

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA**  
**MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA**



**EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN ATÚN ENLATADO Y  
PESCADO COMERCIALIZADOS EN LA CIUDAD DE TIJUANA, B. C.**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE**

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**PRESENTA**

**I.B.Q. DIANA DOLORES RODRÍGUEZ MENDÍVIL**

Tijuana, B. C.

Agosto 2016

**Universidad Autónoma de Baja California**  
**FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS E INGENIERÍA**  
**COORDINACIÓN DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN**

FOLIO No. 175  
Tijuana, B. C., a 15 de junio de 2016

C. Diana Dolores Rodríguez Mendivil  
Pasante de: Maestro en Ciencias  
Presente

El tema de trabajo y/o tesis para su examen profesional, en la  
Opción TESIS

Es propuesto, por los C. Dr. Fernando Toyohiko Wakida Kusunoki y M.C. Juan  
Temores Peña

Quienes serán los responsables de la calidad de trabajo que usted presente,  
referido al tema EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN ATUN ENLATADO Y  
PESCADO COMERCIALIZADOS EN LA CIUDAD DE TIJUANA, B.C.

el cual deberá usted desarrollar, de acuerdo con el siguiente orden:


- I.- INTRODUCCION
- II.- MARCO TEORICO
- III.- METODOLOGIA
- IV.- RESULTADOS
- V.- CONCLUSIONES
- VI.- REFERENCIAS
- VII.- ANEXOS

UNIVERSIDAD AUTONOMA  
DE BAJA CALIFORNIA




FACULTAD DE CIENCIAS  
QUÍMICAS E INGENIERÍA

  
Dr. José Luis González Vázquez  
Secretario

  
Dr. Fernando Toyohiko Wakida Kusunoki  
Director de Tesis

  
M.C. Juan Temores Peña  
Co-Director de Tesis

  
Dr. Luis Enrique Palafox Maestre  
Director

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a DIOS, quien es la fuente de toda mi energía, por guiar mis pasos en todo momento y llenar mi vida de paz y amor.

A mi familia, especialmente a mi esposo Enrique por alentarme con su apoyo y amor incondicional, a mi hija Diana Victoria por ser mi inspiración de superación cada día, a mi hermana Ana Lilia por su apoyo y comprensión en este proyecto, a mi madre, a mi padre †, por la mejor herencia que me hayan podido dar: la educación, y a todo el resto de mi familia que es muy numerosa y no me alcanzarían las hojas para agradecerles todo su apoyo.

A mi asesor Dr. Fernando T. Wakida Kusunoki, por su valiosa ayuda, por asesorarme y compartir sus conocimientos, sin su apoyo no habría sido posible el desarrollo del presente trabajo.

A mis maestros por los conocimientos que me transmitieron y sus comentarios que fueron de gran utilidad.

A la Universidad Autónoma de Baja California, por los recursos otorgados al proyecto No 3884 dentro de la 18va convocatoria interna de apoyo a proyectos de investigación.

Al CONACYT por la beca No 396798 del programa de Maestría y Doctorado en Ciencias e ingeniería.

A los honorables miembros del comité de tesis por sus aportaciones en la revisión del trabajo final.

A todos, muchas gracias

## RESUMEN

En el presente trabajo, se analizaron 55 muestras de atún enlatado en agua de seis diferentes marcas comerciales y 26 muestras de pescado fresco de diferentes especies comercializadas en la ciudad de Tijuana, B. C., con la finalidad de evaluar la concentración de Hg, Pb, Cd, Cr y Sn solo para muestras enlatadas. Las concentraciones de mercurio fueron medidas empleando un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer modelo 372, para el análisis de Pb, Cd, Cr se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica con horno de grafito GBC Scientific Equipment. Las concentraciones de Hg en las muestras de atún enlatado fueron entre 0.005 a 1.17 mg kg<sup>-1</sup> peso húmedo, las concentraciones de Pb tuvieron un intervalo entre 0.07 a 0.32 mg kg<sup>-1</sup>, encontrándose en la marca MH la concentraciones más altas para ambos metales, para Cd la concentración varía de ND a 0.007 mg kg<sup>-1</sup> y para Cr entre 0.02 a 0.65 mg kg<sup>-1</sup>. Solo el 3.64% del total de muestras analizadas presentan una concentración de Hg por arriba del límite máximo permisible (1.0 mg kg<sup>-1</sup>), las concentraciones para Pb y Cd cumplen con la reglamentación vigente. En las muestras de pescado fresco el intervalo de concentración para Hg fue entre 0.14 a 2.14 mg kg<sup>-1</sup>, para Pb entre 0.04 a 0.32 mg kg<sup>-1</sup>, para Cd entre 0.001 a 0.003 mg kg<sup>-1</sup> y para Cr entre 0.07 a 0.38 mg kg<sup>-1</sup>, encontrándose las concentraciones medias más elevadas para Hg en las especies de Maco y Cazón. Los resultados sugieren que el consumo de pescado en México no representa un riesgo a la salud para la población en general en términos de exposición.

**Palabras clave:** Atún enlatado, pescado fresco, mercurio, plomo, cadmio, cromo, dosis máxima tolerable, Tijuana.

## ÍNDICE

<b>1.0 INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
1.1 Antecedentes	1
1.2 Justificación	4
1.3 Objetivo general	5
1.4 Objetivos Específicos	5
1.5 Organización de la tesis	6
<b>2.0 MARCO TEÓRICO</b>	<b>7</b>
2.1 Mercurio	12
2.1.1 Fuentes de exposición de mercurio	12
2.1.2 Toxicidad del mercurio	15
2.1.3 Usos	17
2.1.4 Transporte ambiental, distribución y transformación	18
2.1.5 Exposición Humana y sus efectos	18
2.1.6 Mercurio en pescado	20
2.2 Plomo	20
2.2.1 Toxicidad y metabolismo del plomo	21
2.2.2 Usos	23
2.2.3 Transporte ambiental	24
2.2.4 Exposición humana y sus efectos	24
2.2.5 Plomo en pescado	25
2.3 Cadmio	25
2.3.1 Fuentes de exposición de cadmio	26
2.3.2 Usos	26
2.3.3 Transporte ambiental	27
2.3.4 Toxicidad y metabolismo del cadmio	27
2.3.5 Exposición humana y sus efectos	29
2.4 Cromo	31
2.4.1 Fuentes de exposición al cromo	31
2.4.2 Toxicidad y metabolismo del cromo	32
2.4.3 Usos	33
2.4.4 Transporte ambiental	33
2.4.5 Exposición humana y sus efectos	33
2.5 Estaño	35
2.5.1 Fuentes de exposición de estaño	35
2.5.2 Usos	35
2.5.3 Toxicidad y metabolismo del estaño	36
2.5.4 Exposición humana y sus efectos	36
2.5.5 Estaño en el medio acuático	37
	39

<b>3.0 METODOLOGÍA</b>	
3.1 Muestreo	39
3.2 Análisis estadístico	40
3.3 Análisis de muestras	41
3.3.1 Digestión para el análisis de mercurio	41
3.3.1.1 Determinación analítica	42
3.3.1.2 Uso del equipo	42
3.3.1.3 Cuantificación	43
3.3.1.4 Instrumentación y equipo	43
3.3.1.5 Material de vidrio y/o auxiliares	44
3.3.1.6 Reactivos	44
3.3.1.7 Estándares	44
3.3.2 Digestión para el análisis de plomo, cadmio, cromo	45
3.3.2.1 Determinación analítica	46
3.3.2.2 Uso del equipo	46
3.3.2.3 Cuantificación	46
3.3.2.4 Instrumentación y equipo	46
3.3.2.5 Material de vidrio y/o auxiliares	47
3.3.2.6 Reactivos	47
3.3.2.7 Estándares	47
3.4 Datos de control de calidad	48
<b>4.0 RESULTADOS</b>	49
4.1 Concentración de metales pesados en atún enlatado	49
4.1.1 Comparación de resultados con otros estudios publicados en atún enlatado	50
4.2 Concentración de metales pesados en diferentes especies de pescado fresco	54
4.2.1 Comparación de resultados con otros estudios publicados en pescado fresco	55
4.3 Caracterización del riesgo a la salud	58
<b>5.0 CONCLUSIONES</b>	62
<b>6.0 REFERENCIAS</b>	64
<b>7.0 ANEXOS</b>	78

## **LISTA DE FIGURAS**

2.1 Ciclo de los metales pesados en el medio ambiente y sus posibles vías de exposición a los seres humanos	11
2.2 Ciclo del mercurio	13
2.3 Toxicocinética del plomo	23
2.4 Toxicocinética del cadmio	29
3.1 Selección de muestras enlatadas y pescado fresco	39
3.2 Metodología de extracción y análisis de mercurio	42
3.3 Diagrama de flujo para la extracción y análisis de Pb, Cd, Cr	45
7.1 Prueba de normalidad Kolmogorov Smirnov	84

## LISTA DE TABLAS

2.1 Principales especies químicas del mercurio	14
2.2 Efectos tóxicos de los compuestos de mercurio	17
2.3 Efectos tóxicos del plomo	22
2.4 Efectos sobre la salud ocasionados por intoxicación del estaño	37
3.1 Especies de pescado fresco	40
3.2 Programa de digestión por CEM Innovators con 12 posiciones	41
4.1 Intervalo de concentración, media y desviación estándar (SD) de mercurio, plomo, cadmio y cromo en muestras enlatadas	50
4.2 Concentración de mercurio, plomo, cadmio, cromo, estaño en otros estudios para muestras de atún enlatado	53
4.3 Intervalo de concentración, media y desviación estándar (SD) de mercurio, plomo, cadmio y cromo en diferentes especies de pescado	54
4.4 Concentración de mercurio, plomo, cadmio, cromo, en otros estudios para muestras de pescado fresco	57
4.5 Tabla de coeficiente de riesgo para metales	61
7.1 Concentración de mercurio en muestras de atún enlatado	78
7.2 Media, desviación estándar, error de estimación, mediana, valores mínimos y máximos de mercurio en atún enlatado	78
7.3 Concentración de plomo en muestras de atún enlatado	79
7.4 Media, desviación estándar, error de estimación, mediana, valores mínimos y máximos de plomo en atún enlatado	79
7.5 Concentración de cadmio en muestras de atún enlatado	79
7.6 Media, desviación estándar, error de estimación, mediana, valores mínimos y máximos de cadmio en atún enlatado	80
7.7 Concentración de cromo en muestras de atún enlatado	80
7.8 Media, desviación estándar, error de estimación, mediana, valores mínimos y máximos de cromo en atún enlatado	80
7.9 Concentración de mercurio en muestras de pescado fresco	81

7.10 Media, desviación estándar, error de estimación, mediana, valores mínimos y máximos de mercurio en pescado fresco	81
7.11 Concentración de plomo en muestras de pescado fresco	81
7.12 Media, desviación estándar, error de estimación, mediana, valores mínimos y máximos de plomo en pescado fresco	82
7.13 Concentración de cadmio en muestras de pescado fresco	82
7.14 Media, desviación estándar, error de estimación, mediana, valores mínimos y máximos de cadmio en pescado fresco	82
7.15 Concentración de cromo en muestras de pescado fresco	83
7.16 Media, desviación estándar, error de estimación, mediana, valores mínimos y máximos de cromo en pescado fresco	83
7.17 Límites máximos permisibles para metales pesados NOM-028-SSA1-1993 y NOM-027-SSA1-1993	83
7.18 Resultados de normalidad KS para el análisis de metales pesados	84
7.19 Test de comparaciones múltiples de Turkey-Kramer	85

## 1.0 INTRODUCCIÓN

### 1.1 Antecedentes

Un metal es un elemento que es buen conductor de la electricidad, es flexible y posee brillo, algunos metales son necesarios para los seres vivos, tales como el magnesio, cobre, manganeso, hierro, zinc, y selenio, pero pueden llegar a ser tóxicos si rebasan ciertos límites de concentración en el organismo. Químicamente se entiende por metal pesado aquel cuya densidad es cuando menos cinco veces mayor que la del agua ( $5 \text{ g/cm}^3$ ) (Harte *et al.*, 1995), pero la costumbre ha hecho que la connotación se emplee para aquéllos que son tóxicos y que en realidad abarcan los grupos de transición y postransición (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, y Zn) al igual que el de los metaloides (As, Hg y Se) (Jiménez, 2001).

Los metales pesados son parte fundamental de las fuentes antropogénicas provenientes de desechos domésticos, agrícolas e industriales, los cuales son peligrosos para la biota marina y el hombre, causando el deterioro del ambiente.

El contenido en metales de los alimentos tanto de origen vegetal como animal depende de muchos factores, entre los que se destacan las condiciones medio-ambientales, los métodos de producción y procesado y el lugar de origen del alimento, especialmente en relación a la composición del suelo. La presencia de los metales pesados en la corteza terrestre es menor al 0.1% y por lo general menor del 0.01%, las rocas ígneas son un buen ejemplo de la presencia de metales pesados (García y Dorronsoro, 2005). Estos metales no pueden degradarse o destruirse; pueden ser enterrados en subsuelos y depositados en sedimentos, pero jamás desaparecerán en forma total, esto hace que ciertos suelos sean un peligro de contaminación por metales pesados; sin embargo, las actividades antropogénicas

también incrementan la concentración de estos metales en el suelo en cantidades considerables.

Los metales pesados contenidos en productos de desechos en basureros municipales, suelen filtrarse por el suelo hasta alcanzar las aguas subterráneas. Los metales pesados pueden llegar a los seres humanos mediante el consumo de agua de los pozos, lo cual es muy común en zonas rurales y suburbanas. La movilidad de los metales pesados se lleva a cabo por el movimiento del agua y entran al cuerpo humano por consumo de ésta, los alimentos y el aire. Son tóxicos para organismos acuáticos, pueden ser bioacumulables y son un contaminante potencial de agua potable incluyendo aguas subterráneas. Las fuentes principales de los metales pesados son los pigmentos anticorrosivos para metales (carros, barcos y naves espaciales) y desechos de la industria de electroplatinado (Englert, 1997). Cuando los metales pesados logran disolverse en el agua se adsorben en los sedimentos (Placchi, 1998).

Los niveles de contaminantes en peces son de considerable interés debido a los potenciales efectos que pudieran ocasionar en los organismos que los consumen, incluyendo al ser humano. Estos tienen la capacidad de almacenar en su organismo una concentración mayor de estos compuestos en comparación con la concentración presente en el medio, por lo que son un importante indicador de contaminación; sin embargo, también implica que su consumo se puede convertir en un problema de salud para las poblaciones que se alimentan de este recurso (Moncayo *et al.*, 2010).

El pescado ha sido reconocido como un componente integral de una buena dieta balanceada, proveyendo una fuente saludable de energía, proteína y un amplio rango de

otros importantes nutrientes, es una fuente significativa de ácidos grasos poliinsaturados cuyos beneficios es de bajar los riesgos de enfermedades cardiovasculares y su contribución al desarrollo neuronal en niños han sido reconocidos (Mozaffarian y Wu, 2011). En contraste a los beneficios potenciales de salud del consumo de pescado, los contaminantes químicos que pueden contener son una preocupación para aquellos que consumen frecuentemente estos productos. La contaminación de metales pesados es un riesgo a la salud pública reconocida mundialmente debido a que estos contaminantes han sido introducidos al ambiente ampliamente, incluyendo los ecosistemas marinos, debido a fuentes naturales o antropogénicas.

Los metales pesados, no se degradan ni destruyen, más aparte pueden entrar con facilidad al cuerpo humano por la ingestión de agua, aire y piel. Esto hace que los metales se bioacumulen en el cuerpo. Se entiende como bioacumulación al incremento de la concentración de algún químico en un organismo vivo en cierto tiempo, provocando almacenamiento, metabolismo y eliminación del químico. Cuando las cantidades de metales tienen altas concentraciones en el cuerpo y el organismo no logra eliminarlas, los metales empiezan a tener efecto dentro de la célula, interrumpiendo las reacciones químicas, el metabolismo y bloquean la absorción de los nutrientes básicos (Harte *et al.*, 1995). Las consecuencias dependen del metal y el órgano o punto específico afectado (hígado, riñones, pulmones, piel y huesos).

Los metales pesados como mercurio, plomo y cadmio son elementos trazas en el medio acuático, pero estos niveles se han incrementado debidos a actividades agrícolas, industriales y mineras. Estos elementos aún en bajas concentraciones pueden amenazar la salud de organismos terrestres y acuáticos. El mercurio es un elemento de especial

preocupación debido a que en medios acuáticos su forma inorgánica es biológicamente transformada a metil mercurio (MeHg), un compuesto orgánico liofílico que se bioacumula y se biomagnifica cuando se transporta a niveles altos en la cadena alimenticia, se acumula más en algunas variedades de peces grandes como marlín, pez espada, tiburón, atún y en moluscos bivalvos que en otras especies (Sterns, 1993; Hightower y Moore, 2003; Hites *et al.*, 2004). Como resultado, las poblaciones con un elevado consumo de estos peces tienen una exposición potencial alta a MeHg e incrementan el riesgo a desarrollar efectos neurotóxicos. Este es de particular importancia para los niños, mujeres embarazadas y madres en lactancia (Jedrychowsky *et al.*, 2007; Ramón *et al* 2008).

El cadmio y el plomo son también asociados a efectos negativos a la salud en adultos y niños, cuando son expuestos debido a la ingesta de pescado con alto contenido de estos metales. Esto ha sido documentado por muchos autores (Abernathy *et al.*, 2003; Has-Shon *et al.*, 2006). El cadmio es un metal no esencial altamente toxico que se puede acumularse en el riñón por un tiempo relativamente largo de 20 a 30 años, y a una dosis alta produce efectos en el sistema respiratorio, ha sido asociado con enfermedades en huesos y deficiencias reproductivas (Cope *et al.*, 2004). El plomo afecta principalmente al sistema nervioso, riñón y sangre. En niños exposiciones prolongadas, produce retardo en el aprendizaje.

## **1.2 Justificación**

Aunque en México el consumo de pescado es relativamente bajo (11.4 kg per cápita; CONAPESCA, 2015), ciertos sectores de la población consumen pescado más frecuente. La relación entre la concentración de mercurio en sangre y el consumo de pescado ha sido

demostrado (Björnberg *et al.*, 2013). Por lo anterior, es necesario conocer los niveles de metales tóxicos en pescados de valor comercial para evaluar los riesgos de salud de su consumo. En México son pocos los estudios acerca de la concentración de metales pesados en peces, la gran mayoría se ha hecho sobre la concentración de mercurio; sin embargo no se conocen los niveles de metales pesados de peces consumidos en la ciudad de Tijuana.

En el presente estudio se recolectaron muestras de atún enlatado y pescados frescos consumidos en la región con la finalidad de analizar mercurio, cadmio, cromo y plomo.

### **1.3 Objetivo general**

Evaluar la concentración de metales pesados presentes en pescado fresco y atún enlatado comercializados en Baja California.

### **1.4 Objetivos específicos**

- a) Realizar un muestreo de diferentes marcas de atún enlatado en agua y pescado fresco (maco, cazón, atún aleta amarilla y pez espada), comercializados en la ciudad de Tijuana, Baja California.
- b) Determinar las concentraciones de mercurio, cadmio, cromo, plomo y estaño (solo para las muestras enlatadas) en las muestras seleccionadas.
- c) Comparar los resultados obtenidos con normas nacionales e internacionales.
- d) Comparar los resultados con otros estudios publicados.

## **1.5 Organización de la tesis**

Este documento consta de seis capítulos. En el primer capítulo se da una introducción de la tesis; En el segundo, corresponde al marco teórico en el que se basa la investigación; en el tercero, se describe el muestreo y la metodología de digestión y análisis de los metales pesados; en el cuarto, se presentan los resultados y discusión; en el quinto, corresponde a las conclusiones de la tesis y finalmente se enlistan las referencias utilizadas en la tesis en el sexto capítulo. Además, se provee de anexos, donde se muestran los datos completos del estudio utilizados en el análisis de los resultados.

## 2.0 MARCO TEÓRICO

La variedad de contaminantes químicos en el medio ambiente está creciendo. La administración de alimentos y drogas de Estados Unidos (FDA por sus siglas en inglés) desde 1964 ha estado llevando a cabo estudios de las dietas totales (anuales) para determinar la ingesta alimentaria de determinados contaminantes como son plaguicidas, productos industriales y elementos metálicos. Estos estudios comprenden los alimentos de consumo representativos de las dietas de lactantes, niños y adultos. De esta manera, la FDA ejerce una tarea de vigilancia que le permite detectar las desviaciones de las tendencias de consumo y señalar qué alimentos son los más problemáticos con lo que puede plantear con rigor una política de prevención y educación de la población (De la Torre, 1993).

