



FACULTAD DE
CIENCIAS
UDELAR | fcien.edu.uy



**TESINA PARA OPTAR POR EL GRADO DE LICENCIADO EN
CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Estudio del contenido de metales
pesados en dos especies de peces de
la zona costera de Montevideo,
Uruguay**

Diego Corrales

*Orientador Dra. Alicia Acuña
Co-orientador MSc. Ernesto Brugnoli*

*Tribunal: Dra. Alicia Acuña
MSc. Ernesto Brugnoli
Dra. María Salhi*

Octubre 2013

RESUMEN

En este trabajo se determinó el contenido de cobre (Cu), cinc (Zn), arsénico (As) y mercurio (Hg) en el tejido muscular e hígado de ejemplares de *Micropogonias furnieri* (corvina rubia) y *Mugil platanus* (lisa) capturadas en diferentes zonas y períodos en la costa de Montevideo, Uruguay. Se utilizaron dos técnicas para la cuantificación de los distintos metales pesados, la Fluorescencia de Rayos X Dispersiva en Energía y la Espectrofotometría de Absorción Atómica con la técnica de Vapor Frío. Las concentraciones de metales pesados determinadas presentaron diferencias con respecto a los antecedentes para la zona, siendo mayores en relación al contenido de cobre e inferiores para el mercurio. El hígado fue el órgano donde se determinaron los mayores niveles de cobre y cinc, probablemente relacionado a su rol en el metabolismo como órgano responsable de la desintoxicación. No se evidenciaron diferencias respecto a la acumulación de metales en los peces colectados en las diferentes zonas del estudio, sin embargo ciertas diferencias se observaron en el análisis temporal. En este trabajo solamente el cinc y el mercurio en músculo de corvina rubia presentaron una correlación positiva con la talla, lo que podría sugerir procesos de bioacumulación para estos metales. En base a los resultados obtenidos, se puede sugerir cierto grado de biomagnificación respecto al mercurio y el arsénico. A pesar de haber sido previamente citadas la corvina rubia y a la lisa como bioindicadoras de contaminación en otras zonas, sería apresurado considerarlas como bioindicadoras para la zona costera de Montevideo. Se recomienda la realización de estudios a largo plazo antes de sugerirlas como posibles especies de peces bioindicadoras de contaminación para esta zona. Los resultados del estudio indican que las concentraciones de cobre, cinc y mercurio en el tejido muscular están por debajo del nivel máximo permitido para consumo humano, a pesar que más investigaciones son necesarias a fin de establecer riesgos asociados al arsénico. Más estudios son necesarios para determinar la relación existente entre la talla y el nivel trófico con la acumulación de metales pesados en peces, y deben examinarse las concentraciones de otros metales pesados en peces que pueden exceder los límites máximos permitidos para el consumo humano.

ABSTRACT

In this study, copper (Cu), zinc (Zn), arsenic (As) and mercury (Hg) concentration were determined in the muscle tissue and liver of *Micropogonias furnieri* (whitemouth croaker) and *Mugil Platanus* (striped mullet) specimens captured in different time periods and areas along the coast of Montevideo, Uruguay. Two techniques were used for the quantification of heavy metals: Energy Dispersive X-ray Fluorescence and Cold Vapor Atomic Absorption Spectrophotometry. The current study finds higher levels of copper and lower of mercury when compared to other studies conducted in the same area. The highest levels of copper and zinc were found in the liver, which is likely related to the organ's role in the body's metabolism and detoxification. No differences in the accumulation of metals were found based on where the fish were collected, however, certain differences were observed in the temporal analysis. Only zinc and mercury in the muscle tissue of the whitemouth croaker was found to be positively correlated with size, which suggests bioaccumulation processes for these metals. The results of the study also suggest a certain degree of biomagnification of mercury and arsenic. Although previous studies cited the whitemouth croaker and striped mullet as bioindicators of pollution in other areas, the current study finds cautions against using them as bioindicators for the coastal zone of Montevideo. The author recommends the implementing of long-term studies to determine whether they are the most suitable species of fish for that purpose. The study results indicate that the concentrations of copper, zinc and mercury in muscle tissue are below the maximum levels allowed for human consumption, although further research is needed to establish the risks associated with arsenic. Further studies are needed to determine the relationship between size and trophic level with the accumulation of heavy metals in fish, and should examine the concentrations of other heavy metals in fish that may exceed the maximum allowable limits for human consumption.

AGRADECIMIENTOS

Financiamiento:

PEDECIBA-Biología;

RLA 5/054 (ARCAL III) – Garantía de inocuidad de los alimentos marinos en América Latina y el Caribe por medio de un programa regional para la biomonitorización de los contaminantes presentes en moluscos y peces;

ANII-SNI.

A mis tutores, Dra. Alicia Acuña y MSc. Ernesto Brugnoli, quienes supieron acompañarme, motivarme y enseñarme lo necesario para la realización de la tesis.

A la Quím. María del Rosario Odino y al personal del laboratorio de Tecnogestión (M.I.E.M.), por brindar un lugar físico para el análisis de las muestras, además de tiempo y conocimiento.

A la Dra. María Salhi y a los laboratorios de DINARA (M.G.A.P.), por realizar el análisis de la cuantificación del mercurio, y ayudarme en la resolución de distintos inconvenientes que surgieron a lo largo de la realización de la tesis.

Al Señor MSc. Gustavo Saona, quien me ayudó de forma incondicional con mis dilemas estadísticos, siempre con humor y dedicación, más que agradecido.

A todos los colegas académicos que me brindaron algún minuto de su tiempo, dándome consejos y guiándome a lo largo de la carrera.

A mis padres, quienes siempre me apoyaron en la carrera y en mis distintos proyectos, sin importar los resultados o inconvenientes, brindándome mucho más de lo que necesité.

A mi hermano, gran amigo y fiel compañero en esta aventura de estudiar en la capital.

To my beloved girlfriend who is always with me, so closed no matter how far.

A mi familia, abuelas, cuñada, tíos y primos.

A todos mis amigos, esos que siempre están, te motivan y te alegran.

A los diferentes marinos con los que tuve el placer de navegar.

A mis compañeros de trabajo.

A todos ustedes, gracias, MUCHAS GRACIAS...

INDICE

Resumen	i
Abstract	ii
Agradecimientos	iii
Introducción	
Metales pesados	1
Contaminación por metales pesados	1
Fuentes de contaminación por metales pesados	3
Beneficios y riesgos del consumo de pescado	4
Acumulación y asimilación de metales pesados en peces	5
Peces como bioindicadores de contaminación	6
Contaminación en zonas costeras y estuarinas	8
Hipótesis	11
Objetivos	
Objetivo General	11
Objetivos Específicos	11
Materiales y métodos	
1. Área de estudio	12
2. Especies analizadas	13
3. Muestreos	15
4. Procesamiento de las muestras en laboratorio	16
Preparación y análisis de las muestras para Fluorescencia de Rayos X	
Dispersiva en Energía	17
Fundamentos de la Fluorescencia de Rayos X	17
Fluorescencia de Rayos X Dispersiva en Energía	18
Preparación y análisis de las muestras para Espectrofotometría de Absorción Atómica con la técnica de Vapor Frío	18
Fundamentos de la Espectrofotometría de Absorción Atómica	19
Espectrofotometría de Absorción Atómica técnica de Vapor Frío	19
5. Análisis de datos	
Variación espacial y temporal	20
Análisis de las concentraciones de metales en relación a la talla de los peces	20

Análisis estadístico de la concentración de metales _____	21
6. Análisis de contenido estomacal _____	22
7. Análisis de las concentraciones de metales respecto a normativas para consumo humano _____	24
Resultados	
Análisis de la variación espacial de las concentraciones de cobre, cinc y arsénico _____	25
Análisis de la variación temporal de las concentraciones de cobre, cinc y arsénico _____	27
Análisis de la variación espacial de la concentración de mercurio _____	29
Análisis de la variación temporal de la concentración de mercurio _____	30
Análisis de las concentraciones de metales en relación a la talla de los peces _____	31
Análisis estadístico de la concentración de metales _____	32
Análisis del contenido estomacal _____	33
Análisis de las concentraciones de metales respecto a las normativas para consumo humano _____	36
Discusión	
_____	39
Consideraciones finales	
_____	51
Bibliografía	
_____	54
Anexo 1	
Anexo 2	
Anexo 3	

INTRODUCCIÓN

Metales pesados

Los metales pesados forman un grupo de elementos no muy bien definido, los cuales exhiben propiedades metálicas, e incluye principalmente metales de transición, algunos semimetales, lantánidos, y actínidos; y en conjunto constituyen menos del 1% de las rocas de la corteza terrestre (Durá *et al.*, 2004). El término metal pesado ha sido extensamente utilizado para describir metales que son poluentes medioambientales (Luoma & Rainbow, 2011), y son diversas las definiciones que se pueden encontrar, basándose estas en la densidad, el número atómico o peso atómico, y las propiedades químicas o de toxicidad. Los metales pesados son aquellos metales de la tabla periódica cuyo peso específico es superior a 5 g x cm^3 o que tienen un número atómico por encima de 20, excluyendo generalmente a los metales alcalinos y elementos alcalinotérreos (Wikipedia, 2013). En ocasiones se denominan como metales traza a pesar que este término implica la existencia de un requerimiento esencial por parte de los organismos (Furness & Rainbow, 1990).

Los metales pesados ocurren en el ambiente acuático donde son transportados disueltos en la forma iónica o unidos a complejos orgánicos e inorgánicos, asociados a partículas, retenidos en el sedimento o incorporados en la biota. Son componentes naturales de los ambientes acuáticos y pueden ejercer efectos benéficos o perjudiciales en plantas, animales y en la vida humana dependiendo de su concentración. Algunos metales pesados son esenciales para el desarrollo saludable de los sistemas biológicos, cumpliendo funciones metabólicas importantes y siendo naturalmente requeridos en pequeñas cantidades; no obstante pueden provocar efectos adversos y tóxicos cuando están presentes en exceso (Luoma & Rainbow, 2011). Por otro lado, muchos metales pesados no tienen un rol importante conocido y son tóxicos inclusive en pequeñas cantidades (Durá *et al.*, 2004; Dobaradan *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2010).

Contaminación por metales pesados

La contaminación es causada cuando las actividades humanas provocan el aumento en la concentración de una determinada sustancia o energía en el agua, sedimento, u organismo sobre su nivel base en el ambiente o en los organismos presentes (Clark, 1997). Existen distintos contaminantes químicos que afectan los ecosistemas costeros, como por ejemplo los nutrientes, contaminantes orgánicos persistentes (herbicidas, pesticidas, PCB's), hidrocarburos del petróleo

y metales pesados; especialmente en áreas costeras se ha observado una tendencia a elevados niveles de contaminación por estos últimos (Lombardi *et al.*, 2010).

Los humanos han utilizado los metales pesados en áreas diferentes por cientos de años y estos usos influenciaron sus potenciales efectos en la salud al ser transportados en el ambiente (Castro-González *et al.*, 2008). La contaminación provocada por estos elementos en el agua y su consumo por parte de los peces son una consecuencia directa de la polución urbana e industrial (Terra *et al.*, 2008).

Los metales pesados son elementos estables y persistentes del ambiente acuático, acumulándose en compartimientos ambientales y organismos, no pudiendo ser degradados o destruidos (Clark, 1997; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010; Marques *et al.*, 2011; Teles & Sato, 2011). Son contaminantes conservativos, es decir, no son normalmente eliminados de los sistemas acuáticos ya que no están sometidos al ataque bacteriano y no se disipan, pero reaccionan de varios modos con organismos de la biota (Clark, 1997). La toxicidad de los metales pesados está muy relacionada con sus formas químicas (Jaramillo, 2009; Pan & Wang, 2011), y se debe principalmente a la capacidad de estos elementos en interferir en reacciones enzimáticas, modificando la formación activa de biomoléculas, o afectando el rol metabólico normal de proteínas o moléculas (Durá *et al.*, 2004; Torre, 2009; Luoma & Rainbow, 2011).

La contaminación por metales pesados en ambientes acuáticos genera una gran preocupación no sólo por posibles amenazas al suministro de agua, sino también por su peligro a los recursos pesqueros. Representa un serio riesgo medioambiental y a la salud humana debido a que comprenden algunas de las sustancias más dañinas que se pueden bioacumular y biomagnificar en los organismos acuáticos (por ej. peces) y ser transferidos a los seres humanos a través de su consumo (Clark, 1997; Durá *et al.*, 2004; Rodríguez *et al.*, 2009; Rejomon *et al.*, 2010; Luoma & Rainbow, 2011).

La *bioacumulación* es la capacidad de una sustancia de ser concentrada en los organismos a niveles más elevados que los niveles medioambientales existentes, en función del tiempo (Dallinger *et al.*, 1987; Viana, 2001). Por lo tanto, en los peces un metal será bioacumulado si los mayores niveles son encontrados en los individuos más longevos, y por ende de mayor talla. Existe literatura indicando que diversos metales se bioacumulan con la talla y la edad en los peces (Wakasa, 2003; Burger & Gochfeld, 2005; Viana *et al.*, 2005; Maceda-Veiga *et al.*, 2012). Los procesos de bioacumulación son importantes debido a que diversos peces son explotados para el consumo humano, y normalmente son más requeridos los de

mayores tallas y por ende los que potencialmente pueden presentar concentraciones más elevadas de contaminantes y mayores riesgos a la salud.

Por otro lado, la *biomagnificación* consiste en el aumento progresivo de la concentración de un contaminante en los sucesivos niveles de las cadenas tróficas (Dallinger *et al.*, 1987; Durá *et al.*; Jaramillo, 2009; Viana, 2011). La transferencia de un contaminante desde el alimento hasta un organismo resulta en concentraciones mayores en éste respecto a su alimento, y por lo tanto mayores concentraciones cuanto mayor sea el nivel trófico (Marin *et al.*, 2007). Los peces ocupan diversas posiciones en la cadena alimenticia, y especies de niveles tróficos más bajos acumulan menos metales comparadas con especies de niveles más elevados, siendo estas más propensas a acumular mayores cantidades de metales en sus tejidos, pudiendo causar problemas crónicos y agudos de contaminación en los humanos que los consumen (Clark, 1997; Viana, 2001; Burger & Gochfeld, 2005; Wang *et al.*, 2010). Se ha determinado que peces predadores contienen mayor cantidad de contaminantes que peces herbívoros (Matasin *et al.*, 2011; Qadir & Malik, 2011), presentando en ocasiones concentraciones mayores a los límites máximos permitidos para el consumo humano. Este fenómeno es relevante si se considera que varias de las especies que constituyen recursos de importancia comercial son predatoras y en consecuencia potencialmente biomagnificadoras.

Otro problema de la contaminación por metales pesados en el mar, está representada en que esta forma de contaminación es menos visible y directa que otros tipos de contaminación marina pero sus efectos en los ecosistemas y en los organismos pueden ser intensos y extensos (Rejomon *et al.*, 2010; Pan & Wang, 2011). Debido a la toxicidad, su larga persistencia, bioacumulación y biomagnificación en la cadena alimenticia, los metales pesados son amenazas serias que pueden provocar severos envenenamientos en los ecosistemas acuáticos y producir cambios en la diversidad de especies (Castro-González *et al.*, 2008; Terra *et al.*, 2008; Dobaradan *et al.*, 2010).

Fuentes de contaminación por metales pesados

Los metales pesados en los ambientes marino-costeros poseen fuentes naturales y antropogénicas. De las fuentes naturales las más importantes son el drenaje continental, la deposición atmosférica, y la erosión de los suelos (Cheung *et al.*, 2008; Jaramillo, 2009; Dobaradan *et al.*, 2010; Pan & Wang, 2011; Maceda-Veiga *et al.*, 2012). Las actividades humanas proveen nuevas fuentes de elementos que influyen en los ciclos biogeoquímicos de los metales en los ambientes acuáticos y consecuentemente la disponibilidad de estos elementos

para la biota (Rodrigues *et al.*, 2007). Existen diversas fuentes antropogénicas, algunas son detalladas a continuación:

- Materiales relacionados con la *agricultura y ganadería*, como fertilizantes, pesticidas, fungicidas, y aguas residuales, pueden poseer metales pesados (Jaramillo, 2009); además estas prácticas pueden liberar metales acumulados en los suelos amenazando tanto la biota acuática como la terrestre (Maceda-Veiga *et al.*, 2012).

- El *sistema de desagüe* urbano no sólo transporta desechos domésticos sino también desechos industriales y agua de escorrentías que contienen diversos contaminantes, entre ellos grandes cantidades de compuestos orgánicos y diferentes metales pesados que no son removidos por plantas de tratamiento de aguas residuales (Lombardi *et al.*, 2010; Maceda-Veiga *et al.*, 2012).

- Otras fuentes de metales pesados son la *extracción industrial* de metales y minerales, la combustión de carbón y derivados del petróleo (Jaramillo, 2009).

Beneficios y riesgos del consumo de pescado

Los productos del mar (por ejemplo la carne de pescado) presentan el beneficio nutricional de ser una buena fuente de proteínas y de ácidos grasos Omega 3, los que han recibido una gran atención de los investigadores en los últimos años debido a sus efectos benéficos en la salud humana, protegiendo el sistema cardiovascular (Castro-González *et al.*, 2008; Curcho *et al.*, 2009; Stankovic & Jovic, 2012; Copat *et al.*, 2013). Además reducen los niveles de colesterol, la incidencia de accidentes cerebrovasculares y los partos prematuros (Burger & Gochfeld, 2005; Curcho *et al.*, 2009). Por otra parte, la deficiencia en su ingesta provoca efectos adversos con síntomas dermatológicos, disturbios neurológicos y visuales (Curcho *et al.*, 2009).

Los peces son una parte importante de la alimentación de los humanos y por ello numerosos estudios han sido realizados respecto a la contaminación por metales en diferentes especies. Su ingesta puede representar una fuente importante de estos elementos en la dieta de la población porque estos organismos acumulan sustanciales cargas de metales en sus tejidos (Castro-González *et al.*, 2008; Has-Schön *et al.*, 2008). Los niveles de contaminantes en los peces son de considerable interés debido a que por medio de la red alimenticia se pueden alcanzar valores tóxicos para los propios peces como para los organismos que los consumen, produciendo potenciales riesgos en la salud humana (Asuquo *et al.*, 2004; Burger & Gochfeld, 2005; Viana *et al.*, 2005; Fianko *et al.*, 2007; Quang Le *et al.*, 2010).

Acumulación y asimilación de metales pesados en peces

Los contaminantes químicos no se acumulan en el mismo grado en todos los peces. Los metales pesados se acumulan en el ambiente marino y son transferidos a los peces por diferentes rutas. La absorción de metales puede ser directa (agua: agallas) o indirecta (alimentos, sedimentos contaminados: canal alimenticio) (Cheung *et al.*, 2008; Terra *et al.*, 2008; Rodríguez *et al.*, 2009). La proporción de metales que un organismo puede acumular desde las diferentes rutas es variable y altamente especie dependiente (Marin *et al.*, 2007; Lombardi *et al.*, 2010). Incluye procesos complejos controlados por factores exógenos y endógenos.

Los *factores exógenos* reflejan parámetros medioambientales como el grado de contaminación, el tipo de metal y la biodisponibilidad del mismo, la que está afectada por la especiación de los mismos, y factores físico-químicos del ambiente como su temperatura, salinidad, dureza, transparencia, pH, oxígeno disuelto (Clark, 1997; Wagner & Boman, 2003; Tekin-Özan, 2008; Jaramillo, 2009; Kanayochukwu *et al.*, 2010; Lombardi *et al.*, 2010; Rejomon *et al.*, 2010; Qadir & Malik, 2011; Abdolahpur *et al.*, 2013). Entre los *factores endógenos*, destacan las diferentes especies y sus historias de vida, su comportamiento, la exposición a la contaminación, su fisiología y sus necesidades ecológicas, sus hábitos alimenticios y naturaleza migratoria, las que se ven afectadas por la edad, sexo, talla, masa corporal (Mendez *et al.*, 2001; Wagner & Boman, 2003; Castro-González *et al.*, 2008; Tekin-Özan, 2008; Terra *et al.*, 2008; Allert *et al.*, 2009; Jaramillo, 2009; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010; Kanayochukwu *et al.*, 2010; Rejomon *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2010; Abdolahpur *et al.*, 2013).

A pesar que la contribución relativa de cada ruta varía con la especie de pez y el elemento considerado, el camino de ingreso predominante para la mayoría de los metales se asume que es a través de la dieta (Wagner & Boman, 2003; Rejomon *et al.*, 2010). Sin embargo, es escasa la información existente sobre el mecanismo de absorción y depuración de metales, siendo un proceso peculiar de cada especie (Terra *et al.*, 2008). La biota acuática es una parte importante de la dinámica de los metales pesados y constituyen una vía importante de exportación de estos elementos desde el ambiente acuático al terrestre a través de la cadena trófica (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Kehrig *et al.*, 2007).

Los sedimentos en los ecosistemas acuáticos son bien conocidos como el más importante depósito de metales pesados de la hidrosfera y también como una posible fuente futura de estos, teniendo un rol importante en el consumo de metales por los peces (Kasper *et*

al., 2007; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010; Nakayama *et al.*, 2010; Olowu *et al.*, 2010; Yi *et al.*, 2011; Maceda-Veiga *et al.*, 2012). Los metales pesados en el sedimento ingresan a la cadena alimenticia por el consumo de organismos bentónicos, detritívoros y depositívoros, pudiendo ser un riesgo para estos, como también representando una posible fuente de contaminación a niveles tróficos superiores (Tekin-Özan, 2008; Luoma & Rainbow, 2011; Yi *et al.*, 2011).

Siendo los alimentos uno de los factores más importantes que regulan el desarrollo del ciclo de vida de una especie, estudiar la biología trófica aporta información fundamental para entender el rol de las especies dentro del ecosistema, su posición en la cadena trófica, los recursos alimenticios que utiliza y sus posibles competidores (Cardone *et al.*, 2006; Ramírez Luna *et al.*, 2008; Jaramillo, 2009; Lemos *et al.*, 2012). Conocer su alimentación permite rastrear las diferentes rutas de circulación y evaluar las tasas de acumulación de elementos químicos; dónde el análisis del contenido estomacal es el medio más adecuado para estudiar su dieta (Jaramillo, 2009). Diferentes concentraciones de metales pesados en diferentes peces será resultado de diferentes necesidades ecológicas, metabolismos y patrones de alimentación (Terra *et al.*, 2008; Rejomon *et al.*, 2010).

