomo.

Considerando la información disponible, del cálculo del riesgo global por exposición a metales pesados surge que no existen riesgos significativos por el consumo de sábalo, tanto para población en general, como para poblaciones de pescadores (consumidores habituales de la especie). En términos cuantitativos, el riesgo se haría significativo a partir de un consumo de 32 Kg/persona/año, valor muy superior a los 10 Kg/persona/año informados por la FAO para la Argentina.

Para todos los contaminantes de interés se puede afirmar que la información existente es insuficiente por varias razones. Por un lado no existirían datos sistemáticos tanto geográficamente como etariamente, para ninguno de los contaminantes de interés. Por otro lado, la mayoría de los reportes relevados no cuentan con controles de calidad que permitan una inter-comparación satisfactoria de los resultados. Por lo tanto, con

los datos actuales, no es posible asegurar la inocuidad (o la falta de ella) de los sábalos capturados en la Cuenca del Plata destinados a consumo humano.

En cuanto a lo normativo, en toda decisión de alcance local debe imperar lo establecido por el Código Alimentario Argentino. Sin embargo, cada provincia conserva el dominio de sus recursos y de allí la validez de la aplicación del Dec 142/00 PBA. De cualquier manera, no se ha podido acceder a los informes surgidos de la aplicación del artículo 3° de dicho Decreto, para el período 2003-2016, que obliga a la implementación de monitoreos para constatar la situación que dio lugar a la prohibición de pesca. Un eventual incumplimiento en la realización de monitoreos periódicos resultaría de notoria gravedad.

En este sentido, es el Municipio el que está en las mejores condiciones para solicitar un levantamiento de la veda, previo relevamiento de las condiciones de inocuidad alimentaria del recurso sábalo en la zona sobre la que se quiera hacer la solicitud. Se sugiere desarrollar un monitoreo de ejemplares de dicha especie en el Municipio de Berisso. Dicho monitoreo se debiera realizar en diferentes estaciones del año a fin de determinar compuestos orgánicos y metales. Se sugiere considerar la edad y tamaño de los peces y el análisis en distintos tejidos (músculo, hígado, tejido óseo y tejido adiposo). El diseño del relevamiento debe estar orientado a establecer recomendaciones para el consumo de ejemplares hasta determinado tamaño (edad) o de determinadas partes (tejidos) que no acumulen dichos contaminantes y así evitar la restricción total de consumo. No obstante, las recomendaciones deberán tener una talla mínima de captura a fin de garantizar la sustentabilidad del recurso pesquero.

Finalmente, se recomienda a las autoridades pertinentes, nacionales y provinciales, el abordaje de una serie de aspectos más generales, relacionados a la disponibilidad de datos sistemáticos, suficientes y confiables, respecto de la presencia de contaminantes de interés para la inocuidad alimentaria, como única manera de contar con información adecuada para la toma de decisiones de interés sanitario.

INFORME

1. Introducción

De acuerdo a un estudio (Colombo *et al.*, 2000), realizado en sábalos (*Prochilodus lineatus*) capturados en varios puntos del Río de la Plata, esta especie presentó en sus tejidos de moderados a altos niveles de contaminantes orgánicos (particularmente hidrocarburos alifáticos, clordanos y bifenilos policlorados (PCBs) y bajas concentraciones de metales traza. Esto motivó el establecimiento de la veda comercial y artesanal de la pesca de sábalos en la provincia de Buenos Aires, ampliada a toda actividad extractiva (Resolución N° 04/2000 y su ratificación N° 142/2000 de la Subsecretaría de Actividades Pesqueras del Ministerio de Producción de la Provincia de Buenos Aires), que permanece vigente hasta el presente.

A raíz de ello, y dada la importancia que reviste esta actividad para el Partido de Berisso, la Municipalidad de dicho distrito solicitó a la Red de Seguridad Alimentaria (RSA-CONICET) una evaluación de riesgo de consumo de esta especie y de otras como el surubí (*Pseudoplatystoma spp.*), el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) y la carpa (*Cyprinus carpio*). El objetivo del presente informe es evaluar la aptitud para el consumo de sábalo en base a la información actualmente disponible sobre presencia de contaminantes persistentes y de metales en tejidos de sábalo.

El objetivo del presente informe es evaluar la aptitud para el consumo de sábalo en base a la información actualmente disponible sobre presencia de contaminantes persistentes y metales en tejidos de sábalo.

Se presenta una revisión detallada de la información disponible obtenida de distintos estudios y relevamientos realizados hasta el presente en la Cuenca del Plata, relativos a la presencia de contaminantes, en el marco de la bioecología de la especie. Además se recopila la normativa asociada sobre límites máximos de consumo para dichos contaminantes (nacionales y extranjeras) y se presentan sugerencias para los gestores y autoridades competentes sobre el recurso.

1.1. Aspectos bioecológicos del sábalo

El sábalo es el recurso pesquero más abundante del litoral fluvial argentino (Espinach Ros y Fuentes, 2000, Figura 1).

Su distribución geográfica abarca gran parte de los ríos Paraná, Paraguay, Uruguay y Río de la Plata, los que, juntamente con sus afluentes, forman la Cuenca del Plata

(Figura 2). Esta cuenca posee una superficie de 3.170.000 km² y es la segunda en extensión de Sudamérica después de la cuenca del Amazonas.

La distribución de la especie en Argentina además de los ríos mencionados, abarca al río Bermejo y el río Juramento en Salta, al río Pilcomayo en Formosa, y a las cuencas del río Salí en Tucumán y del río Dulce en Santiago del Estero (Ringuelet *et al.*, 1967). Dada la extensión de la Cuenca, la especie posee una distribución transfronteriza compartida por Argentina, Brasil, Bolivia, Paraguay y Uruguay.



Figura 1. Sábalo (*Prochilodus lineatus*). Escala 2 cm tomado de Fishbase (2017).

El sábalo es un eslabón crucial en los ecosistemas paranoplatenses ya que es sostén de la cadena trófica. Se trata de un pez iliófago estricto, adaptado morfológica y funcionalmente a alimentarse del fango de los fondos enriquecidos con detritos orgánicos, extrayendo de ellos los nutrientes con los que sostiene altas biomásas poblacionales, acelerando los procesos de mineralización de la materia y contribuyendo con un rol fundamental en la red trófica de los ríos (Angelescu y Gneri, 1949; Bowen, 1983; Sverlij *et al.*, 1993). Los estadios iniciales de su ciclo vital (huevos, larvas y postlarvas) integran el alimento de las larvas y juveniles de muchos peces entre los que se destacan los carnívoros "tope" del sistema como el surubí (*Pseudoplatystoma* spp.) y el dorado (*Salminus brasiliensis*) que también depredan sobre juveniles y adultos del sábalo (Bonetto *et al.*, 1969; Oldani, 1990; Fuentes, 1998).

La alta fecundidad y longevidad del sábalo (se han documentado individuos de más de 25 años) forman parte de una estrategia de vida, altamente adaptada a las características del régimen natural de pulsos de inundación del sistema. Esto involucra la realización de migraciones río arriba y el desove en aguas abiertas, acoplado a las crecientes, como mecanismo de dispersión de huevos y larvas en las áreas de cría del valle aluvial (Godoy, 1954, 1959; Bonetto, 1963; Bonetto y Pignalberi, 1964; Bayley, 1973; Bonetto *et al.*, 1981; Tablado y Oldani, 1984; Payne, 1986; Payne y Harvey,

1989; Sverlij *et al.*, 1993, Espinach Ros *et al.*, 1998; Fuentes, 1998; Fuentes y Espinach Ros, 1998; Mochev y Pavlov, 1998). Estas migraciones aguas arriba pueden alcanzar varios centenares de kilómetros. De acuerdo a las marcaciones realizadas en el río Uruguay, los sábalo marcados en los tramos finales de este río realizaron desplazamientos ascendentes hacia el río Paraná que oscilaron entre 300 y 500 kilómetros, aunque algunas recapturas se obtuvieron en lugares distantes 900 y 1100 kilómetros del sitio de marcación (CARU, 2017).



Figura 2. Cuenca del Plata. Fuente: Comisión Intergubernamental de Cuenca del Plata.

Los rasgos biológicos del sábalo permiten definir su estrategia de ciclo de vida como de tipo periódico, maximizando el éxito reproductivo en situaciones de fluctuaciones

ambientales cíclicas en gran escala y magnitud variable, como los ciclos de inundación y estiaje en el Paraná (Winemiller, 1992, 2005; Winemiller y Rose, 1992). Dicha estrategia incluye además rasgos biológicos tales como ser peces de gran tamaño corporal, longevidad prolongada, talla de primera maduración relativamente grande, alta fecundidad, reproducción estacional con desove total sincronizado, huevos y larvas pequeños, ausencia de cuidados parentales, y comportamiento migratorio. Esta estrategia está asociada típicamente con fuertes variaciones interanuales en el reclutamiento, en respuesta a variaciones ambientales en gran escala, y frecuentemente es posible observar cohortes exitosas que pueden dominar a la población durante varios años de reclutamientos pobres o nulos, incluso por más de una década. Debido a que la supervivencia de larvas y juveniles depende de variaciones ambientales interanuales y espaciales prácticamente impredecibles, es extremadamente difícil establecer correlaciones entre el tamaño del stock parental y el reclutamiento (Espinach Ros y Sánchez, 2007).

1.2. Relevancia pesquera y manejo.

El sábalo es una especie de gran valor comercial, con claro predominio de sus capturas en la baja Cuenca del Plata. La pesca de sábalo en gran escala comenzó a partir de mediados de la década de 1930, con el desarrollo de plantas para la extracción de aceite de pescado y la elaboración de “guano” (utilizado como fertilizante) con la fracción sólida, que posteriormente se comercializó en forma de harina de pescado para alimentos balanceados.

Entre 1982 y 1984 se realizaron exportaciones de sábalo congelado para consumo, a países sudamericanos y africanos, con un máximo de 10.738 toneladas (tn) en 1982. Luego de la declinación de la industria de reducción (actualmente inexistente) se produjo una fuerte reactivación de la actividad exportadora a partir de mediados de la década de 1990, que impulsó un rápido incremento de las capturas a niveles sin precedentes.

Entre 1994 y 2004 las exportaciones registradas pasaron de 2.785 tn a 32.000 tn de sábalo eviscerado, correspondientes a aproximadamente 3.133 y 36.000 tn de pescado entero, respectivamente; situando a esta especie en un lugar destacado en las exportaciones argentinas de pescado (Espinach Ros y Sánchez, 2007). A partir del año 2004, en el marco del Consejo Federal Agropecuario (CFA) se creó la Comisión de Pesca Continental y Acuicultura (CPCyA) con el objetivo de articular políticas de gestión a nivel de cuenca y generar un ámbito federal capaz de establecer medidas

consensuadas que puedan ser aplicadas en el manejo de los recursos pesqueros compartidos tendientes a lograr la sustentabilidad de las pesquerías. Este sistema de gestión se viene organizando desde hace más de diez años, y ha servido para el abordaje de muchas de las problemáticas que han surgido en las pesquerías de la región. Hacia fines de 2006 luego de un análisis de situación, la Comisión promovió medidas restrictivas a la exportación de sábalo, reduciéndose a 27.505 tn en ese año, y sosteniéndose en valores de entre 17.000 a 12.000 tn hasta la actualidad. Si bien el mercado interno aún no se ha dimensionado correctamente, se asume que el mayor porcentaje de las capturas son destinadas a exportación, siendo Entre Ríos, Santa Fe y Buenos Aires las provincias que realizan este tipo de comercialización (Tabla 1).

Tabla 1. Toneladas anuales de sábalo exportadas, discriminadas por provincia de origen entre 2010 y 2016 (Fuente: Dirección de Pesca Continental, Ministerio de Agroindustria de la Nación).

Provincia	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Buenos Aires	696,5	954,2	400,2	638,1	512,7	489,8	792,6
Entre Ríos	9019,0	9045,1	6834,9	11177,0	12190,9	12531,7	10882,9
Santa Fe	4283,7	5164,6	4912,8	1995,2	2659,1	4395,3	5363,0
Total general	13999,3	15164,1	12147,9	13810,3	15362,7	17416,8	17038,5

La escasa participación de Buenos Aires en esta actividad se debe al hecho de que en el año 2000 la Autoridad de aplicación provincial, prohibió la pesca de la especie en aguas del Río de la Plata así como también su comercialización en el territorio provincial (RES 142/00).

En la Tabla 2 se consignan las toneladas totales de sábalo exportadas entre 2010 y 2016, discriminando los países de destino. Se observa que Colombia, Bolivia y Brasil son los principales compradores y también que un porcentaje significativo se envía a países del continente africano.

Tabla 2. Toneladas anuales de sábalo exportadas, discriminadas por país de destino entre 2010 y 2016. (Fuente: Dirección de Pesca Continental, Ministerio de Agroindustria de la Nación).

País	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Colombia	7789,3	6293,0	5140,3	6383,3	7273,1	8404,9	8515,9
Bolivia	2719,4	4931,6	5352,1	5945,2	6991,6	7171,9	6595,6
Brasil	1649,8	2520,2	1268,0	875,6	847,8	1541,2	1918,1
Nigeria	1086,5	1284,2	387,6	606,1		298,8	
Zaire	334,0	26,0			250,2		
Camerún	270,6						
Congo	126,7	83,1					
Angola		26,0					
Irán	23,0						
Estados Unidos							8,7
Paraguay							0,2
Total general	13999,3	15164,1	12147,9	13810,4	15362,7	17416,8	17038,5

1.3. El sábalo y la polución ambiental

Las adaptaciones bioecológicas que explican la abundancia del sábalo, en la Cuenca del Plata así como de otras especies migratorias, son las que al mismo tiempo la hacen particularmente vulnerable a la creciente alteración del ambiente por acciones antrópicas. Entre estas alteraciones podemos considerar: la interrupción de los circuitos migratorios y la regulación de los ríos por la construcción de represas, los niveles de polución en aumento, las construcciones en el valle aluvial y el drenaje de humedales entre otras cuyos efectos negativos más graves son limitar la capacidad portante del sistema (Quirós, 1990, 2004; Espinach Ros y Ríos, 1997; Colombo *et al.*, 2000). Esta especie resulta también particularmente vulnerable a la polución. Muchos contaminantes que ingresan a los cuerpos de agua se depositan en los sedimentos que sirven de alimento al sábalo y tienden a bioacumularse en sus tejidos, alcanzando concentraciones crecientes a medida que se avanza en el nivel trófico en la cadena alimenticia, en cuyo último eslabón se encuentra el hombre. Esto se ve acentuado por la alta longevidad de esta especie, dado que los contaminantes persistentes se acumulan diferencialmente en los tejidos (Jezierska y Witeska, 2006; Karjalainen, 2006; De Simone 2010; Rajkowska y Protasowicki, 2013) y su concentración tiende a incrementarse con la edad de los ejemplares. A su vez, su carácter migratorio determina que los efectos de la contaminación se extiendan hacia otras áreas distantes a la zona afectada puntualmente por la polución.

2. Presencia de xenobióticos en tejidos de sábalo (*P. lineatus*)

2.1. Compuestos orgánicos

Los compuestos orgánicos de interés como contaminantes alimentarios son una enorme variedad de compuestos de distinto origen, abundancia y riesgo sanitario. En general, se considera que el grupo de mayor interés desde el punto de vista sanitario, lo constituyen los compuestos orgánicos persistentes (COPs). Dentro de esta categoría son relevantes los compuestos orgánicos clorados (COCs), así denominados porque contienen átomos de cloro en su molécula. En general, la atención de la normativa se enfoca en estos compuestos por las características fisicoquímicas que se enumeran a continuación y que son las responsables que sean considerados contaminantes ubicuos y de relevancia ambiental y sanitaria:

- a) Persistencia: las uniones C-Cl de sus estructuras les brinda una elevada estabilidad y escasa biodegradabilidad, por lo cual pueden persistir en el ambiente por largo tiempo (van der Werf, 1996).
- b) Volatilidad: esta propiedad representa la tendencia del compuesto a pasar a la fase gaseosa. La volatilidad de las sustancias orgánicas depende de su presión de vapor, del estado físico en que se encuentren y de la temperatura ambiente. La volatilidad se mide a partir de la constante de la Ley de Henry (H) la cual describe la tendencia de un compuesto a volatilizarse del agua o suelo húmedo. El valor se calcula usando la presión de vapor, solubilidad en agua y peso molecular del compuesto. Un valor alto de H indica que un plaguicida tiene un potencial elevado para volatilizarse desde el suelo húmedo.
- c) Lipofilidad: el coeficiente de partición *n*-octanol-agua (K_{ow}) es una medida de cómo una sustancia química puede distribuirse entre dos solventes inmiscibles, agua (solvente polar) y *n*-octanol (solvente relativamente no polar, que representa la fracción lipídica) (Bertelsen *et al.*, 1998). El coeficiente puede calcularse con la siguiente fórmula:

$$K_{ow} = c_{octanol}/c_{agua}, \text{ donde: } c \text{ es la concentración molar del compuesto}$$

Los compuestos que presentan valores de $\log K_{ow}$ mayores a 5 son

considerados altamente hidrofóbicos. Esta propiedad se traduce en la adsorción a la materia orgánica de suelos y sedimentos, y en los tejidos ricos en lípidos de los organismos como hígado y gónadas (ovarios y testículos). Así, el log K_{ow} indica el potencial de un compuesto orgánico para solubilizarse en los lípidos de los organismos (Swapan *et al.*, 2000).