Si bien los metales son agentes tóxicos conocidos desde la antigüedad, no se ha perdido interés en su estudio. En los últimos años se han incrementado los conocimientos concernientes a los efectos tóxicos potenciales y a los mecanismos de acción de los iones metálicos, que constituyen parte de los productos y subproductos de nuestras tecnologías. Algunos metales pesados pueden actuar como potentes tóxicos, pero por otra parte, otros juegan un papel fundamental en las funciones fisiológicas de los seres vivos y se pueden calificar como esenciales, no esenciales y tóxicos (Cornelis *et al.*, 1993).

Algunos de estos metales son imprescindibles para el mantenimiento de los sistemas bioquímicos en los seres vivos, siendo denominados oligoelementos o elementos traza. En este grupo se incluyen metales como el manganeso (Mn), cromo (Cr), hierro (Fe), zinc (Zn) y cobre (Cu). Otros, aunque no incluidos en este grupo sino en metales no esenciales, por estar ampliamente distribuidos por la corteza terrestre, se encuentran presentes en los seres vivos, tales como el plomo (Pb), níquel (Ni), vanadio (V), cadmio (Cd) y mercurio (Hg),

los cuales no poseen ningún efecto biológico benéfico y son tóxicos para las personas incluso en cantidades traza; sin embargo, los metales esenciales también pueden producir efectos tóxicos cuando la ingesta de metal es excesivamente elevada (Turkmen *et al.*, 2008).

En las últimas décadas, se ha prestado mucha atención al estudio de contenidos esenciales de elementos traza en los productos alimenticios, así como su toxicidad, como resultado de una preocupación creciente acerca de los beneficios para la salud y los riesgos del consumo de alimentos (Guérin *et al.*, 2011). El contenido de metales en los alimentos tanto de origen vegetal como animal depende de muchos factores, entre los que hay que destacar las condiciones del medio ambiente como: los métodos de producción; el procesado y la procedencia del alimento (especialmente en relación a la composición del suelo). Los metales traza son absorbidos por los organismos de fuentes naturales y efluentes contaminados que entran en el medio ambiente acuático a través de las descargas directas y, posteriormente son acumulados (Marsden y Rainbow, 2004). Es así que el grado de toxicidad potencial de un metal pesado en el ambiente depende de una serie de factores que están interrelacionados y que están clasificados en factores abióticos y bióticos. Los factores abióticos como el pH afectan a la especiación química y a la movilidad de muchos metales pesados (Wood, 1989) y juega un papel importante en las interacciones de los metales pesados con parámetros como la dureza del agua y los compuestos orgánicos. La presencia de iones inorgánicos, tanto aniones como cationes, tienen una gran influencia sobre la toxicidad de los metales pesados, debido a la formación de compuestos insolubles como carbonatos (Tebbutt, 1999), lo que sucede especialmente cuando se mezclan aguas de diferentes orígenes, como son las descargas industriales y domésticas en los cuerpos de

agua naturales. La temperatura influye sobre la solubilidad de los metales y al igual que el contenido de oxígeno disuelto afecta de forma decisiva a la distribución, así como al estado fisiológico de la biota del sistema acuático del que va a depender la respuesta frente al tóxico (Rosas, 2001). Como regla general, las altas temperaturas y la baja salinidad actúan de forma sinérgica con los metales para aumentar la toxicidad (McLusky *et al.*, 1986). La alta toxicidad de metales como Cd, Cr, Pb, Hg, Ni, y Zn a bajas salinidades es atribuida normalmente a una acumulación más rápida de estos metales en los organismos, siendo de mayor importancia en los estuarios.

Así mismo tenemos los factores propios del metal, es decir la toxicidad la cual depende de la propia naturaleza del metal, su biodisponibilidad en el ambiente y el estado molecular que presente el metal, el mismo que al estar sometido a diferentes condiciones ambientales puede mostrar diversas configuraciones moleculares o químicas, las mismas que pueden suponer distintos grados de bioasimilación o toxicidad (Stumm y Morgan, 1981).

Los factores bióticos están determinados por el grado de bioasimilación, mecanismos de defensa de los organismos frente a los metales y por la acción que la propia biota pueda ejercer sobre su especiación química, es así que debido a la distribución de los metales pesados en los diferentes componentes del ecosistema marino está regulado por procesos fisicoquímicos, como la dilución, la difusión, la precipitación y la sorción, así como otros procesos tales como la captación y la eliminación por los organismos marinos.

La contaminación de los ecosistemas acuáticos por metales pesados ha sido reconocida como una gran preocupación ambiental. La presencia de algunos metales pesados en ambientes acuáticos y sus acumulaciones en los peces y otros organismos, se ha investigado

durante los últimos años (Barbosa *et al.*, 2000; Bassi y Sharma, 1993; Bei *et al.*, 1992; Freedman, 1989; Wolfe, 1974). La acumulación se produce en los tejidos de los animales acuáticos y puede llegar a ser tóxico para los peces y también para las personas cuando alcanza un nivel sustancialmente alto. Un claro ejemplo del problema ambiental por metales pesados ocurrió en 1952, en las proximidades de la bahía de Minamata Japón, en donde surgió una enfermedad (Enfermedad de Minamata), la cual creció rápidamente generando una verdadera epidemia y se demostró que se debía a compuestos organomercuriales (Vandecasteele y Block, 1991). Otro caso fue el ocurrido en el Rio Jintsu Japón, en donde los pobladores murieron por envenenamiento por cadmio. Por esta razón, la determinación de la calidad química de los organismos acuáticos, particularmente el contenido de metales pesados es extremadamente importante para la salud humana (Cid *et al.*, 1979).

Como ya es sabido, el pescado es considerado actualmente como uno de los alimentos más importantes (Carvalho *et al.*, 2005). Debido a que la contaminación por metales en ambientes acuáticos puede ser perjudicial para la salud humana, es necesario entender y controlar los niveles de peligro de la contaminación en pescados y mariscos. Es difícil encontrar un equilibrio entre los beneficios para la salud y los riesgos derivados del consumo de pescado. El pescado se consume ampliamente en muchas partes del mundo debido a que tiene un alto contenido de proteínas, es bajo en grasas saturadas y contiene ácidos grasos omega conocidos por apoyar la buena salud (Ikem y Egiebor, 2005). El atún es uno de los pescados más conocido, consumido y disponible en el mercado a nivel mundial. Son peces de alto rendimiento, depredadores con altas tasas de metabolismo; por lo tanto, tiene una alta ingesta de alimentos, lo cual aumenta la acumulación de

contaminantes (Burger y Gochfeld, 2004). En la Figura 2.1 se muestra el ciclo natural de los metales pesados en el medio ambiente.

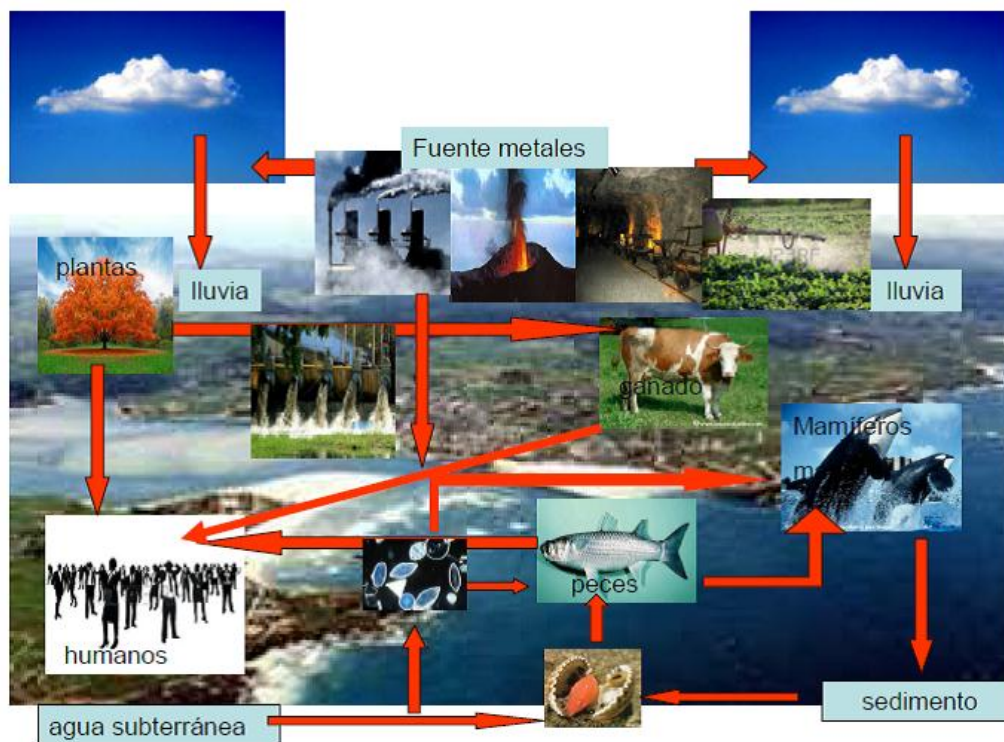


Figura 2.1 Ciclo de los metales pesados en el medio ambiente y sus posibles vías de exposición a los seres humanos (Ramírez, 2005).

El gran interés que tienen para la salud pública la presencia de metales pesados en los alimentos, procede del hecho de que el margen de seguridad entre los niveles totales presentes en alimentos de origen animal (carne y pescados), de origen vegetal e incluso en el agua de bebida, es muy estrecho. A continuación, se efectúa una revisión de los aspectos más relevantes de la toxicología de los metales objeto de este estudio como son mercurio, plomo, cadmio, cromo y estaño.

## **2.1 MERCURIO**

El mercurio (Hg) es un líquido metálico 13.6 veces más denso que el agua, en la naturaleza, el Hg puede existir como metal o formando parte de compuestos orgánicos e inorgánicos. Entre las características geoquímicas más importantes del Hg se encuentra la afinidad para establecer uniones muy fuertes con el azufre (S) y formar compuestos organomercurícos relativamente estables en medios acuosos. El sulfuro de mercurio (HgS), conocido como cinabrio, es el mineral de mercurio más frecuente en la naturaleza (Jiménez, 2001).

El mercurio es uno de los metales pesados más tóxicos en nuestro entorno incluyendo la litosfera, hidrosfera, atmósfera y biosfera. Es líquido a temperatura ambiente, siendo el único metal que se mantiene líquido a 0° C. Las concentraciones de mercurio en el medio ambiente pueden verse modificadas por la acción de fenómenos naturales y por la actividad humana.

### **2.1.1. Fuentes de exposición de mercurio**

La mayor fuente natural de mercurio a la atmósfera, la constituyen los procesos de desgasificación de la corteza terrestre a través de los gases liberados por las erupciones volcánicas y la solubilización de rocas, suelos y sedimentos (WHO, 2008a).

La contaminación por mercurio a partir de las fuentes antropogénicas se debe principalmente a las actividades mineras, los vertidos urbanos, materiales agrícolas, la combustión y las descargas industriales (Hylander y Meili, 2003). La cadena de contaminación de Hg sigue de cerca, el orden cíclico: la industria, la atmósfera, el suelo, el agua, el fitoplancton, zooplancton, peces y humano.

Desde estas fuentes el mercurio contamina suelos, aire, aguas y cadena trófica, como se describe a continuación en la Figura 2.2 en donde se representa la circulación del mercurio en el ambiente.

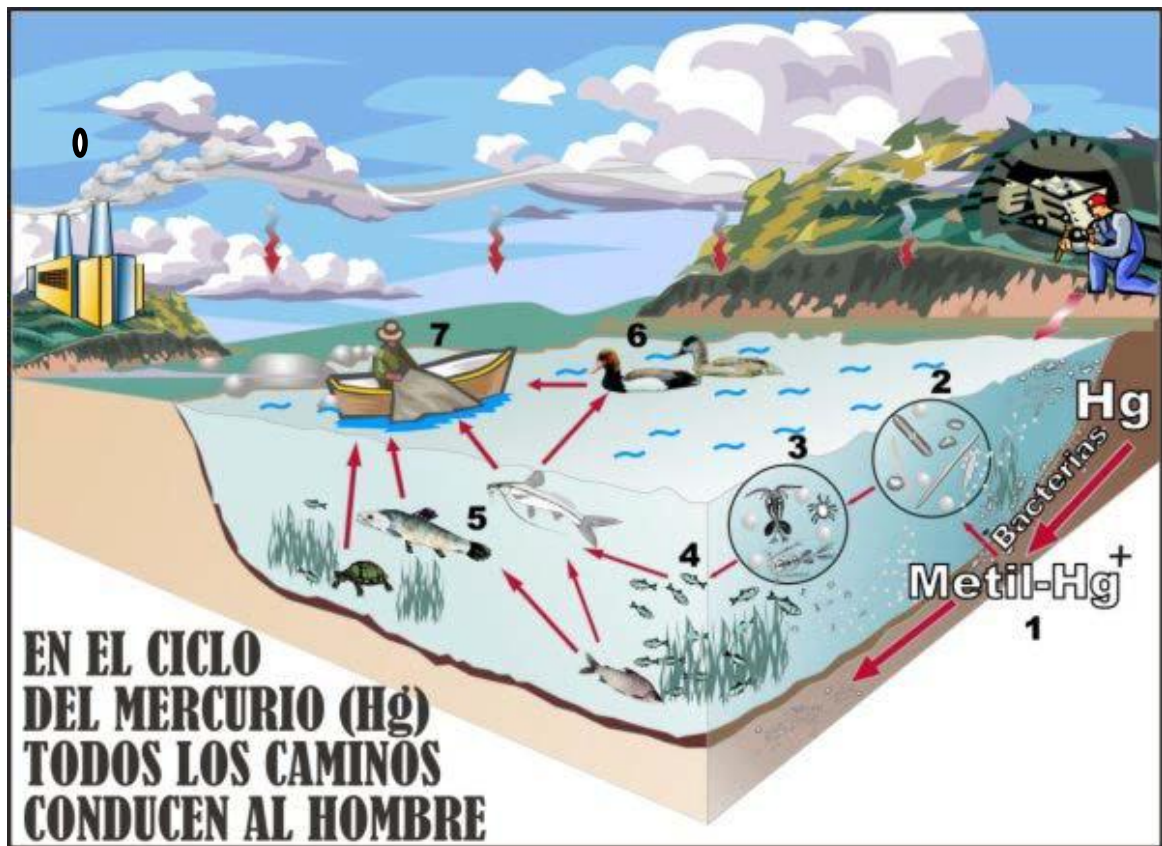


Figura 2.2. Ciclo del mercurio (monografías, 2015)

La Figura 2.2 se explica de la forma siguiente:

- 0** - El vapor de mercurio es estable en la atmósfera, dándose así tiempo para su distribución global, hasta convertirse en formas hidrosolubles que permiten su vuelta a la tierra con la lluvia. En esta etapa, el metal puede reducirse nuevamente y volver como vapor a la atmósfera, o puede ser metilado.

- 1 - La metilación es una reacción química que se da en los sistemas biológicos mediante la cual se logra la adición de uno o más grupos metilos (-CH<sub>3</sub>), dando lugar a compuestos de metilmercurio.
- 2 - Son los microorganismos naturales del suelo, de los sedimentos, y del agua dulce y salada los que llevan a cabo esta reacción de metilación, interviniendo en este proceso diversas poblaciones microbianas.
- 3 - Una de las principales características de los compuestos orgánicos del mercurio, es su posibilidad de ingresar en la cadena alimentaria a partir de su captación por el plancton, que lo vuelve disponible para el resto de los organismos del sistema, convirtiéndose en un verdadero reservorio biológico de mercurio.
- 4 - 5 - 6 - En la cadena trófica, los compuestos orgánicos de mercurio encuentran posibilidades de bioacumulación, bioconcentración y biomagnificación .
- 7 - El consumo de pescado contaminado, es una de las principales fuentes de exposición para el hombre.

Las especies químicas del mercurio tienen distintas propiedades fisicoquímicas y toxicidad. En la Tabla 2.1 se muestran las estructuras químicas de las especies de mercurio más comunes.

Tabla 2.1 Principales especies químicas del mercurio.

<b>Mercurio inorgánico:</b>	Elemental Hg(0)	Hg <sup>0</sup>
	Mercurioso Hg(I)	Hg <sup>+</sup>
	Mercúrico Hg(II)	Hg <sup>+2</sup>
<b>Mercurio orgánico:</b>	Monometilmercurio (MeHg <sup>+</sup> )	CH <sub>3</sub> Hg <sup>+</sup>
	Dimetilmercurio (Me <sub>2</sub> Hg)	(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> Hg
	Etilmercurio (EtHg <sup>+</sup> )	CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> Hg <sup>+</sup>
	Fenilmercurio (PhHg)	C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> Hg <sup>+</sup>

El mercurio existe en tres estados de oxidación:  $\text{Hg}^0$  [mercurio metálico  $\text{Hg}(0)$ ],  $\text{Hg}^+$  [mercurio mercurioso,  $\text{Hg}(\text{I})$ ] y  $\text{Hg}^{2+}$  [mercurio mercúrico,  $\text{Hg}(\text{II})$ ]. El mercurio puede formar sales inorgánicas, como cloruros, nitratos y sulfatos y compuestos organometálicos algunos de los cuales han encontrado usos industriales y agrícolas.

Las especies más abundantes en el medio ambiente son  $\text{Hg}(0)$ ,  $\text{Hg}(\text{II})$  y los compuestos orgánicos: monometilmercurio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) y dimetilmercurio ( $\text{CH}_3\text{HgCH}_3$ ). Por acción microbiológica y abiótica se producen transformaciones de las especies de mercurio en la atmósfera y en los ecosistemas terrestres y acuáticos, existiendo un ciclo global del mercurio. El  $\text{Hg}(0)$  puede ser oxidado a  $\text{Hg}(\text{II})$  en presencia de materia orgánica, y posteriormente puede ser reducido a  $\text{Hg}(0)$  en condiciones reductoras apropiadas. Por otra parte, el  $\text{Hg}(\text{II})$  puede ser metilado por la acción de bacterias anaeróbicas generando monometil y dimetilmercurio (Boening, 2000). Una parte de los compuestos metilados puede ser eliminada a la atmósfera, pero la mayoría se bioacumula como monometilmercurio a lo largo de la cadena trófica acuática, constituyendo los organismos de agua dulce y salada la principal vía de exposición al monometilmercurio para el hombre (Horvat *et al.*, 2003). La solubilidad en agua aumenta en el orden: mercurio elemental < cloruro mercurioso < cloruro de metilmercurio < cloruro de mercurio. El mercurio elemental es soluble en disolventes no polares.

### **2.1.2 Toxicidad del mercurio**

La forma más frecuente de intoxicación crónica por mercurio se produce por la inhalación de altas concentraciones de vapores, lo cual puede producir manifestaciones de tipo respiratorio, como bronquitis y neumonitis. El mercurio tiene una gran especificidad

tóxica por las células granulosas del cerebelo, las células nerviosas y las células sensitivas (Chang y Cockerham, 1994).

Las intoxicaciones colectivas ligadas a los compuestos orgánicos hicieron su aparición en la década de los 60. De ellas, las más importantes fueron la de la Bahía de Minamata y Niigata en Japón entre 1953 y 1960. Indonesia es uno de los países que ha sufrido intoxicaciones alimentarias por mercurio (Kurasaki *et al.*, 2000). Al igual que en la India muchas fuentes de agua han sido clasificadas como contaminadas por mercurio (Ali *et al.*, 2000). Sin embargo, el 80% de la ingesta de mercurio procede del consumo de alimentos de origen marino (Rodríguez-López *et al.*, 2001).

El mercurio y sus compuestos son extremadamente tóxicos para los seres humanos, los ecosistemas y la vida silvestre. El mercurio disminuye la actividad microbiológica en el suelo. Además, es una sustancia persistente y, en contacto con el ambiente, puede transformarse en metilmercurio, su forma más tóxica, acumulándose en el tejido de los peces. Los efectos de toxicidad dependen del compuesto. La toxicidad se incrementa con la liposolubilidad y las formas alquílicas son más tóxicas que la elemental y las inorgánicas (Soria *et al.*, 1995). Las relaciones dosis-efecto y dosis-respuesta pueden ser modificadas por distintos factores como edad, sexo, estado nutricional, entre otros, según el tipo de compuesto de mercurio de que se trate (NRC- US, 2000).

- a) El **mercurio elemental** (Hg<sup>0</sup>) apenas es tóxico por vía oral, ya que su absorción es muy baja y se elimina con mucha rapidez; sin embargo, en forma de vapor, es altamente tóxico ya que es absorbido rápidamente por los pulmones pudiendo dar lugar a intoxicaciones tanto agudas como crónicas (USEPA, 2014).

- b) Los **compuestos inorgánicos** del mercurio ( $Hg^+$  y  $Hg^{2+}$ ) son más tóxicos que el propio metal.
- c) Los **compuestos orgánicos** (organomercuriales) son los más tóxicos y provocan los efectos biológicos más severos. El metil-mercurio, está considerado como uno de los 6 compuestos químicos más peligrosos en el medio ambiente.