Los contaminantes raramente se distribuyen uniformemente en los tejidos del pez, acumulándose en órganos particulares, presentando distintas concentraciones en cada uno de estos (USEPA, 2000; Jaramillo, 2009; Wang *et al.*, 2010). La afinidad de los tejidos por los metales es altamente específica, variando con la química del metal y la fisiología del organismo (Ney & Van Hassel, 1983); por ejemplo, algunos contaminantes se unen primariamente a lípidos y otros a proteínas (USEPA, 2000). La evaluación de la acumulación de metales típicamente incluye dos o más tipos de tejidos y órganos (Djedjibegovic *et al.*, 2012); debido a sus diferentes roles en los procesos de acumulación el músculo, hígado y agallas son los tejidos más frecuentemente utilizados para determinar el contenido de metales pesados en peces (Rejomon *et al.*, 2010).

Peces como bioindicadores de contaminación

La medida de las concentraciones de metales en el medioambiente no puede generar suficiente información sobre su impacto debido a que por sí sola no refleja el grado en el que estos compuestos lo afectan (Maceda-Veiga *et al.*, 2012). Cuando se intenta predecir los efectos de contaminantes en un ecosistema, la concentración absoluta no es la que más preocupa sino las concentraciones biodisponibles (Wagner & Boman, 2003; Rejomon *et al.*, 2010). Éstas pueden ser evaluadas determinando la cantidad de metales incorporados por los organismos. La

abundancia y biodisponibilidad de metales pesados en los ambientes marinos evaluada como su acumulación en los tejidos, es de gran importancia y es utilizada como índice del nivel de contaminación del cuerpo de agua, siendo una herramienta útil para estudiar el rol biológico de los metales presentes en organismos acuáticos (Wang *et al.*, 2010, Squadrone *et al.*, 2013). Su cuantificación en partes vivas se utiliza para entender no sólo la fuente de la contaminación sino también reflejar efectos de su exposición en el pasado o en el presente, además de permitir evaluar el riesgo medioambiental en la cadena trófica (Terra *et al.*, 2008; Caçador *et al.*, 2012; Franco & León, 2012). Monitorear su contaminación en los tejidos colabora en la evaluación de los ecosistemas acuáticos para establecer estrategias en el control de la polución y saber el riesgo en la salud humana (Torre, 2009; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010; Wang *et al.*, 2010). Por estos motivos es importante identificar especies bioindicadoras confiables para determinar la contaminación en el agua en adhesión con las medidas directas.

Las especies bioindicadoras son organismos que acumulan metales en sus tejidos, siendo la concentración de metal acumulada una medida relativa del total de metal incorporado por el organismo desde las diferentes rutas, en un periodo de tiempo (Luoma & Rainbow, 2011). Los organismos marinos generalmente acumulan contaminantes del medioambiente y por ello han sido ampliamente utilizados en programas de monitoreo de polución marina. Cuando estos son afectados en niveles sub letales, alteraciones fisiológicas y morfológicas son útiles como indicadores de la presencia de contaminantes (Torre, 2009; Caçador *et al.*, 2012). Los peces pueden ser utilizados para indicar contaminación en el ecosistema acuático (Has-Schön *et al.*, 2008; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010; Qadir & Malik, 2011), y han sido ampliamente utilizados como bioindicadores de contaminación marina por metales (Rejomon *et al.*, 2010; Kucuksegin *et al.*, 2011), como también para realizar modelos toxicológicos para evaluar la salud ambiental (Barhoumi *et al.*, 2012). Los peces son considerados buenos bioindicadores de contaminación por metales pesados en los ecosistemas acuáticos porque ocupan varios niveles y son especies clave en varias cadenas tróficas. Tienen el potencial de bioacumular y biomagnificar metales, algunos son muy consumidos por humanos o predadores salvajes, pueden ser fácilmente obtenidos en grandes cantidades, habitan todo tipo de comunidades acuáticas, tienen un ciclo de vida largo indicando efectos a largo plazo y condiciones del hábitat en una escala amplia. Asimismo, poseen un tamaño óptimo para el análisis y fácil muestreo, viven todo su ciclo de vida en el agua siendo integrantes de la historia física, química y biológica de este ambiente (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Torre, 2009; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010; Djedjibegovic *et al.*, 2012; Maceda-Veiga *et al.*, 2012; Dsikowitzky *et al.*, 2013). El análisis de contaminantes en sus tejidos y su exposición a biomarcadores es uno de los principales objetivos en programas de biomonitoreo ambiental (Copat *et al.*, 2012).

El contenido de metales en el músculo es un útil indicador para la evaluación medioambiental y para determinar posibles riesgos a la salud humana (Wang *et al.*, 2010; Maceda-Veiga *et al.*, 2012), y su análisis se prefiere debido a que es el mayor enlace a la contaminación por metales pesados en humanos (Terra *et al.*, 2008; Jaramillo, 2009; Rejomon *et al.*, 2010). Además, los niveles de metales en el músculo son los que más trascendencia ecológica tienen al ser transferidos en las redes tróficas marinas (Jaramillo, 2009). Por otra parte se ha reportado que el tejido muscular de los peces tiene menos concentración de metales pesados comparado con otros órganos, presentándose los mayores niveles en el hígado y agallas (Lindström & Hakanson., 2001; Jaramillo, 2009; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010; Qadir & Malik, 2011). El contenido de metal en el hígado puede indicar posibles riesgos para predadores que usualmente ingieren las presas enteras (Maceda-Veiga *et al.*, 2012), y en las agallas puede reflejar el grado de concentración de metales en la fase acuosa ya que son el lugar con contacto más directo con el agua (Jaramillo, 2009; Lombardi *et al.*, 2010).

Contaminación en zonas costeras y estuarinas

En zonas costeras, los disturbios antropogénicos sobre el ambiente marino son un problema importante (Muniz *et al.*, 2005). Comúnmente se utilizan para verter desechos, y en los estuarios este problema se magnifica por la concentración de población, actividades industriales y dragado de puertos (Viana *et al.*, 2005). Metales pesados, hidrocarburos y otros contaminantes derivados de estas actividades antrópicas producen perturbaciones en el ecosistema, modificando las condiciones abióticas y afectando su biota (Venturini *et al.*, 2004). Las zonas estuarinas son ambientes complejos estructural y funcionalmente siendo altamente productivos. Son muy importantes debido a que su dinámica juega un rol fundamental en la reproducción de diversos peces (Braverman *et al.*, 2009). Áreas de desova y cría de distintas especies marinas, incluyendo especies comercialmente valiosas, están localizadas en áreas estuarinas y costeras, y son directamente afectadas por el ingreso de contaminantes químicos al ecosistema marino (Sivaperumal *et al.*, 2007). La degradación del ambiente puede afectar las pesquerías, dependiendo del área y grado de impacto, y la abundancia y proporción de la población de peces habitando este ambiente (Burke *et al.*, 1993).

El departamento de Montevideo alberga una población de 1.5 millones de habitantes, y dos tercios de las actividades económicas e ingresos del país están relacionados directa o indirectamente con su costa (Danulat *et al.*, 2002; Muniz *et al.*, 2011). La zona costera de Montevideo muestra una importante diversidad de usos como zona portuaria (Puerto de

Montevideo y Puerto del Buceo), zonas de recreación (zona de playas), y zonas de pesca artesanal o deportiva. Esta zona se encuentra bajo influencia de diferentes impactos antrópicos como el vertido de efluentes urbanos e industriales, procesos de refinamiento de petróleo y tráfico marino (Muniz *et al.*, 2006). Efluentes municipales con tratamiento primario o sin tratar son descargados en las aguas de la costa de Montevideo en la zona de Punta Carretas mediante un emisario submarino y en la Bahía de Montevideo (Muniz *et al.*, 2004 b). La Bahía de Montevideo, es reconocida como una de las zonas más impactadas del Río de la Plata debido a su naturaleza semicerrada y al efecto de diversos factores antrópicos (Viana, 2001). Gran porcentaje de las industrias uruguayas están concentradas en la parte sur del país y descargan sus efluentes en arroyos que reciben importantes cargas de metales pesados y desembocan en la Bahía de Montevideo (Muniz *et al.*, 2002; Burone *et al.*, 2005; Muniz y Venturini, 2005). Además, en ésta se encuentra la central termoeléctrica Batlle (UTE), la refinería de ANCAP (Asociación Nacional de Combustibles Alcohol y Portland), y el Puerto de Montevideo. Dicho puerto es uno de los más importantes de América del Sur con una importante relevancia económica para la región (Cortelezzi *et al.*, 2007; Muniz *et al.*, 2011).

La contaminación en su mayoría relacionada al enriquecimiento en materia orgánica y metales pesados ha sido registrada en componentes abióticos en el área de Montevideo (Viana *et al.*, 2005). Se ha determinado que la porción interna de la Bahía de Montevideo presenta una elevada carga orgánica y con elevadas concentraciones de cromo, plomo e hidrocarburos derivados del petróleo, mientras que la porción externa y la zona costera adyacente a este sistema muestran un nivel de contaminación moderado (Muniz *et al.*, 2004 a; Venturini *et al.*, 2004; Brugnoli *et al.*, 2007). Evidencias sugieren que la salud de esta zona está disminuyendo debido a distintas actividades antrópicas (Gómez-Erache *et al.*, 2001; Muniz *et al.*, 2011). El impacto natural y antropogénico tiene una gran influencia en los organismos residentes y en la productividad del sistema costero lo que afecta la biodiversidad global y la salud de todo el ecosistema (Muniz *et al.*, 2011).

Los primeros estudios realizados sobre contaminación por metales pesados e hidrocarburos en la costa de Montevideo encontraron sedimentos severamente contaminados por cromo en la desembocadura del Arroyo Pantanoso provenientes de efluentes no tratados de las curtiembres localizadas en sus proximidades (Muniz *et al.*, 2006). Viana (2001) estudió los niveles de cobre, mercurio y zinc en el tejido muscular e hígado de peces de la costa montevideana, determinando niveles aceptables para el consumo humano del tejido muscular. En dicho trabajo, se analizaron diversas especies de la zona, siendo la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) la especie con mayores niveles de mercurio en el músculo e hígado,

presentando indicios de bioacumulación para éste metal y para el cinc. Otra especie analizada fue la lisa (*Mugil platanus*) que presentó los mayores niveles de cobre y cinc en hígado posiblemente relacionado con su hábito trófico iliófago. Distintas especies de lisa han sido sugeridas para estudios de acumulación de contaminantes y como especies bioindicadoras de contaminación dada su capacidad de acumular metales (Viana, 2001; Franco & León, 2012). Conjuntamente con estos resultados, existen antecedentes que categorizan a la corvina rubia y a la lisa como especies bioindicadoras para la contaminación por metales pesados en la zona de la Bahía de Samborombón, Argentina (Marcovecchio, 2004).

En vista del tiempo transcurrido y el progresivo deterioro de la zona costera uruguaya, el presente estudio desarrollará una actualización y ampliación de la información correspondiente a las concentraciones de metales pesados en los peces de la zona costera de Montevideo, considerando a la corvina rubia y a la lisa como especies objetivo. De acuerdo con las concentraciones determinadas y su comparación con normativa regional, se evaluará si existen riesgos en la salud humana como principal consumidor de carne de pescado en la zona costera de Montevideo. Igualmente se evaluará el uso de ambas especies como bioindicadoras de contaminación por metales pesados para la zona costera de Montevideo.

HIPÓTESIS

Dado que la corvina rubia y la lisa son especies que desarrollan gran parte de su ciclo de vida (reproducción y alimentación) en la zona costera de Montevideo, cuyo ambiente presenta impactos antrópicos con aportes de metales pesados al ambiente acuático, se postula que ambas especies pueden ser bioindicadoras de contaminación en la zona, además de presentar concentraciones de metales pesados superiores a las permitidas para el consumo humano.

OBJETIVOS

Objetivo General

Analizar la concentración de metales pesados en la corvina rubia y lisa, y evaluar la pertinencia de considerarlas como bioindicadoras de contaminación de la zona costera de Montevideo así como sus posibles riesgos en la salud humana.

Objetivos Específicos

I) Cuantificar la concentración de los metales pesados en el músculo lateral e hígado de las especies estudiadas.

II) Analizar las concentraciones de los metales pesados y su variación espacio temporal, considerando la zona de pesca, los períodos del año, tallas y sexos de los individuos.

III) Realizar una primera aproximación sobre la dieta de la corvina rubia y su relación con la bioacumulación de metales pesados.

IV) Determinar posibles riesgos en la salud humana, contrastando las concentraciones halladas en los ejemplares de la costa montevideana con normativas para su consumo.

MATERIALES Y METODOS

1. Área de estudio

El Río de la Plata es un estuario tipo embudo de planicie costera, con una plataforma semi cerrada hacia el mar en su boca (Venturini *et al.*, 2004; Burone *et al.*, 2006; García-Rodríguez *et al.*, 2010; Muniz *et al.*, 2011). Posee la segunda cuenca más extensa de América del Sur, la que incluye 5 países: Uruguay, Brasil, Argentina, Paraguay y Bolivia (Montes *et al.*, 2004; Mugetti *et al.*, 2004; Muniz *et al.*, 2006; Brugnoli *et al.*, 2007). Los principales tributarios del Río de la Plata son el Río Paraná y el Río Uruguay, presentando una cuenca con un área de 38000 km² (Calliari *et al.*, 2003; Giberto *et al.*, 2004; Mugetti *et al.*, 2004; Brugnoli *et al.*, 2007).

El estuario del Río de la Plata presenta como característica destacable su extensión geográfica y la ocurrencia de una cuña salina casi permanente ocasionada por la interacción entre el agua dulce proveniente de los ríos afluentes y el agua salada del Océano Atlántico; ésta genera frentes de salinidad en el fondo y superficie muy importantes en los procesos de reproducción de peces (Brugnoli *et al.*, 2007; Gilberto *et al.*, 2007).

El área de estudio del presente trabajo corresponde a la zona costera de Montevideo, situada en la zona media del estuario del Río de la Plata entre 34°50' -34°56' S y 56°05' -56°25' W (Burone *et al.*, 2006; Cortelezzi *et al.*, 2007; García-Rodríguez *et al.*, 2010). Posee características estuariales, por lo que es habitada por especies capaces de soportar amplios cambios en la salinidad (Geo Uruguay 2008). Para el presente estudio, el área se define como el espacio costero del Río de la Plata situado entre la desembocadura del Río Santa Lucía y el Arroyo Carrasco; en su extensión se destacan desembocaduras de diversos sistemas (Arroyo Pantanoso, Arroyo Miguelete), además de zonas de playas arenosas y la Bahía de Montevideo con presencia de infraestructuras humanas y desarrollo portuario.

2. Especies analizadas

En la costa uruguaya se han citado 174 especies de peces dulceacuícolas, 54 marinas y 42 visitantes marinas, de las cuales cerca de 40 presentan interés comercial y son prioritarias para las comunidades de pescadores (Defeo *et al.*, 2009). En las costas de Montevideo se desarrolla una importante pesquería costera la cual posee fuerte incidencia económica (Geo Uruguay 2008). El presente trabajo se realizó utilizando dos especies que habitan la costa de Montevideo: *Micropogonias furnieri* (corvina rubia) y *Mugil platanus* (lisa) (Figura 1). Ambas especies son abundantes en la costa de Montevideo y son objeto de captura tanto de la pesca comercial como de la pesca deportiva.

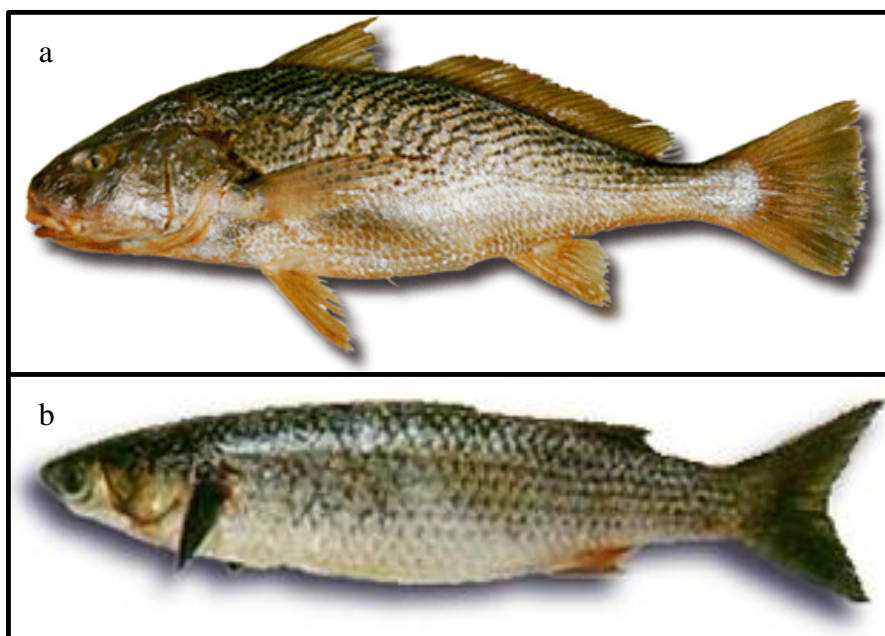


Figura 1. Especies estudiadas en el presente trabajo, en (a) *Micropogonias furnieri* (corvina rubia) y en (b) *Mugil platanus* (lisa).

M. furnieri es una especie de scienido eurihalino, de hábito demersal costero, que se distribuye ampliamente en el Atlántico central y sudoccidental, desde la Península de Yucatán en México, hasta el golfo de San Matías en Argentina; es abundante en el Río de la Plata donde es un componente importante de las pesquerías comerciales y recreacionales, siendo el principal recurso de las pesquerías costeras tanto uruguayas como argentinas (Fischer *et al.*, 2004; Acuña y Calliari, 2005; Norbis y Verocai, 2005; Gilberto *et al.*, 2007; Mendoza-Carranza & Vieira, 2008). Utiliza el estuario del Río de la Plata como área de reproducción, como zona de desove (Braverman *et al.*, 2009), y desarrollo de larvas y cría de juveniles; donde estos encuentran refugio y alimento beneficiándose de la productividad del área (Fischer *et al.*, 2004; Mandali &

Vieira, 2005; Acuña *et al.*, 2010). La corvina rubia se considera una especie generalista oportunista, su dieta está constituida por pocos ítems dominantes y un relativo número de otros ítems alimenticios (Jaureguizar *et al.*, 2003; Mendoza-Carranza & Vieira, 2008). Los juveniles se alimentan principalmente de organismos con hábitos bentónicos como crustáceos, moluscos y poliquetos, mientras que la dieta de los adultos también incluye organismos de hábitos pelágicos como peces pequeños (Fischer *et al.*, 2004; Gilberto *et al.*, 2007).

M. platanus es una especie bento-pelágica costera, vive en aguas tropicales y subtropicales, forma cardúmenes, y habita tanto en el agua dulce como en ambientes estuarinos donde es encontrada en gran abundancia (Fischer *et al.*, 2004; Cousseau *et al.*, 2005). Durante el desarrollo ontogénico los mugilidos cambian de hábitat y de hábito alimenticio pasando de planctófagos a iliófagos (Oliveira & Soares, 1996). Los mugilidos son peces que pasan gran parte de sus vidas en ambientes estuarinos, los juveniles se desarrollan en estas áreas y luego migran hacia el océano en la época de desova (Oliveira & Soares, 1996; Fischer *et al.*, 2004). Ocurren en el mar durante las fases embrionaria y larval, componiendo el necton y participando de la trama trófica de este ambiente (Oliveira & Soares, 1996). La especie lisa principalmente se alimenta de material vegetal obtenido de detritos del ambiente bentónico (González *et al.*, 2009).

3. Muestras

Las muestras se obtuvieron a partir de capturas de pescadores artesanales en diferentes zonas de desembarco identificadas previamente en la costa de Montevideo (Santiago Vázquez, Bahía de Montevideo, Punta Carretas, Buceo y Punta Gorda) (Figura 2). El destino final de la captura de parte de los pescadores artesanales es fundamentalmente para el consumo por parte de los habitantes de la zona costera de Montevideo. Se realizaron visitas a los mencionados puntos de desembarco durante los meses de junio, agosto, setiembre y octubre 2010, octubre y noviembre 2011.

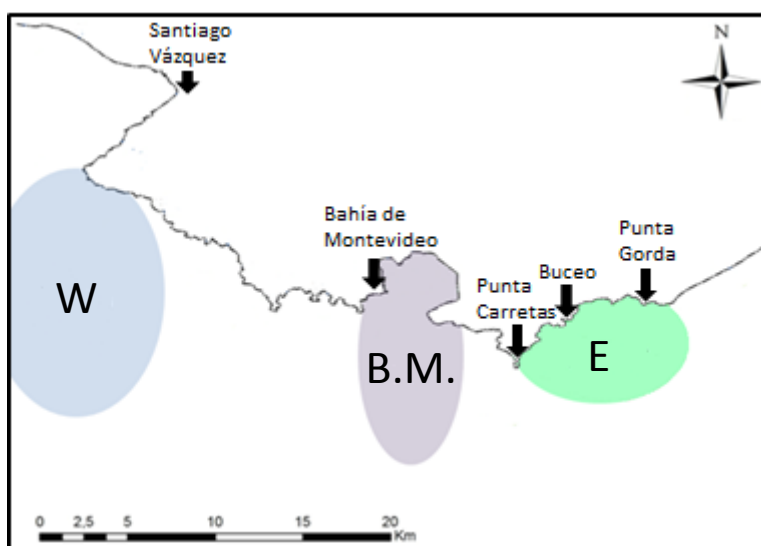


Figura 2. Ubicación de los diferentes puntos de desembarque y captura de las muestras. Se engloban las zonas aproximadas de captura utilizadas en el análisis espacial. W: Zona Oeste, B.M: Bahía de Montevideo, E: Zona Este.

Las muestras correspondieron a organismos con un tiempo de captura no mayor a 12 horas con el objetivo de asegurar el buen estado de los tejidos. Se obtuvo información de los pescadores respecto a las zonas aproximadas en las cuales ubicaron sus palangres, las que se observan en la figura 2. Los individuos capturados se colocaron en conservadoras refrigeradas (4°C), hasta su procesamiento en el laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina - Facultad de Ciencias.

4. Procesamiento de las muestras en laboratorio

A cada individuo se le asignó un código de identificación, se determinó la longitud (cm) con un ictiómetro ($\pm 0,5$ cm) y el peso mediante una balanza (± 0.01 g). Se consideró la longitud total (Lt) para el caso de la corvina rubia y la longitud total (Lt) y furcal (Lf) para el caso de la lisa.