- d) **Ubicuidad:** se refiere a la presencia de estos compuestos en diferentes compartimentos o matrices ambientales (aire, agua, suelos, sedimentos y biota). Esta amplia distribución ambiental se debe a que los compuestos son transportados largas distancias por corrientes atmosféricas, debido a su elevada presión de vapor, desde áreas emisoras hacia regiones templadas y frías donde condensan, convirtiéndolas en áreas receptoras, situación que se origina justamente en su volatilidad y estabilidad. Este proceso se denomina *transporte atmosférico global* o “efecto saltamontes” posibilitando la contaminación de ambientes prístinos o no blanco (donde nunca fueron aplicados) tales como el Ártico y la Antártida (Mackay y Wania, 1995 a; 1995b; Kannan *et al.*, 1995; Wania y Mackay, 1999).

2.1.1. Compuestos orgánicos más relevantes

Existe una gran variedad de sustancias de interés sanitario asociado a la contaminación de la fauna ictícola. A este grupo de compuestos de origen industrial pertenecen los bifenilos policlorados (PCBs), los agroquímicos como los plaguicidas organoclorados (POCs), además de otros COPs considerados por la normativa ambiental o alimentaria.

Dentro del Código Alimentario Argentino (CAA), en su Capítulo VI que aborda las regulaciones generales sobre alimentos cárneos y afines, en particular en sus artículos 272 y 276 referidos a la regulación de contaminantes presentes en productos de la pesca, no hay indicación respecto a qué contaminantes orgánicos antropogénicos deben ser controlados, con la única excepción del metilmercurio¹. Existen una serie de reglamentaciones dispersas establecidas por SENASA que especifican regulaciones respecto de insecticidas organoclorados en alimentos de distinto tipo (Tabla 1). Por otro lado, el Plan Nacional de Control de Residuos e Higiene en Alimentos (CREHA) dependiente de SENASA considera a los plaguicidas organofosforados en tejidos y grasas y a los plaguicidas organoclorados y PCBs en grasa de peces.

¹ En este momento se están revisando los artículos del CAA por una comisión en la que participan representantes de la RSA-CONICET.

2.1.1.1 Compuestos orgánicos mencionados en el Decreto 142-00 PBA

El Decreto 142-00 de la Subsecretaría de Actividades Pesqueras, dependiente del Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires, establece en sus fundamentos que son dos los compuestos orgánicos que, por los altos tenores hallados en sábalos, serían la causa de la decisión de establecer la veda de esta especie: el clordano y los PCBs. Sin embargo, el mismo Decreto no descarta que existan otros contaminantes que puedan también aportar en la evaluación negativa con la que se concluye evaluación sanitaria y que es el objetivo de los informes técnicos previos.

2.1.1.1.a. Clordanos

En Estados Unidos, se aplicó como plaguicida entre los años 1948 a 1988 bajo los nombres comerciales Octachlor y Velsicol 1068 (ATSDR, 1994). Sin embargo, desde 1983 hasta 1988, el único uso aprobado fue la fumigación doméstica de termitas hasta su prohibición total en ese mismo año (ATSDR, 1994).

En Argentina, la mezcla de clordanos ha sido utilizada sobre cultivos de papa, tratamiento de suelos y control de termitas. En 1969, se estableció la cesación de su uso sobre sanidad animal y, en 1972 sobre la totalidad del ciclo vegetativo de cereales y oleaginosos (Tabla 3). Sin embargo, su aplicación total fue prohibida en el año 1998 (SAGPyA, 1998). Según este panorama, los tenores actuales de clordano encontrados en el ambiente, son consecuencia del uso masivo hasta los últimos años del siglo pasado, bajo el supuesto que el uso posterior sólo ha sido marginal.

La mezcla técnica comercial contiene principalmente los isómeros a- (19 %) y g- (24 %) o también llamados estereoisómeros *-cis* y *-trans*, respectivamente (Bidleman y Falconer, 1999; Mattina *et al.*, 1999). Algunos otros componentes de la mezcla técnica son el heptacloro (10 %), trans-nonacloro (7 %) y otros isómeros de clordano (21 %). Los clordanos se caracterizan por una prolongada vida media en el ambiente, abarcando desde días en el aire hasta años en el agua y suelo, dependiendo de las características ambientales (OMS, 2004). La ingesta diaria admisible (IDA) para el clordano establecida en 1986 por la OMS fue de 0,5 µg/kg y tras su prohibición total, este mismo valor fue convertido en ingesta provisional diaria tolerable (PTDI) en 1994.

Tabla 3. Principales características de los clordanos.

Isómeros/ Metabolitos	Log K _{ow}	Constante de Henry	Vida media	Usos	Reglamentación en Argentina
a-	6	0,26	10 años	Formicida y tratamiento de suelos, tabaco, cereales y cultivos forrajeros y oleaginosos. Gorgojicida.	Prohibición: 1969 en sanidad animal (Dec 2678), 1972 en la totalidad del ciclo vegetativo de cereales y oleaginosos (Dec 79), 1998 en insecticidas domisaniarios (Disp 7292).
g-	6	0,34			
Transnonacloro	6				

2.1.1.1.b. Bifenilos policlorados (PCBs)

Dentro de los contaminantes orgánicos reportados en tejido de sáballo se encuentran los PCBs, compuestos aromáticos sintéticos. Los mismos presenta diferentes combinaciones en la posición y cantidad en la cantidad de átomos de cloro, dando así un total de 209 posibles congéneres, 130 hallados en productos industriales (WHO, 2000). El uso masivo de estos compuestos, su gran persistencia y su capacidad de ser transportados por vía aérea generó que se distribuya con alcance planetario (WHO, 1993).

Por su alta lipofilicidad, se acumulan en tejido graso principalmente y si bien hay ciertas especies que pueden metabolizarlos, este proceso es lento y sólo produce la transformación de un congénere en otro y no la destrucción del compuesto, lo que genera que los PCBs se bioacumulen y biomagnifiquen a lo largo de la red trófica.

Los PCBs exhiben diferentes toxicidades dependiendo de la posición de los cloros en el anillo fenólico, principalmente se los puede separar en coplanares (o similares a las dioxinas, DL-PCBs) de mayor toxicidad por su afinidad por los receptores de hidrocarburos de arilo) y no coplanares (o no similares a dioxinas, non DL-PCBs). Sin embargo, como los productos comerciales contienen una mezcla no siempre bien caracterizada de congéneres, la exposición a los PCBs presentan sintomatología mixta.

Entre los efectos de toxicidad crónica (mediano y largo plazo), se reconocen:

- **Carcinogénicos**, a través de estudios epidemiológicos y sobre animales EPA define a los PCBs como probables compuestos carcinogénicos para el ser humano; debe tenerse en cuenta también que los congéneres de PCBs que se bioacumulan en la red trófica son los más carcinogénicos de los congéneres presentes en el medio ambiente

- **Sobre el sistema inmunológico**, mediante experimentación animal, se ha observado reducción del timo, reducción en la respuesta general del sistema inmune y por lo tanto reducción en la resistencia a la infección por diferentes virus; y por estudios epidemiológicos se asocia al aumento de infecciones por el virus Epstein-Barr y al aumento de probabilidad de sufrir linfoma no-Hodgkin
- **Sobre el sistema reproductivo**, se ha observado que los niños nacidos de mujeres que trabajaban en la fabricación de PCBs mostraban bajo peso al nacer y disminución en la edad gestacional.
- **Sobre el sistema nervioso**, el efecto es mayormente sobre el cerebro en formación, por lo que niños recién nacidos expuestos a PCBs mostraban un déficit significativo en el desarrollo neuronal, incluyendo reconocimiento visual, memoria de corto plazo y aprendizaje.
- **Sobre el sistema endócrino**, principalmente se lo asocia con una disminución en la actividad de la tiroides
- **Otros**, se han observado efectos en piel, ojos, hígado, aumento de la presión arterial, aumento de los triglicéridos y aumento del colesterol

Por la limitada información existente, especialmente en lo referido a las incertidumbres de los estudios de toxicidad, la OMS no ha establecido un valor de ingesta tolerable de PCBs. Sin embargo, por comparación del valor de NOEL de 0,04 mg/kg/d y la dosis alimentaria promedio estimada para población humana de 0,005-2,000 µg/kg/d (adultos) y 2-12 µg/kg/d (lactantes), se ha concluido que el consumo de PCBs en los actuales niveles, no implica riesgos para la salud a largo plazo. Se recomienda así mismo que la ingesta debe reducirse a los valores más bajos que sean posibles.

2.1.1.2. Pesticidas organoclorados (POCs)

El listado de carácter genérico establecido por el Plan CREHA, incluye de manera genérica a los pesticidas organoclorados (POCs). Este listado establece las prioridades respecto de cuáles deben ser objeto de atención para la vigilancia alimentaria de los productos de pesca. Los POCs ingresan al ambiente durante su aplicación (dispersión aérea o aplicación directa) y luego pueden dispersarse a través del aire, por lavado foliar, lixiviación o escorrentía superficial. La escorrentía, junto con la erosión del suelo y el uso inapropiado de los POCs, contribuyen a la contaminación de cuerpos de agua dulce cercanos a los lugares de aplicación (Gobas *et al.*, 1991; Miglioranza *et al.*, 2004a). Estas sustancias contaminantes deben estar bajo vigilancia

para garantizar la inocuidad alimentaria de los animales acuáticos provenientes de la pesca.

2.1.1.2.a. Dicloro difenil tricloroetano (DDT)

El DDT fue sintetizado por primera vez en 1874 sin embargo, después de la Segunda Guerra Mundial su uso alcanzó su máximo debido al bajo costo de fabricación y su elevada efectividad. La síntesis del DDT se realiza a partir de la condensación de cloral con clorobenceno en ácido sulfúrico. Durante esta síntesis, se producen cantidades significativas de los isómeros DDE (diclorofenil dicloroetileno) y DDD (diclorofenil dicloroetano). La mezcla comercial de DDT está compuesta principalmente por DDT (65-80%), *op*'-DDT (15-20%) y DDD (hasta 4%) (Alloway y Ayres, 1993).

El DDT es neurotóxico y ha sido utilizado en el control de insectos vectores de enfermedades como malaria, fiebre amarilla y tifus. A fines de 1960, se estimó que en el ambiente había en circulación 454.000 toneladas de DDT. Rachel Carson (1962) en su libro "Primavera silenciosa", plasmó por primera vez los efectos adversos del DDT sobre la población del halcón peregrino debido al adelgazamiento de la cáscara de los huevos de las aves.

El DDT es uno de los plaguicidas con mayor persistencia ambiental con una vida media en los suelos desde 100 días hasta décadas (30 años) en algunos bosques (Aigner *et al.*, 1998). Sin embargo, procesos como fotólisis, volatilidad y degradación pueden modificar su comportamiento en los suelos. El DDT puede ser degradado a *pp*'-DDD bajo condiciones anaeróbicas, mientras que el metabolito *pp*'-DDE se forma en condiciones aeróbicas. Además, ambos metabolitos pueden producirse biológicamente por actividad enzimática. Son reconocidos los efectos perjudiciales del DDE sobre la salud reproductiva, actuando como anti-andrógeno en organismos superiores (hipospadia, criptorquidia, disminución de la viabilidad del esperma) así como efectos estrogénicos en ratas hembras (Williams *et al.*, 2000).

Hasta la década del '70, el DDT fue uno de los plaguicidas más utilizados en muchos países occidentales, a pesar de los estudios que mostraban algunos efectos adversos en organismos no-blanco, tales como peces y aves (Binelli y Provini, 2003). A pesar de la prohibición mundial, en países tropicales en desarrollo como Brasil, México e India, siguen utilizando DDT tanto en cultivos como en Programas de Salud Pública para el control de vectores de malaria, fiebre tifoidea y cólera (Loganathan y Kannan, 1994; Moraes *et al.*, 2003). Así, estas aplicaciones representan nuevas fuentes de DDT que podrían alcanzar latitudes templadas-frías por corrientes atmosféricas.

Tabla 4. Principales características del DDT y derivados.

Isómeros/ Metabolitos	Log K _{ow}	Constante de Henry	Vida media (años)	Usos	Reglamentación en Argentina
<i>pp'</i> -DDT	6,36	0,64		Insecticida de amplio espectro en cultivos.	Prohibición: 1968 en bovinos y porcinos (Dec 2143), 1990 en sanidad vegetal (Dec 2121),
<i>pp'</i> -DDE	6,96	7,95	20 - 30	Actualmente, es impureza del acaricida Dicofol de uso permitido	1991 en salud pública (Res 133), 1998 en insecticidas domisanitarios (Disp 7292 ANMAT ²).
<i>pp'</i> -DDD	5,69	2,36			

En Argentina, el uso de DDT en sanidad animal se prohibió en 1968, mientras que en sanidad vegetal y salud pública la prohibición se realizó en 1990 y 1991, respectivamente (Tabla 4). La Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca inhibió su aplicación total en 1998 (SAGPyA, 1998), sin embargo, debido a su elevada persistencia ambiental, residuos de DDT aún pueden ser hallados en matrices abióticas y bióticas tanto en ambientes estuarinos como dulceacuícolas (Menone, 1999; Menone *et al.*, 2000; González Sagrario *et al.*, 2002; Miglioranza *et al.*, 2003; 2004 a; 2004b; Lanfranchi *et al.*, 2006).

El valor de ingesta provisional diaria tolerable (PTDI) establecida en el año 2000 por la OMS es de 0,01 mg/kg, en cuya definición se incluye la suma de los residuos de *p,p'*-DDT, *o,p'*-DDT, *p,p'*-DDE y *p,p'*-TDE (DDD).

2.1.1.2.b. Drines

Dentro del gran grupo de los ciclodienos encontramos al clordano (ya mencionado), a los drines (mencionados en esta sección), al heptacloro y al endosulfan, que se mencionarán más adelante. Todos presentan una estructura química similar basada en la molécula ciclo-pentadieno. La acción aguda sobre los insectos es sobre el sistema nervioso central.

El aldrin: originalmente fue utilizado como insecticida en suelos, frutas y hortalizas. Luego, se restringió a casos puntuales de control de termitas por inyección en el suelo. Alemania fue el primer país en prohibir su uso en 1980 (Fiedler y Lau, 1998), mientras que Estados Unidos e Inglaterra lo hicieron en 1983 y 1986, respectivamente (US-EPA, 1980). En nuestro país, su aplicación sobre ganado cesó en 1968 y en sanidad vegetal se prohibió en 1990 (Iolster y Krapovickas, 1999) (Tabla 5). En el ambiente, aldrín es transformado rápidamente a dieldrín, su principal metabolito.

El dieldrín fue uno de los plaguicidas más utilizados en el ámbito doméstico. Al igual

² ANMAT: Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología

que el aldrín, también fue empleado en el control de plagas en frutas y hortalizas y como antipolillas (CCME, 1987). En 1974, Alemania prohibió su aplicación (Fiedler y Lau, 1998) mientras que en Estados Unidos e Inglaterra prohibieron su uso junto con el aldrín (US-EPA, 1980). En Argentina, su aplicación en sanidad vegetal y animal fue prohibida en 1980 (Tabla 5). La ingesta diaria admisible (IDA) para la suma de los residuos de aldrín y dieldrín fue establecida en 1977 por la OMS en un valor de 0,1µg/kg y tras su prohibición total, este mismo valor fue convertido en ingesta provisional diaria tolerable (PTDI) en 1994.