En la Tabla 2.2 se presentan los efectos adversos del mercurio y se puede observar que es neurotóxico, que afecta al tracto gastrointestinal y a la función renal (Sierra y Hardisson, 1991).

Tabla 2.2 Efectos tóxicos de los compuestos de mercurio

SINTOMAS	
<b>Sistema nervioso central</b>	Vértigo, alteraciones vasomotoras, ataxia, temblores musculares e insensibilización de las extremidades.
<b>Aparato digestivo</b>	Aumento de salivación, gingivitis o estomatitis mercurial, náuseas, vómitos y diarreas.
<b>Aparato génitourinario</b>	Alteraciones renales con proteinuria, hematuria y anuria.
<b>Aparato respiratorio</b>	Rinitis

### 2.1.3 Usos

El mercurio metálico se usa en interruptores eléctricos como material líquido de contacto; como fluido de trabajo en bombas de difusión en técnicas de vacío; en la fabricación de espejos, termómetros, barómetros, medidores, tacómetros, termostatos y lámparas de bajo consumo; en la fotografía; en algunas pinturas y pigmentos; en la electrodeposición del oro, la plata, el bronce y el estaño; en el control fitosanitario (dicloruro de mercurio; fenilacetato de Mercurio) y en la fabricación de seda artificial, así como en la industria farmacéutica y en la práctica odontológica.

Los compuestos de mercurio se utilizan en la industria cosmética (cremas, productos para el cabello, entre otros). Otro uso del mercurio es en la denominada lámpara de vapor de mercurio como fuente de luz ultravioleta o esterilizador de agua, así como iluminación pública. Un uso importante del mercurio es en la utilización de un cátodo en el proceso de electrolisis de cloruro de sodio. El mercurio también ha sido ampliamente empleado como catalizador en la producción de vinilo, como fungicida, entre otros (WHO, 2008b).

#### **2.1.4 Transporte ambiental, distribución y transformación**

Las emisiones de vapor de mercurio se convierten en formas solubles y son depositadas por la lluvia en el suelo y el agua. El tiempo de residencia para el vapor de mercurio en la atmosfera es de hasta 3 años, mientras que las formas solubles tienen un tiempo de residencia de sólo unas pocas semanas.

El cambio en la especiación del mercurio de las formas inorgánicas a formas metiladas es el primer paso en el proceso de bioacumulación acuático. Esto puede ocurrir enzimáticamente a través de la acción microbiana. El metilmercurio entra en la cadena alimenticia a través de las especies depredadoras que a su vez producen biomagnificación.

#### **2.1.5 Exposición humana y sus efectos**

El hombre puede estar expuesto al mercurio a través del aire, el agua y los alimentos, siendo estos últimos la mayor fuente de exposición al contaminante. La población en general está expuesta principalmente al mercurio a través de la dieta. Dependiendo de las concentraciones en el aire y el agua, contribuciones significativas pueden ocurrir en la ingesta diaria de mercurio total. El pescado es una fuente principal de exposición humana al metilmercurio.

Los ambientes de trabajo considerados como fuentes potenciales ocupacionales de exposición al mercurio incluyen: minería del cinabrio, plata y oro, industrias del cloro-álcali, la industria relacionada con la manufacturación y/o uso de instrumentos que contengan mercurio líquido, siendo la principal ruta de exposición ocupacional de mercurio la inhalación en fase vapor de las atmósferas de los puestos de trabajo.

La toxicidad del mercurio para el hombre depende de la vía de exposición (inhalación, ingestión o absorción dérmica) y de la forma química en que éste se encuentre. Los compuestos de MeHg están considerados por la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) como posiblemente carcinogénicos para humanos (Grupo 2B; IARC, 1993). Se ha evidenciado que el MeHg produce efectos neurológicos adversos como retraso mental, convulsiones, pérdida de visión y del oído, retraso en el desarrollo, desórdenes en el lenguaje y pérdida de memoria (WHO, 2007). La exposición prenatal al mercurio puede producir alteraciones en el desarrollo neurológico de los niños (Gao *et al.*, 2007; Jedrychowski *et al.*, 2007).

La absorción gastrointestinal de MeHg está en el orden del 90-95%. El MeHg se transporta unido a las células rojas de la sangre y se distribuye ampliamente en todo el cuerpo; el cual se elimina del cuerpo en la orina y las heces. Todas las formas de mercurio pasan a través de la barrera sangre-cerebro y placenta para el feto. La vida media biológica del MeHg en los seres humanos es de aproximadamente 65 días (Clarkson, 1998).

### **2.1.6 Mercurio en pescado**

El consumo de pescado constituye para el hombre una excelente fuente de proteínas y de oligoelementos como yodo y selenio. Además, algunas especies de pescados grasos aportan cantidades significativas de ácidos grasos poliinsaturados de cadena larga omega-3 [ácido eicosapentaenoico (EPA) y ácido docosahexaenoico (DHA)] que resultan beneficiosos en la reducción del riesgo de enfermedades cardiovasculares (Fussenegger *et al.*, 2007). Sin embargo, el pescado puede constituir también una fuente de sustancias nocivas para el organismo, al contener bifenilos policlorados (PCBs), dioxinas y metilmercurio (Virtanen *et al.*, 2007).

En la actualidad, se considera que el consumo de pescado constituye la principal fuente de exposición humana al mercurio (EFSA, 2004). Los peces depredadores marinos que ocupan altos niveles en la cadena trófica, como el pez espada, tiburón y atún son los de mayor concentración en Hg, del cual aproximadamente el 90% existe en su forma metilada (metilmercurio), siendo aportado el resto por pequeñas o indetectables cantidades de mercurio inorgánico [Hg(II)], etilmercurio y fenilmercurio (Branco *et al.*, 2007; Chang *et al.*, 2007). La proporción MeHg/Hg es menor en peces de agua dulce (WHO, 2008b).

## **2.2 PLOMO**

El plomo es un metal pesado de color grisáceo que presenta un aspecto de color brillante al corte, y que se oxida rápidamente. Es muy dúctil y maleable, y sus aleaciones con el antimonio y estaño se remontan a la antigüedad. Su acción tóxica fue descrita hace más de 2000 años por Nicander, un poeta griego quien escribió sobre una enfermedad conocida como plumbismo, causada por una intoxicación aguda por plomo (Moreno, 2003).

El plomo es uno de los contaminantes que se encuentran ampliamente distribuidos en la naturaleza. Su elevada resistencia a la corrosión le ha hecho encontrar numerosas aplicaciones entre las que destaca la fabricación de acumuladores eléctricos (baterías) y de soldaduras, pero en la actualidad su uso está sufriendo un retroceso debido a que está siendo reemplazado en algunos de sus mercados tradicionales, por materiales de plástico de menor costo y mayor vida útil (Llobet *et al.*, 1998).

### **2.2.1 Toxicidad y metabolismo del plomo**

Este elemento es altamente tóxico se absorbe en forma acumulativa por vía respiratoria, digestiva y por contacto directo con la piel. El plomo afecta principalmente el sistema nervioso y renal. La enfermedad a que conduce la acumulación de plomo en el organismo se conoce como saturnismo. La eliminación del plomo resulta compleja, lenta y solo es posible cuando los niveles de absorción son bajos debido a lo cual el mejor tratamiento es la prevención (Belgaied, 2003).

El plomo en el organismo sigue un modelo tricompartmental:

- El sanguíneo (el 2% del contenido total, cuya vida media es de  $36 \pm 5$  días)
- El de los tejidos blandos (cuya vida media es algo más prolongada)
- El óseo (que representa el 90% del contenido total con una vida media entre 10 y 28 años)

Cualquier vía de ingestión de plomo tiene su punto final en el hígado, en el cual se metabolizan los compuestos que a él llegan, eliminando una parte por la bilis. Cuando existe una insuficiencia hepática o la concentración del metal es excesiva se elimina por el sudor, la saliva, el páncreas y por la orina. Se excreta fundamentalmente por orina (80%) y

de forma secundaria por heces, saliva y faneras. En el caso de baja exposición al plomo, existe un equilibrio entre el aporte del tóxico y la eliminación, pero, pasado un cierto nivel, comienza a acumularse. Este nivel depende no sólo del grado de exposición, sino también de la edad y de la integridad de órganos como el hígado y el riñón (Liou *et al.*, 1996; González *et al.*, 1997). En la Tabla 2.3 se muestran los signos y síntomas de la intoxicación crónica por plomo .

Tabla 2.3. Efectos tóxicos del plomo

<b>SINTOMAS</b>	
<b>Gastrointestinales</b>	Anorexia, dispepsia, estreñimiento, sabor metálico en la boca, dolor abdominal.
<b>Hematopoyéticos</b>	Anemia, punteado basófilo
<b>Neurológicos</b>	Encefalopatía, muñeca caída o pie caído
<b>Renales</b>	Albuminuria, hematuria, cilindros en la orina
<b>Endocrinos y del sistema reproductor</b>	Anormalidades del ciclo ovárico, infertilidad, aborto espontáneo
<b>Feto</b>	macrocefalia, poco peso, alteraciones del sistema nervioso, tasa de mortalidad aumentada durante el primer año

La exposición al plomo es especialmente peligrosa para el neonato, ya que una mujer embarazada expuesta este metal, puede dar lugar a un nacimiento prematuro, a niños con bajo peso al nacer e incluso a abortar. Algunos autores relacionan el paso de plomo de la madre al feto con fenómenos de transporte de calcio. Las concentraciones de plomo encontradas en el cordón umbilical son entre un 5 y un 10% inferiores a las plumbemias maternas, existiendo una buena correlación entre ambas (Torres-Sánchez *et al.*, 1999).

En la Figura 2.3 se muestra las diferentes rutas de exposición al Pb y sus formas de eliminación. En esta figura se observa la vía de entrada principal al organismo es por medio de la ingesta, en donde hasta un 90% de la cantidad de Pb que entra al organismo

posteriormente llega a la sangre donde es distribuido a otros órganos, observándose que el 90% se va a los huesos con una vida media de 20 a 27 años.

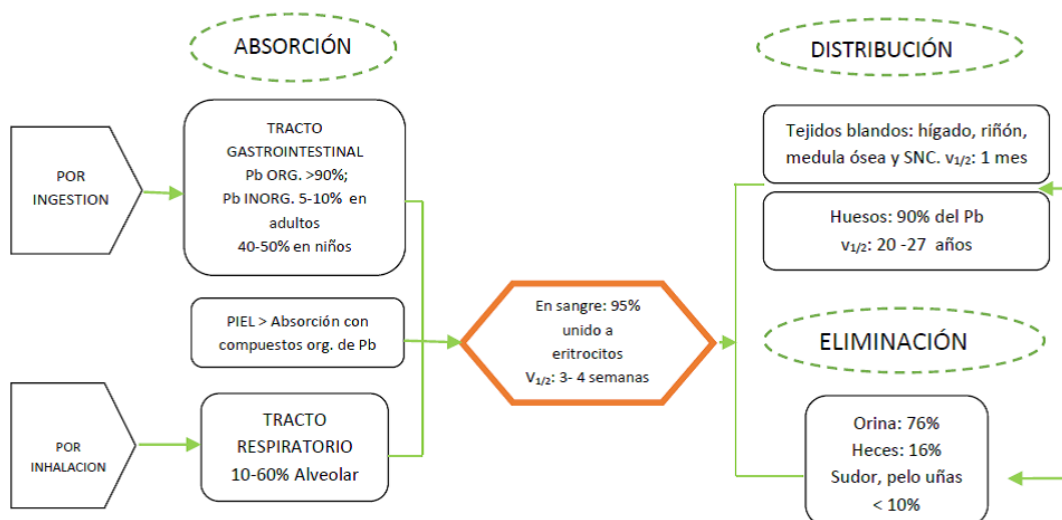


Figura 2.3 Toxicocinética del plomo en humanos (adaptado de Ramírez, 2005)

## 2.2.2 Usos

El plomo es un metal muy usado en la industria, se utiliza en la fabricación de pigmentos, recubrimientos, recipientes, ungüentos, pilas eléctricas, incluso algunos licores (García *et al.*, 2010). Además, el plomo tiene hoy en día numerosas aplicaciones en metalurgia (munición de armas, metal para cojinetes), cobertura de cables, plomo laminado, soldaduras, pigmentos, vidriado de cerámica y ciertos tipos de cristal.

Las pinturas con plomo en su formulación fueron ampliamente usadas antes de la segunda guerra mundial y siguen existiendo en numerosas viviendas de aquella época. Lo cual quedó evidenciado en numerosos casos de intoxicación en niños, las cuales fueron desde intoxicaciones serias hasta fatales. También el fenómeno de pica que se da en niños que chupan juguetes u objetos con pinturas o envoltorios a base de sales de plomo es otra fuente de exposición a considerar (Sanz *et al.*, 1995).

### **2.2.3 Transporte ambiental**

Las emisiones más importantes de plomo a la atmosfera proceden de la combustión de gasolinas con aditivos antidetonantes (tetraetilo de plomo), de las fundiciones de plomo y cobre y de las industrias de hierro y del acero. La deposición atmosférica del plomo en los vegetales es la vía principal de entrada del metal a la cadena alimenticia, mientras que apenas existe incorporación desde el suelo a través de las raíces de las plantas. La utilización de soldaduras de plomo en las latas de conservas fue en su momento una fuente importante de contaminación de los alimentos, pero esto ha disminuido en los últimos años.

Ha habido un descenso progresivo de la exposición con plomo en todos los países desarrollados, que se atribuye al aumento de uso de gasolina sin plomo y a la eliminación casi total de las soldaduras de plomo de envases metálicos.

### **2.2.4 Exposición humana y sus efectos**

La absorción de plomo puede constituir un grave riesgo para la salud pública. El plomo puede provocar un retraso del desarrollo mental e intelectual de los niños y causar hipertensión y enfermedades cardiovasculares en los adultos. El plomo absorbido se distribuye en distintos órganos y tejidos como el riñón, hígado, encéfalo y huesos. Dado su similitud con el calcio, el mayor depósito de plomo se localiza en el tejido óseo.

En los últimos diez años, los contenidos de plomo de los productos alimenticios se redujeron sensiblemente porque aumentó la sensibilización ante el problema sanitario que

puede representar el plomo, por los esfuerzos realizados para reducir la emisión de plomo en su origen y por los progresos en la garantía de calidad de los análisis químicos.

### **2.2.5 Plomo en pescados**

Las concentraciones de este metal en aguas marinas contribuyen a la contaminación de los peces que habitan en ellas. Debido a que existe una bioacumulación entre los organismos de la cadena trófica y de esta manera afectan a las cadenas alimenticias (Maduabuchi *et al.*, 2006).

## **2.3 CADMIO**

El cadmio es un elemento que se encuentra en forma natural en la corteza terrestre el cual fue descubierto en 1817. Los óxidos, sulfuros y carbonatos son las formas más abundantes del cadmio en la naturaleza. Los compuestos de cadmio se encuentran a menudo adheridos a pequeñas partículas en el aire. Los suelos y las rocas contienen cadmio en diversas cantidades, generalmente pequeñas, aunque a veces puede encontrarse en cantidades más grandes (por ejemplo, en algunos combustibles fósiles o fertilizantes). Es uno de los contaminantes metálicos de los alimentos más peligrosos debido no solo a su elevada toxicidad y capacidad de acumulación en la cadena alimentaria, sino por su amplia distribución derivada de sus numerosas aplicaciones industriales. La IARC ha clasificado el cadmio como un carcinógeno humano (Grupo I). Hay evidencia suficiente en seres humanos de la carcinogenicidad del cadmio y de sus compuestos, los cuales son causantes de cáncer del pulmón (IARC, 1993).

### **2.3.1 Fuentes de exposición de cadmio**

Es un elemento no esencial desde el punto de vista nutricional. Tiene importancia tanto en el campo de la toxicología industrial como ambiental, estando presente en cantidades variables en aire, suelo y agua (González, 1997). Para la población general, las dos principales fuentes de exposición al cadmio son la dieta y el tabaco (WHO, 1992). De los alimentos de mayor contenido en cadmio hay que destacar los cereales, el pescado y el marisco (Llobet *et al.*, 1998; López *et al.*, 1993).

Las principales fuentes de exposición de Cd en el medio ambiente (aire, suelo, agua), está dado por fuentes naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales y antropogénicas tales como minas, residuos de fundición, fertilizantes comerciales derivado de los minerales de fosfato o los lodos de plantas tratadoras de aguas residuales, vertederos de residuos municipales; contribuyen a los niveles de cadmio en los suelos y sedimentos. La deposición de cadmio atmosférico sobre las plantas y el suelo pueden conducir a que entre a la cadena alimentaria a través de la absorción foliar o captación radicular. La tasa de transferencia del Cd depende de una variedad de factores, incluyendo la deposición, tipo de suelo y la planta, el pH del suelo, el contenido de humus, la disponibilidad de la materia orgánica, el tratamiento del suelo con fertilizantes, la meteorología y la presencia de otros elementos, tales como Zn (Nordberg *et al.*, 2007).

### **2.3.2 Usos**

El cadmio posee propiedades específicas entre las cuales se pueden mencionar las siguientes: una excelente resistencia a la corrosión, baja temperatura de fusión, alta ductilidad, alta conductividad térmica y eléctrica que lo hace adecuado para una amplia

variedad de aplicaciones industriales. La producción comercial del cadmio y su utilización en distintas actividades como la galvanoplastia, la estabilización del PVC, la fabricación de pigmentos para esmaltes, la fabricación de pilas de níquel-cadmio o la obtención de diferentes aleaciones, pueden contaminar aire, suelo y aguas (Huff *et al.*, 2007).

### **2.3.3 Transporte ambiental**

La meteorización y la erosión de rocas que contienen cadmio dan a lugar a su liberación no sólo para la atmósfera, sino también para el suelo y el medio acuático. El cadmio entra al medio ambiente acuático de diferentes formas, tales como actividades agrícolas y esorrentía urbana. También a partir de una variedad de fuentes antropogénicas, incluyendo la minería de metales no ferrosos y fundición (drenaje de agua de minas, aguas residuales, desbordamiento de estanque de relaves, el escurrimiento de agua de lluvia en las zonas de minas), operaciones de chapado, fertilizantes de fosfato, plantas tratadoras de aguas residuales, vertederos y sitios de residuos peligrosos (ATSDR, 1999).

### **2.3.4 Toxicidad del cadmio y metabolismo**

El cadmio se absorbe por las vías respiratoria y digestiva. La piel como vía de entrada del cadmio al organismo no tiene demasiada relevancia. Alrededor del 50 % del cadmio depositado en el tracto respiratorio puede absorberse. La cantidad de cadmio en la sangre se puede encontrar entre un 90 al 95 % en el interior de los glóbulos rojos o eritrocitos, fijado a la hemoglobina.

El Cd se encuentra presente en el organismo desde el período fetal, se acumula en pulmones, riñón, hígado, páncreas, glándula tiroides, testículo y glándulas salivales, ejerciendo también su función nociva sobre el sistema nervioso (Koizumi *et al.*, 1994).

En individuos no expuestos, el 50 % del contenido corporal de cadmio se encuentra en el riñón (López *et al.*, 1995). Se elimina por las vías urinarias e intestinales y las faneras, la cual se considera una eliminación lenta (la vida media del cadmio en el organismo es de más de 10 años) lo que condiciona su acumulación. Hay un cierto grado de excreción biliar pero se vuelve a absorber en el ciclo entero-hepático. La concentración del cadmio en sangre varía entre 0.4 y 1  $\mu\text{g L}^{-1}$  para los sujetos no fumadores, y entre 1.4 y 4  $\mu\text{g L}^{-1}$  para los fumadores (WHO, 1992).

Los efectos tóxicos del cadmio dependen de la concentración y duración de la exposición, así como de la vía de entrada al organismo y de la forma física y química del elemento, siendo por lo general, más tóxicos aquellos compuestos que son más solubles en agua.

La toxicidad general se manifiesta principalmente sobre la función renal y los tejidos pulmonar y óseo (Nishijo *et al.*, 1996; Yamanaka *et al.*, 1998). Se le atribuyen efectos carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos. Se le considera tóxico para toda forma de vida, incluyendo microorganismos, plantas, animales y el hombre, debido a que puede desplazar al zinc de algunos de sus sitios activos y competir con el calcio en ciertos sistemas biológicos (Barán, 1995).

En la Figura 2.4 se muestra las diferentes rutas de exposición al Cd y sus formas de eliminación. En esta figura se observa que la vía de entrada principal al organismo es por

medio de la respiración que comprende hasta un 15% de la cantidad de Cd que entra al organismo y que posteriormente llega a la sangre y es distribuido a otros órganos.