Para la disección de los organismos y su posterior análisis de metales se realizó el procedimiento sugerido por Sericano & Besada (2011). Cada ejemplar fue lavado con agua corriente y colocado en una mesada estéril. Posteriormente, se realizó una incisión en la cavidad abdominal con un cuchillo de titanio. Éste fue lavado entre cada disección con alcohol y agua destilada. Cada ejemplar fue eviscerado, se extrajo gónadas, hígado, estómago y se extrajeron ambos músculos laterales axiales. Las gónadas y los estómagos fueron preservados en formol y/o alcohol, respectivamente para su posterior análisis. Se determinó el sexo y el estado de madurez gonadal por observación macroscópica de las gónadas (Vazzoler, 1996).

Para el análisis de metales se consideraron las muestras de tejido muscular axial e hígado; éstas se pesaron en una balanza (± 0.01 g) para determinar su peso húmedo y se mantuvieron congeladas (0°C) hasta su posterior estudio. Por individuo se obtuvieron dos muestras de tejido muscular y una muestra de hígado. Para determinar el contenido de metales pesados en los tejidos extraídos se emplearon dos técnicas diferentes:

- Fluorescencia de Rayos X Dispersiva en Energía realizada en el laboratorio de Tecnogestión (M.I.E.M.) para determinar cobre, cinc y arsénico.
- Espectrofotometría de Absorción Atómica con la técnica de Vapor Frío realizada en los laboratorios de DINARA (M.G.A.P.) para la determinación de mercurio.

En cada laboratorio se analizó de cada individuo una de las muestras de tejido muscular, mientras que las muestras de hígado se analizaron únicamente en el laboratorio de Tecnogestión (M.I.E.M.), debido a que la muestra fue insuficiente para la determinación de mercurio.

Preparación y análisis de las muestras para Fluorescencia de Rayos X Dispersiva en Energía

En el laboratorio de Tecnogestión, las muestras de tejido muscular y de hígado se secaron a 50 °C hasta alcanzar peso constante. De cada individuo se obtuvo una muestra que fue homogeneizada por criofractura y molienda en mortero con ayuda de hielo seco. En una balanza analítica se pesó entre 3,5- 4,0 g de muestra homogeneizada y se agregó de 0,6- 1,0 g de cera aglutinante Licowax C Micropowder PM (Hoechstwax). Este producto se mezcló con la muestra homogeneizada hasta que el material final fuera homogéneo. Posteriormente se realizó un pellet homogéneo por medio de una prensa hidráulica. Se realizaron hasta tres pellets por muestra.

Para cuantificar el contenido de metales se utilizó el método de Fluorescencia de Rayos X Dispersiva en Energía (FRXDE) en un analizador modelo Spectro Xepos. La técnica permite determinar la presencia de distintos elementos químicos (ej.: metales pesados) por medio de la interacción de los Rayos X con la materia. La concentración final de cada metal en cada ejemplar se obtuvo a través del cálculo del promedio de las concentraciones obtenidas en las tres réplicas de los pellets con referencia al peso de la muestra seca.

Fundamentos de la Fluorescencia de Rayos X

La Fluorescencia de Rayos X (FRX) es una técnica analítica que ha sido usada para evaluar cuali y cuantitativamente muchos tipos de muestras, permitiendo secuenciar o determinar simultáneamente la concentración de varios elementos, sin necesidad de la destrucción de la muestra, pudiendo volver a analizarse las veces que se desee (Custo *et al.*, 2007; Nascimento, 2007; Métodos de Fluorescencia de Rayos X, 2010). Es una técnica aplicable en un amplio rango de concentraciones, con una sensibilidad de microgramos por gramo para la mayoría de los elementos (Wagner & Boman, 2003). La FRX convencional es aplicable a todos los elementos químicos desde el número atómico 4 (berilio) al 92 (uranio), (Custo *et al.*, 2007). Los límites de detección de la técnica aplicada fueron de 2,0 $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el cobre, 2,0 $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el cinc y 4,0 $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el arsénico en base seca.

El análisis FRX se basa en la medida de intensidades de Rayos X característicos (número de fotones de Rayos X detectados por unidad de área por unidad de tiempo) emitidos por los elementos que constituyen la muestra cuando son adecuadamente excitados. Cuando un haz de Rayos X incide en cierto material provoca la excitación de los elementos constituyentes,

expulsando electrones de los átomos de niveles interiores, y los electrones de niveles más lejanos caen en las vacantes. Cada transición de electrones constituye una pérdida de energía detectable como una energía característica bien definida y propia de cada elemento (Nascimento, 2007). La simplicidad de la técnica reside en que el espectro de Rayos X emitido es sencillo de obtener y de interpretar (Custo *et al.*, 2007; Métodos de Fluorescencia de Rayos X, 2010). Las líneas espectrales emitidas son características de cada elemento y la intensidad está relacionada con la concentración del elemento en la muestra (Nascimento, 2007).

Entre las ventajas de FRX para el análisis de elementos químicos es posible mencionar su análisis multi-elementar rápido, simple preparación de la muestra, límites de detección entre los demandados en el análisis de muchas muestras biológicas y posibilidad de automatización (Nascimento, 2007). En base a esto, la FRX es muy utilizada para analizar muestras procedentes de diferentes campos como la agricultura, industria, geología, medio ambiente, etc. (Wagner & Boman, 2003; Nascimento, 2007).

Fluorescencia de Rayos X Dispersiva en Energía

En la modalidad Fluorescencia de Rayos X Dispersiva en Energía (FRXDE), los rayos X son elegidos entre los pulsos electrónicos producidos en un detector apropiado, y el total de carga recogida es linealmente proporcional a las energías de los fotones de rayos x. Se utiliza un analizador de pulsos conectado a una computadora que incluye un software para capturar las señales de los detectores y calcular las alturas de los picos y el área de éstos, y consecuentemente calcula la concentración de los elementos en las muestras (Nascimento, 2007).

Preparación y análisis de las muestras para Espectrofotometría de Absorción Atómica con la técnica de Vapor Frío

El procesamiento de las muestras de tejido muscular para la cuantificación del contenido de mercurio comenzó en el laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina-Facultad de Ciencias. Sin descongelarse, cada muestra seleccionada fue triturada hasta obtenerse un producto homogéneo, utilizando una multiprocesadora eléctrica la cual fue limpiada con alcohol y agua destilada entre cada muestra. El producto resultante se guardó congelado hasta su posterior envío al Laboratorio de Análisis de Productos Pesqueros del Departamento de Industria Pesquera de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), donde se analizó cada muestra por medio de Espectrofotometría de Absorción Atómica con técnica de

Vapor Frío para cuantificar el contenido de mercurio (Hatch y Ott, 1968 modificada de acuerdo a Méndez *et al.* 2001). En dicho laboratorio esta técnica ha sido validada y se encuentra acreditada para productos de la pesca de acuerdo a la Norma UNIT-ISO/IEC 17025:2005 por el Organismo Uruguayo de Acreditación (OUA).

Fundamentos de la Espectrofotometría de Absorción Atómica

La Espectrofotometría de Absorción Atómica es una técnica de análisis instrumental capaz de determinar una gran variedad de elementos en su estado fundamental como analitos, siendo una herramienta primordial para estudios de determinación de metales en muestras biológicas. Este método consiste en la medición de las especies atómicas por su absorción a una longitud de onda particular (UNRN, 2012), siendo la absorbancia obtenida proporcional a la concentración de analito. Debido a su buena sensibilidad y selectividad, es un método de análisis comúnmente utilizado para diversos elementos traza.

Espectrofotometría de Absorción Atómica técnica de Vapor Frío

La cuantificación del mercurio fue realizada por Espectrofotometría de Absorción Atómica con la técnica de Vapor Frío. Este metal es muy volátil y por este motivo es necesario realizar una técnica específica para estudiarlo, la que ha sido utilizada con éxito para su determinación en varios tipos de muestras (Wakasa, 2003). La elevada presión de vapor de este metal se utiliza para su cuantificación, midiendo el grado de absorción del vapor de mercurio de una muestra sobre el que incide un haz de luz. Los límites de detección de esta técnica están en el rango de parte por millón, por lo que es un excelente método de detección del mercurio. En particular, el límite de detección de la técnica aplicada es de 0,035 mg/kg, y el límite de cuantificación es de 0,070 mg/kg en base seca.

5. Análisis de datos

Variación espacial y temporal

Previo a realizar los análisis descriptivos y estadísticos, para calcular el promedio total de la concentración de cada metal se utilizaron los valores medios obtenidos de las tres réplicas de cada ejemplar. En ocasiones, ésta media obtenida fue menor al límite de detección y al límite de cuantificación de la técnica, y se aplicó como criterio utilizar el 50% de dichos valores (Wagner & Boman, 2003; DGHCP, 2004; Maceda-Veiga *et al.*, 2012; Yi & Zhang, 2012).

Las muestras se agruparon para explorar una variabilidad espacio temporal. El *análisis espacial* se realizó agrupando las capturas en tres zonas diferentes (Figura 2):

- Zona Oeste (W), ejemplares obtenidos de los desembarques de pescadores artesanales en Santiago Vázquez (Pesqueros situados en zona de “La Panela”, y Pajas Blancas).
- Bahía de Montevideo: ejemplares capturados en la zona de Bahía de Montevideo (Pesquero situado frente a Isla Libertad) y zona costera adyacente (Pesquero situado frente a Calle Paraguay-Zona costera de Montevideo).
- Zona Este (E), individuos capturados al este de la Bahía de Montevideo (Pesqueros situados en zonas de Punta Carretas, Buceo y Punta Gorda).

En el *análisis temporal* las muestras fueron agrupadas en tres períodos de capturas diferentes

- Invierno 2010: capturas realizadas en los meses de junio y agosto del 2010.
- Primavera 2010, compuesto por ejemplares capturados en setiembre y octubre 2010.
- Primavera 2011, individuos capturados en los meses de octubre y noviembre de 2011.

Análisis de las concentraciones de metales en relación a la talla de los peces

El análisis se realizó únicamente con muestras de músculo de corvina rubia. Las muestras de músculo de lisa no fueron suficientes como para realizar el análisis, y las muestras de hígado en algunos casos fueron determinadas por muestras compuestas por el hígado de más de un ejemplar.

Para estudiar la relación existente entre el contenido de cobre, cinc, arsénico y mercurio en el tejido muscular y la talla de los individuos se realizó un análisis de regresión lineal simple. Este análisis intenta explicar o predecir una variable respuesta o dependiente (en este estudio la concentración de cada metal en el tejido muscular), a partir de la obtención de la función lineal de una variable explicativa o independiente (talla de los individuos).

Se determinó el coeficiente de correlación lineal simple (r), que indica el grado de asociación lineal entre las dos variables; y el coeficiente de determinación (r^2), que indica la proporción de la variable dependiente que es explicada por la variable independiente.

Análisis estadístico de la concentración de metales

Para este análisis se utilizaron únicamente los datos de las concentraciones de metales pesados en músculo de los ejemplares de corvina rubia debido al bajo número de ejemplares obtenidos en lisa ($n=14$). Las concentraciones promedio estimadas de los distintos metales pesados en cada ejemplar se analizaron estadísticamente para determinar diferencias significativas entre las concentraciones de los elementos en el músculo considerando zonas de muestreo y períodos de captura, así como sexos y tallas de los individuos colectados.

Para analizar las relaciones mencionadas se utilizó el análisis de la covarianza (ANCOVA), asumiendo como estadísticamente significativo un nivel de $\alpha < 0,01$. Este análisis explica como una variable respuesta o dependiente (\ln de concentración de metales) se relaciona con las distintas variables explicativas o independientes. Estas variables independientes pueden ser categóricas (zona de muestreo, período de captura y sexo) o continuas (talla de los individuos), llamadas estas últimas covariables. El ANCOVA utiliza el análisis de la varianza y el de regresión lineal para ajustar la variabilidad que existe en la covariable. El análisis estadístico se realizó utilizando el programa SPSS 15.0.

Los promedios de las concentraciones de metales fueron logaritmizados (\ln) y se analizaron para comprobar si se ajustaban a una distribución normal mediante el test de Shapiro-Wilk ($\alpha > 0,05$). La homogeneidad de la varianza se testeó mediante el test de Levene ($\alpha > 0,05$).

6. Análisis del contenido estomacal

Se estudió el contenido estomacal de cada individuo con el objetivo de cuantificar su dieta y buscar relaciones entre su estado trófico y las concentraciones de los distintos metales pesados determinados.

La extracción de los estómagos se realizó abriendo la cavidad abdominal mediante una incisión longitudinal en la zona ventral y luego retirando el estómago tras cortar el intestino a nivel del píloro y el esófago. Se depositó el contenido de cada estómago en placas de Petri con alcohol y posteriormente se examinó bajo una lupa binocular. Las presas se identificaron al menor nivel taxonómico posible, se contabilizaron y se agruparon para su posterior determinación del peso. El peso húmedo del contenido se determinó utilizando una balanza electrónica (± 0.01 g).

El peso obtenido para cada taxón se utilizó para calcular diversos índices con el objetivo de cuantificar la dieta de las especies. Se determinó el índice de composición numérica (CN%), el índice de frecuencia de ocurrencia (F%), el índice gravimétrico (G%) y el índice de importancia relativa (IIR). El índice de composición numérica (CN%), expresa el porcentaje de individuos por categoría alimenticia y por estómago (Tabla 1 (a)). El índice de la frecuencia de ocurrencia (F%), expresa el porcentaje de estómagos de una muestra que contienen una determinada presa (Tabla 1 (b)). El índice gravimétrico (G%), expresa el porcentaje del peso de cada categoría alimenticia frente al peso total de todos los contenidos estomacales (Tabla 1 (c)). A partir de éstos índices posteriormente se calculó un índice combinado, el índice de importancia relativa (IIR) (Tabla 1 (d)) (Hyslop, 1980). Éste índice mide el grado de contribución de una presa en la dieta de su depredador. Se lo utilizó para evaluar las presas sobre el total de la muestra, como también para evaluar su influencia espacial, temporal y en función de la talla de los individuos. Para este último análisis se utilizó como criterio la talla media de la muestra total, dividiéndose la muestra en dos grupos.

Tabla 1. Índices utilizados para cuantificar la dieta de las especies.

	Formula	Referencias
a) Índice de composición numérica	$CN\% = \frac{N_i}{N_p} \times 100$	Ni: número total de representantes de la pesca i Np: número total de presas consumidas
b) Índice de la frecuencia de ocurrencia	$F\% = \frac{E_i}{ET} \times 100$	Ei: número de estómagos con presa i ET: número total de estómagos
c) Índice gravimétrico	$G\% = \frac{P_i}{PT} \times 100$	Pi: peso de la presa i PT: peso total de las presas
d) Índice de importancia relativa	$IIR = (CN\% + G\%) \times F\%$	CN%: Índice de composición numérica F%: Índice de la frecuencia de ocurrencia G%: Índice gravimétrico

7. Análisis de las concentraciones de metales respecto a normativas para consumo humano

Las concentraciones de los metales pesados determinadas en el presente estudio se contrastaron con normativas nacionales e internacionales para determinar su aptitud para consumo humano (Tabla 2). Para realizar esto, las concentraciones se calcularon en base húmeda utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{Concentración muestra húmeda} = \frac{\text{Concentración muestra seca} \times \text{peso final de la muestra}}{\text{peso inicial de la muestra}}$$

Tabla 2. Concentración máxima permitida ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ PH) de cobre, cinc, arsénico y mercurio en alimentos según origen de la ordenanza. PH: peso húmedo

Metal	Matriz	Concentración ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ PH)	Origen de la ordenanza	Ref. (*)
Cobre	Alimentos en gral.	10.0	Uruguay	1
	Alimentos en gral.	10.0	Argentina	2
	Alimentos en gral.	30.0	Brasil	3
Cinc	Alimentos en gral.	100.0	Argentina	2
	Pescado	100.0	Brasil	3
Arsénico	Alimentos en gral. sólidos	1.0 (inorgánico)	Uruguay	1
	Alimentos en gral. Sólidos	1.0	Argentina	2
	Pescado	1.0 (inorgánico)	MERCOSUR	4
	Pescado	2.0 (inorgánico)	Australia-Nueva Zelanda	5
Mercurio	Pescado	0.5	Uruguay	1
	Pescado	0.5	U.E.	6
	Pescado	0.5	Brasil	7
	Pescado	0.5	Australia-Nueva Zelanda	5
	Pescado	0.5	Codex Alimentarius	8

(*) Referencias: 1- Decreto n° 315/944; 2- Res.1546, 17.9.85; 3- Viana, 2001; 4-MERCOSUR/ GMC/ RES. N°12/11; 5- ANZFA, 2000; 6- Reglamento (CE) N° 1881/2006; 7- Wakasa, 2003; 8- CODEX STAN 193-1995.

RESULTADOS

La técnica de Fluorescencia de Rayos X Dispersiva en Energía fue capaz de detectar distintos elementos químicos, de los cuales fueron elegidos los metales pesados cobre y cinc, así como el arsénico como elementos a estudiar. Otros metales pesados de interés ambiental no fueron cuantificados debido a que presentaron valores inferiores a los límite de detección de la técnica ($10,0 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el cadmio, $2,0 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el plomo y $10,0 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el níquel).

Las concentraciones promedio de los diferentes metales en musculo e hígado para cada ejemplar de corvina rubia y lisa se presentan en el Anexo 1. En dicho anexo también se detallan las características morfométricas, sexo y grado de madurez de los distintos ejemplares estudiados. Los porcentajes de muestras con concentraciones inferiores al límite de detección fueron de 36,1% y 27,9% para cobre y arsénico respectivamente en el músculo de corvina rubia. Para el tejido muscular de la lisa los porcentajes fueron de 21,4% para cobre y 28,6% para el arsénico. Todas las muestras de hígado de las diferentes especies pudieron ser cuantificadas. Los valores de los límites de detección fueron de $2,0 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el cobre, $2,0 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el cinc y $4,0 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ para el arsénico con referencia a peso seco.

Análisis de la variación espacial de las concentraciones de cobre, cinc y arsénico

El análisis del contenido de cobre, cinc y arsénico se determinó en un total de 75 ejemplares de peces de Montevideo, correspondiendo a 61 corvinas rubias y 14 lisas. Las características morfométricas promedio determinadas de los ejemplares en las diferentes zonas de muestreo se presentan en la tabla 3.

Tabla 3. Características morfométricas de las especies corvina rubia y lisa en las diferentes zonas del estudio. n: número de ejemplares. Lt media: talla promedio \pm desvío estándar. P medio: peso promedio \pm desvío estándar.

Corvina	Oeste			Bahía de Montevideo			Este		
	n	Lt media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	P medio (g)
rubia									
Total	12	47,5 \pm 4,3	1156,9 \pm 402,8	22	46,6 \pm 10,8	1228,7 \pm 814,9	27	47,2 \pm 8,9	1226,4 \pm 659,7
Machos	3	45,8 \pm 3,3	990,7 \pm 227,1	4	34,7 \pm 1,0	472,2 \pm 39,3	10	49,5 \pm 6,1	1366 \pm 492,7
Hembras	9	48,0 \pm 4,6	1212,3 \pm 443,1	18	49,2 \pm 10,1	1396,8 \pm 809,6	17	45,8 \pm 10,1	1144,3 \pm 742,5

Lisa	Bahía de Montevideo				Este			
	n	Lt media (cm)	Lf media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	Lf media (cm)	P medio (g)
Total	1	44	39	992	13	45,6 \pm 10,2	39,9 \pm 8,5	963,5 \pm 485,3
Machos	0				1	52,5	42	1161
Hembras	1	44	39	992	7	45,0 \pm 10,4	39,7 \pm 8,8	947,1 \pm 503,1

La concentración de metales por especie discriminado por zona presentó en el músculo valores de concentración promedio de los metales analizados (cobre, cinc, arsénico) similares para ambas especies (Figura 3(a)). El contenido de cobre en músculo de lisa fue superior que el encontrado en corvina rubia, mientras que el contenido de arsénico fue inferior respecto a los valores en músculo de corvina rubia. Las concentraciones máximas detectadas fueron de $2,7 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ y $20,9 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco para cobre y cinc en músculo de lisa; y $10,1 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco para arsénico en el músculo de corvina rubia.

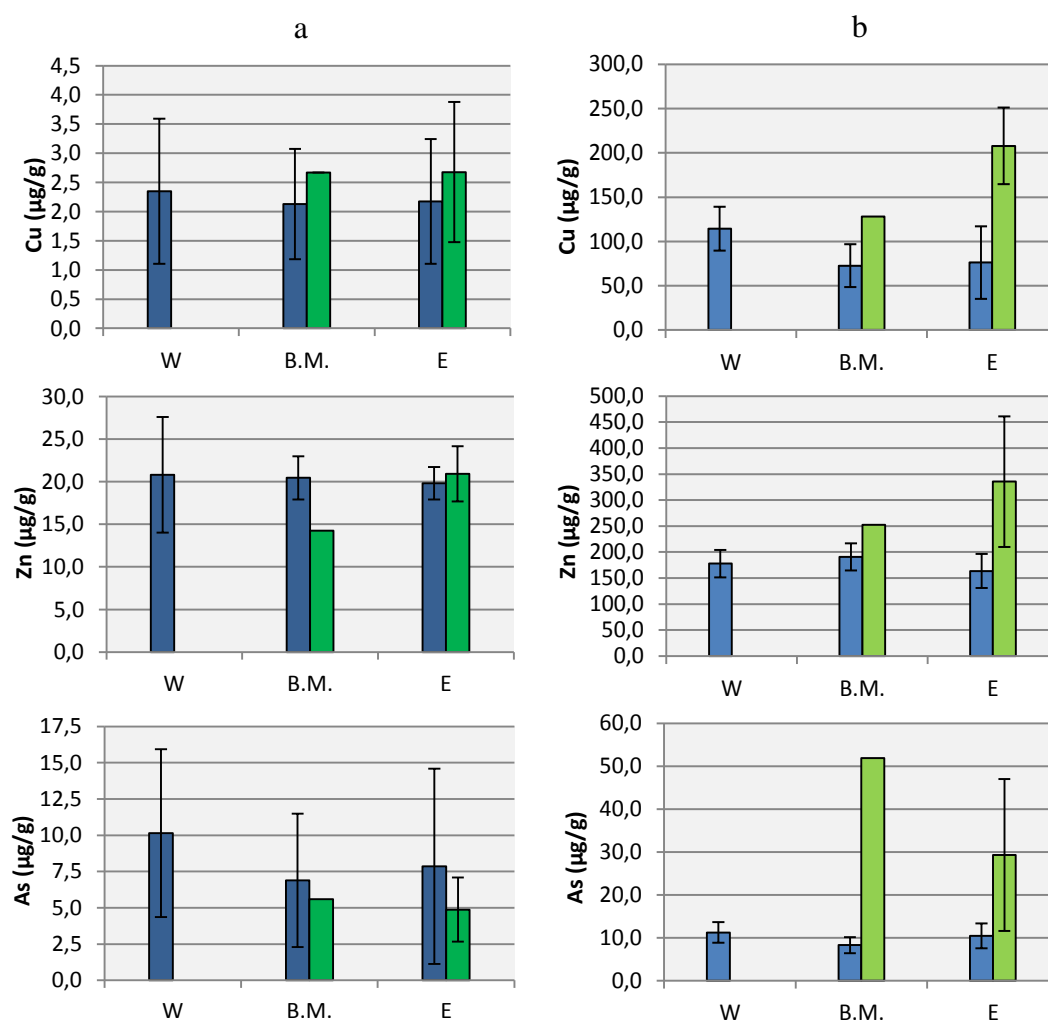


Figura 3. Concentraciones promedio (\pm SD) de cobre (Cu), cinc (Zn) y arsénico (As) ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco) en los tejidos de las especies analizadas por zonas de muestreo. En (a) concentraciones en músculo axial de corvina rubia (azul) y lisa (verde). En (b) concentraciones en hígado de corvina rubia (azul) y lisa (verde). W: Zona Oeste, B.M: Bahía de Montevideo, E: Zona Este. *los datos de cobre en el hígado de lisa son un orden de magnitud mayor al presentado.