El endrín: es un insecticida foliar usado principalmente en cultivos de algodón y azúcar. Al igual que aldrín, el uso sobre animales y vegetales fue prohibido en 1968 y 1990, respectivamente (Iolster y Krapovickas, 1999) (Tabla 5). La ingesta diaria admisible (IDA) para los residuos de endrín fue establecida en 1977 por la OMS en un valor de 0,2µg/kg y tras su prohibición total, este mismo valor fue convertido en ingesta provisional diaria tolerable (PTDI) en 1994.

Tabla 5. Principales características de los drines.

Isómeros/ metabolitos	Log K _{ow}	Constante de Henry	Vida media	Usos	Reglamentación en Argentina
Aldrín	3,01	91,2	1 semana		Prohibición:1968 en bovinos y porcinos (Dec 2143), 1990 en sanidad vegetal (Dec 2121)
Dieldrín ^(m)	5,2	1,12	2 a 3 años	Insecticida en suelos, frutas y vegetales	Prohibición:1980 en sanidad animal y vegetal (Ley 22.289)
Endrín	5,6	0,031	1 semana		Prohibición:1968 en bovinos y porcinos (Dec 2143), 1990 en sanidad vegetal (Dec 2121)

2.1.1.2.c. Heptacloro

Es un insecticida de contacto no-sistémico, el cual ha sido utilizado sobre una amplia variedad de larvas y adultos de insectos. A partir de la epoxidación del parental heptacloro se forma el metabolito heptacloro epóxido, el cual también es utilizado en el control de insectos, hallándose en baja proporción en la mezcla técnica del clordano (Bidleman y Falconer, 1999).

Tabla 6. Principales características del heptacloro.

Isómeros/ metabolitos	Log K _{ow}	Constante de Henry	Vida media	Usos	Reglamentación en Argentina
Heptacloro	5,3	353,4	5 a 10 años	Sanidad animal y vegetal	Prohibición: 1968 en bovinos y porcinos (Dec 2143). Prohibición: 1993 todo uso sanidad vegetal (Res 27). 1998: prohibición en insecticidas domi-sanitarios (Disp 7292 ANMAT)
H. epóxido	4,2				

El heptacloro epóxido también se forma por medio de reacciones enzimáticas en los seres vivos, luego de la degradación del parental heptacloro (Alloway y Ayres, 1993; Falandysz *et al.*, 1994). En Argentina, el uso del heptacloro sobre animales fue prohibido en 1968, en 1993 sobre vegetales y, finalmente, en 1998 se prohibió totalmente (Iolster y Krapovickas, 1999) (Tabla 6).

La ingesta diaria admisible (IDA) para los residuos de heptacloro fue establecida en 1991 por la OMS en un valor de 0,1 µg/kg y tras su prohibición total, este mismo valor fue convertido en ingesta provisional diaria tolerable (PTDI) en 1994.

2.1.1.2.d. Endosulfán

Es un insecticida y acaricida de contacto y estomacal de amplio espectro utilizado principalmente para control de plagas en frutas, hortalizas, cereales, té, café, algodón, soja, trigo, girasol y en ornamentales, como árboles y viñedos. Se comercializa la mezcla técnica de los isómeros a-b-endosulfán, en proporción 70:30. Los endosulfanes presentan mayor hidrofiliidad en relación a los demás POCs (log K_{ow} =3,83) (Sabljic *et al.*, 1995), lo cual facilita su transporte por escorrentía, hacia aguas superficiales, o por lixiviación afectando el agua subterránea (Leonard *et al.*, 2001; CCME, 1987).

Las propiedades químicas de sus isómeros (alta presión de vapor y adsorción a la materia orgánica) le brindan una persistencia ambiental relativamente menor, desde días hasta meses, en comparación con otros POCs. Su persistencia depende de características ambientales tales como pH del suelo o agua, temperatura, luminosidad y presencia de microorganismos. El isómero b-endosulfán es más estable que el a-endosulfán, posee menor presión de vapor y degradación microbiana más lenta. En sistemas acuáticos, el b-endosulfán se encuentra principalmente asociado al sedimento de fondo y a partículas disueltas. La flora microbiana así como vegetales y animales, pueden transformar ambos isómeros, a-endosulfán con mayor rapidez que b-endosulfán, en un compuesto de mayor toxicidad, el metabolito endosulfán sulfato. Esta actividad se ve favorecida por condiciones aeróbicas (Peterson y Batley, 1993). En consecuencia, la producción del metabolito y la mayor solubilidad en agua, le

brindan al endosulfán una elevada toxicidad para la biota acuática en general y para los peces en particular (Nowak *et al.*, 1995). Por lo tanto, considerando su aplicación actual, la relativa hidrofiliidad y la elevada toxicidad para los peces, es importante el monitoreo de este insecticida (Tabla 7).

Tabla 7. Principales características de los endosulfanes.

Isómeros/ metabolitos	Log K _{ow}	Constante de Henry	Vida media	Usos	Reglamentación Argentina
a-	3,55 ⁽³⁾	0,7-12,9	4 a 12 semanas en suelos y sedimentos. Hasta 200 días en agua a pH 5	Insecticida en productos agrícolas (frutas, hortalizas, cereales, ornamentales)	Prohibición total 2013 (SENASA, 2011)
b-	3,62 ⁽³⁾	0,04-0,12			
E. sulfato ^(m)	3,66 ⁽³⁾				

La OMS clasifica al endosulfán entre los plaguicidas con mayor toxicidad aguda, categorías 1a y 1b, extremadamente y altamente peligrosos, respectivamente. Su elevada toxicidad para organismos acuáticos, tales como peces y anfibios, es favorecida por su bioacumulación y su baja hidrofobicidad, junto con su aplicación actual, por lo cual es relevante el monitoreo de este insecticida en cuerpos de agua donde existan actividades agrícolas en sus cuencas. Luego de la evaluación de los riesgos ambientales y a la salud pública del uso del endosulfán, varios países han reglamentado su aplicación. En 2005, la Comunidad Europea (Directiva 91/414) y, dos años más tarde varios países africanos, tales como Burkina Faso, Mali, Nigeria y Senegal, prohibieron su aplicación sobre cultivos. En abril de 2011, endosulfán fue incorporado al grupo de POPs del Convenio de Estocolmo. En nuestro país, la aplicación de la mezcla técnica de endosulfán está permitida, siendo utilizada según el cultivo, entre los meses de Noviembre a Marzo (INTA, 2004).

Actualmente, India es el principal país productor de Endosulfán (9.900 T/año) y, también el principal exportador a 31 países, incluida América Latina. Bayer Crop Sciences (Alemania), es el segundo productor mundial, alcanzando las 4.000 T/año. En julio de 2009, Bayer se comprometió a concluir con la distribución mundial de Endosulfán y a reemplazarlo por alternativas más seguras.

La ingesta diaria admisible (IDA) para los residuos de endosulfán fue establecida en 1998 por la OMS en un valor de 6µg/kg.

2.1.1.2.e. Hexaclorociclohexano (HCHs)

Los hexaclorociclohexanos (HCHs) se obtienen de la adición de átomos de cloro a una molécula de benceno activado por radiación ultravioleta, generando los ocho isómeros

posibles. La mezcla técnica comercial posee todos estos isómeros con la siguiente composición: 65% isómero α - (α -HCH), 11% isómero β (β -HCH), 13-14% isómero γ (γ -HCH), 8-9% isómero δ (δ -HCH) y 1% isómero ε (ε -HCH) (CCME, 1987). Presentan diferentes características físico-químicas, sin embargo el único isómero que tiene poder insecticida es el γ -HCH. En consecuencia, el γ -HCH ha sido comercializado en solución purificada (99%), denominada lindano.

Si bien los HCHs son hidrofóbicos, presentan un $\log K_{ow}$ igual a 3,6, similar a endosulfanes, convirtiéndolos en relativamente hidrosolubles, facilitando su partición en el agua respecto de la mayoría de los POCs.

En nuestro país, el uso de la mezcla técnica de HCHs y lindano en sanidad animal y alimentos se prohibió en la década del '60 (Tabla 8), mientras que su empleo como hormiguicida, pediculicida y en el tratamiento de suelos y semillas se prohibió en 1998 (Iolster y Krapovickas, 1999) (Tabla 8). La ingesta diaria admisible (IDA) para los residuos de lindano fue establecida en 2002 por la OMS en un valor de $5\mu\text{g}/\text{kg}$.

Tabla 8. Principales características de los hexaclorociclohexanos.

Isómeros/ metabolitos	Log K_{ow}	Constante de Henry	Vida media ambiental	Usos	Reglamentación en Argentina
a-	3,8	0,872	1 a 4 semanas	Formicida en suelos, curador de semillas, lociones contra ectoparásitos en animales y humanos (piojos, sarna)	Mezcla técnica de isómeros. Prohibición: 1968-69 en sanidad animal (Dec 2143 y 2678). Prohibición: 1998 en insecticidas domisanearios (Disp 7292 ANMAT)
b-	3,8	0,116			

2.1.1.3. Otros compuestos de interés en esta categoría

El grupo de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) definido por el Convenio de Estocolmo del Programa de Naciones Unidas para el Medioambiente (UNEP) manifestó la necesidad de controlar la contaminación global por estos compuestos promoviendo su regulación, producción y uso, integrado actualmente por 127 países firmantes. Particularmente, Argentina desde el año 2004, forma parte de dicho convenio. Inicialmente, la lista de COPs estaba integrada por 12 compuestos. Además de los descriptos (aldrin, endrin, dieldrin, heptacloro, clordano, hexaclorobenceno y DDT) y los PCBs, se incluyen el mirex, el toxafeno, las dibenzoparadióxinas (PCDD) y los dibenzofuranos policlorados (PCDF) (www.chm.pops.int). Recientemente, fueron incluidas las mezclas comerciales penta- y octa-bromadas de los bifenilos polibromados (PBDEs) (www.bsef.com) y, en abril del presente año, el plaguicida

clorado endosulfán (www.chm.pops.int). En la actualidad, el grupo COPs está integrado por 22 compuestos. Mención aparte merecen los piretroides, compuestos sintéticos derivados de las piretrinas de origen natural, con propiedades insecticidas, presentes en el extracto de piretro de ciertas flores de crisantemos. Las piretrinas se usan a menudo en insecticidas para uso doméstico y en productos para controlar insectos en animales domésticos o en el ganado. Los piretroides permanecen en el ambiente por más tiempo que las piretrinas, si bien sus tiempos de vida medio oscila entre días y meses.

2.2. Relevamientos de compuestos orgánicos en sábalos de la Cuenca del Plata

En las Tabla 9 a y b se presenta una síntesis de los compuestos orgánicos reportados por diferentes autores en el 2000-2016 en tejidos de sábalo capturados en la Cuenca del Plata. Se observa que, si bien hay un aumento en algunos de los compuestos orgánicos con el aumento de la latitud, por ejemplo en los PCBs, los valores de algunos compuestos orgánicos han disminuido en los sábalos capturados en algunas de las localidades estudiadas desde 2011 a 2016. Sin embargo, muchos de los compuestos determinados en 2011 no han vuelto a ser estudiados, por lo que no se puede analizar su tendencia temporal.

Tabla.9a. Información sintética de los reportes de la presencia de pesticidas organoclorados (POCs) y otros compuestos orgánicos en tejidos de sábalos capturados en la Cuenca del Plata. Los valores están expresados en $\mu\text{g/g}$ de peso fresco.

Localidad	ALI	UCM	LABs	HCHs	CHLD	DDTs	tCHLPs
Buenos Aires	10–35 [a]	507–751 [b]	21–39 [b]	0,002– 0,018 [b]	0,09–0,45 [b]	0,15–0,37 [a] 0,22–0,38	0,01–0,37 [a] 0,38–1,01
Paraná medio	222 [b]	1287 [b]	24 [b]	0,011 [b]	0,6 [b]	0,5 [b]	1,25 [b]
Paraná alto	181 [b]	1028 [b]	25 [b]	0,009 [b]	0,34 [b]	0,34 [b]	0,82 [b]
Río Uruguay				< 0,002 [c]			

Referencias: [a] Colombo *et al.*(2000); [b] Colombo *et al.*(2011) (ejemplares recolectados entre 2003 y 2004); [c] CARU, Seigneur *et al.*(2014).

ALI: hidrocarburos alifáticos de 12 a 25 átomos de carbono, mas cuatro isoprenoides; UCM: compuestos alifáticos no identificados; LABs: alquil bencenos de cadena lineal de 10 a 14 carbonos; HCHs: hexaclorociclohexanos; CHLD: heptacloroepoxido, oxiclordano, trans y cisclordano y nonaclor. DDTs: p,p y o,p DDE, DDD y DDT; tCHLPs: pesticidas clorados totales.

Por otro lado, se tiene acceso a reportes generales acerca de medidas realizadas en el ámbito de interés de este informe por parte de laboratorios de fiscalización, de los que no se cuenta con mayor información, Por ejemplo, el programa CREHA de SENASA para su campaña 2016, reporta 56 relevamientos para medidas de POCs en pesca de río, encontrando en 55 de ellos contaminantes no detectables y en uno de ellos un valor que excedió la norma. En los informes mencionados, no se reportan ni las especies relevadas, ni el sitio de captura.

Tabla.9b. Información sintética de los reportes de la presencia de contaminantes orgánicos persistentes (COPs), no pesticidas, en tejidos de sábalos capturados en la Cuenca del Plata. Los valores están expresados en pg/g, excepto para los PCBs cuyas concentraciones están expresadas en ng/g de peso fresco (ppm).

Localidad	CBzs	PBDEs	PCDD/Fs	TEQs-PCDD/F	PCBs	DLPCBs	TEQs-DLPCBs
Buenos Aires	210–500 [b]	120–220 [b]	0,016–0,091 [a] 0,068–0,257 [b]	0,011–0,046 [b]	100–2600 [a] 9500–17200 [b] 5900±3900 [d] 620±780 [d]	280–590 [b]	0,049–0,359 [b]
Paraná bajo					1800±3800 [d]	810 [b]	0,310 [b]
Paraná medio	270 [b]	190 [b]	0,075 [b]	0,021 [b]	9400±4600 [d]* 12600 [b]	1100 [b]	0,311 [b]
Paraná alto	230 [b]	240 [b]	0,193 [b]	0,062 [b]	< 8 [c]		
Río Uruguay							

Referencias: [a] Colombo *et al.*(2000); [b] Colombo *et al.* (2011) (ejemplares recolectados entre 2003 y 2004); [c] CARU, Seigneur *et al.*(2014); [d] Speranza *et al.*(2016).

*Ejemplares migradores desde Buenos Aires.

CBzs: clorobenzenos con dos a seis átomos de cloro;PBDEs: difenil éteres polibromados con tres a seis átomos de bromo; PCDD/Fs: dibenzodioxinas policloradas y dibenzofuranos policlorados con cuatro a ocho átomos de cloro (n = 17);TEQs-PCDD/Fs: dibenzodioxinas policloradas y dibenzofuranos policlorados expresadas como toxicidad equivalente (OMS); PCBs: difenilos policlorados con uno a diez átomos de cloro; DL-PCBs: difenilos policlorados coplanares (similares a las dioxinas); TEQ-PCBs: difenilos policlorados expresados como toxicidad equivalente (OMS).

2.3. Metales traza

Los metales difieren de otras sustancias tóxicas en que no son creados ni destruidos por los seres humanos. Sin embargo, las actividades antrópicas incrementan los potenciales riesgos sobre la salud y el ambiente mediante dos vías principales: i) alterando el transporte ambiental, es decir, por medio de emisiones antropogénicas al aire, al agua, al suelo y al alimento; ii) alterando la especiación química o bioquímica

del elemento (Beijer y Jernelov, 1986).

Los metales son redistribuidos naturalmente en el ambiente por ciclos biogeoquímicos, que incluyen la bioconcentración de plantas y animales y su incorporación en los ciclos de alimentos. Estos ciclos naturales suelen superar los ciclos antropogénicos.