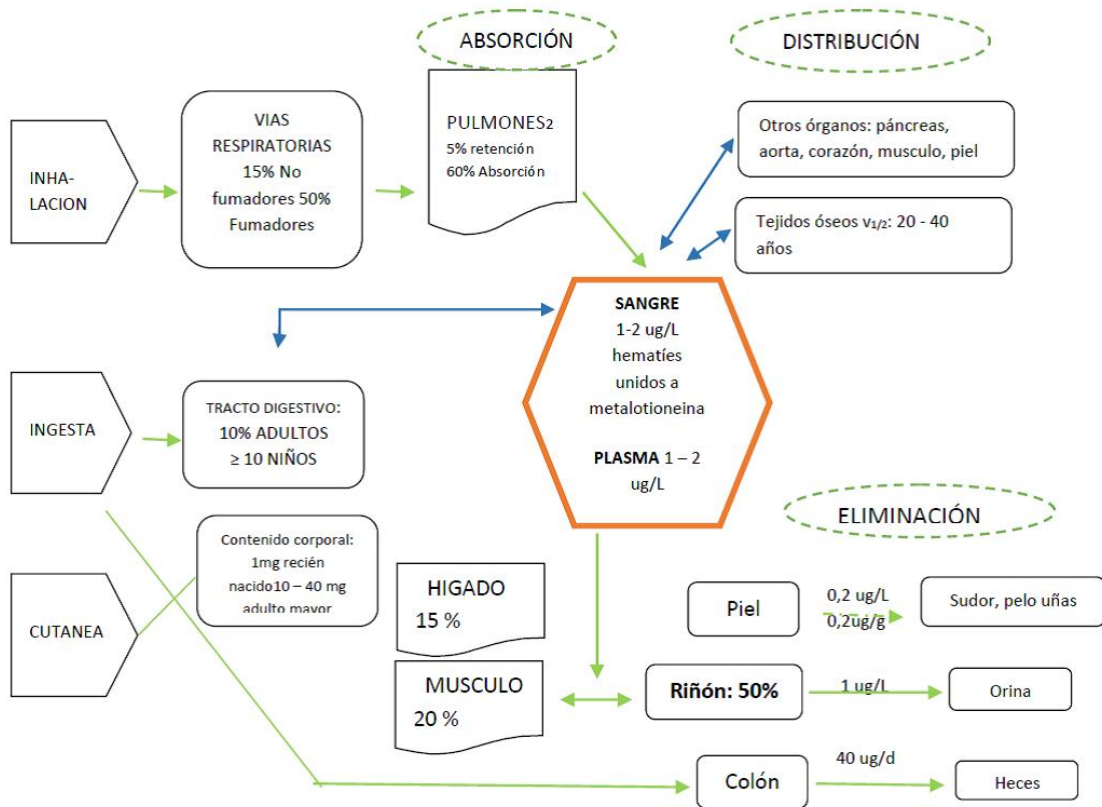


Figura 2.4 Toxicocinética del cadmio (adaptado de Ramírez, 2002).

### 2.3.5 Exposición humana y sus efectos

La exposición ocupacional incrementa el riesgo de cáncer en el tracto respiratorio. La cantidad de Cd absorbida en seres humanos puede ser mayor bajo la influencia de la deficiencia de calcio, proteínas o Zn. En ratas el Cd absorbido se distribuye en el hígado, el bazo, las glándulas suprarrenales, y el duodeno dentro de 48 horas después de la administración. La acumulación es más lenta en los riñones, los datos sobre los efectos

biológicos de Cd en las personas son incompletos en comparación con los datos del Hg y el Pb. (Shibamoto y Bjeldanes, 1993, Nordberg y Fowler, 2007).

La inhalación de vapores o partículas de Cd pueden ser mortales aunque los efectos pulmonares sean agudos y las muertes sean poco frecuentes. La exposición al Cd puede causar daño a los riñones. El primer signo de la lesión renal es por lo general una disfunción tubular, la cual puede progresar a daño renal más grave. Una alta exposición al Cd a largo plazo puede causar daño óseo; El cual fue observado por primera vez en Japón con la enfermedad de Itai-Itai (una combinación de osteomalacia y osteoporosis) en la década de 1950. La exposición fue causada por el agua contaminada con Cd utilizada para el riego de campos de arroz. Algunos estudios fuera de Japón han informado hallazgos similares (Nordberg y Fowler, 2007).

La inhalación de humos de Cd produce irritación del sistema respiratorio, puede causar neumonitis química además de edema en los pulmones, lo que puede ser letal. La exposición crónica conduce al enfisema. El cadmio es un carcinógeno humano causante del cáncer de pulmón.

Los efectos que puede provocar la intoxicación crónica son: efectos generales del tipo de pérdida de peso y anorexia, dientes cádmicos, afectación renal, trastornos respiratorios como rinitis irritativa, lesiones óseas como osteomalacia por una pérdida aumentada de fosfato cálcico por el riñón, tal vez cáncer de próstata y en algunos casos hipertensión.

## 2.4 CROMO

Este mineral fue descubierto por Vaquelin en 1797, quien le dio el nombre de cromo, porque al tratarlo con el carbón a temperaturas elevadas, daba lugar a un producto intensamente coloreado. El cromo metal carece de toxicidad, pero sus productos de oxidación (ácido crómico, cromatos, bicromatos) son muy tóxicos por su acción cáustica. La principal aplicación es la de formar aleaciones con el acero.

El cromo esta predominantemente asociado con sólidos suspendidos (Dannecker *et al.*, 1990). Está presente en la naturaleza como cromo III y VI. El Cr (VI) es soluble y móvil, puede permanecer estable por largos periodos de tiempo en aguas que tienen bajo contenido de materia orgánica. El Cr (III) tiene la afinidad de formar complejos estables, especialmente hidróxido de cromo. El cromo no se encuentra libre en la corteza terrestre, lo encontramos en los minerales como la cromita ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ) que contiene de 13 a 65 % de óxido de cromo (Weast, 1988).

### 2.4.1 Fuentes de exposición al cromo

Dentro de las fuentes de cromo se encuentran la corrosión de metal, el desgaste de partes de motor de automóviles, pinturas, papel, cerámicas, tintas, plaguicidas, fertilizantes y sistemas contra incendios. Existe la liberación de cromo hexavalente por la incineración de basureros municipales y en la eliminación de aguas negras. Los desechos sólidos de  $\text{Cr}^{6+}$  pueden representar un riesgo al disponerse en basureros, debido a que esta forma del cromo contamina con facilidad las aguas subterráneas, a diferencia de la variedad del  $\text{Cr}^{3+}$  (Harte *et al.*, 1995).

Entre los alimentos con alto contenido en cromo destacan los hongos comestibles, la levadura de cerveza y la pimienta negra. Las carnes, las frutas y las verduras tienen menores concentraciones de Cr. También se estima que el 41% de las emisiones de cromo en la atmósfera son causadas por actividades humanas (Nriagu y Pacyna, 1988).

#### **2.4.2 Toxicidad del cromo y su metabolismo**

El Cr se absorbe por vía digestiva, respiratoria y cutánea. El cromo posee una gran afinidad por las proteínas orgánicas, a las que se fija formando compuestos muy estables. Se fija también a los glóbulos rojos o eritrocitos, pero no tiende a acumularse en el pulmón.

El cromo trivalente y el hexavalente son agentes desnaturalizantes de las proteínas y precipitantes de los ácidos nucleicos. Se elimina muy lentamente por la orina.

En cuanto a los requerimientos de este metal, la Academia de Ciencias de Estados Unidos en su publicación de 1989, recomienda que la ingestión de cromo para un adulto se sitúe entre 50 y 200  $\mu\text{g}/\text{día}$ . Sin embargo, las necesidades diarias parecen cambiar cuando varía el metabolismo glucídico dependiente de la insulina, el de proteínas y el de grasas. El estrés, el calor o el frío intensos, elevan la secreción de hormonas, las cuales alteran el metabolismo de glúcidos y aparentemente afectan también al metabolismo del cromo (Nielsen, 1988).

El contenido corporal de cromo en los adultos es de aproximadamente unos 6 mg. En los tejidos biológicos, el catión se encuentra fundamentalmente como  $\text{Cr}^{3+}$ , siendo en los pulmones donde la concentración de este catión es más elevada. La concentración de cromo en los tejidos de la población general, ha demostrado ser dependiente de variaciones

geográficas, con altas concentraciones en personas residentes de grandes ciudades, y con menores concentraciones en hígado y riñón (Goyer, 1996).

### **2.4.3 Usos industriales**

Las industrias en donde se utiliza el cromo son la metalurgia, aceros inoxidables, cemento, pegamentos, plásticos y pigmentos e industria de galvanoplastia. Los compuestos de cromo son usados en platinados, fábrica de vidrios, litografía y purificación de aceites (WHO, 1992).

### **2.4.4 Transporte ambiental**

El cromo normalmente no se acumula en plantas y animales; en peces se encuentra menos de  $0.5 \text{ mg kg}^{-1}$  de peso, en otras especies las concentraciones han sido de 0.19 a  $0.27 \text{ mg kg}^{-1}$  de peso, observando una correlación entre el cromo presente en peces y agua del medio (Johnson, 1987).

El cromo no es bioacumulable en la cadena alimenticia, pero se relaciona con la infertilidad de suelos agrícolas, los cromatos no son aptos para uso de suelos de cultivos de plantas. La materia orgánica reduce fácilmente el  $\text{Cr}^{6+}$  a  $\text{Cr}^{3+}$ . El cromo ha estado considerado como un metal de baja movilidad biogeoquímica lo cual podría reducir su grado de toxicidad.

### **2.4.5 Exposición humana y sus efectos sobre la salud**

El cromo participa en el metabolismo de los glúcidos, lípidos y ácidos nucleicos (Soengas *et al.*, 1997). La función más conocida del cromo se relaciona con la prevención de la intolerancia a la glucosa, formando parte del Factor de Tolerancia a la Glucosa

(Fleming, 1989), en este sentido se ha encontrado que existe una relación entre complicaciones crónicas de la diabetes mellitus y alteraciones en el metabolismo del cromo (Saavedra *et al.*, 1996), así como la relación entre la ingestión de derivados crómicos y el desarrollo de insuficiencia renal (Wasser *et al.*, 1997).

El signo más común de la deficiencia de cromo es la intolerancia a la glucosa, pudiendo acompañarse de un incremento en los niveles de insulina, glucosuria, disminución de la longevidad, altos niveles de colesterol y triglicéridos, así como alteraciones en el crecimiento, neuropatías y encefalopatía. Las manifestaciones de su toxicidad consisten en dermatosis, la cual se presenta bajo dos formas: úlceras cutáneas y dermatitis alérgicas. La acción irritante de las sales de cromo puede provocar cuadros inflamatorios de las vías respiratorias.

Los estudios epidemiológicos han demostrado la acción cancerígena del cromo y sus compuestos. La localización de estos cánceres se produce sobre todo en el pulmón, por la acción de los cromatos y dicromatos alcalinos (Gerhardsson y Nordberg, 1993).

El  $\text{Cr}^{3+}$  es necesario en el cuerpo humano porque al combinarse con la insulina ayuda a conservar los niveles adecuados de glucosa en la sangre (Harte *et al.*, 1991). Los daños de  $\text{Cr}^{6+}$  pueden ser problemas de hígado, riñones, hemorragias internas, dermatitis, problemas respiratorios y cáncer pulmonar. El cromo también es importante en el metabolismo del colesterol aunque no se conoce su mecanismo (Evans, 1989).

## 2.5 ESTAÑO

El estaño (Sn) es un elemento que forma compuestos de estaño (II) o estañoso ( $\text{Sn}^{2+}$ ) y estaño (IV) o estánico ( $\text{Sn}^{4+}$ ), así como sales complejas del tipo estanito ( $\text{M}_2\text{SnX}_4$ ) y estanato ( $\text{M}_2\text{SnX}_6$ ). Dentro de sus propiedades se pueden encontrar que funde a baja temperatura, tiene gran fluidez cuando se funde, posee un punto de ebullición alto, es suave, flexible y resistente a la corrosión en muchos medios.

Existen dos formas alotrópicas del estaño: estaño blanco y estaño gris. El estaño reacciona tanto con ácidos fuertes como con bases fuertes, pero es resistente a soluciones casi neutras. La mayor parte de los líquidos no acuosos, como los aceites, los alcoholes o los hidrocarburos clorinados, no tienen efectos sobre el estaño o son muy pequeños. El estaño y las sales inorgánicas simples no son tóxicos, pero sí lo son algunas formas de compuestos organoestañosos (Lenntech, 2016).

### 2.5.1 Fuentes de exposición de estaño

La exposición al estaño viene determinada por la ingestión y por la respiración, ya sea a través del medio laboral o por la proximidad a la emisión de incineradoras de residuos (De Miguel *et al.*, 1997).

### 2.5.2 Usos

Una aplicación importante del estaño es el recubrimiento de envases de acero para conservar alimentos y bebidas. Otros empleos importantes son: aleaciones para soldar, bronces, peltres y aleaciones industriales diversas. Los enlaces orgánicos de estaño son las formas más peligrosas del estaño para los humanos, a pesar de su peligro son aplicadas en

gran número de industrias, tales como la de la pintura, la del plástico, y en la agricultura a través de los pesticidas; sin embargo, el número de aplicaciones de las sustancias orgánicas del estaño sigue creciendo, a pesar del hecho de que conocemos las consecuencias del envenenamiento por estaño (Chiba *et al.*, 1994).

### **2.5.3 Toxicidad del estaño y su metabolismo**

Los compuestos inorgánicos del estaño son poco solubles y, por tanto, poco absorbibles. El estaño metal y sus compuestos inorgánicos presentan baja toxicidad por vía inhalatoria, mientras que los organoestánicos se absorben por vía oral. La transformación de inorgánico a orgánico puede darse en alimentos (zumos de frutas), al unirse iones del envase a polifenoles del alimento, lo que facilita su absorción (Fent, 1996). El estaño se acumula en hueso (46 %), riñón, hígado y pulmón. La eliminación se efectúa por vía urinaria.

### **2.5.4 Exposición humana y sus efectos sobre la salud**

La excesiva exposición industrial puede provocar cefaleas, defectos visuales y cambios electroencefalográficos. Experimentalmente se ha comprobado que puede ocasionar edema cerebral. Los compuestos inorgánicos del estaño por vía oral provocan: náuseas y diarreas, por vía intravenosa: diarreas, parálisis y muerte.

Los compuestos organometálicos son mucho más tóxicos que los inorgánicos debido a su liposolubilidad, presentando alteraciones en el sistema nervioso. Pueden provocar alteraciones biliares, encefalopatía, agresividad, temblor generalizado, insomnio, confusión, anorexia, debilidad y paraplejía flácida.

Los efectos de las sustancias orgánicas de estaño pueden variar. Dependen del tipo de sustancia que está presente y del organismo que está expuesto a ella. El estaño trietilico es la sustancia orgánica del estaño más peligrosa para los humanos, tiene enlaces de hidrógeno relativamente cortos. En la Tabla 2.4 se presentan los efectos causados por el consumo de sustancias orgánicas de estaño.

Tabla 2.4 Efectos sobre la salud ocasionados por intoxicación del estaño.

<b>Efectos Agudos</b>	<b>Efectos a largo plazo</b>
Irritaciones de ojos y piel	Depresiones
Dolores de cabeza	Daños hepáticos
Dolores de estómago	Disfunción del sistema inmunitario
Vómitos y mareos	Daños cromosómicos
Sudoración severa	Escasez de glóbulos rojos
Falta de aliento	Daños cerebrales (provocando ira, trastornos del sueño, olvidos y dolores de cabeza)
Problemas para orinar	

### **2.5.5 Estaño en el medio acuático**

El estaño como simple átomo o en molécula no es muy tóxico para ningún tipo de organismo. La forma tóxica es la forma orgánica. Los compuestos orgánicos del estaño pueden mantenerse en el medio ambiente durante largos periodos de tiempo. Son muy persistentes y no fácilmente biodegradables. Los microorganismos tienen muchas dificultades en romper compuestos orgánicos del estaño que se han acumulado en aguas a lo largo de los años.

Los estaños orgánicos pueden dispersarse a través de los sistemas acuáticos cuando son absorbidos por partículas residuales. Se sabe que causan mucho daño en los ecosistemas acuáticos, ya que son muy tóxicos para los hongos, las algas y el fitoplancton. El

fitoplancton es un eslabón muy importante en el ecosistema acuático, ya que es una parte importante de la cadena alimenticia acuática.

Hay diversos tipos de estaño orgánico que varían en su toxicidad. Los estaños tributílicos son los compuestos del estaño más tóxicos para los peces y los hongos, mientras que el estaño trifenólico es mucho más tóxico para el fitoplancton. Se sabe que los estaños orgánicos alteran el crecimiento, la reproducción, los sistemas enzimáticos y los esquemas de alimentación de los organismos acuáticos (Lenntech, 2016).

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 Muestreo

Para la selección de las muestras de productos enlatados y frescos, se realizó un muestreo aleatorio simple que significa que la distribución de los productos enlatados y frescos en los diferentes comercios es de forma tal, que cualquier elemento de la población tiene la misma probabilidad de ser seleccionado, como se muestra en la Figura 3.1.



Figura 3.1. Selección de muestras enlatadas y pescado fresco.

Se tomaron 6 muestras de diferentes marcas comerciales enlatadas que se expenden en mercados de la localidad, teniendo cuidado que éstas fueran de diferentes lotes de producción. Además de 6 muestras de especies de pescado fresco comercializados en la localidad. El muestreo se realizó con un 95% de confianza y un error de estimación máximo de 0.5 considerando que los valores de concentración se encuentran en una amplitud de 2.5.

Se recolectaron un total de 55 muestras de productos enlatados, de las cuales 10 fueron muestreadas durante el mes de Septiembre del 2014, 10 durante el mes de Noviembre del

2014, 19 durante el mes de Junio del 2015 y 16 durante el mes de Noviembre del 2015. De la misma manera se recolectaron un total de 26 muestras de pescado fresco, de los cuales 8 fueron muestreadas durante el mes de Noviembre del 2014, 8 durante el mes de Enero del 2015 y 10 durante el mes de Noviembre del 2015. En la Tabla 3.1 se muestran las diferentes especies de pescados muestreados con el nombre común y científico durante la investigación.

Tabla 3.1 Especies de pescado fresco analizados en el estudio.

<b>Nombre común</b>	<b>Nombre Científico</b>	<b>Numero de Muestras</b>
<b>Basa (Oriental)</b>	<i>Pangasius hypophthalmus</i>	1
<b>Lenguado</b>	<i>Solea solea</i>	1
<b>Chopa (Mero)</b>	<i>Epinephelinae marginatus</i>	2
<b>Tiburón (Maco)</b>	<i>Isurus oxyrinchus</i>	5
<b>Pez Espada</b>	<i>Xiphias gladius</i>	5
<b>Cazón</b>	<i>Galeorhinus galeus</i>	5
<b>Atún Aleta Amarilla</b>	<i>Thunnus albacares</i>	5
<b>Salmon</b>	<i>Salmo</i>	1
<b>Rock Od</b>	<i>Epinephelus rivulatus</i>	1

### 3.2 Análisis Estadístico

Con los datos obtenidos se realizó un análisis estadístico (ANOVA) para evaluar y comparar estadísticamente las diferentes causas de variabilidad, separando la variabilidad total obtenida entre todos los datos para conocer si existe diferencia significativa entre las diferentes marcas de atún con respecto a la concentración del analito de interés.

Previo al análisis ANOVA se realizó un análisis estadístico de Kolmogorov-Smirnov esta prueba se considera como un procedimiento de "bondad de ajuste", es decir, permite medir el grado de concordancia existente entre la distribución de un conjunto de datos y

una distribución teórica específica. En este caso el objetivo es señalar si los datos provienen de una población que tiene la distribución Normal.

Consiste en comparar la distribución acumulada de las frecuencias teóricas con la distribución acumulada de las frecuencias observadas, se encuentra el punto de divergencia máxima y se determina qué probabilidad existe de que una diferencia de esa magnitud se deba al azar, por lo que si se obtiene una probabilidad grande de la distribución se ajusta a una distribución normal.

### 3.3 Análisis de muestras

#### 3.3.1 Digestión para el análisis de Mercurio

Para la digestión de mercurio en pescado fresco y enlatado, se utilizó un microondas MDS 2100 con carrusel de 12 posiciones. Se pesó una cantidad de muestra (pesos aproximados de  $0.5 \pm 0.1$  g) dentro del recipiente añadiendo 1.0 mL de solución de cloruro de sodio 1% (w/v) y 5.0 mL de ácido nítrico concentrado, se cerró el recipiente, y se procedió a digerir las muestras usando el programa de digestión microondas mostrado en la Tabla 3.2 (USEPA 3051A, 2007).