La figura 3(b), muestra los valores de concentración de metales en el hígado, siendo siempre mayores en lisa que en corvina rubia. La zona Este (E) presentó las determinaciones más elevadas para el cobre y el cinc, con $2079,8 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ y $335,4 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco

respectivamente. En el caso del arsénico, la Bahía de Montevideo mostró la mayor concentración media, $52,9 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco.

Análisis de la variación temporal de las concentraciones de cobre, cinc y arsénico

Para analizar temporalmente los contenidos de metales los datos fueron ordenados en diferentes períodos del estudio. En la tabla 4 se observan las características morfométricas promedio de los ejemplares en cada período de estudio para las diferentes especies.

Tabla 4. Características morfométricas de las especies corvina rubia y lisa durante los diferentes períodos del estudio. n: número de ejemplares. Lt media: talla promedio \pm desvío estándar. P medio: peso promedio \pm desvío estándar.

Corvina rubia	Invierno 2010			Primavera 2010			Primavera 2011		
	n	Lt media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	P medio (g)
Total	18	46 \pm 5,8	1022,9 \pm 439,2	18	42,3 \pm 6,4	870,1 \pm 372,4	25	51,2 \pm 10,3	1598,1 \pm 790,1
Machos	3	42,8 \pm 2,0	876 \pm 195,6	10	42,7 \pm 7,4	925 \pm 437,9	4	54 \pm 5,7	1660,7 \pm 604,3
Hembras	15	46,6 \pm 6,2	1052,3 \pm 472,4	8	41,7 \pm 5,4	801,6 \pm 283,9	21	50,7 \pm 11,0	1586,1 \pm 832,8

Lisa	Invierno 2010				Primavera 2011			
	n	Lt media (cm)	Lf media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	Lf media (cm)	P medio (g)
Total	6	50,5 \pm 3,7	41,5 \pm 1,7	1173,5 \pm 120,6	8	41,7 \pm 11,5	38,6 \pm 10,8	809,6 \pm 573,2
Machos	1	52,5	42	1161				
Hembras	4	49,1 \pm 3,5	40,8 \pm 1,7	1131,7 \pm 105,4	4	49,9 \pm 9,1	46 \pm 9,1	1204,7 \pm 530,6

Las concentraciones determinadas de cobre, cinc y arsénico en los diferentes períodos se observan en la figura 4(a) en el músculo de corvina rubia y lisa; en la figura 4(b) se presentan las concentraciones determinadas en el hígado de las especies mencionadas durante los períodos de estudio analizados.

En el tejido muscular, el cobre presentó un valor promedio superior en ambos períodos en lisa, presentando durante invierno 2010 el valor máximo ($3,1 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco). Para el caso del cinc, este elemento presentó concentraciones similares entre especies, mientras que para las concentraciones de arsénico, se encontró que los valores promedios más elevados se presentaron en el músculo de corvina rubia, con un máximo de $11,3 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco durante primavera 2010.

Las concentraciones de metales determinadas en el hígado de ambas especies mostraron mayores concentraciones en lisa que en corvina rubia. Las concentraciones promedio máximas determinadas para lisa tuvieron valores de $2330,7 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$, $359,6 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$, y $49,2 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso

seco para cobre, cinc y arsénico respectivamente, mientras que para la corvina rubia $117,0 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$, $178,0 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$, y $12,6 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco.

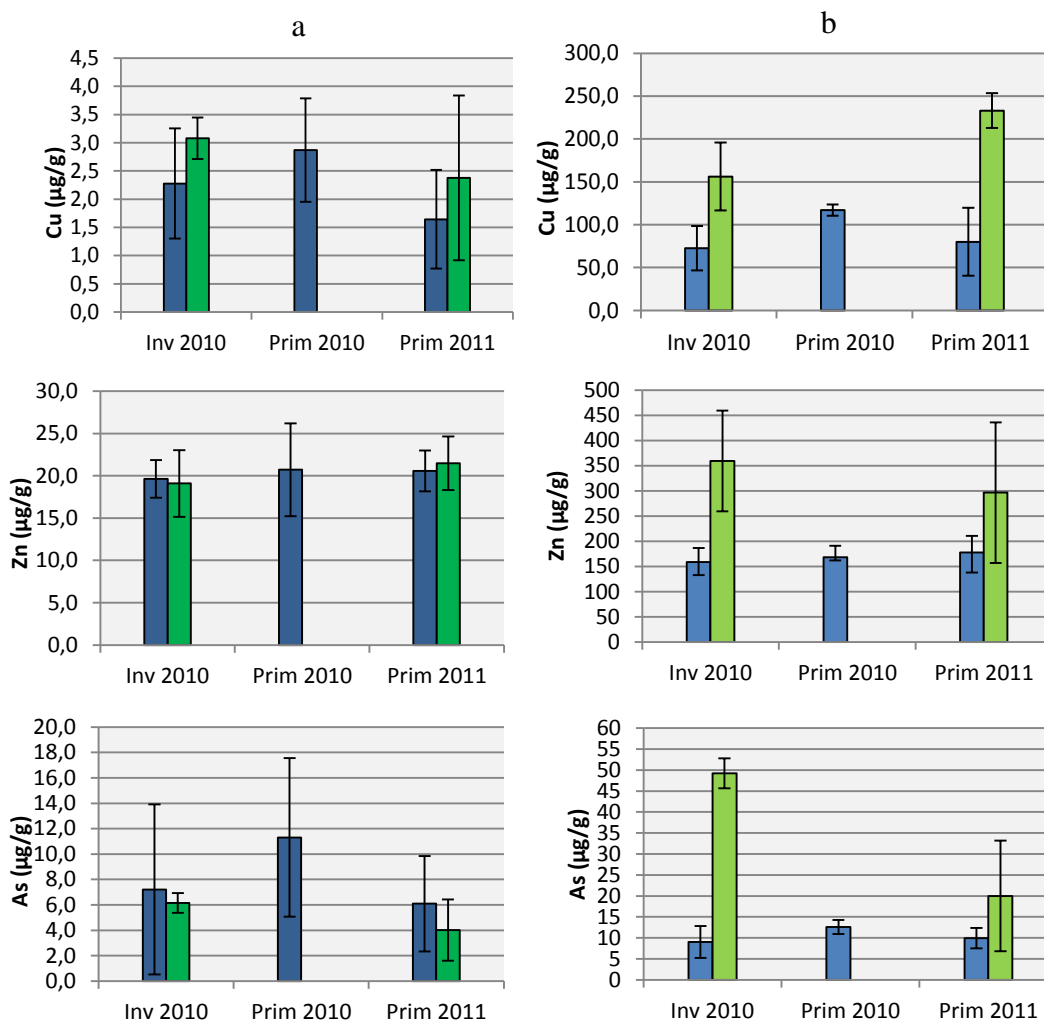


Figura 4. Concentraciones promedio (\pm SD) de cobre (Cu), cinc (Zn) y arsénico (As) ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco) en los tejidos de las especies analizadas por períodos de muestreo. En (a) concentraciones en músculo axial de corvina rubia (azul) y lisa (verde). En (b) concentraciones en hígado de corvina rubia (azul) y lisa (verde). Inv 2010: junio y agosto 2010, Prim 2010: setiembre y octubre 2010, Prim 2011: octubre y noviembre 2011. *los datos de cobre en el hígado de lisa son un orden de magnitud mayor al presentado.

Las concentraciones promedio de los metales analizados mostraron valores mayores en el hígado que en el tejido muscular de las especies; esto se observó especialmente en el cobre y el cinc donde en ocasiones la diferencia fue mayor a un orden de magnitud (Figuras 3 a, b y 4 a, b).

Análisis de la variación espacial de la concentración de mercurio

Del total de 56 corvinas rubias analizadas, el 37,5% presentaron valores superiores al límite de cuantificación, 35,7% presentaron valores por debajo del límite de cuantificación y 26,8% tuvieron concentraciones no detectadas por la técnica.

Ambas especies fueron analizadas para el contenido de mercurio en músculo pero únicamente la corvina rubia presentó valores de concentración superiores al límite de detección ($0,035 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$) y al límite de cuantificación ($0,07 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$) de la técnica.

El contenido de mercurio fue analizado en 56 corvinas rubias, las cuales presentaron las características morfométricas promedio observadas en la tabla 5.

Tabla 5. Características morfométricas de la especie corvina rubia en las diferentes zonas del estudio. n: número de ejemplares. Lt media: talla media \pm desvío estándar. P medio: peso medio \pm desvío estándar.

Corvina rubia	Oeste			Bahía de Montevideo			Este		
	n	Lt media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	P medio (g)
Total	12	47,5 \pm 4,3	1156,9 \pm 402,8	19	47,2 \pm 11,2	1281,9 \pm 853,1	25	46,8 \pm 9,1	1200,3 \pm 679,6
Machos	3	45,8 \pm 3,3	990,7 \pm 227,1	4	34,7 \pm 1,0	472,2 \pm 39,3	9	49,3 \pm 6,4	1344,9 \pm 517,8
Hembras	9	48,0 \pm 4,6	1212,3 \pm 443,1	15	50,6 \pm 10,3	1497,8 \pm 835,5	16	45,4 \pm 10,3	1118,9 \pm 759,3

En la figura 5 se observan los resultados de las concentraciones promedio de mercurio agrupadas por zonas de estudio. La concentración máxima se determinó para la zona de la Bahía de Montevideo, y fue de $0,136 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco superior a los valores promedio de las otras zonas estudiadas.

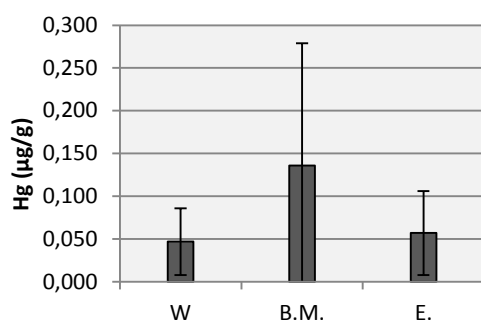


Figura 5. Concentración promedio (\pm SD) de mercurio (Hg) ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco) en el tejido muscular de la corvina rubia estudiado por zonas de muestreo. W: Zona Oeste, B.M.: Bahía de Montevideo, E: Zona Este.

Análisis de la variación temporal de la concentración de mercurio

Las características promedio de los individuos al agruparlos por época de captura se observan en la tabla 6. Las concentraciones determinadas de mercurio para cada uno de ellos se observa en la figura 6.

Tabla 6. Características morfométricas de la especie corvina rubia en los diferentes períodos del estudio. n: número de ejemplares. Lt media: talla promedio \pm desvío estándar. P medio: peso promedio \pm desvío estándar.

Corvina rubia	Invierno 2010			Primavera 2010			Primavera 2011		
	n	Lt media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	P medio (g)	n	Lt media (cm)	P medio (g)
Total	14	46,3 \pm 5,5	1013,4 \pm 438,3	17	41,7 \pm 6,2	829,8 \pm 340,9	25	51,2 \pm 10,3	1598,1 \pm 790,1
Machos	3	42,8 \pm 2,0	876 \pm 195,6	9	41,8 \pm 7,1	854,9 \pm 400,5	4	54 \pm 5,7	1660,7 \pm 604,3
Hembras	11	47,2 \pm 5,8	1050,8 \pm 484,6	8	41,7 \pm 5,4	801,6 \pm 283,9	21	50,7 \pm 11,0	1586,1 \pm 832,8

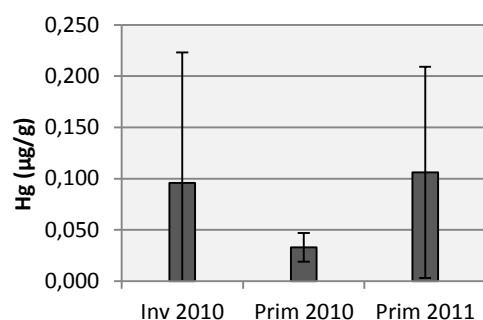


Figura 6. Concentración promedio (\pm SD) de mercurio (Hg) ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco) en el tejido muscular de corvina rubia estudiado por períodos de muestreo. Inv 2010: junio y agosto 2010, Prim 2010: setiembre y octubre 2010, Prim 2011: octubre y noviembre 2011.

La concentración promedio máxima fue determinada para primavera 2011, con un valor de 0,106 $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco. En primavera 2010 la mayoría de los datos presentaron valores por debajo del límite de cuantificación, 92,3% del total, resultando en una concentración promedio menor en comparación con los otros períodos. El valor promedio de invierno 2010 fue similar al de primavera 2011.

Análisis de las concentraciones de metales en relación a la talla de los peces

Para el cobre y el arsénico el análisis de regresión lineal no presentó resultados significativos ($p > 0,05$). El análisis de regresión para el cinc y el mercurio fue significativo ($p < 0,05$), mostrando una tendencia a la acumulación de estos metales. El coeficiente de correlación lineal para el cinc mostró una correlación positiva media de 0,589, y el coeficiente de determinación presentó un valor de 0,347. En la figura 7 se observa el gráfico de dispersión para este metal.

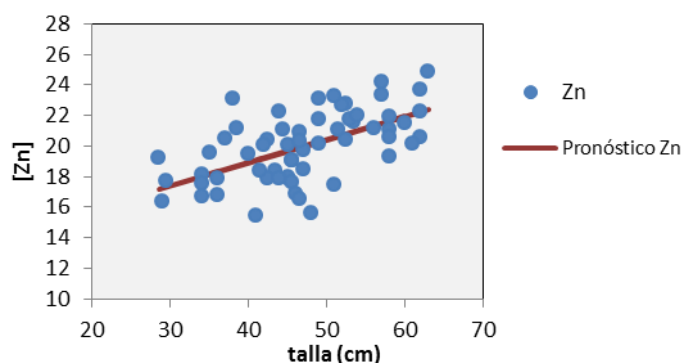


Figura 7. Relación entre la concentración de cinc ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco) en músculo y la talla (cm) para corvina rubia.

En el mercurio el coeficiente de correlación lineal mostró una correlación positiva media de 0,622 y el coeficiente de determinación presentó un valor de 0,386. En la figura 8 se observa el gráfico de dispersión para este metal.

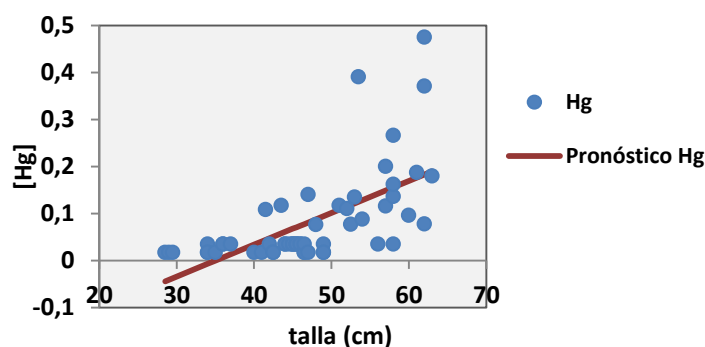


Figura 8. Relación entre la concentración de mercurio ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco) en músculo y la talla (cm) para corvina rubia.

Análisis estadístico de la concentración de metales

Los metales pesados cobre, cinc y arsénico fueron analizados por medio del ANCOVA, no así el mercurio debido al bajo número de muestras con concentraciones superiores al límite de cuantificación de la técnica (21).

Al estudiar la distribución de los datos, el test de Shapiro-Wilk mostró que los datos de concentración de metales no presentan una distribución Normal ($p < 0,05$, Anexo 2). El test de Levene determinó que sólo para el Ln (Cu) los datos presentaron homocedasticidad, con un valor $p = 0,066$ ($p > 0,05$).

La prueba de los efectos del ANCOVA en el caso del Ln (Cu) fue significativa para los períodos de captura ($p = 0,006$), indicando que los valores de Ln (Cu) son significativamente distintos para esta variable. Se observan diferencias significativas en las concentraciones de cobre entre primavera 2010 y primavera 2011, en un valor de $1,827 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco para un ejemplar de talla media (talla media de la población $47,05\text{cm}$ de Lt). Sin embargo no se pudo evidenciar que los valores de Ln (Cu) fueran significativamente distintos para otras variables (zona de captura, sexo), o que existan interacciones entre estas.

Al analizar el Ln (Zn), la prueba de los efectos del ANCOVA fue significativa para distintas variables. Factores individuales como la zona de captura, el período de captura y la talla de los individuos presentaron resultados significativos ($p < 0,01$), pero también las interacciones entre algunos factores fueron significativas, es el caso de la interacción entre la zona y período de captura ($p = 0,008$), el período de captura y el sexo de los individuos ($p = 0,001$), la zona de captura y el sexo de los individuos ($p < 0,001$), así como la zona y período de captura junto al sexo de los individuos ($p < 0,001$). Estos resultados evidencian una interacción entre estas variables que afecta los valores de Ln (Zn), sin embargo diferencias significativas en las concentraciones de cinc se observaron únicamente entre invierno 2010 y primavera 2010, en un valor negativo de $1,184 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco, y entre primavera 2010 y primavera 2011, en un valor de $1,136 \mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ peso seco para un ejemplar de talla media.

Los resultados de la prueba de los efectos del ANCOVA para el Ln (As) presentaron como único valor significativo la interacción entre la zona y el período de captura ($p < 0,001$). Estos resultados sugieren que la interacción entre estas variables afecta la concentración del arsénico. A pesar de esto, no fueron encontradas diferencias significativas entre las concentraciones de arsénico relacionadas a las diferentes variables.

Los resultados del ANCOVA para los distintos elementos analizados se presentan en el Anexo 2.

Análisis del contenido estomacal

El análisis del contenido estomacal se realizó para ambas especies, sin embargo sólo en la corvina rubia se pudo cuantificar la dieta. En la lisa, la metodología empleada no permitió el estudio de su contenido estomacal, no siendo posible distinguir los distintos ítems ingeridos por la especie.

Se analizaron un total de 61 ejemplares de corvina rubia, encontrándose ítems alimenticios en 37 de ellos. La dieta de la corvina rubia en el presente estudio estuvo compuesta por las siguientes categorías taxonómicas: Mysidacea, Isopoda, Cumacea, Decapoda, Balanidae, Bivalvia, Gastropoda, Polychaeta, y Actinopterygii. Los contenidos individuales para cada organismo se detallan en el Anexo 3.

Los gasterópodos fueron los organismos más numerosos y frecuentes en el contenido estomacal de la corvina rubia, perteneciendo estos al género *Heleobia*. El misidáceo *Neomysis americana* también se presentó en un número elevado en el contenido de esta especie. Los decápodos *Cyrtograpsus angulatus* junto con los peces fueron los principales componentes en el análisis gravimétrico. Los peces que pudieron ser identificados pertenecieron a las especies *Micropogonias furnieri* y *Brevoortia pectinada*. La composición trófica de la dieta de la corvina rubia y los resultados de los índices de composición numérica (CN%), índice de frecuencia de ocurrencia (F%), índice gravimétrico (G%) e índice de importancia relativa (IIR) para el total de la muestra se presentan en la tabla 7.

Tabla 7. Composición trófica de la dieta de corvina rubia. N: número de presas por taxón. N%: índice numérico. F%: frecuencia de ocurrencia. G%: índice gravimétrico. IIR%: índice de importancia relativa * presencia de ítems no completos; ** peso inferior al límite de detección de la balanza.

Especie	N	N%	F%	G%	IIR%
Filo Annelida					
Clase Polychaeta	4*	0,57	10,81	**	0,11
Filo Mollusca					
Clase Bivalvia	9*	1,29	24,32	12,82	5,91
Clase Gastropoda	303*	43,59	45,94	2,06	36,14
Filo Arthropoda					
Subfilo Crustacea					
Clase Malacostraca					
Subclase Eumalacostraca					
Orden Cumacea	66	9,49	10,81	0,05	1,78
Orden Isopoda	32	4,60	27,03	0,07	2,18
Orden Mysidacea	261*	37,55	37,84	6,82	28,92
Orden Decapoda	12*	1,73	24,32	40,77	17,81
Clase Maxillopoda					
Subclase Thecostraca					
Orden Sessilia					
Familia Balanidae	2*	0,29	5,40	0,05	0,03
Filo Chordata					
Subfilo Vertebrata					
Clase Osteichthyes					
Subclase Actinopterygii	6	0,86	10,81	37,37	7,12

El índice de importancia relativa en la corvina rubia presentó a la clase Gastropoda como el ítem predominante en la dieta de la especie (36,14%), seguido por Mysidacea (28,92%) y Decapoda (17,81%).

Al estudiar espacialmente la importancia de las diferentes presas, los gasterópodos fueron los principales ítems para la zona Este (54,28%) y Oeste (38,38%), no así para la zona de la Bahía de Montevideo donde los misidáceos fueron los organismos más importantes (58,59%) como se observa en la figura 9.