La biodisponibilidad es la medida en que un contaminante presente en el ambiente puede ser absorbido por un organismo. La química del agua afecta la biodisponibilidad de los metales cambiando las especies químicas presentes y el funcionamiento de los sitios de captación. Además, la biodisponibilidad de un metal disuelto o de un metaloide también puede verse afectada por la especiación química. Los cationes metálicos compiten con otros cationes por ligandos disueltos, es decir, aniones o moléculas que forman compuestos de coordinación y complejos con metales. Los ligandos que forman complejos con metales incluyen compuestos orgánicos disueltos y especies inorgánicas. Los ligandos orgánicos naturales tales como ácidos húmicos y fúlvicos tienen una amplia gama de grupos funcionales relevantes. Entre los más importantes en la complejación están los grupos carboxílico y fenólico. Las principales especies inorgánicas importantes para las aguas dulces son Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , F^- , OH^- y SO_4^{2-} .

Los ligandos, NH_3 , HS^- y S^{2-} son importantes para las condiciones anóxicas. El H_2O es también un ligando importante que forma una esfera de hidratación alrededor de los cationes y, al hacerlo, puede influir en la biodisponibilidad. El tamaño y la carga de un catión hidratado pueden influir en su paso a través de los canales de proteínas de la membrana.

Algunos factores ambientales como la salinidad y el pH afectan la tasa de captación de metales traza particulares por los organismos. Otros factores están asociados directamente a la especie, por ejemplo al tipo de dieta, la tasa de alimentación o ambiente que frecuenta, es por ello que hay interespecificidad en la captación de metales por un organismo.

2.3.1. Metales y metaloides como contaminantes ambientales y sus efectos adversos para el hombre

2.3.1.1. Arsénico

El arsénico es un elemento de la naturaleza, presente en el aire, suelo, agua y organismos. En Argentina, la mayor parte de este elemento proviene de la disolución de minerales arsenicales vinculados a las erupciones volcánicas y a la actividad

hidrotermal, principalmente en la Cordillera de los Andes, proceso que se viene dando hace millones de años y que alcanzo la Llanura Chaco-Pampeana producto del viento. El problema con este metaloide surge cuando el hombre lo ingiere a través del agua, o los alimentos ya que puede causar alteraciones en la salud, en el sistema nervioso y circulatorio y en la piel, pudiendo llegar a provocar Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE): enfermedad provocada por el consumo crónico de agua y alimentos, con alto contenido de arsénico. La Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (IARC) clasifica a los compuestos inorgánicos del arsénico dentro del Grupo I: Carcinogénico para humanos, debido a que puede provocar cáncer de pulmón y de vejiga, entre otros.

El arsénico puede encontrarse en distintas formas inorgánicas y orgánicas. Las primeras prevalecerán en el agua y cuerpos ambientales, mientras que las segundas en los organismos y los alimentos producidos a partir de ellos.

Mientras que los productos del mar contienen varias veces la cantidad de arsénico que otros alimentos, aproximadamente el 90% del arsénico está como arsénico orgánico (monometil arsénico-MMA y dimetil arsénico -DMA), el cual es menos tóxico que el inorgánico (NRC 1999).

En peces el arsénico puede generar patologías histológicas como la presencia de centros melanomacrofágicos que son agrupaciones de macrófagos pigmentados presentes en órganos hematopoyéticos (bazo e hígado) y que son las principales células del sistema inmune de los peces (Puntoriero *et al.*, 2014; 2017).

La OMS en 2011 ha establecido que las formas orgánicas de arsénico presentes en peces y organismos acuáticos, necesitan de una consideración distinta del arsénico inorgánico presente en agua. Esto se debe a que no existen reportes de efectos sobre la salud en poblaciones que consume grandes cantidades de pescado, con ingestas de compuestos órgano arsenicales de aproximadamente 0,05 mg/kg/día, aunque resta dilucidar con más precisión esta situación.

2.3.1.2. Cadmio

El cadmio, es un metal pesado que se obtiene como subproducto del procesamiento de metales como el zinc y el cobre. Se acumula en el ambiente como resultado de las actividades industriales, que involucran la fabricación de baterías de níquel-cadmio, la quema de combustibles fósiles, la generación de polvos por el proceso de fabricación de cemento y de fertilizantes fosfatados. Se utiliza en pigmentos para crear tintes, pinturas, plásticos y cerámica. Las aguas contaminadas con cadmio son una potencial fuente de riesgo para la biota acuática ya que el metal puede bioacumularse y

biomagnificarse, es decir, pueden encontrarse concentraciones varias veces mayores en los organismos, que la presente en el agua en donde habitan. Además en el caso que el agua se utilice para riego de cultivos, también pone en riesgo a la salud alimentaria de la población.

La exposición crónica al cadmio en seres humanos puede causar efectos adversos en riñón, hígado, pulmón, páncreas, testículos, placenta y hueso. Sin embargo, el organismo puede activar respuestas de adaptación y sobrevivencia ante la presencia del metal, mecanismos que dependen tanto del tipo celular como de las condiciones de exposición. En peces, el cadmio se absorbe principalmente a través del agua y secundariamente por la dieta. En 2013 la OMS ha confirmado el valor de la ingesta mensual tolerable en 25 µg/kg/m.

2.3.1.3. Cobre

El cobre es uno de los pocos elementos que puede ser encontrado como tal en su estado natural; por este motivo, fue uno de los primeros metales en ser utilizados por el ser humano. Es un metal dúctil, maleable y que conduce la electricidad. Se lo ha empleado a lo largo de toda la historia de la humanidad, encontrándose incluso en objetos de épocas prehistóricas, como metal puro o en forma de aleaciones, como el bronce (aleación cobre y estaño). Los principales usos del cobre metálico en la actualidad son la fabricación de cables eléctricos, también es utilizado en distintos medios de transporte como automotores, trenes y en los cascos de los barcos, la industria de la construcción y en galvanoplastia. El cobre no metálico tiene distintos usos: el sulfato de cúprico se utiliza como biocida y los óxidos y acetatos de cobre son utilizados como pigmentos de pinturas y cerámicas.

El cobre puede ser liberado en el ambiente tanto por actividades humanas como por procesos naturales. Un ejemplo de fuentes naturales son las tormentas de polvo, la descomposición de la vegetación, los incendios forestales y los aerosoles marinos. El cobre es a menudo encontrado cerca de minas, asentamientos industriales, y vertederos de residuos. La biodisponibilidad del cobre depende de factores como el pH, el potencial redox, el tipo de suelo y/o de sedimento, la dureza del agua y el contenido orgánico; estos factores varían dependiendo de cada ecosistema.

A pesar de que el cobre es un oligoelemento necesario para la vida, niveles altos de este elemento en el organismo pueden ser dañinos para la salud. La ingestión de niveles altos puede producir náuseas, vómitos y diarrea. Un exceso de cobre en la sangre puede dañar el hígado y los riñones, e incluso causar la muerte. En concentraciones altas el cobre es tóxico para los organismos. En plantas produce

lesiones en las raíces, inhibe el crecimiento radicular y promueve la formación de raicillas secundarias cortas y de color pardo, produciendo clorosis. En algas y hongos previene la germinación de esporas. En peces, los iones de cobre interrumpen la regulación del sodio y pueden causar desbalance osmótico.

2.3.1.4. Cromo

El cromo se usa en aleaciones con hierro para formar aceros inoxidable; en las curtiembres, se utiliza el cromato de potasio; en galvanoplastia, para la obtención de recubrimientos (cromado), se lo utiliza como dicromato de potasio; como pigmento y en la industria electrónica. Desde el punto de vista de la contaminación del agua, los dos usos críticos del cromo se dan en el curtido de cueros y la galvanoplastia, a los que debe sumarse los aportes de rellenos sanitarios, cementerios de automóviles y la quema de gas natural, petróleo o carbón.

Las especies más estables y frecuentes de este metal, son el cromo trivalente (III) y el cromo hexavalente (VI), que presentan propiedades químicas diferentes. En los medios acuáticos, el cromo (VI) se encuentra principalmente en forma soluble, que puede ser lo suficientemente estable como para ser transportada por el agua. Sin embargo, el cromo (VI) finalmente se convierte en cromo (III) mediante la reducción de especies tales como las sustancias orgánicas, el ácido sulfhídrico, el azufre, el sulfuro de hierro, el amonio y el nitrito (Kimbrough *et al.*, 1999). Según Richard y Bourg (1991) los cambios en las propiedades fisicoquímicas del medio acuático pueden alterar el equilibrio entre el cromo (III) y el cromo (VI). Se ha comprobado que el cromo (III) y el cromo (VI) se acumulan en muchas especies acuáticas, especialmente en peces que se alimentan del fondo, como el bagre cabeza de toro (*Ameniurus nebulosus*), y en los bivalvos, como la ostra (*Crassostrea virginica*), el mejillón azul (*Mytilus edulis*) y la almeja de caparazón blando (*Mya arenaria*) (Kimbrough *et al.*, 1999). La toxicología del cromo también depende de la evolución de las especies. El cromo (III) tiene una disponibilidad biológica y una toxicidad muy inferior a la del cromo (VI). La dosis de referencia para el cromo (VI), considerando sus efectos no carcinogénicos, se ha establecido en 3 µg/kg/d, entendiéndose esta dosis como el umbral de no efecto para población humana, estimada a partir de ensayos en modelos animales.

2.3.1.5. Mercurio

El mercurio es un elemento de origen natural, que se encuentra en bajas concentraciones en la corteza terrestre, pero también puede ser encontrado, en alta concentraciones, en depósitos de sulfuro de mercurio o cinabrio. Del cinabrio se extrae

el mercurio líquido que, por sus propiedades físicas únicas, se utiliza en diversas actividades como la minería (extracción de oro y plata por formación de amalgamas), la industria (en interruptores, uso para la medición de presión y temperatura, en los bulbos de luz fluorescente, para la producción de cloro-alkali, en colorantes, en combustibles), y en actividades agropecuarias (en insecticidas), entre otras.

Las actividades humanas aporta la mayor cantidad de mercurio a la atmósfera mientras que en menor medida es el aporte de origen natural (UNEP 2003; EPA, 2011; UE 2013, 2014). El mercurio metálico es volátil y su vapor es tóxico. Se genera en procesos antropogénicos por combustión y reacciones químicas; y a nivel natural por efecto fotoquímico, combustión (incendios y erupción de volcanes) y por reacciones bioquímicas mediadas por microorganismos. Por su alta volatilidad, pasa rápidamente a la atmósfera, en donde por efecto de los vientos es transportado a lo largo del globo terráqueo. En la atmósfera bajo condiciones oxidantes (acción del ozono y gases invernaderos) se genera el mercurio (II) que fácilmente compleja y cae junto a las precipitaciones. Es en sus formas complejadas que el mercurio puede ser transformado por los microorganismos acuáticos a sus formas metiladas. Siendo el metilmercurio la especie más relevante del mercurio, por ser esta la que puede bioacumular y biomagnificar. Por esta razón es la forma más peligrosa de los compuestos mercuriales (Morel *et al.*, 1998), lo que implica la especial atención sobre esta especie en la normativa ambiental y alimentaria.

En los ecosistemas acuáticos, los compuestos mercuriales presentes en el agua y en el sedimento son captados por los peces por dos vías: por el agua que entra a la branquia y por el consumo de presas contaminadas, siendo esta última la vía mayoritaria según Hall *et al.* (1997). Ambas vías de entrada incorporan todas las especies mercuriales presentes en el ecosistema acuático, sin embargo debido a la dinámica de las diferentes especies mercuriales, el metilmercurio es la especie más relevante a nivel toxicológico. Esta dinámica está caracterizada por un alto grado de absorción (tanto a nivel intestinal como en la respiración); por su alta lipofilicidad; por su fijación en músculo (por su alta reactividad con proteínas ricas en cisteína); y por su bajo nivel de metabolización y excreción. Sólo puede ser metabolizado en baja cantidad en el hígado y excretado por vía respiratoria como mercurio inorgánico, o bien en el desove de huevos (Jernelöv y Hans, 1971; Trudel y Rasmussen, 2006). Además se debe considerar que sólo algunos peces de niveles tróficos superiores, poseen la capacidad de metilar el mercurio en el intestino por la presencia de microorganismos metiladores, favoreciéndose aún más la acumulación de mercurio.

La acumulación de mercurio en tejidos de peces implica un grave riesgo para los

humanos, ya que la vía más común de exposición al mercurio en forma crónica, es a través de la dieta por el consumo de pescado (Mozaffarian *et al.*, 2006). Si bien al consumir pescado, el hombre se encuentra expuesto a todas las especies mercuriales; el metilmercurio es la especie más relevante. Esto se debe no sólo a que es la especie mayoritaria en el músculo de los peces, sino también por su alta biodisponibilidad.

La exposición crónica a compuestos mercuriales produce alteraciones en el desarrollo pre y postnatal, generando deficiencias en el desarrollo neurológico, pérdidas auditivas y/o visuales, desórdenes en el lenguaje, pérdida de memoria, convulsiones, hasta retardo mental, entre otras. Un síndrome característico de este tipo de intoxicación crónica es la acrodimia que se presenta con cianosis y parestesias y dolor en las manos, entre otras manifestaciones. En el adulto, en cambio, se ha demostrado que tiene bajo efecto a nivel neurológico, pero presenta efectos carcinogénicos y aumenta el riesgo de sufrir enfermedades cardiovasculares (WHO, 1990; AMAP, 2005; Karagas *et al.*, 2012).

Se ha estimado que la dosis diaria de referencia para el metilmercurio tiene un valor de 0,1 µg/kg/d, tanto respecto de las alteraciones del desarrollo neuropsicológico como de los estudios epidemiológicos en población humana.

2.3.1.6. Níquel

Este metal se utiliza en aleaciones como el acero inoxidable y para el niquelado. También tiene innumerables otros usos incluyendo la producción de baterías (baterías Ni-Cd). A concentraciones suficientemente altas el níquel es tóxico y carcinógeno. El níquel ha sido descrito como carcinógeno del tracto respiratorio en los trabajadores de la industria del refinado del níquel. Otras consecuencias graves de la exposición a largo plazo al níquel no son evidentes, pero la toxicidad aguda grave y a veces fatal puede seguir a la exposición al níquel-carbonilo. La dermatitis alérgica de contacto es común entre la población general. El níquel metálico se produce a partir de minerales de sulfuro y silicio-óxido y con él se realizan varias aleaciones metálicas, aceros inoxidables y galvanoplastia. Las propiedades principales son resistencia, resistencia a la corrosión y buena conductividad térmica y eléctrica (NIDI, 1997).

La exposición humana puede ser por inhalación, ingestión y contacto dérmico. Su presencia en los alimentos es una fuente importante de exposición para la mayoría de las personas. El agua potable contiene cantidades muy pequeñas del metal.

En los últimos años se ha acumulado evidencia indicando que el níquel es un metal traza nutricionalmente esencial para algunas plantas, bacterias e invertebrados. Sin embargo, no se ha descrito una función bioquímica definida en animales y seres

humanos superiores y no se han establecido los requisitos nutricionales humanos (OMS, 1996).

El grupo de trabajo del IARC concluyó que los compuestos de níquel son cancerígenos para los seres humanos. Se ha estimado una la dosis oral diaria de referencia para el níquel en un valor de 20 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$.

2.3.1.7. Plomo

El plomo rara vez se encuentra en su estado elemental, se presenta comúnmente como sulfuro de plomo (galena), aunque también se lo encuentra como carbonatos y sulfatos. La principal fuente de plomo de origen antropogénico son las áreas urbanas cercanas a las carreteras a través de la combustión de gasolinas de automóviles, aunque en algunos lugares su uso ha empezado a disminuir. Otras fuentes de contaminación por plomo pueden ser reciclado de chatarras como las placas de baterías, de escorias industriales como soldaduras, metal para cojinetes, recubrimientos etc.; el uso de plomo como pigmento y estabilizantes en la industria plástica; la azida de plomo es utilizado como detonador de explosivos plásticos, los arseniatos de plomo se emplean en gran cantidad de insecticidas.

El plomo que penetra en los cuerpos de agua continentales se precipita en los sedimentos, absorbiéndose a la materia orgánica y arcillas, donde reacciona con iones OH^- , aluminio y óxido de magnesio y se acumula en las capas más superficiales (Schulz-Baldes *et al.*, 1989).