Tabla 3.2 Programa de Digestión por CEM Innovators con carrusel de 12 posiciones: 800 psi presión máxima con rampeo de temperaturas

<b>Etapa</b>	<b>1</b>	<b>2</b>
<b>Potencia Máxima (Watts)</b>	300	1200
<b>Control de Presión (psi)</b>	800	800
<b>Tiempo de Rampeo (min)</b>	5	20
<b>Tiempo de Retención (min)</b>	0	3
<b>Control de Temperatura (°C)</b>	130	200

Después de que el recipiente fue enfriado a una temperatura menor de 50 °C se liberó el exceso de presión existente lentamente, posteriormente en un matraz volumétrico de 50 ml

se adicionó 10 mL de agua reactiva y  $3.5 \pm 0.1$  mL de HCl concentrado, transfiriendo cuantitativamente la solución digerida, se mezcló y se dejó por aproximadamente 5 minutos dejando salir los gases atrapados, para finalmente aforar con agua reactiva. Una vez que se tienen las muestras digeridas se procedió a su análisis por el método de vapor frío por espectrometría de absorción atómica. (Chen *et al.*, 1996). En la Figura 3.2 se muestra el diagrama de flujo para la digestión y análisis de Hg.

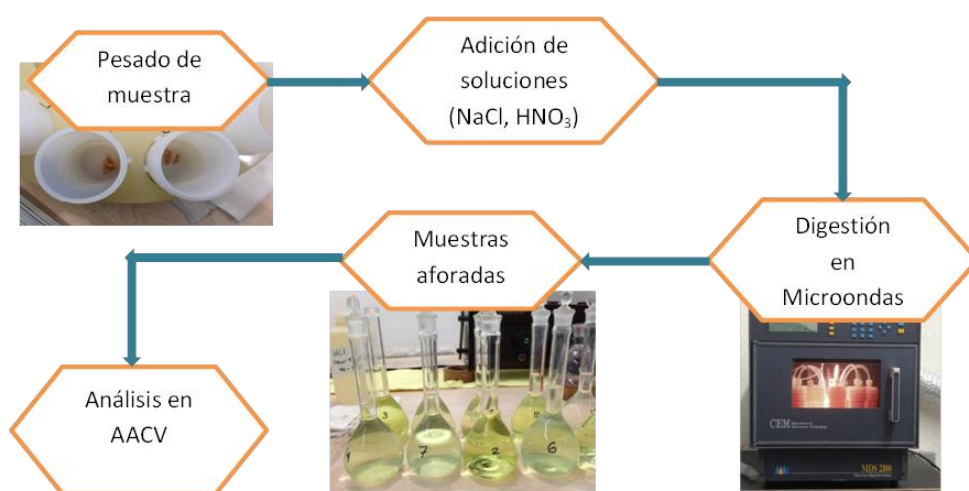


Figura 3.2 Metodología de extracción y análisis de Hg.

### 3.3.1.1 Determinación Analítica

Se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer modelo 372, con una lámpara de cátodo hueco de mercurio.

### 3.3.1.2 Uso del Equipo

- a) Encender el espectrofotómetro de Absorción Atómica
- b) Abrir la válvula del tanque de nitrógeno

- c) Verificar que el rayo de luz emitido por la lámpara pase por la posición correcta en la celda
- d) Colocar el otro control en set up y seleccionar la longitud de onda en la sección Lamp/Energy ( $\lambda = 254 \text{ nm}$ )
- e) Encender la bomba peristáltica que es donde se lleva a cabo la reacción
- f) Colocar la manguera (absorbe la muestra) en el blanco de calibración y esperar 2 minutos para que la muestra reaccione con el cloruro de estaño
- g) Presionar el botón READ y anotar las 5 siguientes lecturas de absorbancias que el equipo proporciona, y realizar un promedio entre estas.
- h) Colocar la manguera en el blanco de calibración cada vez que se analice una muestra y permitir que las lecturas regresen a cero presionando el botón de READ nuevamente
- i) Repetir los pasos antes mencionados con cada una de las muestras y con los controles de calidad.

### **3.3.1.3 Cuantificación**

El análisis fue confirmado utilizando un estándar de mercurio. Una vez obtenidas las lecturas del instrumento se procedió al cálculo de la concentración de mercurio, utilizando la técnica de regresión lineal en una hoja electrónica previamente validada, con un coeficiente mínimo de 0.99.

### **3.3.1.4 Instrumentación y Equipo**

- a) Microondas MDS 2100
- b) Espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin-Elmer 372
- c) Lámpara de cátodo hueco de mercurio

- d) Balanza analítica con capacidad de 0-200 g, capaz de medir diferencias de 0.1 mg

### **3.3.1.5 Material de Vidrio y/o auxiliares**

- a) Microjeringas de 10, 25, 50 y 100  $\mu$ l (Hamilton 702N o equivalente)
- b) Matraces volumétricos de 5 mL o convenientes para preparar las soluciones
- c) Matraces volumétricos de 50 mL para las muestras
- d) Pipetas pasteur de 1 mL
- e) Recipientes de PTFE

### **3.3.1.6 Reactivos**

- a) Ácido Nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) concentrado, grado ultra alta pureza.
- b) Ácido Clorhídrico ( $\text{HCl}$ ) concentrado, grado ultra alta pureza.
- c) Agua reactiva que cumpla con las especificaciones del ASTM agua Tipo I.
- d) Solución de Cloruro de Sodio 1%, (w/v)
- e) Solución de Cloruro Estañoso 10 % (w/v) en 7% (v/v) de  $\text{HCl}$
- f) Diluyente 10% (v/v)  $\text{HNO}_3$ , 7 % (v/v)  $\text{HCl}$ , 0.02 % (w/v)  $\text{NaCl}$
- g) Solución para lavado de automuestreador 1% (v/v)  $\text{HNO}_3$ , 1% (v/v)  $\text{HCl}$ .
- h) Solución de  $\text{HCl}$  7 % (v/v)

### **3.3.1.7 Estándares**

- a) Solución Stock de Mercurio 1000 mg/L (Marca Ultra Scientific, catalogo IAA-280).

### 3.3.2 Digestión para el análisis de Plomo, Cadmio y Cromo

En la digestión de muestras de pescado y atún enlatado para el análisis de plomo, cadmio y cromo, se utilizó un microondas MDS 2100 con carrusel de 12 posiciones. Se pesó una cantidad de muestra (pesos aproximados de  $3 \pm 0.5$  g) dentro del recipiente añadiendo 15 mL de ácido nítrico concentrado más 2 mL de peróxido, se cerró el recipiente, y se procedió a digerir las muestras usando el programa antes mencionado Tabla 3.3, (USEPA 3051A, 2007).

Después de que el recipiente fue enfriado a una temperatura menor de  $50$  °C, se liberó el exceso de presión existente lentamente, se adicionó 2 ml de ácido clorhídrico concentrado y posteriormente se aforó a 100 ml con agua Tipo I. (Edson *et al.*, 2014). Una vez que se tienen las muestras digeridas se procedió a su análisis de acuerdo al método USEPA 7010. En la Figura 3.3 se muestra el diagrama de flujo para la digestión y análisis de Pb, Cd y Cr.

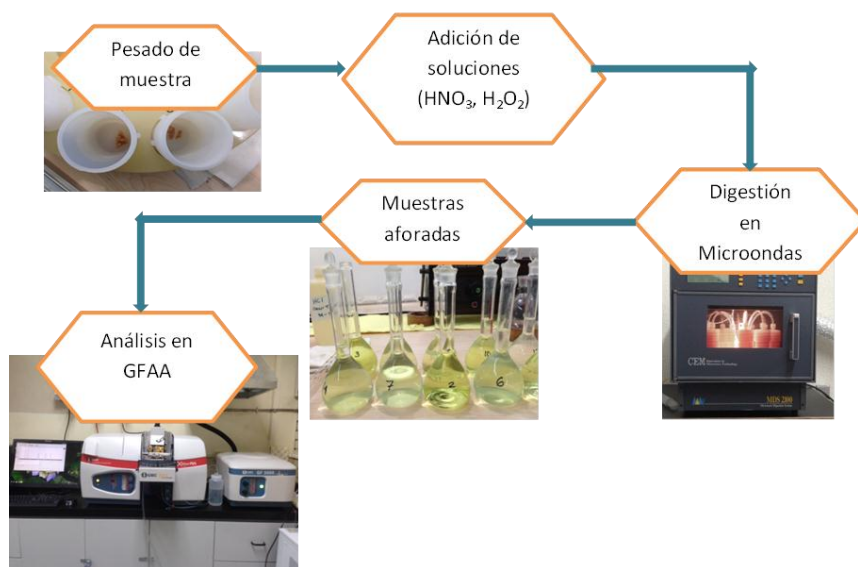


Figura 3.3 Diagrama de flujo de la metodología de extracción y análisis de Pb, Cd y Cr.

### **3.3.2.1 Determinación Analítica**

Se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica marca GBC Scientific Equipment modelo Xplor AA dual, con horno de grafito modelo GF 5000.

### **3.3.2.2 Uso del Equipo**

- a) Encender la campana de extracción
- b) Abrir el tanque de argón
- c) Prender la computadora
- d) Encender el recirculador de agua junto con el equipo GBC (Xplor AA y GB 5000)
- e) Cargar el programa
- f) Verificar el nivel de agua para los lavados y colocar las muestras en el automuestreador, así como el modificador en el caso que aplique.
- g) Proceder a calibrar con el analito de interés (Pb, Cd, Cr)
- h) Leer las muestras

### **3.3.2.3 Cuantificación**

El análisis fue validado utilizando soluciones certificadas de cada uno de los metales de Cadmio, Cromo y Plomo, llevando a cabo una curva de calibración para cada uno de los analitos en un intervalo de concentración entre 0,02 a 20 µg/L.

### **3.3.2.4 Instrumentación y Equipo**

- a) Microondas MDS 2100

- b) Espectrofotómetro de Absorción Atómica con Horno de Grafito marca GBC Scientific Equipment

### **3.3.2.5 Material de Vidrio y/o auxiliares**

- a) Microjeringas de 10, 25, 50 y 100 µl (Hamilton 702N o equivalente)
- b) Matraces volumétricos de 5 mL o convenientes para preparar las soluciones estándar
- c) Matraces volumétricos de 100 mL para las muestras
- d) Recipientes de PTFE

### **3.3.2.6 Reactivos**

- a) Ácido Nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) concentrado, grado ultra alta pureza.
- b) Ácido Clorhídrico ( $\text{HCl}$ ) concentrado, grado ultra alta pureza.
- c) Agua Reactiva que cumpla con las especificaciones del ASTM agua Tipo I.
- d) Peróxido de hidrogeno

### **3.3.2.7 Estándares**

- a) Solución Stock de Plomo 1000 mg/L
- b) Solución Stock de Cromo 1000 mg/L
- c) Solución Stock de Cadmio 1000 mg/L

### 3.4 Datos de Control de Calidad

En cada análisis de lote de muestras se llevaron a cabo los siguientes controles de calidad:

- a) Solución de Control de Calidad (QC).- Se utilizó una solución estándar de una concentración media de acuerdo a la curva de calibración.
- b) Muestras fortificadas (SPK).- Se manejaron dos muestras fortificadas con el analito de interés en cada lote de muestras a analizar.
- c) Blanco de Reactivo.- Se manejó un blanco de reactivos por lote de análisis, el cual lleva el mismo procedimiento de preparación de las muestras.
- d) Los límites de control para recuperación de QC fueron de  $100 \pm 20 \%$ .
- e) Los límites de control para recuperación de muestras fortificadas SPK fueron de  $100 \pm 20 \%$ .
- f) La Diferencia Porcentual Relativa (RPD) de dos réplicas de porciones analíticas se encontró dentro del intervalo de  $10 \%$ .

## 4. RESULTADOS Y DISCUSION

### 4.1 Concentraciones de metales pesados en atún enlatado

Las concentraciones de mercurio, plomo, cadmio y cromo en atún enlatado se muestran en la Tabla 4.1. Seis muestras de cada marca fueron analizadas.

La concentración promedio de mercurio en las distintas marcas no exceden el límite máximo permisible establecido en la norma mexicana NOM-028-SSA1-1993 de  $1.0 \text{ mg kg}^{-1}$ , solo 2 muestras de las 55 analizadas (3.64 %) presentan una concentración de Hg por arriba del límite máximo permisible las cuales son de:  $1.170$  y  $1.040 \text{ mg kg}^{-1}$  encontradas en la marca MH, este resultado muestra la importancia de los controles periódicos de metales traza en pescado enlatado, los resultados individuales se encuentran en el apartado I de los anexos.

Las concentraciones promedio para plomo y cadmio cumplen con la reglamentación vigente de  $1.0 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $0.5 \text{ mg kg}^{-1}$  respectivamente; sin embargo comparando con la legislación de la Unión Europea (UE) para el caso de plomo la cual es de  $0.20 \text{ mg kg}^{-1}$ , solo dos muestras del total (3.64 %) presentan una concentración por encima de dicho límite encontradas en la marca MH, los valores son  $0.322$  y  $0.289 \text{ mg kg}^{-1}$ .

En la Tabla 4.1 se muestran las concentraciones, los valores promedios y las desviaciones estándar, obtenidas en cada una de las marcas analizadas para mercurio, plomo, cadmio, cromo y estaño, en muestras enlatadas.

Tabla 4.1. Intervalo de concentración, media y desviación estándar (SD) de mercurio, plomo, cadmio y cromo en muestras enlatadas en mg kg<sup>-1</sup> peso húmedo (PH).

MARCAS	METAL							
	Hg		Pb		Cd		Cr	
	Intervalo	Media ± SD	Intervalo	Media ± SD	Intervalo	Media ± SD	Intervalo	Media ± SD
MD (n=6)	0.15-0.65	0.304±0.199	0.07-0.11	0.091±0.016	0.0000-0.004	0.0019±0.0014	0.02-0.21	0.123±0.068
MT (n=6)	0.13-0.54	0.292±0.153	0.09-0.13	0.109±0.015	0.0004-0.005	0.0027±0.0018	0.02-0.45	0.170±0.163
MN (n=6)	0.11-0.67	0.366±0.216	0.09-0.13	0.113±0.014	0.0003-0.005	0.0029±0.0021	0.07-0.30	0.191±0.102
MH (n=6)	0.11-1.17	0.560±0.450	0.08-0.32	0.174±0.105	0.0009-0.006	0.0034±0.0017	0.08-0.65	0.270±0.199
MK (n=6)	0.23-0.84	0.405±0.243	0.11-0.13	0.120±0.007	0.0026-0.007	0.0040±0.0015	0.12-0.26	0.166±0.049
MA (n=6)	0.005-0.32	0.116±0.115	0.09-0.12	0.104±0.009	0.0008-0.006	0.0032±0.0023	0.06-0.18	0.123±0.045
MED (n=6)	0.03-0.21	0.115±0.070	0.08-0.10	0.086±0.008	0.0003-0.007	0.0031±0.0029	0.05-0.40	0.182±0.136
MAB (n=6)	0.06-0.28	0.140±0.094	0.08-0.14	0.103±0.020	0.0006-0.003	0.0020±0.0010	0.08-0.17	0.113±0.032
* MEU (n=7)	0.024-0.39	0.197±0.156	-	-	-	-	-	-

\* Marcas compradas en EUA

#### 4.1.1 Comparación de la concentración de metales con otros estudios publicados en atún enlatado.

Los resultados de concentraciones en los diferentes estudios en el mundo varían considerable. Los niveles de elementos tóxicos en peces están relacionados con la edad, el sexo, la estación y el lugar de pesca (Kagi y Schaffer, 1998). También se conoce que la cocción reduce la concentración de algunos metales, por otra parte, los avances de la nueva tecnología de envasado, especialmente el uso de latas con paredes lacadas y costura mecánica, reducen en la mayoría de los casos, o eliminan la lixiviación de metales pesados (plomo y estaño) en los alimentos. (Atta et al., 1997). El análisis estadístico de los resultados de ANOVA no mostró diferencias significativas entre las muestras.

Ikem y Egiebor (2005) analizaron las concentraciones de metales pesados en 29 muestras de atún enlatado en Alabama, sus resultados se muestran en la Tabla 4.2, en donde se observó que la media de mercurio y cadmio son muy similares a nuestros resultados.

Las concentraciones de mercurio más elevadas las reportan Storelli *et al.*, (2010) en Italia y Mol (2011) en Turquía con valores de 1.79 mg kg<sup>-1</sup> y 1.14 mg kg<sup>-1</sup> en peso húmedo, respectivamente. Los cuales son muy similares al valor reportado en este estudio, con un valor máximo reportado de 1.17 mg kg<sup>-1</sup>, que sobrepasa el límite máximo permisible de la legislación vigente en México de 1.0 mg kg<sup>-1</sup>. La concentración más baja de mercurio se reportó en nuestro estudio de 0.005 mg kg<sup>-1</sup>. Ruelas-Inzunza *et al.*, (2011) encontraron concentraciones máximas de 0.51 mg kg<sup>-1</sup> en atún enlatado en México, ellos concluyeron que los riesgos a la salud son bajas por la baja ingesta de atún enlatado en la población.

La concentración media de plomo reportada en el presente estudio es de 0.113 mg kg<sup>-1</sup>, la cual está por debajo de la media reportada en Irán por Hosseini *et al.*, (2015) de 0.19 mg kg<sup>-1</sup>, cumpliendo así con la legislación mexicana para plomo (1.0 mg kg<sup>-1</sup>). El valor máximo reportado fue de 4.13 mg kg<sup>-1</sup> por Mol (2011) cuyo valor es más alto que la establecida por la normatividad mexicana; sin embargo, algunos valores máximos reportados no cumplen con la legislación de la UE (0.2 mg kg<sup>-1</sup>) reportados por Olmedo *et al.*, (2013), Okyere *et al.*, (2015), Hosseini *et al.*, (2015) y este estudio, con valores de 0.385 mg kg<sup>-1</sup>, 0.30 mg kg<sup>-1</sup>, 0.93 mg kg<sup>-1</sup> y 0.32 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente.

La concentración media de cadmio en el estudio es de 0.0029 mg kg<sup>-1</sup> muy similar a la reportada por Ikem y Egiebor (2005) de 0.002 mg kg<sup>-1</sup>; sin embargo, los resultados obtenidos estuvieron muy por debajo de los reportados por los demás estudios presentados

en la Tabla 4.2, siendo el valor máximo reportado de  $0.45 \text{ mg kg}^{-1}$  por Okyere *et al.*, (2015) en Ghana, aun así todos los resultados presentados cumplen con la legislación mexicana para cadmio ( $0.5 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Por otra parte comparando con la legislación UE para cadmio ( $0.1 \text{ mg kg}^{-1}$ ) los valores máximos reportados por Okyere *et al.*, (2015), Hosseini *et al.*, (2015), Olmedo *et al.*, (2013) y Storelli *et al.*, (2010) no cumplen con dicho límite.

La estimación de estaño en alimentos enlatados es importante para la evaluación de la calidad, ya que el contenido de estaño indica el grado de corrosión del recipiente, por lo tanto, afecta a la aceptabilidad de los alimentos (Sumitani *et al.*, 1993). Los resultados de estaño presentados en la Tabla 4.2 demuestran que las concentraciones presentadas están por debajo del límite máximo permisible de  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ , en todas las muestras.

La concentración promedio de cromo obtenida en el presente estudio fueron 27 veces más altas que las reportadas por Ikem y Egiebor (2005) en Alabama ( $0.006 \text{ mg kg}^{-1}$ ). En México no existe una normatividad para la concentración máxima de cromo en atún enlatado.

Tabla 4.2. Concentración de mercurio, plomo, cadmio, cromo y estaño obtenidos en otros estudios para muestras de atún enlatado en mg kg<sup>-1</sup> PH, promedio (en paréntesis).