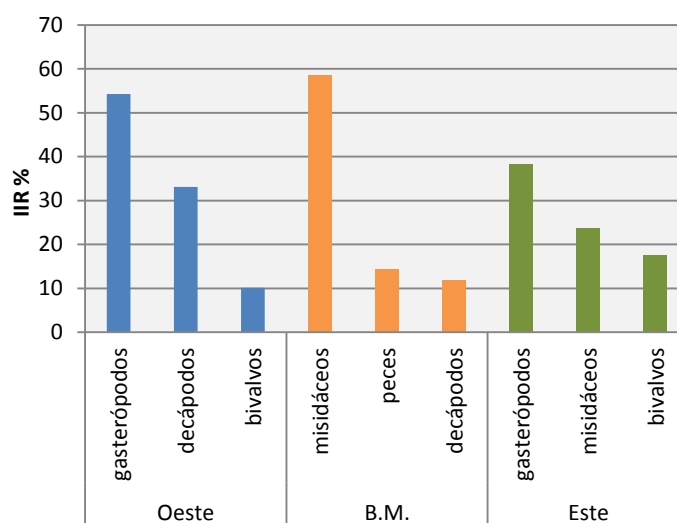


Figura 9. Índice de importancia relativa (IIR%) del contenido estomacal en corvina rubia analizado espacialmente. Se presentan las tres presas con mayor contribución a la dieta.

El índice de importancia relativa evaluado temporalmente presentó como ítem más importante para el período de invierno 2010 a los peces (47,51%), a los misidáceos (58,94%) en primavera 2010 y los decápodos (53,18%) en primavera 2011. En la figura 10 se observa la distribución de los taxa más importantes.

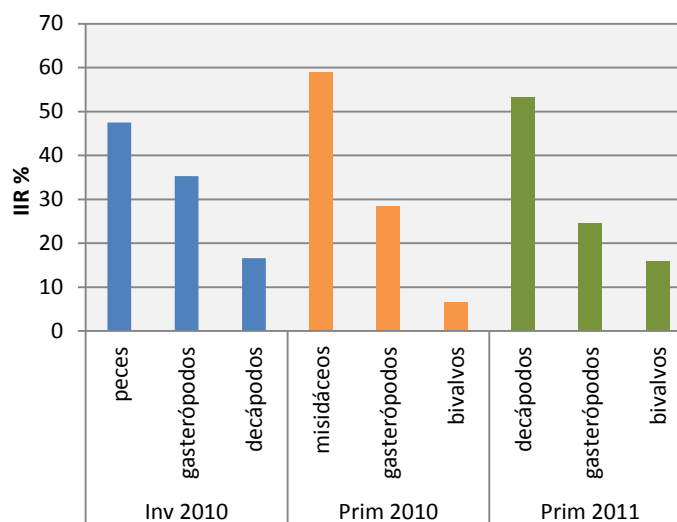


Figura 10. Índice de importancia relativa (IIR%) del contenido estomacal en corvina rubia analizado temporalmente. Se muestran las tres presas con mayor contribución a la dieta.

Con respecto a los ítems consumidos por las diferentes tallas de la corvina rubia, en la agrupación compuesta por individuos menores a la talla media de la muestra (47 cm), los organismos más importantes fueron los misidáceos, presentando un valor de 57,22%, muy

superior al resto de los ítems encontrados. Los ejemplares mayores a la a la talla media de la muestra presentaron como ítem principal a los gasterópodos (31,67%) y los decápodos (30,28%) (Figura 11).

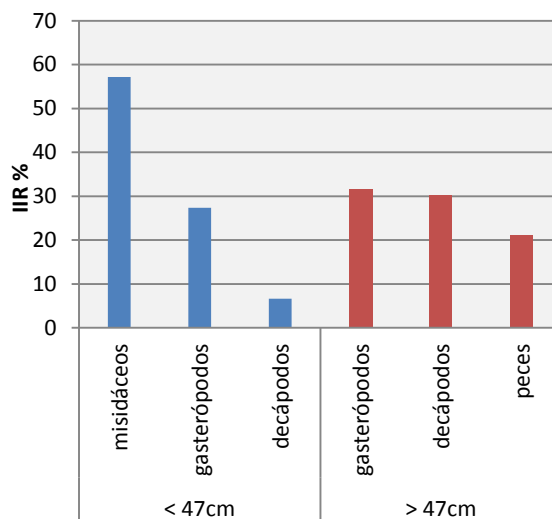


Figura 11. Índice de importancia relativa (IIR%) del contenido estomacal en corvina rubia analizado en función de la talla de los individuos. Se muestran las tres presas con mayor contribución a la dieta.

Análisis de las concentraciones de metales respecto a las normativas para consumo humano

En la figura 12 se presentan las concentraciones promedio para el cobre, cinc y arsénico ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo) en el tejido muscular de ambas especies estudiadas durante el período de estudio. Para el caso del cobre se encontró un nivel promedio de todos los individuos analizados correspondiente a $0,38 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo para la corvina rubia ($n= 61$) y $0,62 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo para la lisa ($n= 14$). La concentración máxima de cobre se observó en lisa ($1,29 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo). Los mencionados valores son inferiores al nivel máximo permitido según el reglamento bromatológico nacional para dicho metal en alimentos, correspondiente a $10 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo.

Para el cinc no existe normativa nacional que establezca el nivel máximo permitido, pero al compararlo con normativas internacionales, los niveles promedio encontrados en músculo fueron siempre inferiores al valor de $100 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ en base húmeda establecido como nivel máximo permitido en pescados por el Ministerio de Salud de Brasil. Los valores promedio encontrados en el presente estudio para el cinc fueron de $3,63 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo y $4,69 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo para la corvina rubia y lisa respectivamente. La máxima concentración

encontrada fue de $5,76 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo en lisa, siendo también inferior al nivel máximo permitido.

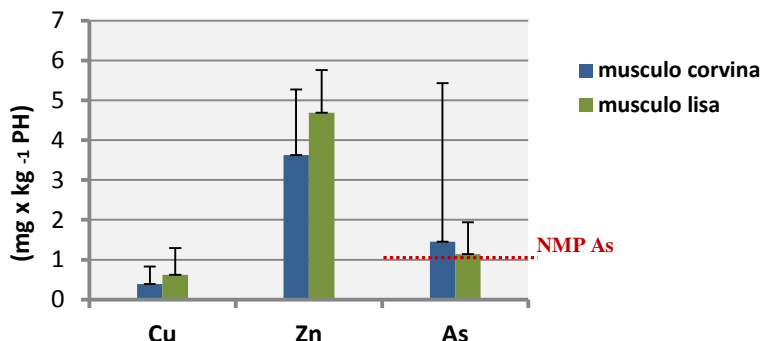


Figura 12. Concentraciones promedio de cobre (Cu), cinc (Zn) y arsénico (As) ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo) en el tejido muscular de la corvina rubia y la lisa. Las barras de error indican la concentración máxima observada para cada metal. Se observa el Nivel Máximo Permitido para el arsénico inorgánico (NMP As).

En este trabajo se cuantificó arsénico total, presentando el músculo de corvina rubia una concentración promedio de $1,45 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo y el de lisa $1,14 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo. El nivel máximo registrado fue $5,43 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo en el músculo de corvina rubia. En Uruguay las concentraciones máximas de arsénico inorgánico permitido en el pescado corresponden a las establecidas en el reglamento técnico del MERCOSUR (MERCOSUR/GMC/RES. N° 12/11), y establecen un nivel máximo permitido de $1 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo.

El nivel promedio para cobre en hígado de lisa fue $486,85 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo, con un máximo de $773,75 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo, para cinc el nivel promedio fue $94,28 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo, con un máximo de $142,89 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo; y para arsénico presentó un nivel promedio de $9,69 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo con un máximo de $19,77 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo.

El mercurio presentó concentraciones por debajo de los valores del límite máximo permitido de acuerdo a la normativa nacional (Decreto n° 315/944), la cual establece un límite máximo de $0,5 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ en base húmeda para peces no predadores. El nivel promedio para el total de muestras de músculo de corvina rubia ($n= 56$) fue $0,015 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo, y el máximo valor detectado por la técnica fue de $0,088 \text{ mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo (Figura 13).

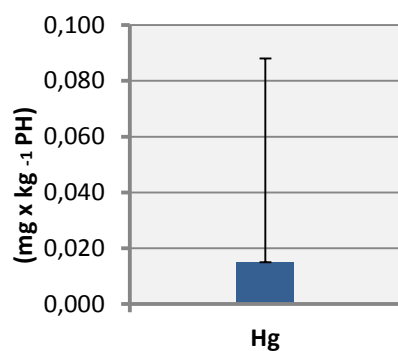


Figura 13. Concentraciones promedio del mercurio (Hg) ($\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ peso húmedo) en el tejido muscular de la corvina rubia. La barra de error indica la concentración máxima observada para el mercurio en el período de estudio.

DISCUSIÓN

Se determinaron las concentraciones de los metales pesados cobre, cinc, arsénico y mercurio en corvina rubia y lisa de la zona costera de Montevideo, analizando su variación en el tejido muscular y el hígado respecto a variables morfométricas de ambas especies, así como espaciales y temporales. Los resultados encontrados se compararon con los obtenidos por Viana (2001), quien estudió la concentración de distintos metales y consideró entre otras especies la corvina rubia y la lisa, siendo uno de los pocos antecedentes respecto a este tipo de estudio en la costa de Montevideo (Tabla 8). Los niveles de cobre determinados en el presente trabajo en ambos tejidos fueron superiores en las diferentes especies, detectándose concentraciones de cobre por encima del límite de detección en el tejido muscular algo no observado por Viana (2001). Para el cinc, las concentraciones promedio fueron similares a las detectadas por Viana (2001). En el presente trabajo no se pudo analizar el contenido de mercurio en hígado pero si en el tejido muscular, siendo importante el número de muestras con concentraciones inferiores al límite de cuantificación y detección de la técnica, presentando el total de las muestras de lisa concentraciones inferiores a este último. Los niveles de mercurio en músculo de ambas especies estuvieron por debajo de los analizados por Viana (2001).

Tabla 8. Concentraciones promedio de metales pesados en las muestras del presente trabajo con respecto al trabajo realizado por Viana (2001). Cuando se indica una concentración menor a un valor determinado, dicho valor indica el límite de detección de la técnica en base seca. El símbolo * indica que no se analizó el metal en la muestra.

	Cu ($\mu\text{g x g}^{-1}$ PS)		Zn ($\mu\text{g x g}^{-1}$ PS)		As ($\mu\text{g x g}^{-1}$ PS)		Hg ($\mu\text{g x g}^{-1}$ PS)	
	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado	Músculo	Hígado
Corvina rubia								
Viana, 2001	<1,0	47	17	149	*	*	0,61	0,77
Presente estudio	2,2	82,0	20,3	173,7	8,0	10,0	0,08	*
Lisa								
Viana, 2001	<1,1	493	21	214	*	*	0,27	0,69
Presente estudio	2,7	1946,5	20,5	323,6	4,9	32,5	<0,035	*

Las concentraciones promedio de cobre y mercurio analizadas han variado respecto a los antecedentes para la zona, no obstante hablar de aumento o disminución de la carga de contaminantes sería un poco apresurado. Se trata de dos trabajos con tamaños muestrales y características morfométricas de los ejemplares muestreados diferentes, por lo tanto las posibles

variaciones en las concentraciones podrían deberse a factores intrínsecos de los individuos y no necesariamente a cambios en la zona del estudio.

En el presente estudio las concentraciones de los metales cobre y cinc fueron mayores en el hígado que en el tejido muscular de la corvina rubia y lisa, relación que ha sido ampliamente observada en distintas especies de peces, donde el hígado se cita con concentraciones más elevadas para distintos metales respecto al músculo (Wagner & Boman, 2003; Tekin-Özan., 2008; Jaramillo, 2009; Quang Le *et al.*, 2010; Matasin *et al.*, 2011; Djedjibegovic *et al.*, 2012; Maceda-Veiga *et al.*, 2012; Abdolahpur *et al.*, 2013). Las concentraciones de arsénico en lisa igualmente fueron superior en el hígado, pero en corvina rubia no se observaron estas diferencias, presentando valores similares entre tejidos, incluso llegando a ser superiores en el músculo, lo que ya se ha observado en otros trabajos (Castro-González *et al.*, 2008; Squadrone *et al.*, 2013).

Las diferencias observadas para estos tejidos, están relacionadas a las diferencias existentes en la acumulación de metales pesados en peces dependiendo del rol fisiológico de los órganos (Abdolahpur *et al.*, 2013), siendo los metabólicamente activos donde mayormente se acumulan (Jaramillo, 2009; Wang *et al.*, 2010; Matasin *et al.*, 2011). El músculo acumula menos cantidad de metales y sus bajas concentraciones podrían estar indicando niveles bajos de contaminación en el ambiente y tasas de eliminación de metales mayores a las de acumulación (Jaramillo, 2009). Una excepción a esta consideración sería para el caso del mercurio, donde las mayores concentraciones se encuentran en el tejido muscular (Has-Schön *et al.*, 2008; Lemos *et al.*, 2012; Maceda-Veiga *et al.*, 2012). Concentraciones elevadas en el hígado se deben a su rol en el metabolismo, siendo el principal sitio de almacenamiento, regulación y desintoxicación del organismo (Viana, 2001; Wagner & Boman, 2003; Quang Le *et al.* 2010; Matasin *et al.*, 2011; Barhoumi *et al.*, 2012; Franco & León, 2012; Weber *et al.*, 2013), siendo este el órgano que refleja más sensiblemente los cambios en la exposición medioambiental a los metales (Luoma & Rainbow, 2011). Los peces pueden responder a la exposición a metales pesados mediante la síntesis de metalotioneínas en este órgano, cumpliendo estas proteínas una función importante en la protección contra su toxicidad, regulación y excreción de estos elementos (Jaramillo, 2009; Guinot *et al.*, 2012; Dsikowitzky *et al.*, 2013).

En algunos estudios se argumenta que medir la concentración de metales en el hígado es más relevante respecto a la contaminación por metales, siendo el principal órgano para detectar procesos de bioacumulación, debido a rápidos rangos de descontaminación del tejido muscular (Lindström & Hakanson, 2001; Maceda-Veiga *et al.*, 2012). El hígado proporciona una

estimación de los niveles actuales de contaminantes en el ambiente, reflejando las circunstancias en las que habitan los peces respecto a la cantidad y biodisponibilidad de metales, pudiendo ser adecuados para obtener información del estado de contaminación a corto plazo (Jaramillo, 2009; Luoma & Rainbow, 2011; Weber *et al.*, 2013). En el músculo se reflejarían los niveles de contaminantes persistentes en el ambiente, siendo el órgano que responde más lentamente a cambios ambientales de estas sustancias (Jaramillo, 2009).

Analizando la variabilidad espacial no se observaron diferencias en la concentración de metales en músculo entre las distintas zonas de la costa de Montevideo, lo que puede relacionarse con la movilidad existente en las especies estudiadas, además de la historia de vida de cada organismo; no siendo la zona de captura la variable más importante afectando los niveles de contaminación por metales pesados en las especies analizadas. Se observaron resultados significativos para el cinc, evidenciándose estadísticamente una posible afectación dependiente de la zona de captura, a pesar que el análisis presentó poco sustento ya que no se cumplieron ciertos supuestos importantes del mismo para este metal. Para el mercurio en corvina rubia las concentraciones más elevadas se determinaron en las muestras pertenecientes a la Bahía de Montevideo, sin embargo no se pudo realizar un análisis estadístico a fin de evidenciar diferencias significativas en la distribución de dicho elemento. En el hígado de lisa se observaron diferencias comprendiendo esta zona y la zona Este del estudio, no obstante fueron pocas las muestras analizadas para obtener una conclusión al respecto. La Bahía de Montevideo presenta un gran deterioro ambiental siendo impactada por metales pesados en sus sedimentos (García-Rodríguez *et al.*, 2010; Muniz *et al.*, 2011), sin embargo para establecer relaciones efecto-consecuencia habría que realizar estudios más detallados respecto a la contaminación y biodisponibilidad de los distintos metales pesados en sus componentes abióticos y bióticos.

La corvina rubia y la lisa son especies que se relacionan con el sedimento, alimentándose de organismos bentónicos probablemente enriquecidos con metales debido al contacto directo con el sedimento, y presentando hábitos demersales habitando cerca del fondo, lo que favorece la absorción a partir de estos (Viana, 2001). Esta relación con el sedimento se ha observado como importante en promover variaciones intraespecíficas ya que especies de hábitos bentónicos normalmente presentan mayores concentraciones de metales pesados que especies habitando zonas superiores de la columna de agua (Ney & Van Hassel, 1983; Dallinger *et al.*, 1987; Bordajandi *et al.*, 2003; Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Jaramillo, 2009; Rejomon *et al.*, 2010; Yi *et al.*, 2011; Yi & Zhang, 2012; Abdolapur *et al.*, 2013). Los niveles de metales pesados en el hábitat tendrán influencia en la acumulación de metales por parte de los peces, observándose correlaciones positivas entre concentraciones de metales presentes en el

sedimento y/o agua y los tejidos de los organismos, pudiendo haberse acumulado directamente desde estos (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Farag *et al.*, 2007; Matasin *et al.*, 2011; Maceda-Veiga *et al.*, 2012).

Los niveles de metales pesados en los sedimentos son los más elevados en los ambientes acuáticos (Olowu *et al.*, 2010; Viana *et al.*, 2011; Yi & Zhang, 2012), presentando el cobre, cinc, arsénico y mercurio una importante tendencia a precipitarse y acumularse en los sedimentos del fondo (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Li *et al.*, 2009; Cheng *et al.*, 2012). Los sedimentos juegan un rol importante en la contaminación por metales, siendo secuestradores y fuentes secundarias de metales pesados (Viana, 2001; Weber *et al.*, 2013). La exposición directa a los metales presentes en estos ocurre por la liberación de material particulado contaminado en la columna de agua, por disturbios naturales o antrópicos que permiten la removilización de los metales (Bordajandi *et al.*, 2003; Rodríguez *et al.*, 2009; Viana *et al.*, 2011). Este proceso dependerá de las características físico químicas del ambiente acuático, afectando la especiación de los metales y la biodisponibilidad de los mismos para la vida acuática (Dallinger *et al.*, 1987; Durá *et al.*, 2004; Gagneten *et al.*, 2007; Jaramillo, 2009; Kucuksezgin *et al.*, 2011).

A pesar que los peces que habitan zonas poluidas presentan la tendencia a mayores concentraciones de metales (Maceda-Veiga *et al.*, 2012), los peces colectados en una zona particular pueden presentar grandes variaciones intra e inter específicas dependiendo de la historia de vida, el nivel trófico, actividades metabólicas internas, la especie de metal pesado y el tiempo de exposición al mismo (Ney & Van Hassel, 1983; Qadir & Malik, 2011), dificultando las comparaciones entre especies (Maceda-Veiga *et al.*, 2012). A nivel intraespecífico, la duración a la exposición parece ser uno de los principales factores en contribuir a la acumulación de metales, y distintos estudios citan a este factor junto con la concentración de metales en agua como los principales factores en determinar acumulación de metales pesados en los tejidos (Ney & Van Hassel, 1983; Tekin-Özan, 2008; Yi & Zhang, 2012).

En el presente estudio, el análisis temporal de las concentraciones de metales en músculo presentó diferencias significativas en la corvina rubia para el cobre y el cinc. El análisis de la covarianza presentó diferencias en la acumulación de metales a lo largo del año, no obstante sus interpretaciones no son claras, considerando que al realizar el estadístico no se cumplieron todos los supuestos del mismo. Para el mercurio se observan diferencias en la concentración entre periodos, las que parecen estar relacionadas con la talla de los individuos, a

pesar que estas no pudieron ser analizadas estadísticamente. De todas formas, las variaciones encontradas en los diferentes metales, pueden estar influenciadas por el hecho que las especies estudiadas presentan distintas características fisiológicas y reproductivas a lo largo del año, además de los diferentes rangos de temperaturas asociados a las distintas estaciones.

Se ha observado que la corvina rubia comienza su temporada reproductiva en primavera (Jaureguizar *et al.*, 2003; Jaureguizar *et al.*, 2008; Braverman *et al.*, 2009), y las lisas realizan migraciones reproductiva hacia el mar finalizando sus eventos reproductivos sobre el final de setiembre o inicio de octubre (González *et al.*, 2009), períodos abarcados en este estudio. A pesar que los peces colectados en el presente trabajo no poseían características de individuos desovantes, presentaban distintos grados de madurez, entre inmaduros y maduros, los cuales fueron evidenciados macroscópicamente. El estatus reproductivo de los peces podría influir en la concentración de metales esenciales en hígado y músculo, acumulándose más durante los periodos reproductivos (Copat *et al.*, 2012; Monsefrad *et al.*, 2012), disminuyendo su potencial para detectar las variaciones en el ambiente (Maceda-Veiga *et al.*, 2012).

Guinot (2012) observó una tendencia al aumento en las concentraciones de metales en los tejidos con el aumento de la temperatura, lo que podría explicar patrones estacionales en las variaciones de metales. Esto se debe a una aceleración bioquímica y fisiológica en los procesos, alteraciones en el sistema de transporte de metales que pueden verse afectados en diferente grado o forma dependiendo del metal y del tejido (Guinot *et al.*, 2012). Las variaciones en las concentraciones de metales en los diferentes períodos del año, dependerán de la especie estudiada y el tipo de tejido (Jaramillo, 2009; Copat *et al.*, 2012). Cuando se muestrea en un área y periodo dado, los factores ambientales estarían ejerciendo la misma influencia y los niveles de metales en una misma especie van a variar acorde a las características fisiológicas de cada individuo (Lombardi *et al.*, 2010).

Características fisiológicas como el sexo podrían influir en la acumulación de metales, siendo reportadas concentraciones mayores de distintos metales en hembras de algunas especies de peces (Jaramillo, 2009; Lombardi *et al.*, 2010; Squadrone *et al.*, 2013), pero no variando significativamente al compararlas entre individuos sexualmente inmaduros (Lombardi *et al.*, 2010). En este trabajo, el cinc se vio afectado por el sexo de las corvinas rubias cuando estaba interactuando con el período de captura y la zona de captura según la prueba de efectos del ANCOVA, pero no se observaron diferencias significativas en estos análisis. Se ha intentado determinar la existencia de pautas definidas en cuanto a la acumulación de metales por sexos sin obtenerse resultados positivos (Jaramillo, 2009).

Otra característica que ha sido citada como una importante variable a considerar respecto a la acumulación de metales pesados es la talla o edad de un pez. Desde ser un factor que puede influir en su acumulación, hasta ser el principal factor en determinar los niveles de metales debido a que se acumulan durante toda la vida (Mendez *et al.*, 2001; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010). En el presente trabajo se obtuvieron correlaciones significativas entre la talla y la concentración de cinc y mercurio en el músculo de corvina rubia, sugiriendo procesos de bioacumulación para estos metales. Estas relaciones también fueron observadas por Viana (2001) para la corvina rubia, y también han sido observadas en distintas especies de peces (Cuadrado, 1995; USEPA, 2000; Gassel *et al.*, 2004; Kasper *et al.*, 2007; Quang Le *et al.*, 2010; Maceda-Veiga *et al.*, 2012; Monsefrad *et al.*, 2012; Dsikowitzky *et al.*, 2013; Squadrone *et al.*, 2013).