Los factores que afectan la disponibilidad del plomo en los ambientes acuáticos son la dureza del agua, pH, salinidad y la presencia de materia orgánica. El plomo tiene efectos tóxicos para las plantas acuáticas, el plancton y peces. Los compuestos de plomo en los peces provocan alteraciones hematológicas y se acumulan en branquias, hígado, riñón y huesos. La ingestión de plomo por los peces alcanza el equilibrio sólo después de varias semanas de exposición (PNUMA, 2010).

El valor de la dosis oral de plomo sin efecto sobre la salud se encuentra hoy bajo discusión, pero se estima que una dosis diaria de 0,6 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$ implica una pérdida de 1 punto de IQ en niños y que una dosis diaria de 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$ en adultos, eleva la presión arterial en 1 mmHg.

2.3.1.8. Zinc

El zinc es un metal esencial desde el punto de vista nutricional, y una deficiencia resulta en graves consecuencias para la salud. En el otro extremo, la exposición excesiva a la exposición al zinc es relativamente poco frecuente y sólo ocurre a niveles

muy altos. El zinc es omnipresente en el medio ambiente, por lo que está presente en la mayoría de los alimentos, agua y aire. Este metal esencial se utiliza ampliamente en revestimientos protectores y galvanizado para prevenir la corrosión por lo que el contenido de zinc de las sustancias en contacto con tubos de cobre o plástico galvanizado puede incrementarse. Mariscos, carnes, granos enteros, productos lácteos, nueces y legumbres son altos en zinc, mientras que las verduras son más bajos, aunque el zinc aplicado al suelo es absorbido por el cultivo de hortalizas. Los niveles atmosféricos de zinc son mayores en las áreas industriales (NRC, 2000).

La absorción gastrointestinal de zinc se controla homeostáticamente y es probablemente un proceso mediado por el portador (Cousins, 1996; WHO, 1996).

Los estudios epidemiológicos de los trabajadores de las industrias del plomo no han encontrado ninguna evidencia de una relación entre el zinc y el cáncer (Logue *et al.*, 1982). En ratas y pollos se han inducido tumores testiculares mediante inyección directa de zinc, pero este efecto probablemente esté relacionado con la alta concentración de zinc normalmente en las gónadas y puede ser hormonalmente dependiente (Walshe *et al.*, 1994). La dosis diaria provisoria tolerable para zinc se ha establecido en 0,3 a 1,0 mg/kg/d.

3. Evaluación de la información disponible

3.1 Metodología de trabajo

Se realizó una recopilación bibliográfica de los estudios realizados en la región de interés a fin de actualizar el estado del arte del tema relacionado a aspectos bromatológicos, magnitud de la contaminación de las especies de peces de importancia y en particular sobre sábalo, además de los valores de ingesta admitidos como resultado de estas evaluaciones, entre otros. Se analizaron 30 trabajos e informes científicos (ANEXO 1) considerando: origen de las muestras, el/los contaminante/s medidos, tejido en el cual se midió, equipamiento utilizado, conclusiones en cuanto a consumo o manejo, entre otros.

Del total de trabajos relevados, cuatro analizaron concentraciones de xenobiótico de tipo orgánico: Colombo *et al.* (2000; 2011), Speranza *et al.* (2016) y CARU (2014). Dichas concentraciones fueron obtenidas generalmente en el tejido muscular de los ejemplares adultos (región dorso-lateral). Estos informan concentraciones de bifenilos policlorados (PCBs) desde finales del siglo XX hasta el año 2012. Abarcan especímenes de sábalo pertenecientes al río Paraná (Paso de la Patria, Corrientes,

Empedrado, Bella Vista, Goya, Esquina, La Paz, Paraná, Victoria, Rosario, San Nicolás), al Río de La Plata (Buenos Aires, Tigre, Quilmes, Punta Lara y Magdalena), al río Paraguay (Puerto Pilcomayo, Formosa), al río Arapey y al río Uruguay (Gualeguaychú, Concepción del Uruguay, Nuevo Berlín, Nueva Palmira).

A su vez, cada trabajo aporta información suplementaria respecto de otros tipos de compuestos orgánicos que resultan de interés para la valoración del estado sanitario de esta especie al nivel de la cuenca, como son los plaguicidas organoclorados (insecticidas, herbicidas y fungicidas) y organofosforados (insecticidas) y distintos compuestos de origen industrial (hidrocarburos alifáticos, dioxinas, furanos, detergentes).

En relación a los trabajos relevados asociados a metales traza (ANEXO 1), Colombo *et al.* (2000), Swinkels *et al.* (2012), Schenone *et al.* (2014), Lombardi *et al.* (2010), y De Simone (2010) analizaron las concentraciones en metales traza. Los más frecuentemente medidos fueron el arsénico, el cadmio, el cobre, el manganeso, el níquel, el plomo y el zinc. Estos trabajos informan concentraciones de metales traza en ejemplares de sábalo desde finales del siglo XX hasta el año 2011. Abarcan especímenes pertenecientes al río Paraná (Ibicuy), al Río de la Plata (Buenos Aires, Tigre, Quilmes, Punta Lara, Magdalena, Berisso, Berazategui y Atalaya), a la laguna de Chascomús (Provincia de Buenos Aires) y al río Pilcomayo (Villa Montes, Pozo Hondo - Misión La Paz).

3.2 Síntesis de información sobre xenobióticos para especies comerciales, provenientes de otros sitios de la Cuenca del Plata.

Los trabajos presentados en este ítem, abordan el estudio de otras especies de la Cuenca del Plata en relación principalmente, con contaminantes inorgánicos (metales). En el Río Pilcomayo, Swinkels *et al.* (2012) en un muestreo realizado en septiembre del año 2010 con el objetivo de comprender la causa de la mortalidad masiva de peces, determinaron las concentraciones de metales pesados en branquias de ejemplares de sábalo, boga (*Leporinus obtusidens*) y bagre (*Pimelodus* sp.). Asimismo, realizaron estudios en el sedimento en suspensión, determinando tamaño de partículas que lo componen, asociación con metales y otros parámetros. Estos autores concluyeron que dicha mortandad fue causada por el aumento de la concentración del sedimento en suspensión, lo cual causa un efecto fisiológico de obstrucción de las branquias de los peces.

Otro estudio en la sección Misión La Paz- Pozo Hondo (2009-2010) en el Río

Pilcomayo, evaluó la posible biomagnificación de metales pesados en sábalo, boga lisa de agua dulce (*Schizodon borelli*) como especie herbívora, boga como especie omnívora, bagre blanco (*P. albicans*) como especie omnívora en contacto permanente con el lecho del río, y dorado (*S. brasiliensis*) como especie piscívora. En dichas especies, se midieron niveles de metales pesados en músculo e hígado. Los resultados mostraron niveles de metales pesados en músculo por debajo de los límites permitidos por la legislación argentina, pero los niveles registrados en hígado superaron en algunos casos estos límites. Los bajos niveles registrados en todos los peces analizados, con valores inferiores al máximo permitido por la legislación argentina, sugieren que las concentraciones de estos metales que estarían presentes en el agua no representarían un riesgo. Se observa también que el hígado acumula principalmente cadmio, en segundo término, plomo, plata, arsénico y mercurio.

En el Río de la Plata y los cuerpos de agua pampásicos (Lagunas de Chascomús, Barrancas, Adela, Chis-Chis y Tablilla), Vázquez *et al.* (2015), evaluaron la presencia de cromo, manganeso y zinc en pejerrey en diferentes tejidos (músculo, branquias, escamas, hígado y gónadas), y su relación con la concentración de estos metales en agua. Los ejemplares fueron obtenidos a través de la compra directa a guías de pesca en el período comprendido entre marzo y junio del 2012. Además, se evaluó el riesgo sanitario por el consumo de estos peces. Los resultados muestran que las concentraciones de cromo, manganeso y zinc presentes en el agua están relacionadas con las determinadas en los tejidos de pejerrey. El tejido que presentó mayor concentración fue el de branquias, lo que estaría asociado a que es el sitio de entrada de los metales en el organismo. Las escamas también presentaron concentraciones elevadas de dichos metales. Los resultados muestran, que los tejidos mencionados acumulan metales al igual que otras especies comerciales: a modo de ejemplo, las escamas de pejerrey presentaron concentraciones mayores de cromo, manganeso y zinc que las de sábalo; En función de los resultados obtenidos y considerando los límites definidos por el *Scientific Committee on Food* de la Unión Europea (SCF-UE) para los tres metales, los resultados muestran que, en ninguno de los casos, el consumo para una dieta balanceada, con una ingesta de pescado dos veces por semana, podría afectar la salud humana. Sin embargo, si se ingieren diariamente pejerreyes provenientes de la Laguna de Chascomús, los niveles de manganeso excederían la ingesta diaria admisible para este metal.

En otros cuerpos de agua pampásicos (Laguna Barrancas, Laguna Adela y el Lago Chasicó) y en el Río de la Plata, Avigliano *et al.* (2015), estudiaron las concentraciones de 31 metales en músculo de pejerreyes capturados en 2011. Los resultados de este

trabajo, muestran que se encontraron elevadas concentraciones de elementos que tienen efectos tóxicos para el humano como arsénico, plomo y mercurio. Además, se reporta que las elevadas concentraciones de estos metales, están en relación con los niveles encontrados en agua, y varían según el sitio de muestreo. Las muestras del Lago Chasicó, presentaron elevadas concentraciones de arsénico y mercurio, mientras que las muestras de pejerrey capturados en el Río de La Plata, tienen elevados niveles de plomo. Los resultados sugieren que hay poblaciones humanas vulnerables que podrían estar ingiriendo peces contaminados con mercurio (del Río de la Plata y del Lago Chasicó) o de arsénico, en el caso de los ejemplares provenientes del Lago Chasicó, superando los límites de ingesta recomendados.

El informe de la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU) para el período 2010-2011, presenta los resultados de las evaluaciones de concentración de residuos de plaguicidas organoclorados y organofosforados en músculo de peces de importancia pesquera y de diferente bioecología capturados en dicho curso de agua. Las especies estudiadas fueron: sábalo, boga, surubí (*P. corruscans*), dorado (*S. brasiliensis*), bagre amarillo (*P. clarias*), patí (*Luciopimelodus pati*) y vieja del látigo (*Paraloricaria vetula*). Los resultados muestran que en ningún caso se pudieron detectar plaguicidas organofosforados ni organoclorados en las muestras de 2011, mientras que en las muestras de 2010, se detectó α -HCH en 5 muestras en concentraciones detectables, pero por debajo del límite de cuantificación, y siempre por debajo de los límites aceptados para consumo humano.

3.3. Relevamiento de metales pesados en sábalos de la Cuenca del Plata

En la Tabla 10 se presenta una síntesis de la información, respecto de la presencia de metales pesados reportada por diferentes autores entre el 2001 y la actualidad, en tejidos de sábalo de la Cuenca del Plata. Se observa una notable escasez de información, sin relevamientos sistemáticos para ninguna de las regiones estudiadas, de manera que no es posible analizar su tendencia temporal.

Existen antecedentes de medidas reportadas por distintos laboratorios, en el ámbito de interés del presente informe, de los que no se cuentan con mayores detalles. Por ejemplo, SENASA indica que existen dos laboratorios privados acreditados para la medida de plomo y cadmio en carne de pescado, uno en CABA y otro en la Provincia de Buenos Aires, de los que no se cuenta con información sistemática respecto de resultados de sus medidas. Por otro lado, el programa CREHA de SENASA, para su campaña 2016, reporta 86 relevamientos para medidas de metales pesados en

pescado de río. Los resultados indicaron que los 20 relevamientos de arsénico arrojaron valores no detectables, en los 22 relevamientos de cadmio se hallaron 19 no detectables y 3 cuantificables pero por debajo de los valores permitidos, en los 22 relevamientos de mercurio se hallaron 5 no detectables y 17 cuantificables pero por debajo de los valores permitidos por la norma y en los 22 relevamientos de plomo se hallaron 16 no detectables y 6 cuantificables pero por debajo de los valores permitidos por la norma. En los informes accedidos, no se reportan ni las especies relevadas ni el sitio de captura.

Una observación no menor es que las metodologías utilizadas no son comparables entre sí en su totalidad, por la insuficiente información provista respecto de los atributos utilizados en la validación de los resultados, y por el desigual tratamiento de los sistemas de control de calidad, como el uso de materiales de referencia equivalentes, información respecto de la intercalibración de equipos o la certificación de los ensayos. Sin embargo, en la medida que los resultados reportados son autoconsistentes, por las adecuadas validaciones internas descritas en cada caso, son suficientes para obtener conclusiones generales acerca de la situación global acerca de la presencia de metales pesados en la especie sábalo en la Cuenca del Plata.

Tabla. 10. Síntesis de los reportes de la presencia de metales en tejido de sábalo capturados en la Cuenca del Plata para el periodo 2001-2017. Todas las concentraciones están expresadas en mg/Kg de peso fresco (ppm).

	arsénico	cadmio	cromo	cobre	mercurio	plomo	zinc
CAA*	1,0 ⁽¹⁾	0,05 ⁽¹⁾	ND	10 ⁽²⁾	0,5 ⁽¹⁾	0,3 ⁽¹⁾	100 ⁽²⁾
Atalaya		1,0-4,2 (h) [c]		12,0-42,0 (h) [c]		0,5-1,2 (h) [c]	25-55 (h) [c]
		0,05-0,20 (q) [c]		0,5-2,0 (q) [c]		1,8-3,2 (q) [c]	11-24 (q) [c]
Punta Lara		25,7 (16,7) (h) [a]	<0,5 (h) [a]	98(47) (h) [a]		5,6(2,9) (h) [a]	147(2) (h) [a]
		<0,03 (m) [a]	<0,5 (m) [a]	<0,5 (m) [a]		<0,5 (m) [a]	39,6(7,3) (m) [a]
Berisso		0,5-7,8 (h) [c]		2,0-39,0 (h) [c]		0,8-7,0 (h) [c]	10-45 (h) [c]
		0,05-0,20 (q) [c]		0,5-6,2 (q) [c]		1,8-3,5 (q) [c]	9-39 (q) [c]
	0,03 (0,01) (m) [d]	<0,001 (m) [d]	0,13 (0,13) (m) [d]	0,26 (0,02) (m) [d]	0,04 (0,02) (m) [d]	0,08 (0,02) (m) [d]	4,22 (0,37) (m) [d]
Berazategui		0,5-5,8 (h) [c]		5,0-25,0 (h) [c]		1,2-5,1 (h) [c]	0,5-30,0 (h) [c]
		0,05-0,38 (q) [c]		0,9-2,5 (q) [c]		0,2-4,5 (q) [c]	9-35 (q) [c]
Ibicuy		18,3 (13,5) (h) [a]	<0,5 (h) [a]	81 (50) (h) [a]		5,0(2,6) (h) [a]	175(38) (h) [a]
		<0,03 (m) [a]	<0,5 (m) [a]	<0,5 (m) [a]		<0,5 (m) [a]	43,6(9,8) (m) [a]
Pilcomayo Misión La Paz	1,41(0,15) (h) [b]	0,83(0,11) (h) [b]			0,08(0,01) (h) [b]	0,29(0,03) (h) [b]	
	< LD (m) [b]	<0,03 (m) [b]			< LD (m) [b]	< LD (m) [b]	

* Límites aplicados sobre partes comestibles o sobre el pescado entero. (1) Resolución GMC 12/11; (2) Artículo 156 CAA.

(h): hígado; (m): músculo; (q): branquias

Referencias: [a] Villar *et al.*(2001); [b] Desimone, (2010) (ejemplares capturados entre 2008 y 2010); [c] Lombardi *et al.* (2010); [d] éste trabajo.

4. Riesgo para la salud por el consumo de pescado

4.1. Método de cálculo de riesgo

Con el objetivo de evaluar el riesgo no carcinogénico por el consumo de sábalo a nivel local, se calculó el índice de riesgo THQ (por sus siglas en inglés, *target hazard*

quotients) acorde a USEPA (Tao *et al.*, 2012; USEPA, 2015).