Región	Especie	No. de muestras totales	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Hg	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Pb	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Cd	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Cr	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Sn	Referencia
<b>Atún Enlatado</b>								
Alabama, E.U	NE	29	0.053 – 0.739 (0.284)	0.000 – 0.031 (0.001)	0.000 – 0.053 (0.002)	0.000 – 0.067 (0.006)	0.00004 – 0.0005 (0.0003)	Ikem y Egiebor (2005)
Eslovenia	NE	15	(0.02-0.8)	-	-	-	-	Miklavcic <i>et al.</i> , (2011)
España	Atún aleta amarilla	12	0.035–.894 (0.22)	0.004 – 0.385 (0.004)	0.020 – 0.170 (0.046)	-	0.001 – 0.481 (0.024)	Olmedo <i>et al.</i> , (2013)
Ghana	NE	15	0.12-0.2	0.01 – 0.30	0.01 – 0.45	-	-	Okyere <i>et al.</i> , (2015)
Irán	NE	21	0.043-0.253 (0.117)	0.013 - 0.073 (0.037)	0.005 – 0.072 (0.022)	-	ND	Khansari <i>et al.</i> , (2005)
Irán	Atún aleta amarilla	120	-	0.02 – 0.93 (0.19)	0.02 – 0.27 (0.15)	-	-	Hosseini <i>et al.</i> , (2015)
Italia	NE	135	0.04-1.79 (0.41)	0.02 – 0.16 (0.06)	0.01 – 0.14 ( 0.04)	-	-	Storelli <i>et al.</i> , (2010)
Lebanon	NE	5	0.07 - 0.12	-	-	-	-	Obeid <i>et al.</i> , (2011)
Noroeste de México	Atún aleta amarilla	42	0.25 - 0.51	-	-	-	-	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> , 2011
Nueva Jersey	Atún aleta amarilla	220	0.09 - 0.43	-	-	-	-	Burger y Gochfeld (2004)
Turquía	NE	15	0.026 – 0.041	0.167 – 0.188	0.001 – 0.019	-	0.023 – 0.14	Mol (2011)
	Atún (NE)	60	0.01 – 1.14	ND - 4.13	ND – 0.09	-	ND – 0.53	
<b>Tijuana, B. C.</b>	<b>Atún aleta amarilla</b>	<b>55</b>	<b>0.005 – 1.170 (0.278)</b>	<b>0.07 – 0.32 (0.113)</b>	<b>0.000 – 0.007 (0.0029)</b>	<b>0.02 – 0.65 (0.167)</b>	<b>ND</b>	<b>Este estudio</b>

NE: No Especificado; ND: No detectado

## 4.2 Concentraciones de metales pesados en diferentes especies de pescado fresco

La Tabla 4.3 muestra que ningún valor promedio de la concentración de plomo y cadmio en las diferentes especies de pescados analizados son mayores al límite máximo establecido por la norma mexicana NOM-027-SSA1-1993 de 1.0 mg kg<sup>-1</sup> y 0.5 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, de la misma manera, cumplen con la normatividad de la UE; sin embargo las concentraciones medias de mercurio para las especies de Tiburón (Maco) y Cazón superan el límite máximo permisible de 1.0 mg kg<sup>-1</sup> con valores de concentración promedio de 1.286 mg kg<sup>-1</sup> y 1.128 mg kg<sup>-1</sup>, siendo estas dos especies quienes presentan los valores individuales más elevados de concentración. Los valores completos se muestran en el apartado I de los anexos. En la cual se puede observar que el 60% de las muestras analizadas sobrepasan dicho límite.

Tabla 4.3. Intervalo de concentración, media y desviación estándar (SD) de mercurio, plomo, cadmio y cromo en muestras de diferentes especies de pescado comercializado en Tijuana, B. C., en mg kg<sup>-1</sup> peso húmedo (PH).

ESPECIE	METAL							
	Hg		Pb		Cd		Cr	
	Intervalo	Media ± SD	Intervalo	Media ± SD	Intervalo	Media ± SD	Intervalo	Media ± SD
Tiburón (n=5)	0.69-2.14	1.286±0.601	0.10-0.32	0.159±0.093	0.001-0.003	0.0023±0.0005	0.16-0.38	0.216±0.093
Atún Aleta								
Amarilla (n=5)	0.14-0.57	0.377±0.161	0.09-0.15	0.116±0.026	0.001-0.002	0.0019±0.0001	0.08-0.13	0.102±0.020
Cazón (n=5)	0.46-1.81	1.128±0.522	0.04-0.13	0.096±0.032	0.001-0.002	0.0018±0.0002	0.07-0.18	0.137±0.042
Pez Espada (n=5)	0.38-0.72	0.545±0.123	0.08-0.16	0.119±0.030	0.001-0.003	0.0022±0.0004	0.15-0.18	0.168±0.014

#### **4.2.1 Comparación de la concentración de metales con otros estudios publicados en pescados frescos.**

La concentración media de mercurio más elevada en pescados frescos se encuentran en el presente estudio, específicamente para las especies de tiburón y cazón con valores de 1.286 mg kg<sup>-1</sup> y 1.128 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente, los cuales pueden ser comparables con los reportados en España por Olmedo *et al.*, (2013), el cual reporta un valor máximo para una especie de tiburón de 1.406 mg kg<sup>-1</sup> y 1.227 mg kg<sup>-1</sup> para pez espada. En otro estudio también realizado en España, por Falco *et al.*, (2006) reportan valores máximos encontrados en pez espada en un rango de concentración de 1.59 a 2.22 mg kg<sup>-1</sup> para mercurio, todos estos resultados sobrepasan el límite máximo permisible de la legislación vigente en México (1.0 mg kg<sup>-1</sup>).

En la Tabla 4.4 se puede observar que en el estudio se obtuvieron valores promedio de Hg (0.545 mg kg<sup>-1</sup>) muy similares a los reportados por Olmedo *et al.*, (2013) para la especie de pez espada (0.540 mg kg<sup>-1</sup>) con respecto a los valores medios; sin embargo, el intervalo reportado por Olmedo *et al.*, (2013) presenta valores por encima del límite permitido comparado con los del presente estudio. En las diferentes especies de atún analizadas, presentadas en la Tabla 4.4 solo dos valores de concentración máxima sobrepasan el límite de la norma mexicana, los reportados por Storelli *et al.*, (2010) en Italia y Miklavcic *et al.*, (2011) en Eslovenia, con un valor de 1.76 mg kg<sup>-1</sup> y 1.11 mg kg<sup>-1</sup> respectivamente.

El intervalo de concentración más elevado para plomo fueron reportados en los estudios realizados en Egipto por Hussein y Khaled (2014) con un valor de 0.67 a 0.99 mg kg<sup>-1</sup> para atún aleta azul seguido de este estudio con un intervalo de 0.09 a 0.15 mg kg<sup>-1</sup> con un valor promedio de 0.116 mg kg<sup>-1</sup>. En el presente estudio las especies de tiburón, cazón y pez

espada también presentan las concentraciones medias más elevadas con respecto al resto de los otros estudios con valores de  $0.159 \text{ mg kg}^{-1}$ ,  $0.096 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $0.119 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. La concentración de plomo en la mayoría de los estudios fueron bajas a comparación de los resultados encontrados en este estudio con un intervalo entre 0.004 a  $0.1 \text{ mg kg}^{-1}$ . Ningún resultado mostrado en la Tabla 4.4 sobrepasa el límite máximo permisible para Pb establecido a la norma mexicana de  $1.0 \text{ mg kg}^{-1}$  (NMX-AA-027-SSA1-1993).

Los valores de concentración de cadmio obtenidos no sobrepasaron el límite máximo permisible de la norma mexicana ( $0.5 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Estos valores fueron los más bajos encontrados con respecto a los estudios reportados en la Tabla 4.4. El valor máximo reportado para cadmio ( $0.127 \text{ mg kg}^{-1}$ ) fue en la especie de atún aleta amarilla en el estudio realizado por Olmedo *et al.*, (2013). Generalmente las concentraciones promedio de los otros estudios fueron de tres a cuatro veces mayores a las concentraciones obtenidas en las muestras de este estudio; sin embargo todas las concentraciones de cadmio son menores al LMP establecidas por la norma oficial mexicana.

El valor máximo de cromo en la Tabla 4.4 es reportada por en Turquía por Tuzen y Soyak (2007) con un valor de  $1.08 \text{ mg kg}^{-1}$  para atún, seguido por las concentraciones reportadas por Hussein y Khaled (2014) en atún aleta amarilla ( $0.74$  a  $0.86 \text{ mg kg}^{-1}$ ), los resultados promedios obtenidos para todas las especies varían entre  $0.102$  a  $0.216 \text{ mg kg}^{-1}$  muy similar al valor reportado por Guèrin *et al.*, (2011) en Francia para atún con un valor promedio de  $0.294 \text{ mg kg}^{-1}$ . De la misma manera que en muestras de atún enlatado, no existe un LMP en las regulaciones mexicanas, para dar una conclusión sobre el cumplimiento del mismo.

Tabla 4.4. Concentraciones de mercurio, plomo, cadmio y cromo obtenidos en otros estudios para muestras de pescado fresco en mg kg<sup>-1</sup> (PH), promedio (en paréntesis).

Región	Especie	No. de muestras totales	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Hg	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Pb	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Cd	Concentración (mg kg <sup>-1</sup> ) Cr	Referencia
<b>Pescado Fresco</b>							
Corea del Sur	NE	NE	0.24 ± 0.007	-	-	-	Islam <i>et al.</i> , (2010)
Egipto	Atún aleta azul	NE	-	0.67 – 0.99	0.05 – 0.06	0.74 – 0.86	Hussein y Khaled (2014)
Eslovenia	Atún Aleta Azul	3	0.16-1.11	-	-	-	Miklavcic <i>et al.</i> , (2011)
España	Atún aleta azul	11	0.298–0.779 (0.47)	0.004 – 0.004 (0.004)	0.000 – 0.127 (0.008)	-	Olmedo <i>et al.</i> , (2013)
	Pez espada	11	0.177 -1.227 (0.540)	0.004 – 0.064 (0.004)	0.002 – 0-060 (0.009)	-	
	Tiburón	22	0.153 – 1.406 (0.698)	0.004 – 0.316 (0.004)	0.000 – 0.008 (0.003)	-	
España	Atún (NE)	NE	0.38 – 0.58	0.01 –0.02	0.01 – 0.02	-	Falco <i>et al.</i> , (2006)
	Pez espada		1.59 – 2.22	0.01 – 0.02	0.01 – 0.02	-	
Francia	Atún (NE)	8	-	(0.007)	-	(0.294)	Guèrin <i>et al.</i> , (2011)
Italia	Atún Aleta Azul	20	0.07-1.76 (0.61)	ND – 0.33 (0.07)	ND – 0.03 (0.01)	-	Storelli <i>et al.</i> , (2010)
Nueva Jersey	atún aleta amarilla	NE	0.65 ± 0.1	0.04 ± 0.01	0.03 ± 0.005	-	Burger y Gochfeld (2005)
Turquía	Atún (NE)	4	-	0.10 ± 0.01	0.08 ± 0.006	1.08 ± 0.10	Tuzen M. y Soylak (2007)
<b>Tijuana, B. C.</b>	<b>Tiburón (Maco)</b>	<b>5</b>	<b>0.69-2.14 (1.286)</b>	<b>0.10-0.32 (0.159)</b>	<b>0.001-0.003 (0.0023)</b>	<b>0.16-0.38 (0.216)</b>	<b>Este estudio</b>
	<b>Atún aleta amarilla</b>	<b>5</b>	<b>0.14-0.57 (0.377)</b>	<b>0.09-0.15 (0.116)</b>	<b>0.001-0.002 (0.0019)</b>	<b>0.08-0.13 (0.102)</b>	
	<b>Cazón</b>	<b>5</b>	<b>0.46-1.81 (1.128)</b>	<b>0.04-0.13 (0.096)</b>	<b>0.001-0.002 (0.0018)</b>	<b>0.07-0.18 (0.137)</b>	
	<b>Pez espada</b>	<b>5</b>	<b>0.38-0.72 (0.545)</b>	<b>0.08-0.16 (0.119)</b>	<b>0.001-0.003 (0.0022)</b>	<b>0.15-0.18 (0.168)</b>	

NE: No Especificado; ND: No detectado

### 4.3 Caracterización del Riesgo a la Salud

La estimación de la ingesta de contaminantes o estimación de la exposición constituye una parte muy importante de los Estudios de Dieta Total ya que convierte los resultados analíticos de contaminantes en alimentos, en datos de exposición dietética que pueden ser comparados con los valores de referencia o estándares de salud establecidos (Kroes *et al.*, 2002). Dicha comparación es crucial para determinar si el valor estimado de exposición dietética de un determinado contaminante supone un riesgo para la salud de cualquier grupo poblacional.

Para la estimación de la exposición de acuerdo con un enfoque determinista, los datos de consumo de alimentos se combinan con datos de concentración de contaminantes en el cual se considera un valor fijo de consumo de alimentos (valor promedio o el valor más alto) y se multiplica por un valor fijo de concentración del contaminante en el alimento (valor promedio empírico o máximo valor tolerado o permitido por la legislación) y se suman las ingestas provenientes de todas los grupos de alimentos (Dorne *et al.*, 2009).

Este método es comúnmente usado como un primer paso de evaluación de la exposición, a modo a priori, ya que es relativamente simple y proporciona un adecuado nivel de información. Inherente a este modelo se encuentra la suposición de que todos los individuos consumen la misma cantidad de alimentos especificados y que los contaminantes se encuentran siempre presentes en los alimentos en las cantidades especificadas (promedio o alta concentración). Esta aproximación no tiene en cuenta la gama de posibles exposiciones que pueden suceder en una población o los principales factores que pueden influenciar los resultados de la evaluación (variabilidad e incertidumbre). Son aproximaciones muy conservadoras que normalmente tienden a

sobreestimar la exposición. Si con ello se demuestra que están muy por debajo de los niveles guía basados en salud no es necesario el uso de otros métodos. Si por el contrario los valores obtenidos se aproximan a estos niveles de referencia, es necesario utilizar otros métodos más robustos.

La caracterización del riesgo es la fase final del proceso de evaluación del riesgo, en la cual la información de la caracterización del peligro, evaluación dosis-respuesta y evaluación de la exposición, son consideradas en conjunto para determinar la actual probabilidad de riesgo de la población expuesta. La caracterización del riesgo de un peligro para el que se ha establecido un valor guía basado en salud, se lleva a cabo por comparación de los valores obtenidos en la estimación de la exposición con este umbral. Un valor de exposición por el consumo de alimentos por debajo del valor guía concluye en una ausencia de riesgo para la salud (Dorne *et al.*, 2009).

La ingesta o dosis para el consumo de carne de pescado se calcula mediante la siguiente ecuación (USEPA 1991):

$$CDI = \frac{C \times Rf \times IR \times Cf \times ABS \times Ef \times ED}{BW \times AT}$$

$$THQ = \frac{CDI}{RfD}$$

Dónde:

CDI: Ingesta diaria crónica ( $\text{mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ )

C: Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$  peso húmedo) del contaminante.

Rf: Factor de reducción, es un número entre 0 y 1 que describe la fracción del contaminante una vez que ha sido cocinado (se consideró 1).

IR: Tasa de ingesta ( $\text{g dia}^{-1}$ )

Cf: Factor de conversión ( $10^{-3} \text{ kg g}^{-1}$ )

ABS: factor de absorción de ingesta (fracción absorbida), se consideró el 100%

Ef: Frecuencia de exposición ( $\text{días años}^{-1}$ )

ED: Duración de la exposición.

BW: Peso corporal (kg)

AT: Tiempo promedio de exposición.

THQ: Coeficiente de riesgo

RfD: Dosis de referencia o ingesta diaria aceptable (IDA)

Los efectos potenciales de riesgo a la salud no-carcinogénico fueron evaluados mediante el cálculo del coeficiente de riesgo (THQ). Para cada metal el THQ es el cociente de la ingesta diaria crónica (CDI) entre la dosis de referencia (RfD).

La Tabla 4.5 muestra los coeficientes de riesgo (THQs) para Hg, Cd, Pb y Cr, causado por el consumo en las diferentes especies de pescado y las diferentes marcas de atún enlatado consumido en la región.

Este valor representa el cociente entre los valores del índice de ingesta crónica (CDI) y los valores de dosis de referencia (RfD) por lo que ningún valor excede de uno lo que indica que no hay riesgo a la salud debido al consumo de estos productos.

Un aspecto importante en la evaluación del riesgo para la salud humana de los productos químicos potencialmente nocivos en los alimentos es el conocimiento de la ingesta de estas sustancias las cuales deben permanecer dentro de determinados márgenes de seguridad tales como los valores de ingesta diaria aceptable (RfD).

Tabla 4.5. Tabla de coeficiente de riesgo para metales.

Marca	Hg			Cd			Pb			Cr		
	<i>RfD</i>	<i>CDI</i>	<i>THQ</i>	<i>RfD</i>	<i>CDI</i>	<i>THQ</i>	<i>RfD</i>	<i>CDI</i>	<i>THQ</i>	<i>RfD</i>	<i>CDI</i>	<i>THQ</i>
	( <i>mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup></i> )	( <i>mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup></i> )		( <i>mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup></i> )	( <i>mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup></i> )		( <i>mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup></i> )	( <i>mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup></i> )		( <i>mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup></i> )	( <i>mg kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup></i> )	
MD	3.0E-04	3.1E-05	0.1049	1.2E-02	1.8E-07	0.00002	5.9E-02	5.4E-06	0.00009	1.2E-04	1.0E-05	0.0862
MT	3.0E-04	2.6E-05	0.0879	1.2E-02	2.5E-07	0.00002	5.9E-02	6.3E-06	0.00011	1.2E-04	2.2E-05	0.1805
MN	3.0E-04	3.3E-05	0.1090	1.2E-02	2.4E-07	0.00002	5.9E-02	6.4E-06	0.00011	1.2E-04	1.5E-05	0.1218
MH	3.0E-04	5.7E-05	0.1889	1.2E-02	2.7E-07	0.00002	5.9E-02	1.6E-05	0.00027	1.2E-04	3.1E-05	0.2615
MA	3.0E-04	1.5E-05	0.0510	1.2E-02	3.0E-07	0.00002	5.9E-02	5.6E-06	0.00009	1.2E-04	8.9E-06	0.0741
MED	3.0E-04	1.0E-05	0.0345	1.2E-02	3.4E-07	0.00003	5.9E-02	4.6E-06	0.00008	1.2E-04	2.0E-05	0.1635
MAB	3.0E-04	1.3E-05	0.0447	1.2E-02	1.6E-07	0.00001	5.9E-02	6.8E-06	0.00011	1.2E-04	8.4E-06	0.0696
MK	3.0E-04	4.1E-05	0.1357	1.2E-02	3.3E-07	0.00003	5.9E-02	6.5E-06	0.00011	1.2E-04	1.2E-05	0.1040
TIBURON	3.0E-04	1.0E-04	0.3458	1.2E-02	1.4E-07	0.00001	5.9E-02	1.6E-05	0.00026	1.2E-04	1.9E-05	0.1546
ATUN AA	3.0E-04	2.7E-05	0.0916	1.2E-02	9.7E-08	0.00001	5.9E-02	7.3E-06	0.00012	1.2E-04	6.2E-06	0.0516
CAZON	3.0E-04	8.8E-05	0.2928	1.2E-02	9.7E-08	0.00001	5.9E-02	6.2E-06	0.00011	1.2E-04	8.6E-06	0.0719
PEZ ESPADA	3.0E-04	3.5E-05	0.1171	1.2E-02	1.3E-07	0.00001	5.9E-02	7.7E-06	0.00013	1.2E-04	8.9E-06	0.0744

Para el cálculo de THQ se utilizó una frecuencia de exposición (Ef) de 365 días año<sup>-1</sup> considerando el consumo total anual de pescados de 1.23 kg año<sup>-1</sup> per cápita, con una duración de exposición (ED) de 75 años, con una tasa de ingestión (IR) de 3.4 g día<sup>-1</sup>, con un peso corporal (BW) de 70 kg, con un tiempo de exposición promedio (AT) de 27375 días. (CONAPESCA, 2015)

## 5.0 CONCLUSIONES

En este estudio se analizaron las concentraciones de mercurio, plomo, cadmio, cromo en muestras de atún enlatado y pescado fresco, y estaño solo para las muestras enlatadas, lo cual nos puede proporcionar información sobre la contaminación por metales traza. Esta contaminación proviene de la bioacumulación de dichos metales por partes de los organismos analizados y que se observa de una manera más aguda en el caso del Hg. Por lo tanto, el análisis de estos productos con respecto a estos elementos tóxicos es muy importante, por los posibles daños a la salud humana.

La concentración media de Hg en las muestras de atún enlatado en siete marcas disponibles en comercios locales en la ciudad de Tijuana fue de  $0.278 \text{ mg kg}^{-1}$ . Los resultados mostraron que los niveles de Hg en casi la totalidad de las muestras no rebasaron el límite máximo permisible que marca la normatividad ( $1 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Solo el 3.64% del total de muestras analizadas de atún enlatado superaron dicho límite. Aunque un análisis ANOVA indicó que no existen diferencias significativas entre las marcas analizadas de atún enlatado. La concentraciones medias de plomo y cadmio fueron muy por debajo de los límites máximos establecidos en México para estos metales.

De la misma manera las concentraciones promedio obtenidas para plomo y cadmio en las diferentes especies de pescados fresco no rebasaron los límites máximos permisibles establecido por la norma mexicana NOM-027-SSA1-1993. Por otra parte, las concentraciones promedio de Hg para las especies de Tiburón: Maco y Cazón superaron el límite máximo permisible (alrededor del 60% de las muestras analizadas), siendo estas dos especies quienes presentan los valores individuales más elevados.

De acuerdo a los cálculos realizados, los valores de los coeficientes de riesgo obtenidos (THQ), en ningún caso exceden la unidad, lo cual indica que no hay riesgo a la salud debido al consumo de los productos sujetos a este estudio (atún enlatado, tiburón, atún aleta amarilla, cazón, pez espada). De la misma manera el coeficiente de riesgo total (TTHQ) sigue siendo inferior a la unidad, lo que sugiere que el riesgo a la salud es insignificante.