A pesar de distintos estudios realizados, no hay una relación establecida entre la concentración de metales pesados y la talla de los peces (Ney & Van Hassel, 1983; Yi & Zhang, 2012), existiendo distintos trabajos donde se observan correlaciones negativas entre la talla y las concentraciones de metales (Ney & Van Hassel, 1983; Viana *et al.*, 2005; Jaramillo, 2009; Quang Le *et al.*, 2010; Yi & Zhang, 2012). Para el cobre y el cinc se han observado correlaciones negativas indicando que estos elementos esenciales son regulados y mantenidos a ciertos niveles en el organismo (Jaramillo, 2009; Rejomon *et al.*, 2010; Kucuksezgin *et al.*, 2011; Yi and Zhang, 2012). Otras explicaciones hacen referencia a que los peces más jóvenes tienden a bioacumular más metales y al aumentar de tamaño a lo largo de su vida, el efecto de dilución disminuye la carga de estos contaminantes en los tejidos (Viana, 2001; Quang Le *et al.*, 2010; Maceda-Veiga *et al.*, 2012; Dsikowitzky *et al.*, 2013). Esta pauta parece ser general en el músculo para ambientes naturales con bajos niveles de contaminación (Jaramillo, 2009), pudiendo no observarse si las concentraciones en el ambiente son elevadas, siendo superiores a la capacidad de detoxificación del pez la cual disminuye con el crecimiento, pudiendo observarse nuevamente correlaciones positivas entre la talla y la concentración de metales pesados (Maceda-Veiga *et al.*, 2012; Yi & Zhang, 2012).

El hábito trófico también es un factor importante y determinante de los niveles de metales pesados en los tejidos de los peces (Viana, 2001; Abdolapur *et al.*, 2013), como por ejemplo para el cobre, cinc, arsénico y mercurio, donde el alimento parece ser la principal vía de ingreso (Bordajandi *et al.*, 2003; Farag *et al.*, 2007; Terra *et al.*, 2008; Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010). Distintos trabajos presentan especies pertenecientes a niveles tróficos superiores con mayores concentraciones de metales pesados en sus tejidos, existiendo

biomagnificación para estos elementos en la cadena alimenticia (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Terra *et al.*, 2008; Dsikowitzky *et al.*, 2013).

La biomagnificación ha sido citada como una causa potencial para explicar las diferencias entre especies, pero no es siempre aceptada. Diversos estudios muestran mayor acumulación de metales en especies carnívoras, pero diferencias significativas no son siempre observadas, no pudiendo asociarse a los niveles tróficos superiores (Ahmad & Shuhaimi-Othman, 2010; Nakayama *et al.*, 2010; Caçador *et al.*, 2012). Los peces de estos niveles están propensos a tener mayores concentraciones de metales pero este patrón puede cambiar, entre otros motivos porque pueden presentar mayor movilidad y alimentarse en áreas menos contaminadas (Caçador *et al.*, 2012). Por otra parte, especies de niveles tróficos inferiores en lugares muy impactados pueden estar muy expuestos a contaminantes, donde el lugar juega un rol más importante que la posición en la red trófica (Terra *et al.*, 2008; Qadir & Malik, 2011). En especies detritívoras se han determinado niveles altos de mercurio debido a que se alimentan de sedimentos, los cuales presentan niveles altos de este metal (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006).

En este trabajo la corvina rubia presentó los mayores niveles de concentración para el mercurio, presentando esta especie hábitos tróficos predadores, lo que sugiere biomagnificación para este metal, fenómeno ya observado en trabajos previos para la zona (Viana *et al.*, 2001) y otros sistemas acuáticos (Kehrig *et al.*, 2007). El contenido de mercurio en diferentes especies parece depender mayormente de la posición en la cadena trófica y los hábitos alimenticios (Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Luoma & Rainbow, 2011; Squadrone *et al.*, 2013). Este metal se bioacumula y biomagnifica en peces por lo que se espera encontrar mayores concentraciones en niveles tróficos superiores, lo que se ha sido observado en distintos trabajos (DGHCP, 2004; Gassel *et al.*, 2004; Burger & Gochfeld, 2005; Mancera-Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Pan & Wang, 2011; Yi & Zhang, 2012; Dsikowitzky *et al.*, 2013; Squadrone *et al.*, 2013). En los peces, la elevada eficiencia en la asimilación desde los alimentos, y las lentas tasas de pérdida de mercurio llevan a la acumulación de este metal (Luoma & Rainbow, 2011). A pesar de esto, en la investigación realizada por Viana (2001) los niveles de mercurio no mostraron una clara tendencia a aumentar en las especies carnívoras, presentando especies omnívoras elevadas concentraciones para este metal.

En el presente estudio, los valores de arsénico en músculo de corvina rubia fueron mayores que los de lisa, lo que podría sugerir cierto grado de biomagnificación para este elemento. Respecto al arsénico, distintos trabajos no observan biomagnificación en peces

(ATSDR, 2007; Cheng *et al.*, 2012; Dsikowitzky *et al.*, 2013), siendo los resultados existentes en bibliografía contradictorios respecto a este proceso (Dsikowitzky *et al.*, 2013).

Las concentraciones de los restantes metales analizados (cobre y cinc), no mostraron biomagnificación, inclusive la lisa presentó concentraciones de cobre superiores a la corvina rubia. Kehrig (2007), tampoco encontró diferencias significativas entre la concentración de los metales cobre y cinc presentes en los tejidos de estas especies, lo que podría indicar que el nivel trófico no estaría influyendo directamente en la acumulación de estos metales en el presente trabajo. Se destaca que en el hígado las concentraciones siempre fueron mayores en la lisa, siendo las concentraciones de cobre extremadamente altas en el hígado de esta especie.

En lo que respecta al estudio de la dieta de la corvina rubia, de acuerdo con los resultados obtenidos los gasterópodos fueron el ítem más importante para el total de la muestra, zona, época o talla; es de destacar que el tamaño de los individuos parece ser el principal factor en determinar sus ítems alimenticios. Los misidáceos también fueron presas importantes debido a ser muy numerosos, sobretudo en corvinas rubias de menor talla, algo ya observado en la zona del Río de la Plata (Acuña & Calliari, 2005). Por otra parte, las presas de mayor porte como peces y decápodos no fueron abundantes en número, pero cuando fueron ítems importantes se debió a su peso.

En este trabajo no se pudo realizar el estudio del contenido estomacal en la lisa. De todas formas, es sabido que presenta un hábito trófico iliófago y posee importante contacto con los sedimentos, lo que podría explicar los altos niveles de cobre y zinc encontrado en su hígado (Viana, 2001). Su espectro alimenticio está compuesto por cianobacterias, algas, protozoarios, metazoarios y detritos, alimentándose principalmente de Bacillariophyceae y detritos (Oliveira & Soares, 1996; Viana, 2001). Esta especie puede ser considerada como un consumidor primario, estando próximo a las fuentes de energía tanto en la cadena del detritus como en la cadena de producción; y también como consumidora secundaria ya que se alimenta de organismos animales como nematodos y copépodos (Oliveira & Soares, 1996).

Es muy dificultoso relacionar la acumulación de metales pesados con los ítems de la dieta de la corvina rubia y en este trabajo no se evidencia ninguna relación. Tampoco existen trabajos respecto al contenido de metales pesados en los organismos pertenecientes a la dieta de la corvina rubia de la zona costera de Montevideo. A su vez, la corvina rubia habita diferentes tipos de hábitats de la costa montevideana, cambiando la composición de su dieta en relación a cambios en la abundancia, diversidad y disponibilidad de las presas en función de distintas

condiciones ambientales que regulan la composición y estructura de las comunidades (Acuña & Calliari, 2005; Mendoza-Carranza & Vieira, 2008). Estudios de contaminación por metales pesados incorporando organismos presentes a lo largo de la trama trófica de esta especie podrían ser muy útiles, brindando información respecto a cómo cada ítem alimenticio podría afectar en la incorporación de los distintos contaminantes.

Distintas especies componentes de la biota marina, poseen la capacidad de acumular metales pesados y compuestos orgánicos en sus tejidos, y por este motivo los organismos acuáticos son utilizados en los últimos años en el monitoreo de contaminantes en los ambientes costeros (Teles & Sato, 2011). Su medición a través de bioindicadores es un método establecido y comparativamente fácil (Wagner & Boman, 2003). Los bioindicadores pueden definirse como organismos o sistemas biológicos que reaccionan a alteraciones ambientales modificando sus funciones vitales normales y/o su composición química; de ésta forma reflejan el cambio ambiental vigente, señalizando un evento o condición en un sistema biológico o muestra, brindando una medida de exposición, efecto o susceptibilidad (Torre, 2009).

Una característica importante que permite considerar a una especie como buena bioindicadora de contaminación en los ecosistemas acuáticos es su movilidad, siendo las especies no migradoras las que reflejan mejor las características de un cuerpo de agua (Kasper *et al.*, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009). Al habitar una misma área contaminada por largos periodos de tiempo pueden acumular grandes cargas de sustancias tóxicas (Quang Le *et al.*, 2010). Se ha observado que peces de tallas menores y bentónicos, suelen exhibir menor movilidad y mayor fidelidad al sitio, sugiriéndose como especies a utilizar (Ney and Van Hassel, 1983; Allert *et al.*, 2009).

Las especies estudiadas poseen capacidad de acumular metales en sus tejidos y se relacionan con los sedimentos; sin embargo presentan una importante movilidad y realizan migraciones reproductivas en la zona del estuario poniendo en cuestionamiento el origen de la incorporación de contaminantes dentro del Río de la Plata. La corvina rubia presentó mayores concentraciones de mercurio en la zona de la Bahía de Montevideo, pero las diferencias con las otras zonas no se testaron estadísticamente por las características de las concentraciones obtenidas. La corvina rubia y la lisa han sido citadas como bioindicadoras en la Bahía de Samborombón (Marcovecchio, 2004), y numerosas especies de lisa han sido sugeridas como especies bioindicadoras de contaminación debido a su capacidad para acumular contaminantes (Viana, 2001; Franco & León, 2012). A pesar de esto en el presente estudio no se evidenciaron diferencias entre la contaminación en los ejemplares provenientes de una zona altamente

impactada como la Bahía de Montevideo y ejemplares de zonas con menor contaminación (zonas Oeste y Este de la costa de Montevideo), por lo que sería un poco apresurado considerarlas como bioindicadoras para la zona costera de Montevideo y más estudios deberían realizarse con el fin de obtener resultados más concluyentes.

Los resultados obtenidos respecto a la concentración en el músculo por parte del cobre, cinc y mercurio presentaron valores menores a las concentraciones máximas permitidas en las normativas consultadas para aptitud de consumo humano. Estos resultados indican que no existirían riesgos para el consumo de músculo de las especies corvina rubia y lisa. Trabajos previos realizados en la costa uruguaya encontraron resultados similares, con la ausencia de riesgos respecto a estos metales en el músculo de distintas especies (Viana *et al.*, 2005).

En lo que refiere al contenido de arsénico en músculo de las especies de peces analizadas, las concentraciones obtenidas se refieren al contenido de arsénico total de la muestra, mientras que la normativa nacional establece un valor máximo de arsénico inorgánico. Por lo tanto estas concentraciones no se pueden comparar directamente, haciendo difícil examinar los posibles efectos de este elemento (Burger y Gochfeld, 2005; Falcó *et al.*, 2006). La principal fuente de arsénico en la dieta humana la constituyen los pescados y mariscos (Cuadrado, 1995; DGHCP, 2004; Castro-González *et al.*, 2008) los que contienen grandes cantidades de este elemento, siendo la mayoría orgánico bajo la forma de Arsenobetaina, una forma menos toxica del arsénico (Falcó *et al.*, 2006; ATSDR, 2007). Este compuesto se considera esencialmente como no toxico, no presentando riesgos para la salud humana (CODEX STAN 193-1995; USEPA, 2000; DGHCP, 2004; Gassel *et al.*, 2004; ATSDR, 2007). A pesar de esto, se ha citado que altas dosis de arsénico orgánico pueden producir los mismos efectos tóxicos que bajas dosis del inorgánico (Castro-González *et al.* 2008), observándose concentraciones en peces en rangos que pueden exceder niveles saludables y causar efectos en predadores (Burger & Gochfeld, 2005). En animales la exposición a compuestos de arsénico orgánico puede tener efectos nocivos en la reproducción (ATSDR, 2007). En humanos, son necesarias investigaciones que permitan evaluar las implicaciones en la salud respecto a la exposición a estos compuestos debido a la ausencia de información existente (ATSDR, 2007; WHO, 2011). Otro inconveniente respecto al arsénico se debe a que las proporciones orgánicas e inorgánicas de este elemento en los peces no son claras, estimándose que en el músculo el arsénico inorgánico representa un porcentaje bajo del arsénico total presente (CODEX STAN 193-1995), el cual estaría en el orden del 10% de la concentración total, pero se han reportado porcentajes de entre el 0,02 y el 30% (Falcó *et al.*, 2006; Cheng *et al.*, 2012). De todas formas, peces y alimentos marinos pueden tener niveles elevados de As inorgánico (WHO, 2011),

siendo esta la forma más tóxica para los organismos (Cheng *et al.*, 2012; Stankovic & Jovic, 2012). Más estudios deben realizarse respecto a la biodisponibilidad del arsénico inorgánico en peces para los humanos y si existe o no riesgo respecto a las formas orgánicas.

Con respecto a las concentraciones en el hígado de ambas especies, se detectaron concentraciones muy elevadas para los diferentes metales analizados, resultados coincidentes con lo presentados por Viana (2001). En la especie lisa, el total de las muestras analizadas superan los valores máximos permitidos en las normativas para el cobre y arsénico, y algunas para el cinc, haciendo la salvedad que se compara con niveles permitidos en músculo de peces, no existiendo normativas para el hígado. Por tal motivo es recomendable no consumir este órgano, el cual puede presentar grandes cargas de metales pesados. Su alto nivel de contaminantes puede afectar otros animales de la cadena trófica (Nakayama *et al.*, 2010).

Los distintos metales pesados pueden provocar una variedad de efectos adversos en humanos, sean estos fisiológicos, genotóxicos, reproductivos, respiratorios, entre otros (WHO, 2009; Kanayochukwu *et al.*, 2010; Buck *et al.*, 2012; Omar *et al.*, 2012). De los metales analizados en el presente estudio, la acumulación excesiva de cobre se ha relacionado con anomalías del sistema nervioso central, afecciones gastrointestinales, en el hígado, riñones y cornea, así como con la enfermedad de Wilson (Cuadrado, 1995; ATSDR, 2004). Los efectos tóxicos del cinc pueden provocar daño gastrointestinal, deshidratación, anemia, problemas de coordinación y enfermedades pulmonares (Cuadrado, 1995; Torre, 2009; Kanayochukwu *et al.*, 2010; Souza *et al.*, 2009). Los efectos adversos asociados con la ingesta de arsénico en humanos son lesiones en la piel, defectos en el desarrollo, neurotoxicidad, problemas cardiovasculares, respiratorios, gastrointestinales, diabetes, distintos tipos de cáncer o muerte (DGHCP, 2004; ATSDR, 2007; Castro-González *et al.*, 2008; WHO, 2009; WHO, 2011; Yi *et al.*, 2011; Cheng *et al.*, 2012; Stankovic & Jovic, 2012; Copat *et al.*, 2013). El mercurio es uno de los metales pesados más tóxicos, siendo el consumo de peces la principal vía de intoxicación en humanos (Wakasa, 2003; Rodrigues *et al.*, 2007; Sivaperumal *et al.*, 2007; Pan & Wang, 2011; Luoma & Rainbow, 2011; WHO, 2011; Stankovic & Jovic, 2012; Squadrone *et al.*, 2013). El accidente de Minamata, Japón, ocurrido en 1953, fue el primer caso de envenenamiento en masa ocasionado por consumo de peces y mariscos contaminados con mercurio (Wakasa, 2003; Gassel *et al.*, 2004; Kasper *et al.*, 2007), donde al menos 3000 personas sufrieron defectos congénitos y daño en el sistema nervioso (Luoma & Rainbow, 2011). Personas o poblaciones expuestas al mercurio pueden desarrollar alteraciones en el sistema nervioso, el cual es especialmente sensible al metilmercurio, con consecuencias neurofisiológicas particularmente en el desarrollo de los fetos y en los niños (DGHCP, 2004; Mancera-Rodríguez & Álvarez-

León, 2006; WHO, 2009), y es un elemento que ha sido incluido en la lista de compuestos posiblemente cancerígenos para humanos según la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) (Gassel *et al.*, 2004).

Asimismo, para considerar posibles riesgos sobre la salud humana, debe tenerse en cuenta que la cantidad de metales pesados incorporados a partir del consumo de peces varía en función de las dosis y la frecuencia con la que el pescado es consumido, y de los niveles de metales presentes en estos (Viana, 2001; Kasper *et al.*, 2007). Igualmente, es importante considerar efectos aditivos y/o interactivos de los contaminantes. Los límites legales son establecidos para cada metal, sin embargo sus efectos pueden verse afectados por otros elementos o compuestos presentes en la dieta, los que pueden incrementar sus efectos por sinergia (Cuadrado, 1995; Maceda-Veiga *et al.*, 2012).

CONSIDERACIONES FINALES

- Las concentraciones de cobre determinadas en músculo e hígado de corvina rubia y lisa fueron superiores a las determinadas en estudios anteriores en la zona, en cambio las concentraciones de mercurio en músculo fueron inferiores. Esto podría evidenciar cambios en la concentración de dichos contaminantes en la zona costera de Montevideo.
- De los tejidos estudiados, el hígado fue el que acumuló mayores cantidades de metales pesados, lo que se relaciona con su rol fisiológico.
- La concentración de metales en los individuos capturados en las diferentes zonas de la costa de Montevideo no presentaron diferencias significativas, lo que puede relacionarse a la movilidad existente en ambas especies estudiadas, además de la historia de vida de cada organismo.
- Los diferentes períodos del estudio parecen influenciar en la concentración de metales pesados, esto puede tener relación con cambios fisiológicos y reproductivos a lo largo del año en las especies estudiadas, además de variaciones en la temperatura del ambiente.
- En el presente estudio se obtuvieron correlaciones significativas entre la talla y la concentración de cinc y mercurio en músculo de corvina rubia, sugiriendo procesos de bioacumulación para este metal. De todas formas, estos procesos no son claros para metales pesados en peces.
- Existe la necesidad de realizar estudios respecto a la contaminación existente en peces de la zona costera de Montevideo, con muestreos específicos que apunten a más de una especie, analizando la concentración de metales en individuos de diferentes zonas, con muestreos periódicos a lo largo del año, clasificando los individuos en grupos de tallas, a fin de conocer la importancia de estas variables en la acumulación de metales pesados, y con tamaños muestrales representativos para poder realizar análisis estadísticos confiables y llegar a conclusiones sólidas.
- El hábito trófico parece ser importante en determinar la cantidad de metales pesados en los organismos, siendo los alimentos la ruta por la cual ingresa la mayor cantidad de estos elementos. Estudiar la contaminación de organismos presentes en la dieta contribuirá con información para evidenciar procesos de biomagnificación a través de las redes tróficas.

- Realizar estudios utilizando especies pertenecientes a diferentes filos podría aportar información importante respecto a la acumulación de metales pesados dentro del ecosistema acuático. Asimismo, incluir el análisis de metales en el sedimento y la columna de agua, brindaría información respecto a la biodisponibilidad de metales en las diferentes zonas y las posibles rutas desde las cuales los organismos podrían estar incorporando estos elementos.
- La corvina rubia y la lisa poseen la capacidad de acumular metales pesados, sin embargo debido a su movilidad sería apresurado indicarlas como bioindicadoras de contaminación para la costa de Montevideo. La identificación de especies de peces no migradoras, con poca movilidad o territoriales, capaces de ser utilizadas en estudios de acumulación de metales pesados podrían ser importantes en futuras evaluaciones de calidad ambiental en la zona. Investigaciones a largo plazo son necesarias antes de sugerir posibles especies de peces que puedan ser utilizadas como bioindicadores para el monitoreo de la contaminación acuática.
- Las especies estudiadas presentaron concentraciones de cobre, cinc y mercurio en músculo por debajo de los niveles máximos permitidos en normativas para el consumo humano, no existiendo riesgos respecto a su consumo. En cambio debe evitarse el consumo del hígado de estas especies, en especial de lisa, debido a sus elevadas concentraciones de metales pesados. Es fundamental continuar el monitoreo de contaminación en especies importantes para el consumo humano.
- El arsénico es un elemento presente en los peces del cual no se conoce exactamente su implicancia biológica, existiendo información contradictoria a su respecto. Es conveniente realizar más estudios respecto a la especiación de este elemento en los peces, determinando las proporciones existentes de la forma inorgánica y orgánica, y la existencia de riesgos debido al consumo de las formas orgánicas.
- Se recomienda realizar evaluaciones respecto a la exposición a metales pesados por medio del consumo de peces, calculando la ingesta semanal de metales en base a la cantidad de pescado consumido por la población. Existen en la literatura distintos métodos que podrían ser aplicables conjuntamente a la determinación de la concentración de metales en los tejidos
- Realizar estudios a menor escala, como a nivel bioquímico y celular, podría brindar información importante respecto a la dinámica de los metales pesados y conocer más respecto a los procesos involucrados en la acumulación de estos elementos dentro de las células, tejidos y organismos. Posibles correlaciones entre la acumulación de metales esenciales y no esenciales en los tejidos

de los peces podrían indicar caminos bioquímicos similares en la acumulación de estos elementos, además de evidenciar efectos sinérgicos que aumentarían el riesgo respecto a su contaminación individual.