Los cálculos fueron basados en dos ecuaciones (Eq. 1 y 2), aplicadas a dos grupos poblacionales por separado: población general y pescadores.

$$THQ = \frac{FE \cdot De \cdot Ti \cdot C}{Rfd \cdot Ppa \cdot Te} \times 10^{-3} \quad \text{Eq. 1}$$

Donde, *FE* es la frecuencia de exposición o consumo. Para la población general se consideró un consumo de 1 día/año, mientras que para la población de pescadores 20 días/año (Avigliano *et al.*, 2016); *De* es la duración de la exposición, estimada en 70 años acorde a USEPA(1991); *Ti* es la tasa de ingesta por día y por persona, estimada en 400 g/persona/día; *Ces* la concentración de elementos traza en músculo de pescado, expresado en mg/Kg y peso húmedo (los elementos cuyas concentraciones están por debajo del límite de detección no fueron considerados); *Ppa* es el peso promedio de una persona adulta, estableciéndose un valor de 65 Kg para un individuo argentino promedio (Del Pino *et al.*, 2005); *Te* es el tiempo de exposición promedio (365 días/año, 70 años); *Rfd* es la dosis de referencia oral (mg/Kg/día). Los *Rfds* usados fueron: 0,005 para plata, 0,6 para estroncio, 0,01 para níquel, 0,005 para molibdeno, 0,04 para cobre, 0,003 para cromo, 0,1 para cadmio, 0,0003 para arsénico, 0,0003 para cobalto, 0,7 para hierro, 0,0001 para zinc (USEPA, 2015).

Para esta evaluación, se consideraron sólo valores reportados para músculo de sábalo capturados en el Río de la Plata por Villar *et al.*, (2001), por presentar protocolos adecuados de control de calidad. Debido al tiempo transcurrido desde la colecta de esos ejemplares del trabajo (años de colecta: 1997-1998), hemos realizado algunos análisis complementarios sobre 4 ejemplares capturados en 2016 (Berisso, Buenos Aires). Sobre los ejemplares colectados *ad hoc* se determinaron, además de cadmio, cobre, zinc, plomo y cromo, las concentraciones de mercurio y arsénico, obteniéndose sólo para el último metal valores por encima de los límites de detección reportados para el método de medida (0,5 mg/kg), que se muestran en la Tabla 11. Entonces, sólo se hace una estimación del riesgo por exposición a zinc. Finalmente, los niveles de zinc obtenidos aquí, fueron promediados con los reportados por Villar *et al.* (2001). Debido a que USEPA no propone valores de *Rfd* para aluminio y plomo se utilizó un valor provisional de ingesta (*VPI*) propuesto por la Organización Mundial de la Salud y FAO. Los *VPI* utilizados fueron 1 y 0,0036 mg/kg por día para aluminio y plomo (JECFA, 1993), respectivamente.

Acorde a USEPA (1989), se asume que la cocción del tejido de pescado no afecta significativamente la toxicidad de estos elementos.

Tabla 11. Concentración de elementos traza en músculo de sábalo capturado en Berisso (2016) expresados en mg/kg de peso húmedo.

Elemento	Media	Desvío estándar
Aluminio	4,93	2,39
Vanadio	0,04	0,01
Cromo	0,13	0,13
Níquel	0,05	0,02
Cobre	0,26	0,02
Zinc	4,22	0,37
Arsénico	0,03	0,01
Selenio	0,47	0,03
Plata	<0,001	
Cadmio	<0,001	
Mercurio	0,04	0,02
Plomo	0,08	0,02
Uranio	<0,002	

Posteriormente, se calculó el THQ total (Eq. 2), calculado como la suma aritmética de los THQ individuales (par cada elemento).

$$THQ \text{ Total} = \sum_i THQ_i \text{ (Eq. 2)}$$

Donde *i* representa el THQ para cada elemento. Valores de THQ menores a 1 indican que el nivel de exposición es más bajo que la dosis de referencia, mientras que valores mayores a 1 indican una alta exposición (Yi *et al.*, 2011; Tao *et al.*, 2012).

Con el objetivo de calcular el límite máximo para el consumo humano, igualamos la ecuación del THQ total a 1, utilizando los parámetros previamente detallados.

Para realizar los cálculos, se consideraron solo valores de elementos traza (arsénico, cobalto, hierro, mercurio, zinc, cadmio, cobre, plomo, cromo, plata, níquel, aluminio, vanadio, selenio y uranio) determinados sobre 5 ejemplares de 6 años de edad capturados en el Río de la Plata (localidad de Berisso) en el año 2016 (Tabla 11). Las muestras fueron liofilizadas, digeridas en un horno microondas y analizadas por espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo en el Instituto Superior en Investigación, Desarrollo y Servicios en Alimentos (ISIDSA) de la Universidad Nacional de Córdoba.

Los valores de THQ totales fueron de 0,013 y 0,25 para la población general y

pescadores. En ambos casos, el THQ estuvo por debajo de las dosis de referencia. Como conclusión, el riesgo de exposición a metales pesados por consumo de sábalos por parte de la población en general sería muy bajo..

Igualando la ecuación para el THQ total, se obtiene un límite para el consumo de 87,7 gramos (peso húmedo) de músculo de sábalo por día por persona, o 32 kg/año por persona. Por otro lado, considerando una dieta asimilable a una población de pescadores, el valor estimado se encuentra por debajo de la dosis de referencia, lo que indicaría un riesgo bajo de exposición a metales pesados por consumo de sábalos. Sin embargo, para este sector de la población que posee una dieta basada en pescado, sería necesario implementar evaluaciones de riesgo más precisas; dado que para un valor de THQ superior a 0,1 debiera considerarse un escenario de vigilancia sanitaria. Esto se debe a que, frente a factores particulares adicionales no considerados en este escenario promedio, es probable que una proporción menor de la comunidad de pescadores, se encuentre con valores de THQ algo superiores a los estimados y más cercanos a 1, lo que constituiría una situación de mayor riesgo de exposición a metales pesados, con el consecuente riesgo sanitario.

5. Normativa

5.1. Análisis normativo sobre límites permitidos de contaminantes en el sábalo para consumo humano

Respecto a los límites establecidos de contaminantes en alimentos, impera lo dispuesto por el CAA. Si bien el Servicio Nacional de Calidad y Seguridad Agroalimentaria (SENASA), controla tanto los productos de la pesca no procesados como procesados, las normativas que sigue son las del CAA y las del Reglamento de Inspección de Productos, Subproductos y Derivados de Origen Animal (más conocido por Decreto 4238/68 3). Cuando los alimentos son exportados, debe ser considerada además la reglamentación vigente en cada país o región de destino (EEUU, China, U.E. etc.). Pueden existir incluso medidas consideradas barreras para-arancelarias, que en muchas ocasiones originan disputas ante organismos jurisdiccionales internacionales. En conclusión, si bien SENASA (para alimentos no procesados) e INAL (para alimentos procesados) son órganos nacionales de control, su normativa es pertinente en tanto que se base en el CAA.

Las restantes normativas como las de MERCOSUR pueden resultar útiles como fuente material *-implica su no obligatoriedad-*. Si bien Argentina es miembro del MERCOSUR,

se trata de un proceso de integración basado en la cooperación -a diferencia de la UE- (Auer y Muñoz, 2011), donde la imperatividad de sus normas es contingente (siempre depende de un acto de internalización conforme a la legislación de cada país), y en última instancia su aplicación refiere al ámbito regional. Por lo que si bien esta normativa puede ser utilizada como argumento (si es necesario, toda vez que pueden existir divergencias o coincidencias y complejizar aún más el asunto), las disposiciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS), de la *Environmental Protection Agency* (EPA), o aquellas recomendaciones emitidas por otros organismos referentes en la temática. Solo en el caso de vacíos regulatorios es posible remitir a informes o legislación regional o internacional.

5.2. Otro aspecto relacionado al Acto Administrativo que dispuso la veda, su vigencia y/o el incumplimiento de alguna de sus disposiciones normativas

En esta línea, debe tenerse presente en primer lugar la aplicación de la normativa conforme a su jerarquía. Es decir, en primer lugar atender a los presupuestos mínimos (conf. Art. 41 Constitución Nacional) incluyendo la ley N°25.670 y las disposiciones de la ley 24.051 y sus respectivos decretos reglamentarios. Luego, dado que (conf. art. 124 *in fine* de la Constitución Nacional y lo dispuesto concordantemente en el Código Civil y Comercial de la Nación), cada Provincia conserva el dominio originario de sus recursos, corresponde a la Provincia de Buenos Aires regular los mismos, lo cual ha hecho con el dictado de la ley N°11.477 y su decreto reglamentario, normativa que delega competencia en el órgano de aplicación correspondiente. Ahora bien, en el caso particular se dictó un Acto administrativo, que en los plazos legales no fue impugnado como tal³, y que se según la información disponible, se realizaron monitoreos hasta el año 2002 (<http://www.maa.gba.gov.ar>), por lo cual si existe incumplimiento de lo dispuesto en el artículo 3° de la Res 142/00, previo a imputar responsabilidades por tal incumplimiento, deberían solicitarse informes a la Subsecretaria a los fines de que dicha entidad manifieste qué ha sucedido con los monitoreos.

No obstante, -y así ha sucedido con otros casos- se puede solicitar, acompañando nuevos informes y elementos que sustenten la posición, en caso de que sea procedente hacerlo, que avalen la seguridad alimentaria: el levantamiento de la veda (lo cual no sería correcto porque incluye todo el Río de la Plata), o bien la concesión

³ Un acto administrativo solo puede revocarse o modificarse mediante otro acto administrativo, o bien mediante una norma de mayor jerarquía y en última instancia, una decisión judicial a tales efectos

de un permiso para el área objeto de estudio. Tal trámite, en principio, tiene que ocurrir por la vía administrativa y será el municipio quien se encuentre en mejores condiciones de proceder en consecuencia.

Es menester considerar -también- que han existido reportes de pesca y comercialización -prohibida hasta ahora- en dicho municipio, lo cual ha derivado en varios decomisos.

Es necesario resaltar que la meta precautoria debe tener una doble finalidad: por un lado verificar que se cumplen las condiciones de seguridad alimentaria, pero por el otro procurar la preservación del recurso, que es también objeto de protección y que la sola prohibición no resuelve. En ese sentido, el incumplimiento en la realización de monitoreos periódicos resulta de notoria gravedad. Por lo que deberían finalmente contrastarse los resultados arrojados por monitoreos realizados en estos estudios, con los máximos permitidos por la reglamentación vigente y -a la vista de dichos resultados- formular una recomendación.

6. Recomendaciones

El análisis del relevamiento bibliográfico realizado en este informe que recopila todos los trabajos de la Cuenca del Plata publicados en los últimos 20 años, así como la determinación exploratoria de datos de metales (Tabla 11) en músculo de sábalo de algunas muestras colectadas en Berisso y el análisis de la normativa, permiten realizar las siguientes recomendaciones:

1. Debido a la escasez de datos actualizados sobre presencia de contaminantes orgánicos persistentes en tejidos de sábalo no es posible asegurar la inocuidad de los sábalos capturados en el Río de la Plata destinados a consumo humano, por lo cual se sugiere desarrollar un monitoreo de ejemplares de dicha especie en el Municipio de Berisso a fin de determinar la presencia de dichos compuestos en tejido de sábalo y el riesgo asociado a consumo. Dicho monitoreo debería realizarse en las diferentes estaciones del año y extenderse en diferentes áreas de la Cuenca del Plata a fin de determinar compuestos orgánicos y metales. Esto es fundamental ya que los datos que se tienen hasta el presente en relación a los diferentes xenobióticos son en general de hace casi una década en algunos casos. Para dichos estudios se sugiere considerar la edad y tamaño de los peces distinguiendo presencia de contaminantes en tejido comestible (músculo) y en otros tejidos de potencial acumulación como el

hepático o el óseo (en el caso de los metales) o el tejido adiposo (en el caso de PCBs u otros compuestos orgánicos). De esta manera, es posible recomendar el consumo de ejemplares de determinado tamaño (edad) o de determinadas partes (tejidos) que no acumulen dichos contaminantes y evitar la restricción total de su consumo. No obstante, las recomendaciones basadas en el tamaño de los ejemplares deberán tener en cuenta las tallas mínimas de captura de los ejemplares de acuerdo a las normativas de pesca vigentes a fin de garantizar la sustentabilidad del recurso pesquero.

2. Si bien se han encontrado algunos xenobióticos en tejidos de sábalo, según el cálculo de riesgo de consumo realizado de manera exploratoria con los datos existentes de metales en músculo de sábalo (THQ total=32 kg/persona/año), para poner en riesgo la salud de las personas habría que consumir una cantidad muy superior de la media anual de consumo de pescado informada por la FAO para Argentina (10 kg/persona por año). Considerando esto y que además es muy poco probable que una persona solamente consuma esta especie, habría que realizar un estudio de riesgo con datos actuales de muestreo y considerando diferenciación en las tallas de los peces, ya que de esta manera sería posible rever la medida de restricción de consumo de sábalo. Se sugiere calcular el riesgo con determinaciones más recientes e incorporar también compuestos orgánicos. Por otro lado, debería considerarse que existen otras fuentes alimentarias de incorporación de estos contaminantes, además del pescado; como así también otras vías de ingreso de los mismos, lo cual podría incrementar el riesgo de exposición a xenobióticos por parte de población bajo condiciones particulares, como aquella ubicada en áreas perindustriales o poblaciones de pescadores con una dieta incrementada en las especies evaluadas. Se debe considerar también que, aunque no deben considerarse como un estado de situación promedio, existen reportes puntuales en donde se encuentran concentraciones de algunos contaminantes por encima de los valores recomendados (por ejemplo, PCBs), lo que también podría incidir en un mayor riesgo por exposición a xenobióticos en escenarios particulares.
3. En el aspecto científico-técnico, se observa la necesidad de mejorar los controles de calidad de las mediciones reportadas por distintos laboratorios con alcance sanitario local. Esto puede implicar, por ejemplo, la implementación de

ejercicios de intercalibración o el desarrollo de proyectos para la provisión homogénea y suficiente de materiales de referencia con alcance a los laboratorios de instituciones comprometidas con los distintos aspectos de la inocuidad alimentaria del recurso pesquero asociadas a la normativa. Estas iniciativas deberían involucrar tanto a los laboratorios de fiscalización o control, como a aquellos dedicados a la investigación científica.

4. En cuanto a la información disponible, un problema evidente es el acceso a la misma, tanto la proveniente de laboratorios gubernamentales de fiscalización como la de laboratorios de control (acreditados por el Estado). Si bien estos datos son de interés particular para los efectos de las mediciones tanto del Estado por su rol como fiscalizador o los organismos privados por su papel en la garantía de calidad de los productos, también son de interés para los relevamientos generales, pues permiten intensificar la información centralizada y mejorar las conclusiones generales posibles. En este sentido se recomienda instrumentar mecanismos que optimicen la centralización de esta información y un ágil acceso a la misma para el uso en evaluaciones generales de interés sanitario, como la solicitada para este informe.

7. Bibliografía

- Aigner E.J., A.D. Leone, R.L. Falconer, 1998. Concentrations and enantiomeric ratios of organochlorine pesticides in soils from the US corn belt. *Environ. Sci. Technol.* 32: 1162-1168.
- Alloway B.J y D.C. Ayres, 1993. Part two: The pollutants, Chapter 6: Organic Pollutants. En: *Chemicals Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic & Professional Publishers, Great Britain, pp. 221-244.
- AMAP, 2005. *Assessment 2002: heavy metals in the Artic. Artic monitoring and assessment programme (AMAP)* Oslo, Norway.
- Angelescu V. y F. Gneri, 1949. Adaptaciones del aparato digestivo al régimen alimenticio en algunos peces del río Uruguay y del río de La Plata; I. Tipo omnívoro e iliófago en representantes de las familias "*Loricaridae*" y "*Anostomatidae*". *Revista Ciencias Zoológicas* I(6):162-214.
- ATSDR, 1994. *Resumen de Salud Pública: Clordano CAS#:12789-03-06*. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Servicio de Salud Pública, Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU.

<http://www.atsdr.cdc.gov/es>.