Sin embargo, aunque las concentraciones se encuentren por debajo de los valores límites, existe un riesgo potencial en el futuro, debido al aumento de descargas de aguas residuales, y las actividades industriales. Por lo que es de suma importancia el constante monitoreo de estos productos, para minimizar los riesgos a la salud relacionados con el consumo de estos productos.

Por otro lado aunque el consumo de pescado en México ha crecido de 9 kilos en el 2010 a 11.4 kilos per cápita en el 2015, todavía continuamos muy por debajo del promedio internacional que es de 18 kilos, existiendo países como Japón que consumen más de 30 kilos per cápita. El aumento de consumo principalmente de este tipo de pescado sería otro factor importante a considerar como en el aumento del riesgo a la salud.

## 6.0 REFERENCIAS

- Abernathy C., Thomas D. J., Calderon R. L. (2003). Health effects and risk assessment of arsenic. *Journal of Nutrition*, 133(5 Suppl 1):1536-1538.
- Ali M.B., Vajpayee P., Tripathi R.D., Rai U.N., Kumar A., Singh N., Behl H.M., Singh S.P. (2000). Mercury Bioaccumulation induces oxidative stress and toxicity to submerged macrophyte *Potamogeton crispus* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 65:573-582.
- ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades) (1999). Resumen de Salud Publica Cadmio, CAS # 1306-19-0; 1999.
- Atta M.B., El-Sebaie L.A., Noaman M.A., Kassab H.E. (1997). The effect of cooking on the content of heavy metals in fish. *Food Chemistry*, 58:1–4.
- Baran J. (1995). Química Bioinorgánica. En: Olavarría Y., 2007. Tesis “Determinación de trazas de cadmio en Cholga (*Aulacomya ater*), Chorito (*Mytilus chilensis*) y Ostra Chilena (*Ostrea chilensis*) en la Zona de Chiloé (Hueihue), Universidad Austral de Chile. pp. 117
- Barbosa A.M., Gutiérrez-Galindo E.A., Flores-Muñoz G. (2000). *Mytilus californianus* as an indicator of heavy metals on the northwest coast of Baja California, Mexico. *Marine Environmental Research*, 49:23–144.
- Bassi R., Sharma S.S. (1993). Changes in proline content accompanying the uptake of zinc and copper by *Lemna minor*. *Annals of Botany*, 72:151–154.
- Bei F., Catsiki V.A., Papathanassiou E. (1992). Copper and cadmium levels in fish from the greek waters (Aegean and Ionian seas). *Commission International pour la Merthe caudal peduncle and Mediterranean*, 33:167.

- Belgaied J.E. (2003). Release of heavy metals from Tunisian traditional earthenware. *Food Chemistry and Toxicology*, 41(1):95-98.
- Björnberg K.A., Vahter M., Petersson-Grawé K., Glynn A., Cnattingius S., Darnerud P.O., Atuma S., Aune M., Becker W., Berglund M. (2013). Methyl mercury and inorganic mercury in Swedish pregnant women and in cord blood: influence of fish consumption. *Environmental Health Perspectives*, 111(4):637-41.
- Boening D.W. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury. A general review, *Chemosphere* 40, 1335-1351.
- Branco V., Vale C., Canário J., Santos M.N.D. (2007). Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, L. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 150: 373-380.
- Burger, J., Gochfeld, M., (2004). Mercury in canned tuna: white versus light and temporal variation. *Environmental Research*, 96: 239–249.
- Burger, J., Gochfeld, M., (2005). Heavy metals in commercial fish in New Jersey. *Environmental Research*, 99: 403-413.
- Carvalo, M.L., Santiago, S., Nunes, M.L., (2005). Assessment of the essential element and heavy metal content of edible fish muscle. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 382: 426–432.
- Chang L.F., Jiang S.J., Sahayam A.C. (2007). Speciation analysis of mercury and lead in fish samples using liquid chromatography-inductively coupled plasma mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1176: 143-148.
- Chang L.W. y Cockerham L. (1994). *Basic Environmental Toxicology*. CRC Press, Florida.

- Chiba M., Iyengar V., Greenberg R.R. (1994). Determination of tin in biological materials by atomic absorption spectrophotometry and neutron activation analysis. *Science of the Total Environment*, 148: 39-44.
- Chen G., Kenneth W. (1996). Atomic Absorption, Atomic Emission, and Flame Emission Spectrometry. *Analytical Chemistry*, 68 (12) 231-256.
- Cid B.P., Boia C., Pombo L., and Rebelo E. (1979). Determination of trace metals in fish species of the Ria de Aveiro (Portugal) by electro thermal atomic absorption spectrometry. *Analytical Letters*, 33(15): 3333–3341.
- Clarkson T.W. (1998). Human exposure to mercury: the three modern dilemmas. *Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*, 11: 303- 317.
- CONAPESCA (2015). Estadística pesquera y acuícola de México. Disponible en <http://www.conapesca.gob.mx/wb/>. Consultado el día 20 de Diciembre, 2015.
- Cope G.W., Leidy R.B., Hodgson E. (2004). In: Hodgson E, editor. *A textbook of modern toxicology*. Hoboken, N. J.: Wiley Interscience.
- Cornelis R., Borguet F., De Kimpe J. (1993). Trace elements in medicine. *Analytica Chimica Acta*, 283:183-189.
- Dannecker W., Au M., Stechmann H. (1990). Substance load in rainwater runoff from different streets in Hamburg. *Science of the Total Environmental*, 93:385-386.
- De la Torre Boronat M.C. (1993). Toxicología alimentaria. En: *Nutrición y Dietética. Aspectos Sanitarios (Tomo II)*. Consejo General de Colegios Oficiales de Farmacéuticos. Madrid, 1035-1039.
- De Miguel E., Llamas J.F., Chacón E. (1997). Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unlead petrol and urban lead. *Atmospheric Environmental*, 31: 2733-2740.

- Dorne J.L.C.M., Bordajandi L.R., Amzal B., Ferrari P., Verger P. (2009). Combining analytical techniques, exposure assessment and biological effects for risk assessment of chemicals in food. *Trends in Analytical Chemistry*, 28: 695-707.
- Edson I.M. Márcia F.M., Diogo P.M., Maria G.A.K., Érico M.M.F. (2014). Wet Digestion Using Microwave Heating Chapter 4. *Elsevier B.V.*: 110-114.
- EFSA (2004). Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to mercury and methylmercury in food. *The EFSA Journal*, 34, 1-14.  
<http://www.efsa.eu.int>.
- EFSA - European Food Safety Authority (2005). Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the european parliament related to the safety assessment of wild and farmed fish.
- Englert P. (1997). Characterizing urban storm water pollution in the Tijuana River watershed. MSc Thesis. San Diego State University
- Evans G.W. (1989). The effects of Chromium picolinate on insulin controlled parameters in humans. *International Journal of Biosocial Medicine Research*, 11: 163 – 180.
- Falco 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.
- Fent K. (1996). Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Reviews in Toxicology*, 26: 1-117.
- Freedman B. (1989). Environmental ecology. The impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. London: Academic Press.

- Fussenegger D., Suppin D., Raheem A., Widhalm K. (2007). What kind of fish on the table. Omega-3 fatty acids versus mercury contamination. *Journal for Ernährungsmedizin*, 9: 6-13.
- Gao Y., Yan C.H., Wang Y., Xie H.F., Zhou X., Yu X.D., Yu X.G., Tong S., Zhou Q.X., Shen X.M. (2007). Prenatal exposure to mercury and neurobehavioral development neonates in Zhoushan City, China. *Environmental Research*, 105:390-399.
- García I. y Dorronsoro C. (2005). Contaminación por metales pesados. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Unidad docente e investigadora de la Facultad de Ciencias. Universidad de Granada, España.  
<http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>. Consultado en Octubre del 2015.
- García J., Méndez J., Pásaro E., Laffon B. (2010). Genotoxic effects of lead: An updated review. *Environment International*, 36:623–636.
- Gerhardsson L., Nordberg G.F. (1993). Lung cancer in smelter workersinteractions of metals as indicated by tissue levels. *Scand Journal of Work Environmental & Health*, 19 suppl 1: 90-94.
- González M., Banderas J.A., Raya C. (1997). Cuantificación de plomo, cadmio y cromo mediante sialoquímica. *Salud Pública Mexicana*, 39: 179-186.
- Goyer R.A. (1996). Toxic effects of metals. En: Klaassen CD (ed) Casarett and Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons. McGrawHill, New York.
- Guèrin T., Chekri R., Vastel C., Sirot V., Volatier J.L., Leblanc, J.C., Noe I, L. (2011). Determination of 20 trace elements in fish and other seafood from the French market. *Food Chemistry*, 127:934–942.
- Harte J., Ch. Holdren., R. Schneider y C. Shirley. (1995). Guía de las sustancias contaminantes. Ed. Grijalbo. México.

- Has-Schön E., Bogut I., Strelec I. (2006). Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of river Neretva (Croatia). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50(4):545-51.
- Hightower J.M., Moore D. (2003). Mercury levels in high end consumers of fish. *Environmental Health Perspectives*, 11: 604-608.
- Hites R.A., Foran J.A., Carpenter D.O., Hamilton M.C., Knuth B.A., Schwager S. J. (2004). Global assessment of organic contaminants in farmed salmon. *Science*, 303:226-229.
- Horvat M., Nolde N., Fajon V., Jereb V., Logar M., Lojen S., Jacimovic R., Falnoga I., Liya Q., Faganeli J., Drobne D. (2003). Total mercury, methylmercury and selenium mercury polluted areas in the province Guizhou, China. *Science of the Total Environment*, 304:231-256.
- Hosseini S.V., Sobhanardakani S., Miandare H.K., Harsij M., Regenstein J.M. (2015). Determination of toxic (Pb, Cd) and essential (Zn, Mn) metals in canned tuna fish produced in Iran. *Journal Environmental Health Science & Engineering*, 13:59-61
- Huff J., Lunn R.M., Waalkes M.P., Tomatis L., Infante P.F. (2007). Cadmium induced cancers in animals and in humans; *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 13(2):202-212.
- Hussein A., Khaled A., (2014). Determination of metals in tuna species and bivalves from Alexandria, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40: 9-17.
- Hylander L.D., Meili M. (2003). 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. *Science of the Total Environment*, 304: 13-27.

- IARC (1993). Beryllium, cadmium, mercury, and exposures in the glass manufacturing industry. Working Group views and expert opinions, Lyon, 9–16 . IARC Monography Evaluation Carcinogenic Risks Human, 58: 1–415. PMID:8022054.
- Institute of Medicine, (IOM) (1991). Seafood Safety. National Academy Press, Washington, D. C.
- Ikem A., Egiebor, N.O. (2005). Assessment of trace elements in canned fishes (Mackerel, Tuna, Salmon, Sardines and Herrings) marketed in Georgia and Alabama (United States of America). *Journal of Food Composition and Analysis*, 18: 771–787.
- Islam M.M., Bang S., Kim K.W., Ahmed M.K., Jannat M. (2010). Heavy Metals in Frozen and Canned Marine Fish of Korea. *Journal of Scientific Research*, 2 (3):551-557.
- Jedrychowski W., Perera F., Jankowski J., Rauh V., Flak E., Caldwell K.L., Jones R.L., Pac A., Lisowska-Miszczyk I. (2007). Fish consumption in pregnancy, cord blood mercury level and cognitive and psychomotor development of infants followed over the first three years of life: Krakow epidemiologic study. *Environmental International*, 33(8):1057-62
- Jiménez Cisneros B.E., (2001). La Contaminación ambiental en México: Causas, Efectos y Tecnología Apropriada, México: Limusa Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C. Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA 926.
- Johnson M.J. (1987). Trace elements loading to sediments of fourteen Notario lakes and correlations with concentrations in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 44: 3-13.
- Kagi J.H., Schaffer A. (1998). Biochemistry of metallothionein. *Biochemistry*, 27:8509–8515.

- Koizumi N., Hatayama F., Sumino K. (1994). Problems in the analysis of cadmium in autopsies tissues. *Environmental Research*, 64: 192-198
- Kroes R., Muller D., Lambe J., Lowik M.R.H., van Klaveren J., Kleiner J., Massey R., Mayer S., Urieta I., Verge, P., Visconti A. (2002). Assessment of intake from the diet. *Food and Chemical Toxicology*, 40:327-385.
- Kurasaki M., Hartoto D.I., Saito T., Suzuki-Kurasaki M., Iwakuma T. (2000). Metals in water in the Central Kalimantan, Indonesia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 65:591-597.
- Lenntech (2016). Estaño, Propiedades químicas del estaño. Disponible en <http://www.lenntech.es/periodica/elementos/sn.htm>. Consultada en Abril 8, 2016.
- Liou S., Wu T., Chiang H. (1996). Blood lead levels in taiwanese adults and influencing factors. *Science of the Total Environment*, 180:211-219.
- Llobet J.M., Granero S., Torres A., Schuhmacher M., Domingo J.L. (1998). Biological monitoring of environmental pollution and human exposure to metals in Tarragona, Spain. III. Blood Levels. *Trace Elements and Electrolytes*, 15: 76-80.
- López A.M., Soria M.L., Cameán A., Repetto M. (1993). Cadmium in the diet of the local population of Seville (Spain). *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, 50: 417-424
- López A.M., Cameán A., González G., Repetto M. (1995). Metal accumulation in human kidney cortex: mutual interrelations and effects of human factors. *Human & Experimental Toxicology*, 14: 335-340.
- Maduabuchi J.M., Nzegwu C.N., Adigba E.O., Alope R.U., Ezomike C.N., Okocha C.E., Obi E., Orisakwe O.E. (2006). Lead and cadmium exposure from canned and non-

- canned beverages in Nigeria: a public health concern; *Science of the Total Environment*, 366 (2-3):621-626.
- Marsden I.D., Rainbow P.S. (2004). Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology – the amphipod example *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300:373–408.
- McLusky D., Bryant V., Campbell R. (1986). The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. *Oceanography Marine Biology*, 24: 481-482.
- 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(5):453- 460.
- Method 7010 Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrophotometry.
- Miklavcic A., Stibilj V., Heath E., Polak T., Tratnik J.S., Klavz J., Mazej D., Horvat M, (2011). Mercury, selenium, PCBs and fatty acids in fresh and canned fish available on the Slovenian market. *Food Chemistry*, 124:711-720.
- Mol Suhendan (2011). Levels of selected trace metals in canned tuna fish produced in Turkey. *Journal of Food and Composition and Analysis*, 24:66-69.
- Moreno M. (2003). *Toxicología Ambiental “Evaluación de riesgos para la salud humana”*, Mc Graw-Hill/Interamericana de España. Madrid-España.
- Mozaffarian D., Wu J.H. (2011). Omega-3 fatty acids and cardiovascular disease: effects on risk factors, molecular pathways, and clinical events. *Journal of the American College of Cardiology*, 58(20):2047-67.

- Moncayo D., Trejos R., Maridueña A., Castro R. (2010). Levels of mercury, cadmium and lead in fisheries products of exportation. *Revista Ciencias del Mar y Limnología*, (1): 65-74.
- Nielsen F.H. (1988). Cadmium levels in kidney cortex in swedish farmers. *Environmental Research*, 82: 53-59.
- Nishijo M., Nakagawa H., Morikawa Y. (1996). Clinical courses and prognosis of itai-itai disease patients induced by chronic cadmium exposure. En: *Metal Ions in Biology and Medicine*; vol 4. Eds. Collery J., Corbella J.L., Domingo J.C., Etienne J.M., Llobet. 608-610.
- NOM-027-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias.
- NOM-028-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados en conserva. Especificaciones sanitarias.
- Nordberg G.F., Fowler B.A., Nordberg M. (2007). *Inhalation Handbook on the toxicology of metals*. 3rd Edition, San Diego, California. Academic Press Inc. pp 445-80
- NRC- US National Research Council. Commission on Life Sciences (2000). *Toxicological Effects of Methylmercury*.  
<http://www.nap.edu/books/0309071402/html>
- Nriagu J.O., Pacyna, J.M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333:134-39.
- Obeid P.J., El-Khoury B., Burger J., Aouad S., Younis M., Aoun A., El-Nakat J. H. (2011). Determination and assessment of total mercury levels in local, frozen and canned fish in Lebanon. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (9):1564-1566.

- Okyere H., Voegborlo R.B., Agorku S.E. (2015). Human exposure to mercury, lead and cadmium through consumption of canned mackerel, tuna, pilchard and sardine. *Food Chemistry*, 179:331-335.
- Olmedo P., Pla A., Hernandez A.F., Barbier F., Ayouni L., Gil F. (2013). Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. *Environmental International*, 59:63-72.
- Placchi C.A. (1998). Land use and water quality in the upper reaches of the Tijuana River. Tesis de maestría. San Diego State University.
- Ramírez A. (2002). Toxicología del Cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. *Anales de la Facultad de Medicina* Vol. 63, N° 1.
- Ramírez A. (2005). El cuadro clínico de la intoxicación ocupacional por plomo. *Anales de la Facultad de Medicina* 66: 57-70.
- Ramón R., Murcia M., Ballester F., Rebagliato M., Lacasaña M., Vioque J., Llop S., Amurrio A., Aguinagalde X., Marco A., León G., Ibarluzea J., Ribas-Fitó N. (2008). Prenatal exposure to mercury in a prospective mother-infant cohort study in a Mediterranean area Valencia, Spain. *Science of the Total Environment*, 392(1):69-78.
- Rodríguez-López M.A., Navarro M., Cabrera C., López M.C. (2001). Elementos Tóxicos en Alimentos, Bebidas y Envases. *Alimentaria*, 23-31.
- Rosas H. (2001). Estudio de la Contaminación por Metales Pesados en la Cuenca del Llobregat. Tesis Doctoral. Instituto de Ingeniería minera y Recursos Naturales. Universidad Politécnica de Catalunya.

- Ruelas-Inzunza J., Patiño-Mejía C., Soto-Jiménez M., Barba-Quintero G., Spanopoulos-Hernández M. (2011). Total mercury in canned yellowfin tuna *Thunnus albacares* marketed in northwest Mexico. *Food and Chemical Toxicology*, 49 (12):3070-3.
- Shibamoto T., Bjeldanes L.E. (1993). *Introduction to food toxicology*, San Diego, California, USA. Academic Press pp 21-26.
- Sierra A., Hardisson A. (1991). La contaminación química de los alimentos. Aditivos alimentarios. En: Piédrola G, Domínguez M, Cortina P. *Medicina Preventiva y Salud pública* 9ª ed. Salvat, pp 293-303.
- Soengas J.A., San Miguel A., Gonzalez M., Lopez R. (1997). Metales en el organismo: patologías y métodos de determinación. *Journal of the American College*, 53:1973-1984.
- Soria M.L., Repetto G., Repetto M.(1995). Revisión general de la toxicología de los metales. En: M. Repetto, *Toxicología Avanzada*. Díaz de Santos, Madrid, 293-358.
- Sterns A.H. (1993). Re-evaluation of the reference dose for methylmercury and assesment of current exposure levels. *Risk Analysis*, 13 (3):355-364.
- Storelli M.M., Barone G., Cuttone G., Giungato D., Garofalo R. (2010). Ocurrence of toxic metals (Hg, Cd and Pb) in fresh and canned tuna: Public health implications. *Food and Chemical Toxicology*, 48:167-3170.
- Storelli M.M., Giacomini S.R., Marcotrigiano G.O. (2002). Total and methylmercury residues in tuna-fish from the Mediterranean Sea. *Food Additives & Contaminants*, 19:715–720.
- Stumm W., Morgan J. (1981). *Aquatic chemistry*. Editorial John Wilwy Interscience. New York, pp. 780 citado en Rosas H., 2001, Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat.

<http://www.tesisenxarxa.net/TDX-0712101-075103>. Consultado en Mayo, 2015.

Sumitani H., Suekane S., Nakatani A., Tatsuka K. (1993). Inductively-coupled plasma-atomic emission spectrometric determination of tin in canned food. *Journal of AOAC International*, 76:1374–1377.

Tebbutt T., (1999). *Fundamentos de control de la calidad del agua*. Limusa Noriega Editores. México. pp.239

Torres-Sánchez L., López-Carrillo L., Ríos C. (1999). Eliminación del plomo por curado casero. *Salud Pública México*, 41:106-108.

Türkmen M., Türkmen A., Tepe Y., Ates A., Gökkus K. (2008). Determination of metal contaminations in sea foods from Marmara, Aegean and Mediterranean Seas: twelve fish species. *Food Chemistry*, 108:794–800.

Tuzen M., Soylak M. (2007). Determination of trace metals in canned fish marketed in Turkey. *Food Chemistry*, 101:1378-1382.

US Environmental Protection Agency. Implicaciones del mercurio en la salud humana, investigaciones, datos y publicaciones sobre el mercurio.