- En este trabajo los metales plomo, cromo, cadmio, cobalto y níquel no fueron analizados, en algunos casos debido a que no alcanzaron el límite de detección de la técnica utilizada, siendo importante su estudio debido a que estos metales pueden ser tóxicos, ocasionando serios daños a los peces, como también a quien los consuman. Distintos estudios han observado concentraciones de estos elementos en peces excediendo límites máximos permitidos para el consumo según distintas normativas, por lo que sería importante mantener el seguimiento de un amplio espectro de metales pesados además de los estudiados en el presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdolahpur Monikh, F., Safahieh, A., Savari, A., Doraghi, A. 2013. Heavy metal concentration in sediment, benthic, benthopelagic, and pelagic fish species from Musa Estuary (Persian Gulf). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 215-222.
- Acuña, A., Calliari, D. 2005. Relaciones tróficas de *Micropogonias furnieri* y *Merluccius hubbsi* en el Río de la Plata y su Frente Marítimo.
- Acuña, A., Passadore, C., Giménez, L. 2010. Fish assemblage in a temperate estuary on the uruguayan coast: seasonal variation and environmental influence. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58 (4): 299-314.
- Ahmad, A.K., Shuhaimi-Othman, M. 2010. Heavy metal concentrations in sediments and fishes from lake Chini, Pahang, Malaysia. *Journal of Biological Sciences*, 10(2): 93-100.
- Allert, A.L., Fairchild, J.F., Schmitt, C.J., Besser, J.M., Brumbaugh, W.G., Olson, S.J. 2009. Effects of mining-derived metals on riffle-dwelling benthic fishes in Southeast Missouri, USA. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 1642-1651.
- ANZFA. 2000. Food Standards Australia and New Zealand. Canberra: Australian and New Zealand Food Authority.
- Asuquo, F.E., Ewa-Oboho, I., Asuquo, E.F., Udo, P.J. 2004. Fish species used as biomarker for heavy metal and hydrocarbon contamination for Cross River, Nigeria. *The Environmentalist*, 24: 29-37.
- ATSDR. 2004. Toxicological profile for Copper. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.
- ATSDR. 2007. Toxicological profile for Arsenic. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.
- Barhoumi, S., Messaoudi, I., Gagné, F., Kerkeni, A. 2012. Spatial and seasonal variability of some biomarkers in *Salaria basilisca* (Pisces: Blennidae): Implication for bioimproving in Tunisian coasts. *Ecological Indicators*, 14: 222-228.
- Bordajandi, L.R., Gómez, G., Fernández, M.A., Abad, E., Rivera, J., González, M.J. 2003. Study on PCBs, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the River Turia (Spain). *Chemosphere*, 53: 163-171.
- Braverman, M.S., Acha, E.M., Gagliardini, D.A., Rivarossa, M. 2009. Distribution of whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*, Desmarest 1823) larvae in the Río de la Plata estuarine front. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 557-565.

- Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N., Burone, L. 2007. Environmental perturbation and coastal benthic biodiversity in Uruguay. *Progress in Environmental Research*, 6-57.
- Buck Louis, G.M., Sundaram, R., Schisterman, E.F., Sweeney, A.M., Lynch, C.D., Gore-Langton, R.E., Chen, Z., Kim, S., Caldwell, L., Boyd Barr, D. 2012. Heavy metals and couple fecundity, the LIFE Study. *Chemosphere*, 87(11): 1201-1207.
- Burger, J., Gochfeld, M. 2005. Heavy metals in commercial fish in New Jersey. *Environmental Research*, 99: 403-412.
- Burke, J.S., Peters, D.S., Hanson, P.J. 1993. Morphological indices and otolith microstructure of Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus*, as indicators of habitat quality along an estuarine pollution gradient. *Environmental Biology of Fishes*, 36: 25-33.
- Burone, L., Venturini, N., Sprechmann, P., Valente, P., Muniz, P. 2005. Distribuição dos foraminíferos bentônicos sob influência da contaminação na zona costeira de Montevideu Uruguai. II Congresso Brasileiro de Oceanografia. 09 a 12 de Outubro de 2005 - Vitória - ES – Brasil.
- Burone, L., Venturini, N., Sprechmann, P., Valente, P., Muniz, P. 2006. Foraminiferal responses to polluted sediments in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 61-73.
- Caçador, I., Costa, J.L., Duarte, B., Silva, G., Medeiros, J.P., Azeda, C., Castro, N., Freitas, J., Pedro, S., Almeida, P.R., Cabral, H., Costa, M.J. 2012. Macroinvertebrates and fishes as biomonitors of heavy metal concentration in the Seixal Bay (Tagus estuary): Which species perform better?. *Ecological Indicators*, 19: 184-190.
- Calliari, D., Defeo, O., Cervetto, G., Gómez, M., Giménez, L., Scarabino, F., Brazeiro, A., Norbis, W. 2003. Marine life of Uruguay: critical update and priorities for future research. *Gayana*, 67(2): 341-370.
- Cardone, I.B., Lima-Junior, S.E., Goitein, R. 2006. Diet and capture of *Hypostomus strigaticeps* (siluriformes, Loricariidae) in a small Brazilian stream: relationship with limnological aspects. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1A): 25-33.
- Castro-González, M.I., Méndez-Armenta, M. 2008. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 26: 263-271.
- Cheng, Z., Chen, K.C., Li, K.B., Nie, X.P., Wu, S.C., Wong, C.K.C., Wong, M.H. 2012. Arsenic contamination in the freshwater fish ponds of Pearl River Delta: bioaccumulation and health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, December 2012.
- Cheung, K.C., Leung, H.M., Wong, M.H. 2008. Metal concentrations of common freshwater and marine fish from the Pearl River Delta, south China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54: 705-715.

- Clark, R.B. 1997. Marine Pollution. Clarendon Press-Oxford. Fourth Edition. 220 pp.
- CODEX STAN 193-1995. Programa conjunto FAO/OMS sobre Normas Alimentarias. Comisión del Codex Alimentarius. Norma general del Codex para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos. 1995
- Colaboradores de Wikipedia. *Metal pesado* [en línea]. Wikipedia, La enciclopedia libre, 2013 [fecha de consulta: 19 de septiembre del 2013]. Disponible en <http://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Metal_pesado&oldid=69122516>.
- Copat, C., Brundo, M.V., Arena, G., Grasso, A., Conti, G.O., Ledda, C., Fallico, R., Sciacca, S., Ferrante, M. 2012. Seasonal variation of bioaccumulation in *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) and related biomarkers of exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 86: 31-37.
- Copat, C., Arena, G., Fiore, M., Ledda, C., Fallico, R., Sciacca, S., Ferrante, M. 2013. Heavy metals concentrations in fish and shellfish from Eastern Mediterranean Sea: Consumption advisories. *Food and Chemical Toxicology*, 53: 33-37.
- Cortezzi, A., Rodrigues Capítulo, A., Boccardi, L., Arocena, R. 2007. Benthic assemblages of a temperate estuarine system in South America: Transition from a freshwater to an estuarine zone. *Journal of Marine Systems*, 68: 569-580.
- Cousseau, M.B., González Castro, M., Figueroa, D.E., Gosztonyi, A.E. 2005. Does *Mugil liza* Valenciennes 1836 (Teleostei: Mugiliformes) occur in Argentinean waters? *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 40(2): 133 - 140.
- Cuadrado Vives, M.C. 1995. Ingesta de contaminantes –metales pesados- y nutrientes potencialmente tóxicos vía dieta total en Anfalucía, Galicia, Madrid y Valencia. Tesis de Doctorado, Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Nutrición. Facultad de Farmacia.
- Curcho, M.R., Farias, L.A., Baggio, S.R., Fonseca, B.C., do Nascimento, S.M., de Bortoli, M.C., Braga, E.S., Fávaro, D.I.T. 2009. Mercury and methylmercury content, fatty acids profile, and proximate composition of consumed fish in Cananéia, São Paulo, Brazil. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, 68(3): 442-450.
- Custo, G., de Leyt, D.V., Vázquez, C. 2007. Sample Preparation. *Topics in X-Ray Spectrometry*, Cristina Vázquez (Ed.), Talleres Gráficos Centro Atómico Constituyentes- Comisión Nacional de Energía Atómica, Buenos Aires. ISBN: 978-987-1323-04-3, 69-94.
- Dallinger, R., Prosi, F., Segner, H., Back, H. 1987. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia*, 73: 91-98.
- Danulat, E., Muniz, P., Garía-Alonso, J., Yannicelli, B. 2002. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Baseline / Marine Pollution Bulletin*, 44: 551-576.

- Decreto N°315/994. Reglamento Bromatológico Nacional. Segunda edición. Ministerio de Salud Pública. Montevideo, Diario Oficial.
- Defeo, O., Horta, S., Carranza, A., Lercari, D., de Álava, A., Gómez, J., Martínez, G., Lozoya, J.P., Celentano, E. 2009. Hacia un Manejo Ecosistémico de Pesquerías. Áreas Marinas Protegidas en Uruguay. Facultad de Ciencias-DINARA, Montevideo 122 pp.
- DGHCP, 2004. Assessment of the dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States. Reports on tasks for scientific cooperation. Report of experts participating in Task 3.2.11. SCOOP 3.2.11 – Intake of As, Cd, Pb and Hg. March 2004. Brussels, Commission of the European Communities, Directorate General of Health and Consumer Protection. p.125 (SCOOP task 3.2.11) disponible en http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/contaminants/scoop_3-2-11_heavy_metals_report_en.pdf [Consulta: 2 de Julio de 2012]
- Djedjibegovic, J., Larseen, T., Skrbo, A., Marjanović, A., Sober, M. 2012. Contents of cadmium, copper, mercury and lead in fish from the Neretva river (Bosnia and Herzegovina) determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Food Chemistry*, 31(2): 469-476.
- Dobaradan, S., Naddafi, K., Nazmara, S., Ghaedi, H. 2010. Heavy metals (Cd, Cu, Ni and Pb) content in two fish species of Persian Gulf in Bushehr Port, Iran. *African Journal of Biotechnology*, 9: 6191-6193.
- Dsikowitzky, L., Mengesha, M., Dadebo, E., Veiga de Carvalho, C.E., Sindern, S. 2013. Assessment of heavy metals in water samples and tissues of edible fish species from Awassa and Koka Rift Valley Lakes, Ethiopia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 3117-3131.
- Durá, V.B., Jaramillo, A.M., Monerris, M.M., García, A.P. 2004. Estudio de la acumulación de metales pesados en peces, moluscos y crustáceos de consumo humano, del litoral de la provincia de Castellón. En España 2004. Fundación Dávalos – Fletcher. ISBN: 978-84-690-9215-6. v. 0 pags. 115.
- Falcó, G., Llobet, J.M., Bocio, A., Domingo, J.L. 2006. Daily Intake of Arsenic, Cadmium, Mercury, and Lead by Consumption of Edible Marine Species. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54: 6106-6112.
- Farag, A.M., Nimick, D.A., Kimball, B.A., Church, S.E., Harper, D.D., Brumbaugh, W.G. 2007. Concentrations of Metals in Water, Sediment, Biofilm, Benthic Macroinvertebrates, and Fish in the Boulder River Watershed, Montana, and the Role of Colloids in Metal Uptake. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 52: 397-409.

- Fianko, J.R., Osac, S., Adomako, D., Adotey, D.K., Serfor-Armah, Y. 2007. Assessment of heavy metal pollution of the Iture Estuary in the central region of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment*, 131: 467-473.
- Fischer, L.G., Dias Pereira, L.E., Vieira, J.P. Peixes estuarinos e costeiros. *Ecoscientia*, 2004. Série Biodiversidade do Atlântico Sudoeste; v01.
- Franco Barrios, A.J., León Luna, I.M. 2012. Bioacumulación de metales traza en *Mugil incilis* (Hancock, 1830); una herramienta útil para el biomonitorio de la contaminación metálica en el litoral costero del departamento del Atlántico-Colombia “¿*Mugil incilis* bioindicador de la contaminación metálica del litoral costero?”. En: Uruguay. Costas. *Revista Iberoamericana de Manejo Costero Integrado* ISSN: 2304-0963 ed: UNESCO. v.1 p.98 – 106.
- Furness, R.W., Rainbow, P.S. 1990. *Heavy Metals in the Marine Environment*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 256.
- Gagneten, A.M., Gervasio, S., Paggi, J.C. 2007. Heavy metal pollution and eutrophication in the lower Salado River basin (Argentina). *Water, Air, & Soil Pollution*, 178: 335-349.
- García-Rodríguez, F., Hutton, M., Brugnoli, E., Venturini, N., del Puerto, L., Inda, H., Bracco, R., Burone, L., Muniz, P. 2010. Assessing the effect of natural variability and human impacts on the environmental quality of a coastal metropolitan area (Montevideo Bay, Uruguay). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1): 91-100.
- Gassel, M., S. Klasing, and R.K. Brodberg. 2004. Health advisory: Guidelines for consumption of fish and shellfish from Tomales Bay (Marin County). California Environmental Protection Agency. 55pp. Disponible en <http://www.oehha.ca.gov/fish/pdf/TomalesBayGuide.pdf> [Consulta: 13 de enero de 2013]
- GEO URUGUAY 2008. Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). disponible en <http://www.ambiental.net/noticias/reportes/GeoUruguay2008.pdf> [Consulta: 15 de abril de 2013]
- Giberto, D.A., Bremec, C.S., Acha, E.M., Mianzan, H.W. 2004. Large-scale spatial patterns of benthic assemblages in the SW Atlantic: the Río de la Plata estuary and adjacent shelf waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 61(1): 1-13.
- Giberto, D.A., Bremec, C.S., Acha, E.M., Mianzan, H.W. 2007. Feeding of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae; pisces) in the estuary of the Rio de la Plata and adjacent uruguayan coastal waters. *Atlántica, Rio Grande*, 29(2): 75-84.
- Gómez-Erache, M., Vizziano, D., Muniz, P., Nagy, G.J. 2001. The Health of the Río de la Plata system: Northern Coast, Uruguay. In: Chopin, T., Wells, P.G. (Eds.), *Opportunity and Challenges for Protecting, Restoring and Enhancing Coastal habitats in the Bay of Fundy*. Proceedings of the 4th Bay of Fundy Science. Workshops, Saint John, New Brunswick.

- Environment Canada, Atlantic Region. Occasional Report N° 17, Environment Canada, Dartmouth, Nova Scotia, pp.17–35.
- González Castro, M., Abachian, V., Perrotta, R.G. 2009. Age and growth of the striped mullet, *Mugil platanus* (Actinopterygii, Mugilidae), in a southwestern Atlantic coastal lagoon (37°32'S-57°19'W): a proposal for a life-history model. *Journal of Applied Ichthyology*, 25, 61–66.
- Guinot, D., Ureña, R., Pastor, A., Varó, I., del Ramo, J., Torreblanca, A. 2012. Long-term effect of temperature on bioaccumulation of dietary metals and metallothionein induction in *Sparus aurata*. *Chemosphere*, 87: 1215-1221.
- Has-Schön, E., Bogut, I., Rajković, V., Bogut, S., Čačić, M., Horvatić, J. 2008. Heavy metal distribution in tissues of six fish species included in human diet, inhabiting freshwaters of the nature park “Hutovo Blato” (Bosnia and Herzegovina). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(1): 75-83.
- Hatch, W.R., Ott, W.L. 1968. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. *Analytical Chemistry*. 40: 2085-2087.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach content analysis: A review of methods and their applications. *Journal of Fish Biology*. 17(4): 411-429.
- Jaramillo, A.M. 2009. Estudio de la biología trófica de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera. Relaciones con la acumulación de metales pesados. Tesis de Doctorado, Universidad Politécnica de Valencia. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.
- Jaureguizar, A.J., Bava, J., Carozza, C.R., Lasta, C.A. 2003. Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. *Marine Ecology Progress Series*, 255: 271-282.
- Jaureguizar, A.J., Militelli, M.I., Guerrero, R. 2008. Distribution of *Micropogonias furnieri* at different maturity stages along an estuarine gradient and in relation to environmental factors. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(1): 175-181.
- Kanayochukwu, N.J., Ebere, O.O., Obi, O.I. 2010. Heavy metal levels in muscles of some fish species from Aladja River; Warri, Nigeria: a public health concern. *Advances in Environmental Biology*, 4(5): 125-130.
- Kasper, D., Botaro, D., Palermo, E. F. A., Malm, O. 2007. Mercúrio em peixes – fontes e contaminação. *Oecologia Australis*, 11(2): 228-239.
- Kehrig, H., Costa, M., Malm, O. 2007. Estudo da contaminação por metais pesados em peixes e mexilhão da Baía de Guanabara – Rio de Janeiro. *Tropical Oceanography Online*, 35(1): 32-50.

- Khalifa, K.M., Hamil, A.M., Al-Houni, A.Q.A., Ackacha, M.A. 2010. Determination of heavy metals in fish species of the Mediterranean Sea (Libyan coastline) using atomic absorption spectrometry. *International Journal of PharmTech Research*, 2: 1250-1254.
- Kucuksezgin, F., Kontas, A., Uluturhan, E. 2011. Evaluation of heavy metal pollution in sediment and *Mullus barbatus* from the Izmir Bay (Eastern Aegean) during 1997-2009. *Marine Pollution Bulletin*, 62(7): 1562-1571.
- Lemos Bisi, T., Lepoint, G., de Freitas Azevedo, A., Dorneles, P.R., Flach, L., Das, K., Malm, O., Lailson-Brito, J. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*, 18: 291-302.
- Li, L.Y., Hall, K., Yuan, Y., Mattu, G., McCallum, D., Chen, M. 2009. Mobility and Bioavailability of Trace Metals in the Water-Sediment System of the Highly Urbanized Brunette Watershed. *Water Air & Soil Pollution*, 197: 249-266.
- Lindström, M., Hakanson, L. 2001. Urban land-use influences on transport of heavy metals to lakes and concentrations in fish. *Water, Air and Soil Pollution Focus*, 1(3): 119-132.
- Lombardi, P.E., Peri, S.I., Verrengia Guerrero, N.R. 2010. Trace metal levels in *Prochilodus lineatus* collected from the La Plata River, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160: 47-59.
- Luoma, S.N., Rainbow, P.S. 2011. *Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. ISBN: 978-0-521-27901-7 pp. 573.
- Maceda-Veiga, A., Monroy, M., de Sostoa, A. 2012. Metal bioaccumulation in the Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*) in a mediterranean river receiving effluents from urban and industrial wastewater treatment plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76: 93-101.
- Mancera-Rodríguez, N.J., Álvarez-León, R. 2006. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1): 3-23.
- Mandali de Figueiredo, G., Paes Vieira, J. 2005. Diel feeding, daily food consumption and the predatory impact of whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) in an estuarine environment. *Marine Ecology*, 26(2): 130-139.
- Marcovecchio, J.E. 2004. The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina. *Science of the Total Environment*, 323: 219- 226.
- Marin Guirao, L. 2007. Aproximación ecotoxicológica a la contaminación por metales pesados en la laguna costera del Mar Menor. Tesis de Doctorado, Universidad de Murcia. Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología.

- Marques, J.S.J., Rangel, T.P., Brito, F.P., Almeida, M.G., Salomão, M.S.M.B., Gobo, A.A.R., Souza-Santos, L.P., Araújo-Castro, C.M.V., Costa, M.F., Rezende, C.E. 2011. Geoquímica de metais em sedimentos da zona estuarine do Complexo Industrial Porto de Suape, PE – Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 11(4): 379-387.
- Matasin, Z., Ivanusic, M., Orescanin, V., Nejedli, S., Tlak Gajger, I. 2011. Heavy metal concentrations in predator fish. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 10(9): 1214-1218.
- Mendez, E., Giudice, H., Pereira, A., Inocente, G., Medina, D. 2001. Total mercury content – fish weight relationship in Swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the Southwest Atlantic Ocean. *Journal of Food Composition and Analysis*. 14: 453-460.
- Mendoza-Carranza, M., Vieira, J. 2008. Whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) feeding strategies across four southern Brazilian estuaries. *Aquatic Ecology*. 42(1): 83-93.
- MERCOSUR/GMC/RES. N° 12/11. 2011. Reglamento técnico MERCOSUR sobre límites máximos de contaminantes inorgánicos en alimentos (Derogación de las RES.GMC N° 102/94 y N° 35/96). 18 pp.
- Métodos de Fluorescencia de Rayos X. 2010. RPS-Qualitas Consultoría de Calidad y Laboratorio S.L. disponible en http://www.rpsqualitas.es/documentacion/downloads/instrumental/fluorescencia_de_rayos_x.pdf [Consulta: 16 de abril de 2013]
- Monsefrad, F., Imanpour Namin, J., Heidary, S. 2012. Concentration of heavy and toxic metals Cu, Zn, Cd, Pb and Hg in liver and muscles of *Rutilus frisii* kutum during spawning season with respect to growth parameters. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 11(4): 825-839.
- Montes, P., Irureta, F., Martínez, G. 2004. Characteristics of the Rio de la Plata drainage basin. *Oceanography of Estuaries and Coastal Lagoons*.
- Mugetti, A.C., Calcagno, A.T., Brieva, C.A., Giangiobbe, M.S., Pagani, A., Gonzalez, S. 2004. Aquatic habitat modifications in La Plata river basin, Patagonia and associated marine Areas. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*. 33(1): 78-87.
- Muniz, P., Venturini, N., Martínez, A. 2002. Physico-chemical characteristics and pollutants of the benthic environment in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Baseline / Marine Pollution Bulletin*, 44: 956-976.
- Muniz, P., Danulat, E., Yannicelli, B., García-Alonso, J., Medina, G., Bicego, M.C. 2004 a. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*, 29: 1019-1028.