- Auer, A. y M. O. Muñoz, 2011. Aspectos Normativos de la gestión del agua en dos procesos de integración asimétricos: MERCOSUR y Unión Europea. En Fernández Cirelli, A., Volpedo, A. (Eds.) Una visión multidisciplinaria de la Gestión del Agua en el Mercosur. Buenos Aires.
- Avigliano E., C. Lozano, R.R. Plá, A.V. Volpedo, 2016. Toxic element determination in fish from Paraná River Delta (Argentina) by neutron activation analysis: Tissue distribution and accumulation and health risk assessment by direct consumption. J.Food Comp. Anal. 54: 27–36.
- Avigliano E., N.F. Schenone, A.V. Volpedo, W. Goessler, A.F. Cirelli, 2015. Heavy metals and trace elements in muscle of silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): aquatic pollution and consumption effect approach. Sci. Total Environ. 506: 102-108.
- Baird C, 2001. Química ambiental. Editorial Reverté S.A., Barcelona, España.
- Bayley P.B., 1973. Studies on the migratory characin, (*Prochilodus platensis*) Holmberg 1889, (Pisces, Characoidei) in the River Pilcomayo, South America. J. Fish Biol. 3:23-40.
- Beijer K. y A. Jernelov, 1986. Sources, transport and transformation of metals in the environment. En: Friberg L., Nordberg G.F., Vouk V.B. (eds): Handbook on the Toxicology of Metals, 2d ed. General Aspects. Amsterdam: Elsevier, pp 68–74.
- Bertelsen S.L., A.D. Hoffman, C.A. Gallinat, C.M. Elonen, J.W. Nichols, 1998. Evaluation of Log Kow and tissue lipid content as predictors of chemical partitioning to fish tissue. Environ. Toxicol. Chem. 17: 1447-1455.
- Bidleman T.F. y R.L. Falconer, 1999. Using enantiomers to trace pesticide emissions. Environ. Sci. Technol. 33(9): 206A-209A.
- Binelli A. y A. Provini, 2003. DDT is still a problem in developed countries: the heavy pollution of Lake Maggiore. Chemosphere 52: 717-723.
- Bonetto A.A. y C. Pignalberi, 1964. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de los peces en los ríos mesopotámicos de la República Argentina. Comunic. Inst. Nac. Limnol., Santo Tomé (Santa Fé), 1: 1-14.
- Bonetto A.A., 1963. Investigaciones sobre migraciones de peces en los ríos de la Cuenca del Plata. Ciencia e Invest. 19(1-2):12-26.
- Bonetto A.A., E. Cordiviola de Yuan, C. Pignalberi, O. Oliveros, 1969. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. Physis 29(78): 213-223.
- Bonetto A.A., M. Cannon Veron, D. Roldán, 1981. Nuevos aportes al conocimiento de

- las migraciones de peces en el río Paraná. *Ecosur* 8:29-40.
- Bowen S.H., 1983. Detritivory in neotropical fish communities. *Env. Biol. Fishes* 9(2):137-142.
- CARU. 2014. Informe del Programa de conservación de la fauna ícticas y los recursos pesqueros del Río Uruguay 2010-2011. http://www.caru.org.uy/web/pdfs_publicaciones/INFORME_PESCA_2010_11.pdf
- CARU, 2017. Recursos pesqueros del río Uruguay, <http://www.caru.org.uy/web/institucional/subcomisiones/subcomision-tecnica-pesca-y-otros-recursos-vivos/actividades-en-la-evaluacion-del-recurso-pesquero/comportamiento-migratorio/>
- CCME, 1987. Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines. Canadian Council of Resource and Environmental Ministers. 6-142/VII-11.
- Colombo J.C., C. Bilos M. Remes Lenicov D. Colautti P. Landoni, C. Brochu, 2000. Detritivorous fish contamination in the Río de la Plata estuary: a critical accumulation pathway in the cycle of anthropogenic compounds. *Can. Fish. Aquat. Sci.* 57:1139-1150.
- Colombo J.C., N. Cappelletti, M. Williamson, M.C. Migoya, E. Speranza, J. Sericano, D.C.G. Muir, 2011. Risk ranking of multiple-POPs in detritivorous fish from the Río de la Plata. *Chemosphere* 83(6): 882-889.
- Cousins R.J., 1996. Zinc, in Ziegler EE, Filer LJ (eds): *Present Knowledge in Nutrition*. Washington, DC: ILSI Press, pp 293–306.
- De Simone S., 2010. Informe de monitoreo de biota en el río Pilcomayo en la sección Misión La Paz-Pozo Hondo 2009-2010. Subsecretaría de Recursos Hídricos (www.pilcomayo.net/planificacion.informes_tecnicos-134)
- Del Pino, M., L. Bay, H. Lejarraga, I. Kovalskys, M. Pino, 2005. Peso y estatura de una muestra nacional de 1.971 adolescentes de 10 a 19 años: las referencias argentinas continúan vigentes. *Archivo Argentino de Pediatría* 103: 323-330.
- Edgar J., I.M. Davies, A.S. Hursthouse, J.E. Matthews, 1999. The biogeochemistry of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in the Clyde: distribution and source evaluation. *Mar. Pollut. Bull.* 38(6): 486-496.
- Espinach Ros A. y C. Ríos, 1997. Conservación de la fauna íctica en el Embalse de Salto Grande. Publicación conjunta Comisión Administradora del Río Uruguay-Comisión Técnica Mixta de Salto Grande.
- Espinach Ros A. y C.M. Fuentes, 2000. Recursos Pesqueros y Pesquerías de la Cuenca del Plata. En: *Síntesis del Estado de las Pesquerías Marítimas Argentinas y de la Cuenca del Plata*. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero.

- Argentina. Bezzi, S; Akselman, R. y Boschi, E. (Editores).p. 353-388.
- Espinach Ros A. y R.P. Sánchez 2007 (Editores). Proyecto Evaluación del Recurso Sábalo en el Paraná –Informe de los resultados de la primera etapa 2005-2006 y medidas de manejo recomendadas. Informe de Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos Subsecretaría de Pesca y Acuicultura de nación, 60p.
- Espinach Ros A., S. Sverlij, F. Amestoy, M. Spinetti, 1998. Migration pattern of the sábalo *Prochilodus lineatus* (Pisces, Prochilodontidae) tagged in the lower Uruguay River. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 2234-2236.
- Falandysz J., K. Kannan, S. Tanabe, R. Tatsukawa, 1994. Organochlorine pesticides and Polychlorinated Biphenyls in cod liver oils: North Atlantic, Norwegian Sea, North Sea and Baltic Sea. Ambio 23(4-5): 288-293.
- Fiedler H. y C. Lau, 1998.Environmental fate of chlorinated organic. Capítulo 11. Part 2 Chemicals in the environment. En: Ecotoxicology. Schüürman G. y B. Markett (Editores) pp. 317-370.
- Fishbase. 2017. www.fishbase.org
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and World Health Organization (WHO). 2015. Joint FAO/WHO expert committee no food aditivos. Eightieth meeting.
- Fuentes C.M. y A. Espinach Ros, 1998. Variación de la actividad reproductiva del sábalo, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847), estimada por el flujo de larvas en el río Paraná inferior. Natura Neotropicalis 29(1): 25-32.
- Fuentes C.M., 1998. Deriva de larvas de sábalo, *Prochilodus lineatus*, y otras especies de peces de interés comercial en el río Paraná Inferior. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- Gobas F.A.P.C, E.J. McNeil, L. Lovett Doust, G.D. Haffner, 1991. Bioconcentration of chlorinated aromatic hydrocarbons in aquatic macrophytes. Environ. Sci. Technol. 25. 824-829.
- Godoy M.P., 1954. Locais de desovas de peixes num trecho do rio Mogi-Guassu, Estado de Sao Paulo, Brasil. Rev. Bras. Biol. 14(4): 375-396.
- Godoy M.P., 1959. Age, growth, sexual maturity, behaviour, migration, tagging and transplantation of the curimbata, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, 1881, of the Mogi Guassu River, Sao Paulo State, Brazil. Ann. Acad. Bras. Cienc. 31: 447-477.
- González Sagrario M.A., K.S.B. Miglioranza, J.E. Aizpún de Moreno, V.J. Moreno, A.H. Escalante, 2002. Polychlorinated biphenyls in different trophic levels from a shallow lake in Argentina. Chemosphere 48: 1113-1122.

- Hall B.D., R.A. Bodaly, R.J.P Fudge, J.W.M Rudd, D.M.Rosenberg, 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air Soil Pollut.* 100, 13-24.
- Han S., Qiao J., Y.Zhang, L.Yang, J.Lian, X.Ge , H. Chen, 2011. Determination of n-octanol/water partition coefficient for DDT-related compounds by RP-HPLC with a novel dual-point retention time correction. *Chemosphere* 83: 131-136.
- Harris H.H., I.J. Pickering, G.N. George, 2003. The chemical form of mercury in fish. *Science* 301: 1203-1204.
- INTA, 2004. Guía de pulverizaciones para cultivos de manzano, peral, frutales de carozo y vid. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Río Negro, Argentina. 136 pp.
- Iolster P. y S. Krapovickas, 1999. Los plaguicidas en uso en Argentina: Riesgo para las aves silvestres. Proyecto Pampas Argentinas. Temas de naturaleza y conservación N°2. Monografía Técnica de la Asociación de Ornitología del Plata. 86 pp.
- JECFA, 1993. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization. Food and Agriculture Organization of the United Nations. International Programme on Chemical Safety. WHO food additives series.
- Jernelöv A y H. Hans, 1971. Mercury accumulation in food chains. *Oikos*, 22:403-406.
- Jezierska B., Witeska M. 2006. The Metal Uptake and Accumulation in Fish Living in Polluted Waters. In: Twardowska I., Allen H.E., Häggblom M.M., Stefaniak S. (eds) *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*. NATO Science Series, vol 69. Springer, Dordrecht
- Kannan K., S. Tanabe, R. Tatsukawa, 1995. Geographical distribution and accumulation features of organochlorine residues in fish in Tropical Asia and Oceania. *Environ. Sci. Technol.* 29(10): 2673-2683.
- Karagas M.R., A.L. Choi, E. Oken, M. Horvat, R. Schoeny, E. Kamai, P. Grandjean,; S. Korrick, 2012. Evidence on the human health effect of low-level methylmercury exposure. *Environ. Health Perspect.*, 120(6): 799-806.
- Karjalainen A., Pääkkönen J.P.J., Karjalainen J. 2006 Tissue-specific and whole-fish accumulation of polychlorinated biphenyls by juvenile Baltic salmon (*Salmo salar* L.) after oral gavage exposure. *Boreal Environ. Res.*, 11: 421-430
- Kimbrough, D. E., Cohen, Y., Winer, A. M., Creelman, L., Mabuni, C. 1999. A critical assessment of chromium in the environment. *Critical reviews in environmental science and technology*, 29(1): 1-46.
- Lanfranchi A.L., M.L. Menone, K.S.B. Miglioranza, L.J. Janiot, J.E. Aizpún, V.J. Moreno, 2006. Striped weakfish (*Cynoscion guatucupa*): a biomonitor of organochlorine

- pesticides in estuarine and near-coastal zones. *Mar. Pollut. Bull.* 52: 74-80.
- Leonard A.W., V.H. Ross, R.P. Lim, K.A. Leigh, J. Le, R. Beckett, 2001. Fate and toxicity of endosulfan in Naomi river water and bottom sediment. *J. Environ. Qual.* 30: 750-759.
- Lin X.H., M. Sugiyama, M. Costa, 1991. Differences in the effect of vitamin E on nickel sulfide or nickel chloride-induced chromosomal alterations in mammalian cells. *Mutat. Res.* 260: 159-164.
- Loganathan B.G. y K. Kannan, 1994. Global organochlorine contamination trends: an overview. *Ambio* 23: 187-191.
- Logue J., M. Koontz, A. Hattwick, 1982. Historical prospective mortality study of workers in copper and zinc refineries. *J. Occup. Med.* 24: 398-408.
- Lombardi P.E., S.I. Peri, N.R. Verrengia Guerrero, 2010. Trace levels in *Prochilodus lineatus* collected from the La Plata River, Argentina. *Environ. Monit. Assess* 160: 47-59.
- Mackay D. y F. Wania, 1995a. Transport of contaminants to the Arctic: partitioning, processes and models. *Sci. Total Environ.* 160/161: 25-38.
- Mackay D. y F. Wania, 1995b. A global distribution model for persistent organic chemicals. *Sci. Total Environ.* 160/161, 211-232.
- Mattina M.J.L., W.I. Berger, L. Dykas, J. Pardus, 1999. Impact of long-term weathering, morbidity, and land use on Chlordane residues in soil. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2425-2431.
- McCoy H. y M. Kenney, 1992. A review of biointeractions of Ni and Mg: II. Immune system and oncology. *Magnes. Res.* 5: 223-232.
- Menone M.L., 1999. Evaluación de la contaminación por plaguicidas y bifenilos policlorados en la albufera Mar Chiquita. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 150 pp.
- Menone M.L., J.E. Aizpún, V.J. Moreno, A.L. Lanfranchi, T.L. Metcalfe, C.D. Metcalfe, 2000. PCBs and organochlorines in tissues of silverside (*Odontesthes bonariensis*) from a coastal lagoon in Argentina. *Arch. Environ. Cont. Tox.* 38: 202-208.
- Miglioranza K.S.B., J.E. Aizpún, V.J. Moreno, 2003. Dynamics of organochlorine pesticides in soils from a SE region of Argentina. *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 712-717.
- Miglioranza K.S.B., J.E. Aizpún de Moreno, V.J. Moreno, 2004b. Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Sojak from a shallow lake in Argentina. *Water Res.* 38: 1765-1772.
- Miglioranza K.S.B., J.E. Aizpún de Moreno, V.J. Moreno, 2004a. Land based sources of

- marine pollution: organochlorine pesticides in stream systems. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 11(4): 227-232.
- Mochek A.D. y D.S. Pavlov.1998. The Ecology of sábalo *Prochilodus lineatus* (Curimatidae, Characoidei) of the Pilcomayo River (South America). *J. Ichthyology* 38(1): 28-36.
- Monferrán, M.V., P. Garneró, M.A.Bistoni, A.A. Anbar, G.W. Gordon, D.A. Wunderlin, 2016. From water to edible fish. Transfer of metals and metalloids in the San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina). Implications associated with fish consumption. *Ecological Indicators* 63: 48–60.
- Moraes R., S. Elfvendahl, H. Kylin , S. Molander, 2003. Pesticide residues in rivers of a Brazilian Rain Forest RESERVE: assessing potential concern for effects on aquatic life and human health. *Ambio* 33(4): 258-263.
- Morel F.M.M,A.M.L. Kraepiel,M. Amyot, 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury.*Annual Rev. Ecology* 29: 543-66.
- Mozaffarian D. yE.B.Rimm, 2006.Fish intake, contaminants and human health evaluating the risks and the benefirs.*The Journal of the American Medical Association* 296 (15): 1885-1900.
- NIDI 1997. Safe Use of Nickel in theWorkplace, 2d ed. Ontario, Canada: Nickel Development Institute.
- Nowak B., Goodsell A., J. Moreno, 1995. Residues of endosulfán in carp as an indicator of exposure conditions. *Ecotoxicology* 4: 363-371.
- NRC, 2000. Copper in Drinking Water. Washington, DC: National Academy of Sciences pp 1-145.
- NRC,1999. Arsenic in Drinking Water. Washington, DC: National Academy Press, pp 1-308.
- Oldani N., 1990. Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná (Argentina). *Rev. Hidrobiol. Trop.* 23(1) :67-76.
- OMS, 2004.Chlordane in drinking water.Organización Mundial de la Salud (OMS) Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/84. 7 pp.
- Payne A.I. y M.J. Harvey, 1989.An assessment of the *Prochilodus platensis* Holmberg population in the Pilcomayo River fishery, Bolivia using scale-based and computer-assisted methods.*Aquacult.Fish. Manage.* 20: 233-248.
- Payne A.I., 1986. A survey of the río Pilcomayo sábalo fishery in July 1986.Dept.Biol.Sci., Coventry Lanchester Polytechnica, UK, Overseas Development Administration, 56 p.
- Peterson S.M. y G.E. Batley, 1993. The fate of endosulfan in aquatic

- ecosystems. Environ. Pollut. 82: 143-152.
- PNUMA, 2010. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Análisis del flujo del comercio y revisión de prácticas de manejo ambientalmente racionales de productos conteniendo cadmio, plomo y mercurio en América Latina y el Caribe. United Nations Environment Programme (UNEP). En: <http://www.unep.org/>
- Puntoriero, M.L., A. Volpedo, A. Fernández Cirelli, 2014. Riesgo para la población rural en zonas con alto contenido de arsénico. *Acta Toxicológica Argentina* 22(1):15-22.
- Puntoriero, M.L., A.V. Volpedo, A. Fernández Cirelli, 2017. Changes in liver and gills of *Odontesthes bonariensis* in a lake with high concentrations of arsenic and fluoride (Chasicó Lake, Buenos Aires Province). *Rev. Int. Contam. Ambie.* (en prensa).
- Quirós R., 1990. The Paraná River Basin development and the changes in the lower basin fisheries. *Interciencia* 15: 442-451.
- Quirós R., 2004. The La Plata River basin: International basin development and riverine fisheries. En: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Volume I*. R. L. Welcomme, T. Petr (Editores). RAP Publication 2004/16, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand. pp. 253-272.
- Rajkowska M., M. Protasowicki, 2013. Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophy in Northwestern Poland. *Environ Monit Assess*, 185: 3493–3502.
- Richard, F.C.; A.C.M. Bourg, 1991. Aqueous geochemistry of chromium: a review. *Wat. Res.* 25, 7: 807-816
- Ringuelet R.A., R.H. Arámburu, A. Alonso de Arámburu, 1967. Los peces argentinos de agua dulce. *La Plata*, 1997, 602 pp.
- Sabljić A.H., Gusten, H. Verhaar, J. Hermens, 1995. QSAR modeling of soil sorption. Improvements and systematic of log K_{oc} vs. log K_{ow} correlations. *Chemosphere* 31(11–12): 4489-4514.
- SAGPyA, 1998. Secretaría de Agricultura Ganadería, Pesca y Alimentos, Ministerio de la Producción de la República Argentina, Resolución 513/98.
- Schenone N.F., E. Avigliano, W. Goessler, A.F. Cirelli, 2014. Toxic metals, trace and major elements determined by ICPMS in tissues of *Parapimelodus valenciennis* and *Prochilodus lineatus* from Chascomus Lake, Argentina. *Microchem. J.* 112: 127-131.
- Schulz D.E., G. Petrlick, J.C. Dulnker, 1989. Complete Characterization of Polychlorinated Biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional Gas Chromatography Electron Capture Detection. *Environ. Sci. Technol.* 23: 852-859.

- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA),2008. Proyecto Evaluación del Recurso Sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el Paraná. Informe de los resultados de la segunda etapa - 2006-2007. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. pp 1-29.
- SENASA, 2011. Endosulfán: nuevas medidas para la importación, elaboración y uso en Argentina (Resolución 511/2011).
- Speranza E.D., M. Colombo, L.M. Tatone, N. Cappelletti, M.C. Migoya, J.C. Colombo, 2016. Fatty acid alterations in the detritivorous *Prochilodus lineatus* promoted by opportunistic feeding on sewage discharges in the Río de la Plata estuary. *J. Fish Biol.* 89(4): 2024-2037.
- Sverlij S.B., A. Espinach Ros, G. Orti, 1993. Sinopsis de los Datos Biológicos y Pesqueros del Sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847) FAO Sinopsis Sobre la Pesca, N° 154. Roma, FAO 64 p.
- Swapan C., D.T. Araki , T. Fukushima, 2000. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in fish organs. *Mar. Pollut. Bull.* 40: 882-885.
- Swinkels L.H., M.W.P.M. Van de Ven, M.J.M. Stassen, G. Van der Velde, H.J.R. Lenders, A.J.P. Smolders, 2012. Suspended sediment causes annual acute fish mortality in the Pilcomayo River (Bolivia). *Hydrol. Proc.* 28(1): 8-15.
- Tablado A. y N. Oldani,1984. Consideraciones generales sobre las migraciones de peces en el río Paraná. *Boletín de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 4 (3): 31-34. Argentina.
- Tao Y., Z. Yuan, H. Xiaona, M. Wei, 2012. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China. *Ecotoxicol. environ. saf.* 81: 55-64.
- Trudel M. yJB, Rasmussen, 2006. Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modeling perspective. *Can.J. Fish.Aquat.sci.*, 63: 1890-1902.
- UE, 2013. Commission welcomes new global agreement to tackle mercury. European Commission website http://europa.eu/rapid/press-release_IP-13-28_en.html
- UE, 2014. Mercury. European Commission website http://ec.europa.eu/environment/chemicals/mercury/index_en.htm.
- UNEP, 2003. Report of the twenty-second session of the governing council / Global Ministerial environment forum. United Nation Environmental Programme headquarters, Nairobi, Kenia.
- US-EPA, 1980. Ambient Water Quality Criteria for Aldrin/Dieldrin. Office of Water Regulations and Standards Criteria. Criteria Standard Division, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA 440/5-80-038.

- USEPA, 1989. Guidance manual for assessing human health risks from chemically contaminated, fish and shellfish. EPA-503/8-89-002.
- USEPA, 1991. Technical Support Document For Water Quality-based Toxics Control. USEPA.US Environmental Protection Agency.
- USEPA, 2015.Risk-based concentration table.US Environmental Protection Agency, Washington DC. <http://semspub.epa.gov/work/03/2220569.pdf>.
- USEPA-7473, 2007.Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation and atomic absorption spectrophotometry. United State Environmental Protection Agency.
- van der Werf H.M.G., 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agric. Ecosys. Environ.* 60: 81-96.
- Vazquez F.J., F.E. Arellano, A.F. Cirelli, A.V. Volpedo, 2015. Monitoring of trace elements in silverside (*Odontesthes bonariensis*) from pampasic ponds, Argentina.*Microchem. J.* 120: 1-5.
- Villar, C., J. Stripeikis, D. Colautti, L. D'Huicque, M. Tudino, C. Bonetto, 2001. Metals contents in two fishes of different feeding behaviour in the Lower Parana River and Rio de la Plata Estuary. *Hydrobiologia* 457: 225–233.
- Walshe JM 1964. Endogenous copper clearance in Wilson's disease: A study of the mode of action of penicillamine. *Clin.Sci* 26:461–469.
- Wania F. y D. Mackay, 1999.Global chemical fate of α -Hexachlorocyclohexane. 2. Use of a global distribution model for mass balancing, source apportionment and trend prediction. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 1400-1407.
- WHO 1990, IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyons, France: WHO/IARC, pp 1–445.
- WHO, 1996.WHO/FAO/IASEA Report on Trace Elements in Human Nutrition and Human Health. Geneva: World Health Organization.
- Williams T.M, J.G. Rees, D. Setiapermana, 2000. Metals and Trace Organic Compounds in Sediments and Waters of Jakarta Bay and the Pulau Seribu Complex, Indonesia. *Mar. Pollut. Bull.* 40: 277-285.
- Winemiller K.O., 1992. Ecological divergence and convergence in freshwater fishes. *National Geographic Research* 8: 308-327.
- Winemiller K.O., 2005. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62, 872-885.
- Winemiller K.O. y Rose, 1992 Patterns of Life-History Diversification in North American Fishes: implications for Population Regulation *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49(10): 2196-2218.

- World Health Organization (WHO), 1990. Environmental Health Criteria 101, Methylmercury 101. International programme of chemical safety (IPCS), Geneva, Switzerland.
- World Health Organization (WHO), 1990. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyons, France: WHO/IARC, pp 1-445.
- World Health Organization (WHO), 1993. Polychlorinated biphenyls and terphenyls, 2nd ed. Environmental Health Criteria, N° 140.
- World Health Organization (WHO), 1996. WHO/FAO/IASEA Report on Trace Elements in Human Nutrition and Human Health. Geneva: World Health Organization.
- World Health Organization (WHO), 2000. Air quality guidelines for Europe.
- www.chm.pops.int UNEP-Chemicals, 2004. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, United Nation Environment Programme.
- www.ine.gob.mx Instituto Nacional de Ecología del Gobierno Federal de México.
- www.intramed.net/sitos/libro_virtual4/8.pdf Compuestos Orgánicos Persistentes. En: Medicina Ambiental. Libro Virtual Intramed, Laboratorios Roemers.
- Yi Y., Z. Yang, S. Zhang, 2011. Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. Environ.Pollut.159: 2575-2585.

Anexo 1. Trabajos relevados

- Avigliano E., N.F. Schenone, A.V. Volpedo, W. Goessler, A.F. Cirelli, 2014. Total arsenic in fish and water in four different aquatic environments in Argentina. One Century of the Discovery of Arsenicosis in Latin America (1914-2014) As2014: Proceedings of the 5th International Congress on Arsenic in the Environment, May 11-16, Buenos Aires, Argentina April 8, 2014 by CRC Press 990 Pages Editor(s): Marta I. Litter, Hugo B. Nicolli, Martin Meichtry, Natalia Quici, Jochen Bundschuh, Prosun Bhattacharya, Ravi Naidu ISBN 9781138001411
- Avigliano E., N.F. Schenone, A.V. Volpedo, W. Goessler, A.F. Cirelli, 2015. Heavy metals and trace elements in muscle of silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): aquatic pollution and consumption effect approach. Sci. Total Environ. 506, 102-108.
- Castillo T.I., C.R. Mbaigún, P.G. Minotti, 2016. Assessment of a fisheries legal framework for potential development of an ecosystem approach to fisheries management in large rivers. Fish.Manag. Ecol. 23(6): 510-518.

- Colombo J.C., C. Bilos, M.R. Lenicov, D. Colautti, P. Landoni, C. Brochu, 2000. Detritivorous fish contamination in the Río de la Plata estuary: a critical accumulation pathway in the cycle of anthropogenic compounds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(6): 1139-1150.
- Colombo J.C., N. Cappelletti, M.C. Migoya, E. Speranza, 2007. Bioaccumulation of anthropogenic contaminants by detritivorous fish in the Río de la Plata estuary: 1-aliphatic hydrocarbons. *Chemosphere* 68(11): 2128-2135.
- Colombo J.C., N. Cappelletti, M. Williamson, M.C. Migoya, E. Speranza, J. Sericano, D.C.G. Muir, 2011. Risk ranking of multiple-POPs in detritivorous fish from the Río de la Plata. *Chemosphere* 83(6): 882-889.
- Costagliola M., G.N. Seigneur, V. Jurquiza, 2003. Estudios químicos y bacteriológicos del Río Baradero (Argentina): calidad sanitaria del agua y aptitud de los peces para consumo humano.
- Davico C., G.L. Poletta, A. Loteste, J.A. Scagnetti, M. Campana, M.J. Parma, M.F. Simoniello, 2012. Evaluación de estrés oxidativo en juveniles de *Prochilodus lineatus* expuestos a cipermetrina. *Revista FABICIB* 16: 157-166.
- de Santana H.S. y C.V. Mente-Vera, 2017. Age and growth of *Prochilodus lineatus* in a spatially structured population: is there concordance between otoliths and scales? *Environ. Biol. Fishes* 100(3): 223-235.
- De Simone S., 2010. Informe de monitoreo de biota en el río Pilcomayo en la sección Misión La Paz-Pozo Hondo 2009-2010. Subsecretaría de Recursos Hídricos (www.pilcomayo.net/planificacion.informes_tecnicos-134).
- do Carmo Langiano V. y C.B. Martinez, 2008. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Comp Biochem Physiol C: Toxicol. Pharmacol.* 147(2): 222-231.
- Etchegoyen MA., A.E. Ronco, P. Almada, M. Abelando, D.J. Marino, 2017. Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. *Environ. Monit. Assess.* 189:63.
- Lombardi P.E., S.I. Peri, N.R. Verrengia Guerrero, 2010. Trace levels in *Prochilodus lineatus* collected from the La Plata River, Argentina. *Environ. Monit. Assess* 160: 47-59.
- Monteiro V., D. G.S.M. Cavalcante, M.B.F.A. Viléla, S.H. Sofia, C.B.R. Martinez, 2011. In vivo and in vitro exposures for the evaluation of the genotoxic effects of lead on the Neotropical freshwater fish *Prochilodus lineatus*. *Aquat. Toxicol.* 104(3): 291-298.
- Pereira B.F., R.M. da Silva Alves, D.L. Pitol, J.A. Senhorini, R.C.G. de Alcântara Rocha, 2012. Morphological gill analysis of fish species *Prochilodus lineatus* after exposure

- to pollutants. *J. Environ. Analytic Toxicol* 2:130.
- Poletta G.L., F. Gigena, A. Loteste, M.J. Parma, E.C. Kleinsorge, M.F. Simoniello, 2013. Comet assay in gill cells of *Prochilodus lineatus* exposed in vivo to cypermethrin. *Pestic Biochem Physiol.* 107(3): 385-390.
- Rosenberg C.E., B.N. Carpinetti, C. Apartin, 2001. Contenido de metales pesados en tejidos de sábalo (*Prochilodus lineatus*) del río Pilcomayo, Misión La Paz, provincia de Salta. *Natura Neotropicalis* 32(2): 141-145.
- Rosso J.J., N.F. Schenone, A.P. Carrera, A.F. Cirelli, 2013. Concentration of arsenic in water, sediments and fish species from naturally contaminated rivers. *Environ. Geochem. Health* 35(2): 201-214.
- Schenone N.F., E. Avigliano, W. Goessler, A.F. Cirelli, 2014. Toxic metals, trace and major elements determined by ICPMS in tissues of *Parapimelodus valenciennis* and *Prochilodus lineatus* from Chascomús Lake, Argentina. *Microchem. J.* 112: 127-131.
- Seigneur G., G.Y. Picotti, E. Villaamil, 2014. Contaminación en peces. En: CARU, Programa de Conservación de la Fauna Íctica y los recursos del río Uruguay. Informe Bienio 2010-11.
- Silva Barni M.F., P.M. Ondarza, M. Gonzalez, R. Da Cuña, F. Meijide, F. Grosman, K.S.B. Miglioranza, 2016. Persistent organic pollutants (POPs) in fish with different feeding habits inhabiting a shallow lake ecosystem. *Sci. Total Environ.* 550: 900-909.
- Simoniello M.F., F. Gigena, G. Poletta, A. Loteste, E. Kleinsorge, M. Campana, J. Parma, 2009. Alkaline comet assay for genotoxic effect detection in neotropical fish *Prochilodus lineatus* (Pisces, Curimatidae). *Bull. Environ. Cont. Toxicol.* 83(2): 155-158.
- Speranza E.D., L.M. Tatone, N. Cappelletti, J.C. Colombo, 2013. Cost-benefit of feeding on anthropogenic organic matter: lipid changes in a detritivorous fish (*Prochilodus lineatus*). *Ichthyol. Res.* 60(4): 334-342.
- Speranza E.D., N. Cappelletti, M.C. Migoya, L.M. Tatone, J.C. Colombo, 2012. Migratory behaviour of a dominant detritivorous fish *Prochilodus lineatus* evaluated by multivariate biochemical and pollutant data. *J. Fish Biol.* 81(2): 848-865.
- Speranza, E.D., M. Colombo, L.M. Tatone, N. Cappelletti, M.C. Migoya, J.C. Colombo, 2016. Fatty acid alterations in the detritivorous *Prochilodus lineatus* promoted by opportunistic feeding on sewage discharges in the Río de la Plata estuary. *J. Fish Biol.* 89(4): 2024-2037.
- Sverlij S.B., A.E. Ros, G. Orti, 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847) (N° 154). Food & Agriculture Org.

- Swinkels L.H., M.W.P.M. Van de Ven, M.J.M. Stassen, G. Van der Velde, H.J.R. Lenders, A.J.P. Smolders, 2012. Suspended sediment causes annual acute fish mortality in the Pilcomayo River (Bolivia). *Hydrol. Proc.* 28(1): 8-15.
- Vazquez F.J., F.E. Arellano, A.F. Cirelli, A.V. Volpedo, 2015. Monitoring of trace elements in silverside (*Odontesthes bonariensis*) from pampasic ponds, Argentina. *Microchem. J.* 120: 1-5.
- Villar C., J. Stripeikis, D. Colautti, L. D`Huicque, M. Tudino, C. Bonetto, 2001. Metals contents in two fishes of different feeding behavior in the Lower Paraná River and Río de la Plata Estuary. *Hydrobiologia* 457: 225-233.
- Volpedo A., E. Avigliano, A.F. Cirelli, 2015. Presence of trace elements in fishes from the Chaco-Pampeana plain (Argentina). *Sustainability Agri Food Environmental Research (SAFER)*, 3(2): 1-17.