<http://www.epa.gov/mercury/science.htm>, Consultado en Junio, 2015.

USEPA 3051A, (2007). Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils.

Vandecasteele C., Block C.B. (1991). *Modern methods for trace element determination*. New York: John Wiley & Sons Inc., pp. 259.

Virtanen J.K., Rissanen T.H., Voutilainen S., Tuomainen T.P. (2007). Mercury as a risk factor for cardiovascular diseases. *Journal of Nutritional Biochemistry*, 18:75-85.

Wasser W., Yusuf S., D'Agati V. (1997). Over-the-counter chromium and renal failure. *Annals Internal Medicine*, 127: 656-657.

- Weast R.C. (1988). CRC Handbook of Chemistry and Physics, ed. 69. Boca Raton, Fla. CRC Press.
- WHO (World Health Organization), (1992). Cadmium. Environmental Health Criteria n° 134.
- WHO (World Health Organization), 2007. Exposure to mercury: a major public concern. World Health Organization, Geneva, Switzerland. Consultado en Junio 2015. disponible en <http://www.who.int/phe/news/Mercury-flyer.pdf>.
- WHO, (World Health Organization), 2008a. Guidelines for Drinking-Water quality. Third edition. Incorporating the first and second Addenda. Volume 1. Recommendations. World Health Organization, Geneva, Switzerland. Consultado en Octubre del 2015, disponible en [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/fulltext.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf).
- WHO (World Health Organization), 2008b. Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. UNEP Chemicals Branch and WHO Department of Food Safety, Zoonoses and Foodborne Diseases, Geneva, Switzerland. <http://www.who.int/entity/foodsafety/publications/chem./mercury/en>.
- Wolfe D.A. (1974). Pollution and physiology of marine organisms. London: Academic Press, pp. 492.
- Wood J.M. (1989). Transport, bioaccumulation and toxicity of elements in microorganisms under environmental stress. In Proc int Conf Heavy Metals in Environment, Geneve. Edingurgh, UK pp 1-12
- Yanmanaka O., Kobayashi E., Nogawa K. (1998). Association between renal effects and cadmium exposure in cadmium-nonpolluted area in Japan. Environmental Research, 77: 1-8.

## 7.0 ANEXOS

### Parte I. Resultados

En las siguientes tablas se muestran los resultados individuales de cada uno de las muestras analizadas tanto para atún enlatado como para pescados frescos.

#### Mercurio atún enlatado

Tabla 7.1 Concentración de mercurio en muestras enlatadas en mg kg<sup>-1</sup> Base húmeda (BH).

MUESTRA	MARCAS								
	MD	MT	MN	MH	MA	MED	MAB	MK	OTROS*
<b>1</b>	0.146	0.221	0.673	0.526	0.186	0.126	0.123	0.527	0.355
<b>2</b>	0.648	0.215	0.245	0.393	0.059	0.169	0.237	0.381	0.311
<b>3</b>	0.288	0.543	0.575	1.037	0.039	0.109	0.276	0.838	0.192
<b>4</b>	0.149	0.412	0.354	1.167	0.005	0.028	0.086	0.231	0.056
<b>5</b>	0.419	0.134	0.241	0.133	0.096	0.049	0.056	0.225	0.389
<b>6</b>	0.174	0.232	0.110	0.107	0.315	0.213	0.064	0.231	0.024
<b>7</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.355

\* Marcas compradas en EUA

Tabla 7.2 Media, desviación estándar (SD), error de estimación (EE con un 95% de confianza), mediana, valores mínimos y máximos de mercurio total en mg kg<sup>-1</sup>.

Marca	n	Media	SD	EE	Mediana	Valores mínimos	Valores máximos
<b>MD</b>	6	0.304	0.199	0.199	0.231	0.146	0.648
<b>MT</b>	6	0.292	0.153	0.153	0.226	0.134	0.543
<b>MN</b>	6	0.366	0.216	0.216	0.299	0.110	0.673
<b>MH</b>	6	0.560	0.450	0.450	0.459	0.107	1.167
<b>MA</b>	6	0.116	0.115	0.115	0.077	0.005	0.315
<b>MED</b>	6	0.115	0.070	0.070	0.118	0.028	0.213
<b>MAB</b>	6	0.140	0.094	0.094	0.123	0.056	0.276
<b>MK</b>	6	0.405	0.243	0.243	0.306	0.225	0.838
<b>OTROS*</b>	7	0.197	0.156	0.139	0.192	0.024	0.389

### Plomo en atún enlatado

Tabla 7.3 Concentración de plomo en muestras enlatadas en mg kg<sup>-1</sup> base húmeda (BH).

MUESTRA	MARCAS							
	MD	MT	MN	MH	MA	MED	MAB	MK
1	0.092	0.126	0.123	0.089	0.108	0.088	0.109	0.114
2	0.069	0.129	0.132	0.322	0.108	0.075	0.104	0.115
3	0.087	0.092	0.097	0.082	0.103	0.093	0.100	0.133
4	0.112	0.097	0.122	0.289	0.102	0.085	0.139	0.119
5	0.084	0.111	0.109	0.117	0.115	0.080	0.085	0.118
6	0.106	0.100	0.098	0.143	0.088	0.095	0.083	0.125

Tabla 7.4 Media, desviación estándar (SD), error de estimación (EE con un 95% de confianza), mediana, valores mínimos y máximos de plomo en mg kg<sup>-1</sup>.

Marca	n	Media	SD	EE	Mediana	Valores	Valores
						mínimos	máximos
MD	6	0.091	0.016	0.016	0.089	0.069	0.112
MT	6	0.109	0.015	0.015	0.105	0.092	0.129
MN	6	0.113	0.014	0.014	0.116	0.097	0.132
MH	6	0.174	0.105	0.105	0.130	0.082	0.322
MA	6	0.104	0.009	0.009	0.106	0.088	0.115
MED	6	0.086	0.008	0.008	0.086	0.080	0.095
MAB	6	0.103	0.020	0.020	0.106	0.083	0.139
MK	6	0.120	0.007	0.007	0.118	0.114	0.133

### Cadmio en atún enlatado

Tabla 7.5 Concentración de cadmio en muestras enlatadas en mg kg<sup>-1</sup> base húmeda (BH).

MUESTRA	MARCAS							
	MD	MT	MN	MH	MA	MED	MAB	MK
1	0.0022	0.0037	0.0007	0.0042	0.0008	0.0024	0.0028	0.0039
2	0.0000	0.0026	0.0050	0.0017	0.0061	0.0010	0.0020	0.0040
3	0.0038	0.0034	0.0048	0.0009	0.0026	0.0062	0.0006	0.0026
4	0.0011	0.0008	0.0003	0.0055	0.0010	0.0015	0.0033	0.0041
5	0.0028	0.0052	0.0043	0.0043	0.0030	0.0003	0.0015	0.0028
6	0.0013	0.0004	0.0022	0.0036	0.0057	0.0071	0.0018	0.0068

Tabla 7.6 Media, desviación estándar (SD), error de estimación (EE con un 95% de confianza), mediana, valores mínimos y máximos de cadmio en mg kg<sup>-1</sup>.

Marca	n	Media	SD	EE	Mediana	Valores mínimos	Valores máximos
<b>MD</b>	6	0.0019	0.0014	0.0014	0.0018	0.0000	0.0038
<b>MT</b>	6	0.0027	0.0018	0.0018	0.0030	0.0004	0.0052
<b>MN</b>	6	0.0029	0.0021	0.0021	0.0033	0.0003	0.0050
<b>MH</b>	6	0.0034	0.0017	0.0017	0.0039	0.0009	0.0055
<b>MA</b>	6	0.0032	0.0023	0.0023	0.0028	0.0008	0.0061
<b>MED</b>	6	0.0031	0.0029	0.0029	0.0020	0.0003	0.0071
<b>MAB</b>	6	0.0020	0.0010	0.0010	0.0024	0.0006	0.0033
<b>MK</b>	6	0.0040	0.0015	0.0015	0.0040	0.0026	0.0068

### Cromo en atún enlatado

Tabla 7.7 Concentración de cromo en muestras enlatadas en mg kg<sup>-1</sup> base húmeda (BH).

MUESTRA	MARCAS							
	MD	MT	MN	MH	MA	MED	MAB	MK
<b>1</b>	0.181	0.216	0.301	0.240	0.118	0.083	0.172	0.156
<b>2</b>	0.102	0.233	0.190	0.646	0.135	0.248	0.124	0.257
<b>3</b>	0.118	0.446	0.290	0.230	0.183	0.404	0.076	0.178
<b>4</b>	0.213	0.024	0.221	0.292	0.155	0.224	0.107	0.122
<b>5</b>	0.106	0.063	0.068	0.128	0.090	0.081	0.098	0.128
<b>6</b>	0.019	0.040	0.072	0.085	0.057	0.053	0.103	0.152

Tabla 7.8 Media, desviación estándar (SD), error de estimación (EE con un 95% de confianza), mediana, valores mínimos y máximos de cromo en mg kg<sup>-1</sup>.

Marca	n	Media	SD	EE	Mediana	Valores mínimos	Valores máximos
<b>MD</b>	6	0.123	0.068	0.068	0.112	0.019	0.213
<b>MT</b>	6	0.170	0.163	0.163	0.140	0.024	0.446
<b>MN</b>	6	0.191	0.102	0.102	0.206	0.068	0.301
<b>MH</b>	6	0.270	0.199	0.199	0.235	0.085	0.646
<b>MA</b>	6	0.123	0.045	0.045	0.127	0.057	0.183
<b>MED</b>	6	0.182	0.136	0.136	0.154	0.053	0.404
<b>MAB</b>	6	0.113	0.032	0.032	0.105	0.076	0.172
<b>MK</b>	6	0.166	0.049	0.049	0.154	0.122	0.257

### Mercurio en pescados frescos

Tabla 7.9 Concentración de mercurio en muestras de pescado fresco en mg kg<sup>-1</sup> base húmeda (BH).

MUESTRA	ESPECIES			
	TIBURON	ATUN AA	CAZON	PEZ ESPADA
1	1.6006	0.3225	1.4323	0.3794
2	0.6920	0.4632	0.4579	0.5568
3	2.1356	0.1376	0.8359	0.7230
4	1.2339	0.3956	1.8085	0.5089
5	0.7668	0.5659	1.1052	0.5544

Tabla 7.10 Media, desviación estándar (SD), error de estimación (EE con un 95% de confianza), mediana, valores mínimos y máximos de mercurio en mg kg<sup>-1</sup>.

Marca	n	Media	SD	EE	Mediana	Valores mínimos	Valores máximos
TIBURON	5	1.286	0.601	0.691	1.234	0.692	2.136
ATUN AA	5	0.377	0.161	0.185	0.396	0.138	0.566
CAZON	5	1.128	0.522	0.600	1.105	0.458	1.809
PEZ ESPADA	5	0.545	0.123	0.141	0.554	0.379	0.723

### Plomo en pescados frescos

Tabla 7.11 Concentración de plomo en muestras de pescado fresco en mg kg<sup>-1</sup> base húmeda (BH).

MUESTRA	ESPECIES			
	TIBURON	ATUN AA	CAZON	PEZ ESPADA
1	0.1026	0.1500	0.1073	0.1587
2	0.1060	0.1036	0.0431	0.0818
3	0.3195	0.1382	0.0904	0.1356
4	0.1046	0.0965	0.1096	0.0983
5	0.1634	0.0929	0.1286	0.1214

Tabla 7.12 Media, desviación estándar (SD), error de estimación (EE con un 95% de confianza), mediana, valores mínimos y máximos de plomo en mg kg<sup>-1</sup>.

Marca	n	Media	SD	EE	Mediana	Valores mínimos	Valores máximos
TIBURON	5	0.159	0.093	0.107	0.106	0.103	0.320
ATUN AA	5	0.116	0.026	0.030	0.104	0.093	0.150
CAZON	5	0.096	0.032	0.037	0.107	0.043	0.129
PEZ ESPADA	5	0.119	0.030	0.034	0.121	0.082	0.159

### Cadmio en pescados frescos

Tabla 7.13 Concentración de cadmio en muestras de pescado fresco en mg kg<sup>-1</sup> base húmeda (BH).

MUESTRA	ESPECIES			
	TIBURON	ATUN AA	CAZON	PEZ ESPADA
1	0.0024	0.0020	0.0018	0.0022
2	0.0019	0.0019	0.0014	0.0024
3	0.0028	0.0019	0.0019	0.0017
4	0.0017	0.0020	0.0018	0.0020
5	0.0026	0.0018	0.0020	0.0026

Tabla 7.14 Media, desviación estándar (SD), error de estimación (EE con un 95% de confianza), mediana, valores mínimos y máximos de cadmio en mg kg<sup>-1</sup>.

Marca	n	Media	SD	EE	Mediana	Valores mínimos	Valores máximos
TIBURON	5	0.0023	0.0005	0.0005	0.0024	0.0017	0.0028
ATUN AA	5	0.0019	0.0001	0.0001	0.0019	0.0018	0.0020
CAZON	5	0.0018	0.0002	0.0003	0.0018	0.0014	0.0020
PEZ ESPADA	5	0.0022	0.0004	0.0004	0.0022	0.0017	0.0026

## Cromo en pescados frescos

Tabla 7.15 Concentración de cromo en muestras de pescado fresco en  $\text{mg kg}^{-1}$  base húmeda (BH).

MUESTRA	ESPECIES			
	TIBURON	ATUN AA	CAZON	PEZ ESPADA
1	0.3819	0.0905	0.1136	0.1658
2	0.1600	0.0844	0.0776	0.1722
3	0.1707	0.1197	0.1777	0.1837
4	0.1736	0.1276	0.1736	0.1455
5	0.1962	0.0875	0.1419	0.1742

Tabla 7.16 Media, desviación estándar (SD), error de estimación (EE con un 95% de confianza), mediana, valores mínimos y máximos de cromo en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Marca	n	Media	SD	EE	Mediana	Valores mínimos	Valores máximo
TIBURON	5	0.216	0.093	0.107	0.174	0.160	0.382
ATUN AA	5	0.102	0.020	0.023	0.090	0.084	0.128
CAZON	5	0.137	0.042	0.048	0.142	0.078	0.178
PEZ ESPADA	5	0.168	0.014	0.016	0.172	0.146	0.184

## Parte II. Normatividad

Tabla 7.17 Límites máximos permisibles para metales pesados en pescado enlatado (NOM-028-SSA1-1993) y pescado fresco, refrigerados y congelados (NOM-027-SSA1-1993).

ESPECIFICACIONES	LIMITE MAXIMO ( $\text{mg kg}^{-1}$ )
Cadmio (Cd)	0.5
Mercurio (Hg)	1.0
Mercurio como metil mercurio*	0.5
Plomo (Pb)	1.0
Estaño (Sn)**	100

\* Es necesario únicamente en los casos en que el mercurio total supere el nivel de referencia establecido, con la finalidad de aceptar o rechazar el lote.

\*\* Solo para enlatado.

### Parte III. Resultados del análisis estadístico

Kolmogorov Smirnov (KS). Se realizó una prueba de Kolmogorov Smirnov para verificar la normalidad de los resultados obtenidos como se muestra en la Figura 7.1 y en la Tabla 7.18 se muestran los resultados de la prueba de KS para el análisis de Hg, Pb, Cd y Cr.

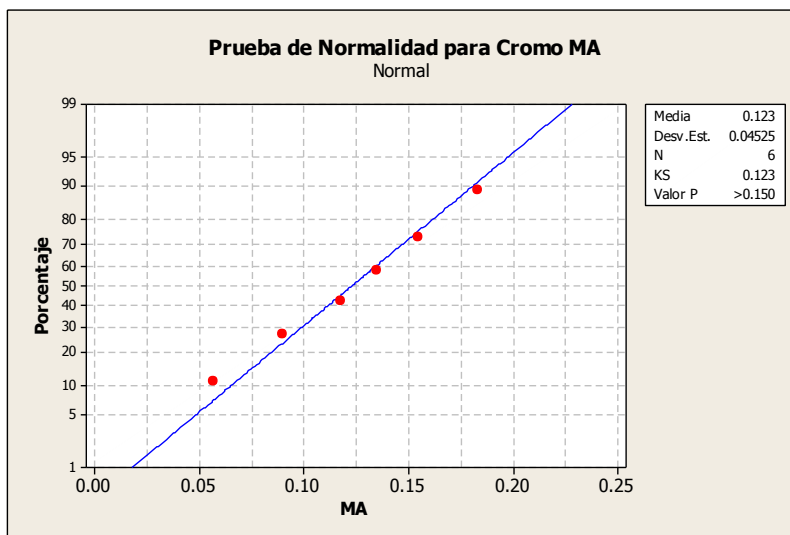


Figura 7.1. Prueba de normalidad Kolmogorov Smirnov (KS)

Tabla 7.18. Resultados de normalidad (KS) para el análisis de los metales y el valor de probabilidad (P).

Marca	Hg		Pb		Cd		Cr	
	KS	P	KS	P	KS	P	KS	P
MD	0.243	> 0.150	0.163	>0.150	0.163	>0.150	0.212	>0.150
MT	0.321	0.050	0.227	>0.150	0.182	>0.150	0.246	>0.150
MN	0.212	>0.150	0.233	>0.150	0.250	>0.150	0.210	>0.150
MH	0.197	>0.150	0.281	0.142	0.220	>0.150	0.290	0.113
MA	0.239	>0.150	0.256	>0.150	0.202	>0.150	0.123	>0.150
MED	0.163	>0.150	0.152	>0.150	0.261	>0.150	0.268	>0.150
MAB	0.239	>0.150	0.229	>0.150	0.167	>0.150	0.241	>0.150
MK	0.263	>0.150	0.266	>0.150	0.316	0.060	0.430	>0.150
TIBURON	0.206	>0.150	0.316	0.097	0.202	>0.150	0.386	0.021
ATUN AA	0.168	>0.150	0.286	>0.150	0.231	>0.150	0.315	0.098
CAZON	0.120	>0.150	0.239	>0.150	0.335	0.065	0.208	>0.150
PEZ ESPADA	0.260	>0.150	0.154	>0.150	0.136	>0.150	0.231	>0.150

Análisis Turkey-Kramer. La comparación entre las concentraciones múltiples de Tukey-Kramer obtenidas para las diferentes marcas es presentada en la Tabla 7.19.

Tabla 7.19. Test de comparaciones múltiples de Tukey-Kramer en las muestras analizadas.

Comparación	Valores de P			
	Hg	Pb	Cr	Cd
MD-MT	0.914	0.077	0.527	0.399
MD-MN	0.613	0.030	0.208	0.342
MD-MH	0.230	0.087	0.118	0.125
MD-MA	0.074	0.120	0.995	0.244
MD-MED	0.054	0.474	0.362	0.720
MD-MAB	0.099	0.284	0.753	0.847
MD-MK	0.446	0.002	0.244	0.025
MD-OTROS	0.302	-	-	-
MT-MN	0.510	0.629	0.802	0.864
MT-MH	0.197	0.167	0.364	0.521
MT-MA	0.048	0.504	0.507	0.673
MT-MED	0.027	0.008	0.892	0.779
MT-MAB	0.064	0.577	0.418	0.436
MT-MK	0.358	0.139	0.946	0.192
MT-OTROS	0.292	-	-	-
MN-MH	0.364	0.194	0.404	0.673
MN-MA	0.032	0.209	0.169	0.807
MN-MED	0.022	0.002	0.909	0.893
MN-MAB	0.041	0.333	0.108	0.371
MN-MK	0.774	0.320	0.600	0.301
MN-OTROS	0.130	-	-	-
MH-MA	0.041	0.137	0.108	0.889
MH-MED	0.038	0.069	0.393	0.840
MH-MAB	0.049	0.137	0.086	0.122
MH-MK	0.475	0.243	0.240	0.493
MH-OTROS	0.069	-	-	-
MA-MED	0.985	0.005	0.333	0.939
MA-MAB	0.701	0.927	0.678	0.260
MA-MK	0.025	0.007	0.150	0.470
MA-OTROS	0.317	-	-	-
MED-MAB	0.613	0.080	0.252	0.399
MED-MK	0.019	0.0001	0.780	0.488
MED-OTROS	0.261	-	-	-
MAB-MK	0.032	0.078	0.054	0.019
MAB-OTROS	0.451	-	-	-
MK-OTROS	0.088	-	-	-

<b>Tiburón - Atún</b>	0.011	0.349	0.028	0.127
<b>Tiburón -Cazón</b>	0.669	0.189	0.120	0.063
<b>Tiburón -Pez E.</b>	0.027	0.387	0.287	0.711
<b>Atún - Cazón</b>	0.015	0.304	0.132	0.233
<b>Atún - Pez Esp.</b>	0.102	0.874	0.003	0.144
<b>Cazón -Pez Esp.</b>	0.041	0.273	0.153	0.064