- Muniz, P., Venturini, N., Gómez-Erache, M. 2004 b. Spatial distribution of chromium and lead in the benthic environment of coastal areas of the Río de la Plata estuary (Montevideo, Uruguay). *Brazilian Journal of Biology*, 64(1): 103-116.
- Muniz, P., Venturini, N. 2005. Macrobenthic communities in a temperate urban estuary of high dominance and low diversity: Montevideo Bay (Uruguay). *Oceanoticias* 13.
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M.S., Tommasi, L.R., Borja, A. 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 624–637.
- Muniz, P., Venturini, N., Burone, L. 2006. Contaminación de la Bahía de Montevideo y zona costera adyacente y su relación con los organismos bentónicos. *Bases para la Conservación y el Manejo de la Costa Uruguaya*, 467-476.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L., García-Rodríguez, F. 2011. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *Journal of Sea Research*, 65(1): 38:50.
- Nascimento Filho, V.F. 2007. Fundamentals of X-Ray Fluorescence Analysis. *Topics in X-Ray Spectrometry*, Cristina Vázquez (Ed.), Talleres Gráficos Centro Atómico Constituyentes-Comisión Nacional de Energía Atómica, Buenos Aires. ISBN: 978-987-1323-04-3, 9-47.
- Nakayama, S.M.M., Ikenaka, Y., Muzandu, K., Choongo, K., Oroszlany, B., Teraoka, H., Mizuno, N., Ishizuka, M. 2010. Heavy metal accumulation in lake sediments, fish (*Oreochromis niloticus* and *Serranochromis thumbergi*), and crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in lake Itzhi-tezhi and lake Kariba, Zambia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 59: 291-300.
- Ney, J.J., Van Hassel, J.H. 1983. Sources of variability in accumulation of heavy metals by fishes in a roadside stream. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12(6): 701-706.
- Norbis, W., Verocai, J. 2005. Presence of two whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*, Pisces: Scianidae) groups in the Río de la Plata spawning coastal area as consequence of reproductive migration. *Fisheries Research*, 74: 134-141.
- Olivera, I.R., Soares, L.S.H. 1996. Alimentação da tainha *Mugil platanus* Günther, 1880 (Pisces: Mugilidae), da região estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*. 23:95-104.
- Olowu, R.A., Ayejuyo, O.O., Adewuyi, G.O., Adejoro, I.A., Denloye, A.A.B., Babatunde, A.O., Ogundajo, A.L. 2010. Determination of heavy metals in fish tissues, water and

- sediment from Epe and Badagry Lagoons, Lagos, Nigeria. *E-Journal of Chemistry*, 7(1): 215-221.
- Omar, W.A., Zaghoul, K.H., Abdel-Khalek, A.A., Abo-Hegab, S. 2012. Genotoxic effects of metal pollution in two fish species, *Oreochromis niloticus* and *Mugil cephalus*, from highly degraded aquatic habitats. *Mutation Research – Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 746(1): 7-14.
- Pan, K., Wang, W. 2011. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. *Science of the Total Environment*, 421-422: 3-16.
- Qadir, A., Malik, R.N. 2011. Heavy metals in eight edible fish species from two polluted tributaries (Aik and Palkhu) of the River Chenab, Pakistan. *Biological Trace Element Research*, 143(3): 1524-1540.
- Quang Le, D., Nguyen, D.C., Harino, H., Kakutani, N., Chino, N., Arai, T. 2010. Distribution of trace metals and methylmercury in soft tissues of the freshwater eel *Anguilla marmorata* in Vietnam. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 59: 282-290.
- Ramírez-Luna, V., Navia, A.F., Rubio, E.A. 2008. Food habits and feeding ecology of an estuarine fish assemblage of northern Pacific Coast of Ecuador. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3): 361-372.
- Reglamento (CE) Nº 1881/2006. Reglamento (CE) Nº 1881/2006 de la comisión de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Diario Oficial de la Unión Europea*. 29pp.
- Rejomon, G., Nair, M., Joseph, T. 2010. Trace metal dynamics in fishes from the southwest coast of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167: 243-255.
- Res.1546, 17.9.85. Código Alimentario Argentino. Capítulo III: De los productos alimenticios. Art. 156- (Res 1546, 17.9.85). 28 pp.
- Rodríguez Forero, A., González Mantilla, J.F., Suárez Martínez, R. 2009. Accumulation of lead, chromium, and cadmium in muscle of *capitán* (*Eremophilus mutisii*), a catfish from the Bogota River basin. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57: 359-365.
- Rodrigues Miranda, M., Coelho-Souza, S.A., Daveé Guimarães, J.R., Correia, R.R.S., Oliveira, D. 2007. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Australis*, 11(2): 240-251.
- Sericano, J.L., Besada, V. 2011. Recomendaciones para la toma y preparación de muestras de bivalvos y peces. Preparado para el programa regional para el biomonitoreo de contaminantes en moluscos y peces. RLA/5/054 (ARCAL).

- Sivaperumal, P., Sankar, T.V., Viswanathan Nair, P.G. 2007. Heavy metal concentrations in fish, shellfish and fish products from internal markets of India vis-à-vis international standards. *Food Chemistry*, 102: 612-620.
- Souza, G.R., Garcez, M.A.P., Santos, V.C.G., Silva, D.B., Caetano, J., Dragunski, D.C. 2009. Quantificação de metais pesados em peixes de um pequeno localizado na cidade de Umuarama - PR. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zootecia da UNIPAR*, 12(1): 61-66.
- Squadrone, S., Prearo, M., Brizio, P., Gavinelli, S., Pellegrino, M., Scanzio, T., Guarise, S., Benedetto, A., Abete, M.C. 2013. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere*, 90: 358-365.
- Stankovic, S., Jovic, M. 2012. Health risks of heavy metals in the mediterranean mussels as seafood. *Environmental Chemistry Letters*, 10(2): 199-130.
- Tekin-Özan, S. 2008. Determination of heavy metal levels in water, sediment and tissues of tench (*Tinca tinca* L., 1758) from Beyşehir Lake (Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 145: 295-302.
- Teles Gomes, M.V., Sato, Y. 2011. Avaliação da contaminação por metais pesados em peixes do Rio São Francisco à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil. *Saúde & Ambiente em Revista*, 6(1): 24-30.
- Terra, B.F., Araújo, F.G., Calza, C.F., Lopes, R.T., Teixeira, T.P. 2008. Heavy metal in tissues of three fish species from different trophic levels in a tropical brazilian river. *Water Air & Soil Pollution*, 187: 275-284.
- Torre Morais, A.C. 2009. Concentração de metais pesados em peixes teleósteos do Rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil. Tesis de Maestría, Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-Graduação em Biología Animal.
- UNRN. 2012. Técnicas de análisis, interpretación y muestreo. Espectroscopía de Absorción o Emisión Atómica. Técnicas de muestreo, análisis e interpretación de datos. Universidad Nacional de Río Negro. Argentina. PDF, p.14. disponible en <http://unrn.edu.ar/blogs/taid/files/2012/08/09-Absorcion-atomica-imprimir.pdf> [Consulta: 16 de abril de 2013]
- USEPA, 2000. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 2. Risk assessment and fish consumption limits. Third Edition. USEPA, Office of Science and Technology. Office of Water. Washington, D.C. EPA 823-B-00-008, PDF, p.383.
- Vazzoler, A.E. Biología da reprodução de peixes teleósteos: teoría e prática. Ed. EDUEM, 1996. São Paulo; 169p.

- Venturini, N., Muniz, P., Rodríguez, M. 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Marine Biology*, 144: 119–126.
- Viana, F. 2001. Metales pesados en peces de la costa de Montevideo y Piriápolis (Uruguay). Tesis de Maestría en Biología, Opción Zoología. Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas (PEDECIBA). Facultad de Ciencias, Universidad de la República.
- Viana, F., Huertas, R., Danulat, E. 2005. Heavy metal levels in fish from coastal Waters of Uruguay. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 48: 530-537.
- Viana, F. 2011. Informe técnico. Estudio de base de los niveles de metales pesados en peces de aguas continentales y costeros, en el área de influencia del Proyecto Valentines de Minería Aratirí, en Uruguay. Montevideo, Uruguay. 28pp.
- Wagner, A., Boman, J. 2003. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish. *Spectrochimica Acta Part B*, 58: 2215-2226.
- Wakasa, Y.S. 2003. Contaminação mercurial em siris e caranguejos da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. Tesis de Maestría, Universidade Federal Fluminense. Centro de Ciências Médicas.
- Wang, Y., Chen, P., Cui, R., Si, W., Zhang, Y., Ji, W. 2010. Heavy metal concentration in water, sediment, and tissues of two species (*Triplophysa pappenheimi*, *Gobio hwanghensis*) from the Lanzhou section of the Yellow River, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 165: 97-102.
- Weber, P., Behr, E.R., De Lellis Knorr, C., Secretti Vendruscolo, D., Flores, E.M.M., Dressler, V.L., Baldisserotto, B. 2013. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchemical Journal*, 106: 61-66.
- WHO. 2009. Exposure of children to chemical hazards in food. European Environment and Health Information System. Fact Sheet No 4.4. Code RPG4_Food_Ex1. disponible en http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/97042/4.4.-Exposure-of-children-to-chemical-hazards-in-food-EDITED_layouted.pdf [Consulta: 20 de enero de 2013]
- WHO. 2011. Evaluation of certain contaminants in food (Seventy-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). WHO Technical Report Series, No. 959.
- Yi, Y., Yang, Z., Zhang, S. 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. *Environmental Pollution*, 159: 2575-2585.

Yi, Y.J., Zhang, S.H. 2012. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. *Environmental Science and Pollution Research*, 19: 3989-3996.

ANEXO 1.**Características morfométricas y contenido de metales (en peso seco) en el músculo de la corvina rubia.**

Fecha de captura	Zona de captura	Largo (cm)	Peso (g)	Sexo	Madurez gonadal	Cu ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)	As ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)	Hg ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)
jun-10	BM	51	1440	2	2	3,0	17,5	<4	-
jun-10	BM	38	596	2	1	2,6	23,1	<4	-
jun-10	BM	38,5	640	2	2	2,2	21,2	<4	-
jun-10	B	52,5	1550	2	3	2,3	22,8	<4	-
ago-10	BM	62	2322	2	2	3,8	23,7	<4	0,371
ago-10	BM	53,5	1605	2	2	2,7	21,6	<4	0,391
ago-10	BM	47	818	2	2	2,3	18,5	<4	0,14
ago-10	BM	46,5	919	2	2	2,3	20,9	4,8	ND
ago-10	BM	43,5	766	2	2	<2	18,4	<4	0,117
ago-10	SV	42,5	729	1	1	<2	20,4	10,0	ND
ago-10	SV	45	908	2	2	<2	17,9	22,7	<0,070
ago-10	SV	42,5	773	2	1	2,4	17,9	7,7	ND
ago-10	PC	41,5	714	2	2	<2	18,4	<4	0,108
ago-10	PG	41	1098	1	2	2,3	15,5	19,7	ND
ago-10	PG	45	801	1	2	4,3	18,0	8,6	<0,070
ago-10	PG	45,5	867	2	2	<2	19,1	15,3	<0,070
ago-10	PG	45,5	920	2	2	3,0	19,0	13,2	<0,070
ago-10	PG	47	947	2	2	3,0	19,7	9,9	ND
sep-10	BM	42	754	2	1	2,4	20,1	9,3	<0,070
sep-10	BM	35	477	1	1	3,6	19,6	9,3	ND
sep-10	BM	36	518	2	1	2,7	17,9	8,0	<0,070
sep-10	BM	34	419	2	1	2,8	18,1	9,8	<0,070
sep-10	BM	34	444	1	1	3,1	17,5	11,2	ND
sep-10	BM	36	526	1	1	2,7	16,8	17,0	<0,070
sep-10	BM	37	589	2	1	2,8	20,5	16,2	<0,070
sep-10	BM	34	442	1	1	<2	16,7	12,0	ND
sep-10	SV	45,5	948	2	2	<2	17,6	4,6	<0,070
sep-10	SV	46	1053	2	2	2,3	16,9	<4	<0,070
sep-10	SV	49	1247	2	2	4,2	21,8	10,9	<0,070
sep-10	SV	46	1136	1	2	4,5	41,2	13,0	<0,070
sep-10	B	44,5	949	1	3	3,1	21,1	29,3	<0,070
sep-10	B	49	1250	1	2	3,3	23,1	19,0	ND
sep-10	B	45	952	1	3	2,4	20,1	11,1	<0,070
sep-10	B	44	885	2	1	3,9	22,3	9,6	<0,070
oct-10	PC	52,5	1518	1	3	2,7	20,4	4,8	0,077
oct-10	PC	51,5	1556	1	3	3,4	21,1	6,8	-

Fecha de captura	Zona de captura	Largo (cm)	Peso (g)	Sexo	Madurez gonadal	Cu ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)	As ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)	Hg ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)
oct-11	SV	58	2248	2	3	<2	21,1	6,0	0,136
oct-11	SV	52	1452	2	3	3,1	22,7	6,5	0,11
oct-11	SV	49	1107	1	2	3,4	20,2	14,8	ND
oct-11	SV	46,5	985	2	2	2,3	16,5	7,3	ND
oct-11	SV	48	1297	2	3	2,0	15,6	16,3	0,076
oct-11	B	58	2250	2	3	2,0	20,6	7,3	0,162
oct-11	B	62	2514	1	3	3,4	20,6	5,0	0,078
oct-11	PC	46,5	996	2	2	2,9	20,3	9,0	<0,07
oct-11	PC	40	596	2	1	2,3	19,5	4,8	ND
oct-11	PG	29,5	255	2	1	2,5	17,7	6,3	ND
oct-11	PG	28,5	240	2	1	<2	19,2	<4	ND
oct-11	PG	29	239	2	1	<2	16,4	<4	ND
nov-11	PC	51	1422	1	2	<2	23,3	8,0	0,117
nov-11	PC	56	1713	2	3	<2	21,2	6,6	<0,07
nov-11	B	53	1525	2	3	2,2	21,8	<4	0,135
nov-11	B	58	2303	2	3	<2	19,3	<4	<0,07
nov-11	B	54	1600	1	3	<2	22,0	<4	0,088
nov-11	B	61	2669	2	3	<2	20,2	<4	0,187
nov-11	B	44	784	2	2	<2	17,9	<4	<0,07
nov-11	BM	63	2809	2	3	<2	24,9	4,8	0,18
nov-11	BM	57	2040	2	3	<2	23,4	10,0	0,2
nov-11	BM	62	2500	2	3	<2	22,3	6,0	0,475
nov-11	BM	58	2185	2	3	<2	21,9	6,8	0,266
nov-11	BM	57	2070	2	3	<2	24,2	7,9	0,116
nov-11	BM	60	2153	2	3	<2	21,5	4,9	0,096

Referencias: SV: Santiago Vázquez, BM: Bahía de Montevideo, PC: Punta Carretas, B: Buceo, PG: Punta Gorda. Sexo: 1: Machos, 2: Hembras. Madurez gonadal: 1: inmaduro, 2: en maduración, 3: maduro, 4: desovante. ND: concentración no detectada. - no se determinó

Características morfométricas y contenido de metales (en peso seco) en el músculo de la lisa.

Fecha de captura	Zona de captura	Largo (cm)	Largo furcal (cm)	Peso (g)	Sexo	Madurez gonadal	Cu ($\mu\text{g x g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g x g}^{-1}$)	As ($\mu\text{g x g}^{-1}$)	Hg ($\mu\text{g x g}^{-1}$)
ago-10	PG	52,5	42	1161	1	1	3,0	20,5	7,2	ND
ago-10	PG	52	43	1200	2	2	3,0	18,0	5,7	ND
ago-10	BM	44	39	992	2	2	2,7	14,3	5,6	ND
ago-10	PC	50,5	40,4	1225	2	2	3,8	19,0	6,1	ND
ago-10	PC	54	43,5	1353	-	-	3,1	16,9	6,9	ND
ago-10	PC	50	41	1110	2	2	2,9	25,9	5,3	ND
oct-11	PC	44	41	808	-	-	<2	20,3	5,3	ND
oct-11	PC	58	54	1802	2	2	4,7	16,5	4,3	ND
oct-11	PG	51	47	1129	2	3	2,3	17,9	6,3	ND
oct-11	PG	53,5	50	1360	2	2	4,3	23,2	8,2	ND
nov-11	B	37	33	528	2	1	2,6	25,2	<4	ND
nov-11	B	30	27,5	276	-	-	<2	24,4	<4	ND
nov-11	B	30,5	28,5	292	-	-	2,1	20,6	<4	ND
nov-11	B	30	27,5	282	-	-	<2	23,7	<4	ND

Referencias: SV: Santiago Vázquez, BM: Bahía de Montevideo, PC: Punta Carretas, B: Buceo, PG: Punta Gorda. Sexo: 1: Machos, 2: Hembras. Madurez gonadal: 1: inmaduro, 2: en maduración, 3: maduro, 4: desovante. ND: concentración no detectada. - no se determinó

Contenido de metales (en peso seco) en el hígado de corvina rubia.

Fecha de captura	Zona de captura	Cu ($\mu\text{g x g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g x g}^{-1}$)	As ($\mu\text{g x g}^{-1}$)
ago-10	PC	66,1	136,1	6,1
ago-10	BM*	77,1	163,5	5,4
ago-10	PG*	42,4	138,8	11,9
ago-10	SV*	105,0	196,9	12,7
sep-10	SV*	121,7	184,8	13,8
oct-10	PC*	112,3	152,7	11,4
oct-11	SV	144,5	190,7	8,6
oct-11	SV	85,9	138,6	9,9
oct-11	B	54,6	188,0	10,1
oct-11	B	88,4	151,0	9,8
oct-11	PC	81,8	132,2	11,2
oct-11	PG*	86,0	184,7	9,5
nov-11	BM	85,9	203,6	8,6
nov-11	BM	52,2	188,0	10,2
nov-11	BM	112,5	219,3	8,7
nov-11	BM	54,1	157,4	6,9
nov-11	BM	53,5	214,5	10
nov-11	B	23,9	154,1	15,2
nov-11	B	79,3	210,9	10,9
nov-11	B	44,6	121,9	6,4
nov-11	PC	181,0	226,1	15,1
nov-11	PC	52,0	167,3	7,6

Referencias: SV: Santiago Vázquez, BM: Bahía de Montevideo, PC: Punta Carretas, B: Buceo, PG: Punta Gorda. * muestra compuesta por un pool de hígados.

Contenido de metales (en peso seco) en el hígado de lisa.

Fecha de captura	Zona de captura	Cu ($\mu\text{g x g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g x g}^{-1}$)	As ($\mu\text{g x g}^{-1}$)
ago-10	PG*	1393	375,55	45,15
ago-10	PC*	2014	450,6	50,55
ago-10	BM	1280	252,6	51,9
oct-11	PC	2479	222	14,4
oct-11	PC	61	230	11,2
oct-11	PG*	2413	506	39,6
nov-11	B*	2100	230	14,8

Referencias: BM: Bahía de Montevideo, PC: Punta Carretas, B: Buceo, PG: Punta Gorda.

* muestra compuesta por un pool de hígados.

ANEXO 2.**Resultados estadísticos.**

Pruebas de normalidad Shapiro-Wilk:

	Período	Estadístico	gl	Sig.
Ln(Cu)	Inv 2010	0,836	18	0,005
	Prim 2010	0,813	18	0,002
	Prim 2011	0,72	25	0
Ln(Zn)	Inv 2010	0,96	18	0,605
	Prim 2010	0,727	18	0
	Prim 2011	0,955	25	0,325
Ln(As)	Inv 2010	0,793	18	0,001
	Prim 2010	0,94	18	0,295
	Prim 2011	0,878	25	0,006

Contraste de Levene:

	F	gl1	gl2	Significación
Ln(Cu)	1,794	15	45	0,066
Ln(Zn)	2,68	15	45	0,005
Ln(As)	2,83	15	45	0,004

Prueba de los efectos del ANCOVA:

	Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Ln(Cu)	Modelo corregido	6,723	10	0,672	3,385	0,002
	Intersección	0,252	1	0,252	1,27	0,265
	fecha	2,234	2	1,117	5,623	0,006
	zona	0,203	2	0,101	0,511	0,603
	sexo	0,109	1	0,109	0,55	0,462
	talla	0,059	1	0,059	0,295	0,589
	fecha * zona	2,304	4	0,576	2,901	0,031
	Error	9,931	50	0,199		
	Total	43,117	61			
	Total corregida	16,653	60			

	Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Ln(Zn)	Modelo corregido	,971	16	0,061	7,925	0
	Intersección	8,109	1	8,109	1058,877	0
	fecha	0,258	2	0,129	16,817	0
	zona	0,12	2	0,06	7,836	0,001
	sexo	0,029	1	0,029	3,801	0,058
	talla	0,069	1	0,069	8,989	0,004
	fecha * zona	0,121	4	0,03	3,936	0,008
	fecha * sexo	0,123	2	0,062	8,042	0,001
	zona * sexo	0,369	2	0,185	24,12	0
	fecha * zona * sexo	0,175	2	0,087	11,402	0
	Error	0,337	44	0,008		
	Total	550,544	61			
	Total corregida	1,308	60			

	Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación
Ln(As)	Modelo corregido	20,810	10	2,081	6,129	0
	Intersección	5,963	1	5,963	17,562	0
	fecha	0,68	2	0,34	1,001	0,375
	zona	1,438	2	0,719	2,118	0,131
	sexo	1,15	1	1,15	3,388	0,072
	talla	0,104	1	0,104	0,307	0,582
	fecha * zona	10,096	4	2,524	7,434	0
	Error	16,976	50	0,34		
	Total	233,8	61			
	Total corregida	37,786	60			

ANEXO 3. Contenido estomacal en los distintos ejemplares de corvina rubia

Fecha Captura	Zona Captura	Misidáceos		Isópodos		Cumáceos		Decápodos		Balanos		Bivalvos		Gasterópodos		Poliquetos		Peces	
		N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)
jun-10	BM																	3	25,9
jun-10	BM							*1	0,4										
jun-10	B																	1	2,16
ago-10	SV												*1	0,26					
ago-10	BM							1	9,98										
ago-10	BM																	1	10,75
ago-10	BM							*1	1,01										
ago-10	PC									*1	0,06			2	-				
ago-10	PG													17	0,11				
sep-10	SV											*1	0,47						
sep-10	BM	36	0,76	1	-									3	-				
sep-10	BM	*1	0,44	3	-									3	-				
sep-10	BM	1	0,22											1	-				
sep-10	BM	56	1,17	5	-									5	-				
sep-10	BM	*1	0,51	7	0,06	1	-							4	-				
sep-10	BM	*1	0,6	3	-									5	-				
sep-10	BM	35	0,9	4	-														
sep-10	B	*1	0,2	1	-	4	-							6	0,02				
sep-10	B	71	1,53	4	-	39	0,06							84	0,7				
sep-10	B	*1	1,21	3	0,03									81	0,55				
sep-10	B	50	1,16	1	-	22	-							25	0,13				
oct-10	PC											*1	3,15						
oct-10	PC											*1	2,84	2					

Fecha Captura	Zona Captura	Misidáceos		Isópodos		Cumáceos		Decápodos		Balanos		Bivalvos		Gasterópodos		Poliquetos		Peces	
		N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)	N	Peso (g)
oct-11	B							3	14,98			*1	2,93					1	8,89
oct-11	PC											*1	3,32						
oct-11	PG	2	-																
oct-11	PG	3	-																
oct-11	SV											*1	1,64	58	0,86	*1	-		
oct-11	SV							2	14,24										
oct-11	SV											*1	0,33	2	-	1	-		
oct-11	SV							*1	0,84							*1	-		
nov-11	BM							*1	3,12										
nov-11	B	2	-							*1	-			4	-	1	-		
nov-11	B											*1	0,38						
nov-11	B											*1	1,3						
nov-11	B							*1	1,22										
nov-11	B							1	6,24										

Referencias: SV: Santiago Vázquez, BM: Bahía de Montevideo, PC: Punta Carretas, B: Buceo, PG: Punta Gorda. - peso no detectado por la balanza

* muestra compuesta por restos de individuos.